

EL REGISTRO SEDIMENTARIO ANTROPOCENO DE LOS ECOSISTEMAS COSTEROS CANTÁBRICOS

Procesos de regeneración ambiental en los
estuarios del Saja-Besaya (Cantabria)
y del Nervión (Bizkaia)

Humberto Serrano García
2020



Universidad del País Vasco Euskal Herriko Unibertsitatea

**El registro sedimentario antropoceno
de los ecosistemas costeros cantábricos:
procesos de regeneración ambiental en los
estuarios del Saja-Besaya (Cantabria)
y del Nervión (Bizkaia)**

Humberto Serrano García

2020

Co-directores:

Dr. Alejandro Cearreta Bilbao

Dra. María Jesús Irabien Gulias

Programa de doctorado en Cuaternario: Cambios Ambientales y Huella Humana

eman ta zabal zazu



Universidad
del País Vasco

Euskal Herriko
Unibertsitatea

A Eva.

Agradecimientos

A lo largo de la elaboración de esta tesis disfruté de una “Ayuda para Contratos Predoctorales para la Formación de Doctores” (BES-2014-070153) del Ministerio de Economía y Competitividad, de cuatro años de duración (2015 – 2019). Asimismo, obtuve una “Ayuda a la Movilidad Predoctoral para la realización de Estancias Breves” (EEBB-I-2017-12137) del Ministerio de Economía y Competitividad, para hacer una estancia de tres meses (del 1 de mayo al 1 de agosto de 2017) en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (Mazatlán, México).

La investigación llevada a cabo fue financiada por el grupo de investigación “HAREA-Geología Litoral” (Gobierno Vasco, IT976-16) y el proyecto de investigación “ANTROPICOSTA: El registro sedimentario antropoceno en los medios litorales cantábricos” (CGL2013-41083-P), Ministerio de Economía y Competitividad (2014 – 2017), integrados en la “Unidad de Formación e Investigación en Cuaternario: Cambios Ambientales y Huella Humana” (UFI11/09) de la Universidad del País Vasco UPV-EHU.

Me gustaría dedicar el primer agradecimiento personal a los dos co-directores de esta tesis: los doctores Alejandro Cearreta y María Jesús Irabien. Muchas gracias por vuestra guía, paciencia y completa disposición todos estos años. A pesar de las dificultades, siempre he podido contar con vosotros para ayudarme a superarlas. Han sido años duros, es cierto, pero creo sinceramente que no podría haber contado con un apoyo mejor que el que vosotros me habéis brindado para sacar adelante este trabajo. Por todo ello, gracias.

Darréu, prestárame seguir na mio llingua agradeciendo-yos a los míos padres y al mio hermanu el so sofitu y enfotu nos años caberos. Ainda na llonxana, foron el caltenimientu de la mio voluntá toes aquelles vegaes –delles bones, delles nun tan bones– au foi puesta a prueba o aflaquió. Nunca hebo daqué a lo que se negaren, nin torga que nun m’aidasen a soperar. Ye por eso que quiero dedica-vos estes llínees d’agradecimientu a vós, que supisteis sofítame, animame y hasta empobiname cuando foi necesariu. Milenta gracias pol vuesu enfotu y ciñu.

Creo, sin embargo, que si hay alguien a quien más deba expresar mi gratitud es a mi esposa Eva, cuya involucración emocional estos últimos años ha sido, como mínimo, tan intensa como la mía. Conociendo de primera mano los sacrificios que has hecho por mi, sólo puedo y siempre podré decir: gracias.

A la misma altura que mi propia familia, merecen la mayor de las consideraciones mis amigos y amigas, a quien les debo mucho más de lo que puedan imaginar. Siendo imposible para mí mencionarlos en el orden que dictaminarían mis sentimientos, los nombraré tal y como fueron llegando a mi vida. Así, mi más profunda gratitud a Bernardo, Juan, Eloy, Humam, Delia, David, María Luisa, Luis, Tatiana, Rodrigo y Ángel.

También quiero dedicar unas palabras a todos mis compañeros y compañeras del Departamento de Estratigrafía y Paleontología de la Facultad de Ciencia y Tecnología (UPV/EHU), tanto estudiantes como profesorado, quienes, consciente o

inconscientemente contribuyeron a mantener mi buen estado de ánimo con su apoyo, amistad o asesoramiento, y en particular a Juanma Gardoqui por su indispensable ayuda con las obligaciones burocráticas. De todos ellos guardo, además, un especial cariño a mis amigos: la Dra. Aitziber Suárez, el Dr. Oier Suarez, Leire Perales, Aitor Fernández, Óscar Bonilla, la Dra. Naroa Martínez, Erik Isasmendi, Zeltia Varela, Graciela Ponce, Haizea Portillo, Joanaitz Pérez, el Dr. Mikel Arlegi, el Dr. Beñat Intxauspe y Andrea García.

Quiero dedicar unas palabras de especial agradecimiento a la Dra. Aitziber Suárez, por su amistad y hospitalidad durante los últimos meses que pasé redactando esta tesis en su casa, coincidiendo con la cuarentena provocada por la pandemia del COVID-19. *Eskerrik asko denagatik.*

Tampoco querría olvidarme de todas aquellas personas con las que compartí mi estancia internacional en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (UNAM) en Mazatlán (México). Natalia, Horacio, Giovanni, Perla, Hascibe, Andrea, Diana, Lizzy, Lupita: gracias por vuestra acogida y hospitalidad.

Asimismo, quiero expresar mi gratitud a todos los servicios técnicos que han posibilitado los análisis para esta tesis y a los especialistas que han participado en su interpretación:

Al Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM) por el análisis radioisotópico de las muestras (^{210}Pb y ^{137}Cs). Asimismo, deseo agradecer a sus responsables, los Dres. Ana Carolina Ruiz y Joan Albert Sánchez, tanto la interpretación de los resultados obtenidos como su implicación en la elaboración de esta tesis.

Al Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas de la Universidad de Cantabria (UC) por el análisis radioisotópico de las muestras (^{210}Pb y ^{137}Cs) y, muy particularmente, al Dr. José Gómez Arozamena, a quien considero como el tercer co-director de esta tesis por su continuo y exhaustivo asesoramiento desde el primer momento.

Al laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad Complutense de Madrid (UCM) por el análisis de la susceptibilidad magnética de las muestras, y concretamente al Dr. Víctor Villasante del Instituto Geográfico Nacional, por la interpretación de los resultados.

A Activation Laboratories Ltd. (Canadá), por los análisis geoquímicos realizados.

Al Servicio General de Geocronología y Geoquímica Isotópica de la UPV/EHU (SGIker), por el análisis de los isótopos estables de Pb.

A Beta Analytic Inc. (USA), por la realización de las dataciones por ^{14}C .

Al laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universitat Politècnica de València (UPV), por el análisis de los radioisótopos ^{238}Pu y $^{239+240}\text{Pu}$.

A Aroa Geotecnia, S.L.L., que perforaron dos de los sondeos estudiados en esta tesis.

Al Servicio de Microscopía Analítica y de Alta Resolución en Biomedicina de la UPV/EHU (SGIker), por las fotografías que han permitido elaborar las láminas de foraminíferos.

Al Servicio de Radiodiagnóstico del Hospital de Basurto, que facilitó sus instalaciones para el radiografiado de varios sondeos sedimentarios.

Deseo extender también mi agradecimiento tanto al Vicerrectorado de Investigación como a la Escuela de Máster y Doctorado de la UPV/EHU y, muy especialmente, a Itziar Eskubi por el asesoramiento y facilidades que me ha dispensado en materia administrativa a lo largo de los últimos años.

Por último, quisiera agradecer a los Dres. Ana Carolina Ruiz (Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM) y Misael Díaz Asencio (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, CICESE) su labor como evaluadores internacionales de esta tesis, así como a todos los miembros del Tribunal, tanto titulares como suplentes, por su disposición para formar parte del mismo: la Dra. Ana Pascual (UPV/EHU), el Dr. Víctor Villasante (Instituto Geográfico Nacional, IGN), el Dr. Francisco Fatela (Universidade de Lisboa, UL), el Dr. Julio Rodríguez (UPV/EHU), el Dr. José Gómez Arozamena (UC) y la Dra. Maria da Conceição Pombo de Freitas (UL).

A todos los que habéis participado, colaborado y, en definitiva, hecho posible la consecución de esta tesis: *mila esker*.

Índice general

	Pág.
Índice de Figuras	6
Índice de Tablas	13
Resumen	17
Abstract	19
1. Introducción	
1.1 El Sistema Tierra y el Antropoceno	21
1.2 El impacto humano en los ecosistemas costeros	28
1.2.1 Los estuarios de la costa cantábrica oriental	30
1.2.2 Impactos de origen antrópico en los estuarios cantábricos	32
1.3 Estudio del registro sedimentario estuarino holoceno y antropoceno	33
1.3.1 Aplicación de indicadores físico-químicos	34
1.3.1.1 Indicadores geoquímicos (metales pesados)	34
1.3.1.2 Susceptibilidad magnética	35
1.3.1.3 Signatura isotópica del Pb	35
1.3.2 Aplicación de bio-indicadores (foraminíferos bentónicos)	36
1.3.2.1 Tipos de caparazones	37
1.3.2.2 Tipos de asociaciones de foraminíferos	38
1.3.2.2a Asociación viva	38
1.3.2.2b Asociación muerta	38
1.3.2.2c Asociación enterrada	38
1.3.3 Aplicación de análisis de radioisótopos y métodos de datación	39
1.3.3.1 Radioisótopos naturales (^{14}C , ^{210}Pb)	39
1.3.3.2 Radioisótopos artificiales (^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$)	40
1.4 Áreas de estudio	41
1.4.1 El estuario del Saja-Besaya	42
1.4.1.1 Contexto geográfico y geológico	42
1.4.1.2 Contexto histórico	44
1.4.1.3 Antecedentes	46
1.4.2 El estuario del Nervión	48
1.4.2.1 Contexto geográfico y geológico	48
1.4.2.2 Contexto histórico	50
1.4.2.3 Antecedentes	52
1.5 Objetivos del estudio	56
2. Materiales y métodos	61
2.1 Muestreo	61
2.1.1 Muestras superficiales	64
2.1.2 Sondeos cortos intermareales	65
2.1.3 Sondeos cortos submareales	67

2.1.4 Sondeos largos supramareales	69
2.2 Preparación general de las muestras	69
2.3 Análisis geoquímico	71
2.3.1 Preparación de muestras	71
2.3.2 Métodos analíticos	71
2.4 Análisis de los isótopos estables del Pb	74
2.4.1 Preparación de muestras	74
2.4.2 Métodos analíticos	74
2.5 Análisis de la susceptibilidad magnética (χ)	75
2.5.1 Preparación de muestras	75
2.5.2 Métodos analíticos	75
2.6 Análisis micropaleontológico	75
2.6.1 Preparación de muestras	75
2.6.2 Recuperación de los foraminíferos bentónicos	78
2.6.3 Métodos analíticos	79
2.7 Datación ^{14}C por espectrometría con aceleradores (AMS)	81
2.7.1 Preparación de muestras	81
2.7.2 Métodos analíticos	82
2.8. Análisis radioisotópico de ^{210}Pb , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu	82
2.8.1 Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología (ICLM, UNAM)	83
2.8.1.1 Detección por espectrometría alfa (^{210}Pb)	83
2.8.1.1a Preparación de muestras	83
2.8.1.1b Métodos analíticos	85
2.8.1.2 Detección por espectrometría gamma (^{210}Pb y ^{137}Cs)	86
2.8.1.2a Preparación de muestras	86
2.8.1.2b Métodos analíticos	86
2.8.2 Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas (UC)	86
2.8.2.1 Detección por espectrometría gamma (^{210}Pb y ^{137}Cs)	86
2.8.2.1a Preparación de muestras	86
2.8.2.1b Métodos analíticos	87
2.8.3 Laboratorio de Radioactividad Ambiental (UPV)	87
2.8.3.1 Detección por espectrometría alfa ($^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu)	87
2.8.3.1a Preparación de muestras	87
2.8.3.1b Métodos analíticos	88
3. Estuario del Saja-Besaya	91
3.1 Sondeos largos holocenos	91
3.1.1 Resultados	91
3.1.1.1 Requejada	91
3.1.1.1a Geoquímica	91
3.1.1.1b Micropaleontología	93

3.1.1.1c Geocronología	94
3.1.1.2 Cuchía	95
3.1.1.2a Micropaleontología	95
3.1.1.2b Geocronología	99
3.1.2 Discusión	99
3.1.2.1 Requejada	99
3.1.2.1a Geoquímica	99
3.1.2.1b Micropaleontología	101
3.1.2.2 Cuchía	103
3.2 Sondeos cortos intermareales	105
3.2.1 Resultados	105
3.2.1.1 Miengo 1	105
3.2.1.1a Geoquímica	105
3.2.1.1b Micropaleontología	107
3.2.1.1c Radioisótopos	108
3.2.1.2 Miengo 2	108
3.2.1.2a Geoquímica	109
3.2.1.2b Micropaleontología	109
3.2.1.2c Radioisótopos	112
3.2.1.3 EDAR	112
3.2.1.3a Geoquímica e isótopos estables de Pb	113
3.2.1.3b Micropaleontología	114
3.2.1.3c Radioisótopos	115
3.2.2 Discusión	115
3.2.2.1 Miengo 1	115
3.2.2.1a Intervalo de profundidad inferior	118
3.2.2.1b Intervalo de profundidad medio	121
3.2.2.1c Intervalo de profundidad superior	122
3.2.2.2 Miengo 2	126
3.2.2.2a Intervalo de profundidad inferior	128
3.2.2.2b Intervalo de profundidad medio	130
3.2.2.2c Intervalo de profundidad superior	134
3.2.2.3 EDAR	136
3.2.2.3a Intervalo de profundidad inferior	136
3.2.2.3b Intervalo de profundidad superior	140
3.3 Muestras superficiales	141
3.3.1 Resultados	142
3.3.1.1 Geoquímica	142
3.3.1.2 Micropaleontología	143
3.3.1.2a Asociación viva	143
3.3.1.2b Asociación muerta	143
3.3.2 Discusión	144
3.3.2.1 Margen derecha	145
3.3.2.2 Margen izquierda	148
3.4 Implicaciones para la gestión ambiental de los sedimentos estuarinos	151

3.5 Pasado y presente del estuario del Saja-Besaya	154
4. Estuario del Nervión	159
4.1 Muestras superficiales	159
4.1.1 Resultados	160
4.1.1.1 Geoquímica y susceptibilidad magnética	160
4.1.1.2 Micropaleontología	163
4.1.1.2a Asociación viva	163
4.1.1.2b Asociación muerta	163
4.1.2 Discusión	164
4.2 Sondeos cortos intermareales (Ría)	176
4.2.1 Resultados	177
4.2.1.1 Zorrotza	177
4.2.1.1a Geoquímica y susceptibilidad magnética	179
4.2.1.1b Isótopos estables de Pb	179
4.2.1.1c Micropaleontología	179
4.2.1.2 Rontegi	180
4.2.1.2a Geoquímica y susceptibilidad magnética	182
4.2.1.2b Isótopos estables de Pb	182
4.2.1.2c Micropaleontología	182
4.2.1.3 Galindo	183
4.2.1.3a Geoquímica y susceptibilidad magnética	183
4.2.1.3b Isótopos estables de Pb	185
4.2.1.3c Micropaleontología	185
4.2.1.4 Erandio	186
4.2.1.4a Geoquímica y susceptibilidad magnética	186
4.2.1.4b Isótopos estables de Pb	188
4.2.1.4c Micropaleontología	188
4.2.1.5 Simondrogas	189
4.2.1.5a Geoquímica y susceptibilidad magnética	189
4.2.1.5b Isótopos estables de Pb	189
4.2.1.5c Micropaleontología	191
4.2.1.6 Benedicta	191
4.2.1.6a Geoquímica y susceptibilidad magnética	192
4.2.1.6b Micropaleontología	192
4.2.2 Discusión	194
4.2.2.1 Sondeos de Zorrotza y Rontegi	194
4.2.2.2 Sondeos de Erandio, Simondrogas y Benedicta	198
4.2.2.3 Sondeos de Galindo y Gobelás	203

4.2.2.4 Zonación ambiental del área intermareal	207
4.2.2.4a Zona basal o “industrial sin microfauna”	207
4.2.2.4b Zona intermedia o de transición	208
4.2.2.4c Zona superior o “post-industrial”	208
4.3 Sondeos cortos submareales (El Abra)	209
4.3.1 Resultados	209
4.3.1.1 Abra 2	209
4.3.1.1a Geoquímica	210
4.3.1.1b Micropaleontología	212
4.3.1.1c Radioisótopos	213
4.3.1.2 Abra 3	213
4.3.1.2a Geoquímica	214
4.3.1.2b Micropaleontología	214
4.3.1.2c Radioisótopos	216
4.3.1.3 Abra 5	216
4.3.1.3a Geoquímica	217
4.3.1.3b Micropaleontología	217
4.3.1.3c Radioisótopos	219
4.3.2 Discusión	219
4.3.2.1 Abra 2	219
4.3.2.1a Intervalo de profundidad inferior	221
4.3.2.1b Intervalo de profundidad medio	223
4.3.2.1c Intervalo de profundidad superior	225
4.3.2.2 Abra 3	226
4.3.2.2a Intervalo de profundidad inferior	227
4.3.2.2b Intervalo de profundidad medio	228
4.3.2.2c Intervalo de profundidad superior	229
4.3.2.3 Abra 5	230
4.3.2.4 Reconstrucción histórica de El Abra interior durante el Antropoceno	233
4.3.2.4a Etapa de “auge industrial”	237
4.3.2.4b Zona de mezcla	239
4.3.2.4c Etapa de “reconversión industrial”	241
4.4 Pasado y presente del estuario del Nervión	243
5. Conclusiones generales	249
Referencias bibliográficas	254
Anexo 1: Listado faunístico completo de foraminíferos bentónicos	274
Anexo 2: Fotografías SEM de las especies más significativas	277

Índice de Figuras

	Pág.
1. Introducción	
Figura 1.1. Imagen de satélite en la que la presencia de alumbrado eléctrico pone de manifiesto la ubicuidad de los seres humanos sobre la superficie terrestre, a excepción de los océanos, polos y grandes desiertos.	25
Figura 1.2. Principales tendencias socio-económicas y del Sistema Tierra.	27
Figura 1.3. Esquema deposicional de los cortejos sedimentarios durante un ciclo eustático y sus límites estratigráficos.	30
Figura 1.4. Localización geográfica de los estuarios del Saja-Besaya (Cantabria) y del Nervión (Bizkaia) en el Golfo de Bizkaia.	42
Figura 1.5. Mapa geológico del estuario del Saja-Besaya (hoja 34 del MAGNA, Instituto Geológico y Minero de España, IGME, 1976).	43
Figura 1.6. Fondeadero de la Real Compañía Asturiana de Minas en la localidad de Requejada (estuario del Saja-Besaya).	46
Figura 1.7. Mapa geológico de la Cuenca Vasco-Cantábrica oriental (61 del MAGNA, IGME, 1975).	49
Figura 1.8. Vista panorámica del tramo inferior de la ría del Nervión durante la década de 1960.	52
2. Materiales y métodos	
Figura 2.1. Localización geográfica de las muestras superficiales, los sondeos cortos intermareales y los sondeos largos supramareales recuperados en el estuario del Saja-Besaya.	63
Figura 2.2. Localización geográfica de las muestras superficiales, los sondeos cortos intermareales y los sondeos cortos submareales recuperados en el estuario del Nervión.	63
Figura 2.3. Recogida de muestras superficiales en la zona intermareal expuesta durante la bajamar (Muestra 4, estuario del Saja-Besaya).	64
Figura 2.4. Recuperación de un sondeo corto intermareal mediante la inserción de un tubo hueco de PVC en el sedimento (Zorrotza, estuario del Nervión).	66

Figura 2.5. Proceso de extracción de los sondeos submareales en la zona interior del Abra de Bilbao (Bizkaia). a) Detalle de la embarcación y la grúa que transportó el sondeador. b) Montaje y aseguramiento del sondeador Hammer Corer. c) Operaciones de inmersión del sondeador para la perforación del lecho marino.	68
Figura 2.6. Sondeo submareal recién extraído del lecho marino en la zona interior del Abra de Bilbao.	68
Figura 2.7. a) Perforación de los sondeos largos intermareales en el estuario del Saja-Besaya (Cuchía). b) Disposición de los testigos sedimentarios en cajas para su posterior muestreo en laboratorio.	69
Figura 2.8. Aspecto interior de los testigos intermareales muestreados (Miengo 1, Cantabria) una vez abierto longitudinalmente.	70
Figura 2.9. Muestreo en el laboratorio de un sondeo intermareal en secciones de 1 cm de espesor.	71
Figura 2.10. Proceso de levigado del sedimento con agua corriente a través de tamices de luces de malla 2 mm y 63 μ m.	76
Figura 2.11. Materiales para el proceso de concentración de foraminíferos bentónicos por flotación en tricloroetileno.	78
Figura 2.12. Materiales de triado para la extracción de los foraminíferos bentónicos.	79
Figura 2.13. Recipientes de digestión Savillex numerados para la preparación de las muestras analizadas con espectrometría alfa.	83
Figura 2.14. a) Detector Ortec-Ametek 576A Dual Alpha Spectrometer, Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM). b) Detalle de una de las celdas de detección con el disco de plata montado sobre la bandeja portamuestras.	85
Figura 2.15. a) Detector Ortec-Ametek Sistema Coaxial de Pozo, Serie GWL-HPGe, Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (UNAM). b) Detalle del interior del detector.	87

3. Estuario del Saja-Besaya

Figura 3.1. Contenido en arena, abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos, número de especies, proporción de ejemplares marinos, abundancia relativa de las especies más representativas y distribución de

concentración de metales pesados y As normalizadas por el contenido en Al en el sondeo Requejada.	92
Figura 3.2. Contenido en arena, abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos, número de especies, proporción de ejemplares marinos y abundancia relativa de las especies más representativas en el sondeo Cuchía.	96
Figura 3.3. Interpretación paleoambiental de los sondeos largos Cuchía y Requejada.	104
Figura 3.4. Corte longitudinal y distribución de los resultados del sondeo intermareal Miengo 1.	106
Figura 3.5. Corte longitudinal y distribución de los resultados del sondeo intermareal Miengo 2.	110
Figura 3.6. Corte longitudinal y distribución de los resultados del sondeo intermareal EDAR.	113
Figura 3.7. Distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la vertical y regresión de los valores normalizados por su logaritmo natural, frente a la profundidad en el sondeo corto Miengo 1.	116
Figura 3.8. Dendrograma obtenido del análisis de conglomerados de variables para los metales pesados en el sondeo Miengo 1.	118
Figura 3.9. División del testigo Miengo 1 en los tres intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados.	119
Figura 3.10. Evolución del flujo de Hg en el sondeo Miengo 1 a lo largo del tiempo.	123
Figura 3.11. Distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la vertical y regresión de los valores correspondientes al tramo comprendido entre los 35 y los 10 cm normalizados por su logaritmo natural, frente a la profundidad en el sondeo Miengo 2.	127
Figura 3.12. Distribución de las actividades del ^{137}Cs y el $^{239+240}\text{Pu}$, junto con su fecha de referencia a lo largo del sondeo Miengo 2.	128
Figura 3.13. División del testigo Miengo 2 en los cuatro intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados.	129
Figura 3.14. Comparación entre las distribuciones de las abundancias absolutas de foraminíferos bentónicos y el contenido en S del sondeo Miengo	

2.	132
Figura 3.15. a) Localización geográfica del antiguo dique “La Luciana” junto a la corta de la mina de Reocín. b) Vista oblicua del derrumbe del dique en el año 1960.	133
Figura 3.16. Aspecto actual de la antigua corta de la mina de Pb-Zn de Reocín.	135
Figura 3.17. División del testigo EDAR en los dos intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados.	137
Figura 3.18. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ frente al $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes al sondeo EDAR y su comparación con los valores naturales de las mineralizaciones del yacimiento de Reocín y del Pb procedente de diversas fuentes antropogénicas; b) Detalle de las relaciones isotópicas del sondeo EDAR y los valores naturales; c) Relación entre el $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ y el contenido en Pb en el sondeo corto EDAR.	138
Figura 3.19. Meandro de “Vuelta Ostrera” a lo largo del tiempo, con la localización del sondeo EDAR: a) año del muestreo del sondeo (2016) y b) mediados del siglo XX (año 1956).	139
Figura 3.20. Arriba: Labores de muestreo superficial en el estuario (abril-mayo de 2015): a) estación 6, b) estación 9, c) estación 11, d) estación 15. Abajo: Localización geográfica de los puntos superficiales de muestreo en los distintos tramos del estuario del Saja-Besaya.	141
Figura 3.21. Concentraciones y distribución espacial de los metales pesados y As en las muestras superficiales de la margen derecha (arriba) y la margen izquierda (abajo) del estuario del Saja-Besaya.	145
Figura 3.22. Comparación entre la distribución de la densidad normalizada (80 cm^3) de foraminíferos vivos (<i>standing crop</i>) entre ambas márgenes del estuario.	147
Figura 3.23. Izq.: Puntos de muestreo superficiales que superaron los ERMs y el umbral de peligrosidad establecido por el CIEM (2015) para el Zn, Pb, Cd y Hg. Dcha.: Sedimentos que excedieron los mismos umbrales en los 3 sondeos cortos intermareales.	152
4. Estuario del Nervión	
Figura 4.1. Localización geográfica de los puntos de muestreo de la ría del Nervión.	159

Figura 4.2. Labores de muestreo en algunas de las estaciones analizadas (febrero de 2017): a) Arriluze, b) Benedicta, c) Zorrotza, d) Erribera.	160
Figura 4.3. Parámetros analizados a partir de los sedimentos superficiales de la ría del Nervión muestreados en 2017. a) Concentraciones de los principales metales pesados y As; b) Medidas de la susceptibilidad magnética); c) Número de foraminíferos bentónicos vivos por 80 cm ³ de sedimento (<i>standing crop</i>).	162
Figura 4.4. Evolución en las concentraciones de los metales pesado y As a lo largo de las campañas de monitorización ambiental de la ría del Nervión (1997 – 2017).	167
Figura 4.5. Evolución del <i>standing crop</i> (80 cm ³) de la asociación viva en las muestras superficiales de la ría del Nervión durante el periodo 1997 – 2017.	172
Figura 4.6. Localización geográfica de los sondeos cortos intermareales en la ría del Nervión.	177
Figura 4.7. Sección longitudinal interna del sondeo corto Zorrotza, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	178
Figura 4.8 Sección longitudinal interna del sondeo corto Rontegi, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	181
Figura 4.9. Sección longitudinal interna del sondeo corto Galindo, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	184
Figura 4.10. Sección longitudinal interna del sondeo corto Erandio, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	187
Figura 4.11. Sección longitudinal interna del sondeo corto Simondrogas, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	190
Figura 4.12. Sección longitudinal interna del sondeo corto Benedicta, concentraciones de metales pesados y As, medidas de susceptibilidad	

magnética, proporción de arena, abundancia de foraminíferos bentónicos, número de especies y proporción de ejemplares marinos.	193
Figura 4.13. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes a los sondeos Zorrotza y Rontegi, y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai) y las relaciones isotópicas del Pb procedente de procesos antrópicos. b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes a ambos sondeos. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.	196
Figura 4.14. Comparación entre la evolución de los foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Zorrotza y Rontegi.	198
Figura 4.15. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes a los sondeos Erandio y Simondrogas, y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai) y las relaciones isotópicas del Pb procedente de procesos antrópicos. b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes a ambos sondeos. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.	200
Figura 4.16. Comparación entre la evolución de los foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Erandio, Simondrogas y Benedicta.	202
Figura 4.17. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes al sondeo Galindo, y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai) y las relaciones isotópicas del Pb procedente de procesos antrópicos. b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de las muestras pertenecientes al sondeo Galindo. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.	205
Figura 4.18. Comparación entre la monitorización de las asociaciones de foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Galindo y Gobelas.	206
Figura 4.19. Interpretación ambiental de los sondeos cortos intermareales de la ría del Nervión, basado en el conjunto de los datos geoquímicos, físicos y microfaunísticos.	207

Figura 4.19. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 2: concentración de metales pesados y As, concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs , contenido en arena, abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos, número de especies, proporción de ejemplares marinos y abundancias relativas de las especies más representativas.	211
Figura 4.21. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 3: concentración de metales pesados y As, concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs , contenido en arena, abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos, número de especies, proporción de ejemplares marinos y abundancias relativas de las especies más representativas.	215
Figura 4.22. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 5: concentración de metales pesados y As, concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs , contenido en arena, abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos, número de especies, proporción de ejemplares marinos y abundancias relativas de las especies más representativas.	218
Figura 4.23. División del testigo submareal Abra 2 en los tres intervalos de profundidad identificados a partir de los parámetros analizados.	220
Figura 4.24. División del testigo submareal Abra 3 en los tres intervalos de profundidad identificados a partir de los parámetros analizados.	226
Figura 4.25. Distribución de los principales parámetros analizados en el sondeo submareal Abra 5.	230
Figura 4.26. Distribución del Cd a lo largo de los tres sondeos submareales y correlación de sus respectivas máximas concentraciones.	232
Figura 4.27. Localización geográfica de los 6 sondeos cortos submareales extraídos en la bahía interna de El Abra.	234
Figura 4.28. Interpretación ambiental de los sondeos cortos submareales de la bahía interna de El Abra basada en el conjunto de los datos geoquímicos, físicos y microfaunísticos.	237
Figura 4.29. Vista panorámica de la bahía de El Abra durante la década de 1970, momento de máximo auge de la industria sidero-metalúrgica en el estuario del Nervión.	238
Figura 4.30. a) El Mercado de la Ribera y b) el Puente de San Antón (Casco Viejo de Bilbao) durante las inundaciones catastróficas de agosto 1983.	239

Figura 4.31. Regeneración urbana del barrio bilbaíno de Abandoibarra (estuario superior) antes (1970s) y después (2010s) de la reconversión industrial.	243
---	-----

Índice de Tablas

	Pág.
2. Materiales y métodos	
Tabla 2.1. Relación total de materiales recogidos en el estuario del Saja-Besaya (Cantabria) y su localización geográfica (Coordenadas UTM (m), Zona 30T) y año de muestreo.	62
Tabla 2.2. Relación total de materiales analizados en el estuario del Nervión (Bizkaia) y su localización geográfica (Coordenadas UTM (m), Zona 30T) y año de muestreo.	62
Tabla 2.3. Relación de las réplicas procedentes de cada sondeo y los tipos de análisis realizados sobre cada una de ellas.	65
Tabla 2.4. Límites de detección de los elementos traza analizados.	72
Tabla 2.5. Valores de referencia de los elementos traza analizados: Efectos de Rango Bajo y Medio (ERL y ERM) y los umbrales de peligrosidad.	74
3. Estuario del Saja-Besaya	
Tabla 3.1. Tabla resumen de los resultados litológicos, microfaunísticos y geoquímicos del sondeo largo Requejada.	94
Tabla 3.2. Resultados de las dataciones por radiocarbono de las muestras procedentes del sondeo Requejada.	95
Tabla 3.3. Tabla resumen de los resultados litológicos y microfaunísticos del sondeo largo Cuchía.	98
Tabla 3.4. Resultados de las dataciones por radiocarbono de las muestras procedentes del sondeo Cuchía.	99
Tabla 3.5. Comparación de los valores promedio de los principales metales pesados y As obtenidos a partir de sedimentos holocenos del estuario del Saja-Besaya (sondeo Requejada) con los niveles de fondo geoquímico regionales y locales.	101

Tabla 3.6. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo Miengo 1.	107
Tabla 3.7. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo Miengo 2.	111
Tabla 3.8. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo EDAR.	114
Tabla 3.9. Ratios $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ y $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ de las muestras obtenidas en el sondeo EDAR.	114
Tabla 3.10. Rangos de abundancia absoluta y número de especies de foraminíferos para los estuarios de la costa cantábrica oriental.	121
Tabla 3.11. Comparación entre las ratios $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ y $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ de las muestras obtenidas en el sondeo EDAR y los valores de referencia naturales y antropogénicos.	138
Tabla 3.12. Resultados de los metales pesados y As obtenidos en las estaciones superficiales de muestreo del estuario del Saja-Besaya, junto con los valores pertenecientes al sondeo holoceno Requejada para su comparación.	142
Tabla 3.13. Densidades de individuos vivos (<i>standing crop</i> = 80 cm ³) y número de especies en las distintas estaciones muestreadas.	144
4. Estuario del Nervión	
Tabla 4.1. Resultados de los metales pesados y As obtenidos en muestras superficiales de la ría del Nervión en Febrero de 2017, junto con los valores de fondo locales.	161
Tabla 4.2. Resultados de la susceptibilidad magnética (χ) y desviación típica (σ) obtenidos en las estaciones de muestreo de la ría del Nervión en Febrero de 2017, junto con los valores de fondo locales.	162
Tabla 4.3. Resultados de metales pesados y As y susceptibilidad magnética para 2017 en la ría del Nervión, comparados con los valores de fondo locales, y los Efectos de Rango Bajo y Medio.	165
Tabla 4.4. Resultados de los <i>standing crop</i> (80 cm ³) y número de especies de la asociación viva en las muestras superficiales de la ría del Nervión durante el periodo 1997 – 2017.	170

Tabla 4.5. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Zorrotza.	177
Tabla 4.6. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Zorrotza.	179
Tabla 4.7. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Rontegi.	180
Tabla 4.8. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Rontegi.	182
Tabla 4.9. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Galindo.	183
Tabla 4.10. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Galindo.	185
Tabla 4.11. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Erandio.	186
Tabla 4.12. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Erandio.	188
Tabla 4.13. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Simondrogas.	189
Tabla 4.14. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Simondrogas.	191
Tabla 4.15. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos, físicos y microfaunísticos del sondeo Benedicta.	192
Tabla 4.16. Proporción de muestras de los sondeos Zorrotza y Rontegi cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	195
Tabla 4.17. Resumen de la proporción de muestras de los sondeos Erandio, Simondrogas y Benedicta cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	199
Tabla 4.18. Resumen de la proporción de muestras del sondeo Galindo cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	203

Tabla 4.19. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo submareal Abra 2.	210
Tabla 4.20. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo submareal Abra 3.	213
Tabla 4.21. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos y microfaunísticos del sondeo submareal Abra 5.	217
Tabla 4.22. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 2 cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	222
Tabla 4.23. Comparación entre las asociaciones de foraminíferos bentónicos del intervalo IP2 del sondeo submareal Abra 2 (FAZ2) y el tramo arenoso del sondeo intermareal holoceno S5 (FAZ2).	225
Tabla 4.24. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 3 cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	227
Tabla 4.25. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 5 cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs.	231

Resumen

Desde la Antigüedad, los estuarios han constituido zonas preferenciales para el desarrollo de actividades humanas, debido, entre otros factores, a su gran riqueza biológica, sus amplias áreas para el asentamiento de las poblaciones, la agricultura y la industria, su proximidad a las fuentes de agua dulce y su fácil acceso a mar abierto. Todas estas características los han convertido en uno de los ecosistemas costeros más densamente poblados e históricamente dañados por la actividad humana. Desde la Revolución Industrial (finales del siglo XVIII y siglo XIX), y muy particularmente a partir de la Gran Aceleración (desde 1950), muchos estuarios han sido intensamente antropizados, experimentando un creciente desarrollo industrial y demográfico. Este ha sido el caso de dos de los ecosistemas costeros más degradados de la costa cantábrica oriental desde el siglo XIX: el estuario del Saja-Besaya (Cantabria) y el estuario del Nervión (Bizkaia). Sin embargo, las últimas tres décadas de su historia se han caracterizado por una disminución de la presión antrópica, así como por la introducción de nuevas políticas ambientales, lo que puede propiciar la aparición de los primeros signos de un proceso efectivo de regeneración ambiental.

Dado que estos ecosistemas costeros son muy sensibles a los cambios naturales y antrópicos, en el presente trabajo se ha estudiado el registro sedimentario de ambos estuarios, con el fin de proporcionar información sobre la evolución de la calidad ambiental resultante de las actividades humanas y los eventos naturales a lo largo de su historia reciente, así como evaluar el estado actual de los posibles procesos de regeneración ambiental en curso. Para lograr estos objetivos, se ha llevado a cabo un estudio multidisciplinar de alta resolución, que incluye el análisis geoquímico de contaminantes de origen antrópico (metales pesados y As), sus propiedades fisico-químicas (susceptibilidad magnética e isótopos estables de Pb), el uso de bio-indicadores (foraminíferos bentónicos) y el análisis de distintos radiosiótopos (^{14}C , ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{238}Pu y $^{239+240}\text{Pu}$).

En el estuario del Saja-Besaya se analizaron dos sondeos largos supramareales (17 y 31 m de longitud), tres sondeos cortos intermareales (47 – 49 cm de longitud) y 22

muestras superficiales intermareales. La baja calidad geoquímica detectada y la pauperización de las asociaciones de foraminíferos bentónicos informaron que no hay una mejora efectiva en la calidad de los sedimentos, a pesar de la reducción en la presión humana desde el cierre del foco principal de contaminantes (la mina Pb-Zn de Reocín). De hecho, los datos obtenidos han demostrado que, además de las distintas industrias asentadas en la zona (Solvay, AZSA, SNIACE), la mina, ahora inundada y convertida en un lago, continúa ejerciendo un impacto ambiental negativo en el estuario.

En el caso del estuario del Nervión, se analizaron seis sondeos intermareales cortos (20 cm de longitud), tres sondeos submareales cortos (52 – 69 cm de longitud) y 13 muestras de superficies intermareales. Aunque la situación ambiental de este estuario continúa estando altamente degradada, en las últimas dos décadas se han detectado cambios significativos en comparación con el siglo pasado. Tanto en la bahía interior como en el canal estuarino, los sedimentos han registrado una mejora incipiente en su calidad geoquímica. Como resultado, los foraminíferos bentónicos han comenzado a recolonizar el estuario hace poco más de una década, desde la bahía hasta el estuario superior. Sin embargo, el estudio de los sedimentos de la bahía interior también ha permitido reconocer evidencias de las catastróficas inundaciones ocurridas en Bilbao en el año 1983 y ha revelado la capacidad de estos eventos naturales para volver a movilizar los sedimentos contaminados ya enterrados, con el consiguiente riesgo para los procesos de regeneración ambiental en curso.

Abstract

Since the Antiquity, estuaries have constituted preferential zones for the development of human activities, due to their great biological richness, their large areas available for human settlements, agriculture and industry, the proximity to freshwater sources and the easy access to the open sea. All these characteristics have made them one of the most densely populated areas and historically damaged ecosystems by human action. Since the Industrial Revolution (late 18th and 19th centuries) and very particularly from the Great Acceleration (from 1950), many estuaries have been intensely anthropized, experiencing an intense industrial and demographic development. This has been the case of two of the most degraded coastal ecosystems of the eastern Cantabrian coast since the 19th century: The Saja-Besaya estuary (Cantabria) and the Nervión estuary (Biscay). However, their last three decades have been characterized by a decrease in anthropic pressure, as well as by the introduction of new environmental policies, which may propitiate the appearance of the first signs of an effective regeneration process in these ecosystems.

Since these coastal ecosystems are highly sensitive to natural and anthropic environmental changes, the sedimentary record of both estuaries has been studied with the purpose of providing information on changes in environmental quality resulting from human activities and natural events throughout their recent history, as well as assessing the current status of possible environmental regeneration processes that could be occurring. To achieve these objectives, a high-resolution multidisciplinary study has been carried out using several proxies that include the geochemical analysis of anthropogenic pollutants (heavy metals and As), physicochemical properties (magnetic susceptibility and stable isotopes of Pb), bio-indicators (benthic foraminifera), as well as radioisotopic analyses (^{14}C , ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$).

In the Saja-Besaya estuary two long supratidal boreholes (17 and 31 m long), three short intertidal cores (47 – 49 cm long) and 22 intertidal surface samples were analyzed. The low geochemical quality detected and the pauperization of the benthic foraminiferal assemblages informed that there is not an effective improvement in the

quality of the sediments, despite the reduction in human pressure since the closure of the main pollutant focus (the Pb-Zn Reocín mine). In fact, data have shown that the industrial activity (Sovay, AZSA or SNIACE) and the mine, now flooded and turned into a lake, continues exercising a negative environmental impact on the estuary.

In the case of the Nervión estuary, six short intertidal cores (20 cm long), three short subtidal cores (52 – 69 cm long) and 13 intertidal surface samples were analyzed. Although the environmental situation of this estuary continues to be highly degraded, in the last two decades significant changes compared to the last century have been detected. Both in the inner bay and the estuarine channel, the sediments have recorded an incipient improvement in their geochemical quality. As a result, benthic foraminifera have begun to recolonize the estuary during the last decade, from the bay to the upper estuary. However, the study of the inner bay sediments has also allowed to recognize evidences of the catastrophic floodings occurred in Bilbao in 1983 and revealed the capacity of these natural events to remobilize buried polluted sediments, with the consequent risk to the ongoing environmental regeneration processes.

1

Introducción

“Si se considera el estudio de los fenómenos físicos, no en sus relaciones con las necesidades materiales de la vida, sino en su influencia general sobre los progresos intelectuales de la humanidad, es el mas elevado e importante resultado de esta investigación el conocimiento de la conexión que existe entre las fuerzas de la naturaleza, y el sentimiento íntimo de su mutua dependencia”. Alexander von Humboldt, *Cosmos* (1834).

Imagen nocturna del estuario del Nervión tomada desde la Estación Espacial Internacional. Earth Science and Remote Sensing Unit, NASA Johnson Space Center.

1. Introducción

1.1 El Sistema Tierra y el Antropoceno

A lo largo del siglo XX, conforme el estudio de la Naturaleza ha ido ampliando sus horizontes y desarrollando nuevos y más complejos instrumentos de observación, se ha ido tomando cada vez mayor consciencia de una perspectiva más integral de los distintos niveles que configuran el sistema planetario terrestre. Esta aproximación holística al estudio de nuestro planeta sugiere que éste no debe ser entendido como la mera suma de sus partes, sino como un complejo sistema conformado por multitud de componentes bióticos y abióticos que, actuando de manera interrelacionada, ha evolucionado a lo largo de miles de millones de años (Steffen et al., 2016). Este principio holístico, que ya se encuentra presente de forma más o menos intuitiva en la obra de autores como Alexander von Humboldt (1769 – 1859) o Georg Hegel (1770 – 1831), cobra especial significado a partir de los trabajos llevados a cabo por el padre de la biogeoquímica, Vladimir Vernadski (1863 – 1945), que entiende la biosfera “como un gran proceso geológico, como una fuerza geológica de carácter planetario” (Vernadski, 2001), incluida la actividad humana.

Sin embargo, no fue hasta los años 70 del siglo pasado cuando la idea de una relación mutua entre la biosfera y los demás niveles que conforman el sistema terrestre (atmósfera, litosfera, hidrosfera, etc.) cristalizó en la famosa hipótesis Gaia, formulada por el físico James Lovelock y desarrollada en colaboración con la bioquímica Lynn Margulis, a partir de sus estudios acerca de las interacciones entre la biosfera y la atmósfera (Lovelock y Margulis, 1974). Esta hipótesis sugiere que la biosfera cumple una función autorreguladora dentro del sistema terrestre, actuando

como un sistema de control para mantener el planeta en un estado homeostático. Todos estos pioneros sentaron las bases del marco conceptual sobre el que se asienta la Ciencia del Sistema Tierra (*Earth System Science*), disciplina que se desarrolló formalmente en la década de 1980 (ESSC y NASA, 1986), y cuyo objetivo es comprender los fenómenos y procesos planetarios como un sistema completo a través de una aproximación multidisciplinar, incluyendo y sintetizando aspectos tanto físicos como químicos, geológicos, biológicos e, incluso, matemáticos (Lenton, 2015).

Un aspecto crucial, como ya apuntaba Vernadski en su obra, es la toma de consciencia de que la actividad humana es una fuerza con capacidad para transformar el Sistema Tierra. Según Schellnhuber (1999), éste puede entenderse, por lo tanto, como un sistema formado por dos grandes componentes: el factor ecológico (ecosfera) y el factor humano (antroposfera). La ecosfera englobaría, a su vez, al resto de “esferas” (atmósfera, hidrosfera, litosfera, biosfera, etc.), mientras que la antroposfera estaría conformada tanto por toda la actividad humana y su impacto físico sobre la ecosfera (Figura 1.1), como por aquellos aspectos derivados de la propia conducta humana, en cuanto a la formación y desarrollo de una “consciencia global”.

Dentro de las disciplinas al servicio del estudio y comprensión del Sistema Tierra, la geología ha demostrado ser una herramienta de especial importancia. En concreto, la estratigrafía ha proporcionado valiosa información sobre su dinámica y la evolución a lo largo de su historia, junto con otras disciplinas como la geoquímica, la sedimentología, la paleontología, la geocronología, el paleomagnetismo, etc. (Steffen et al., 2016). Es precisamente dentro del contexto de la Ciencia del Sistema Tierra donde aparece, por primera vez, el término “Antropoceno” (Crutzen y Stoermer, 2000), derivado de la enorme influencia de la actividad humana sobre la ecología. Desde entonces, el concepto de “Antropoceno” se ha extendido incluso más allá, abarcando



Figura 1.1. Imagen de satélite donde la presencia de alumbrado eléctrico pone de manifiesto la ubicuidad de los seres humanos sobre la superficie terrestre, a excepción de los océanos, polos y grandes desiertos. Fuente: Google Earth.

áreas de conocimiento tan aparentemente ajenas a las ciencias naturales como la sociología y la antropología (Waters et al., 2016). Desde un punto de vista estratigráfico, el Antropoceno es definido como el intervalo de tiempo en la historia geológica de la Tierra caracterizado por el impacto producido por la actividad humana, siendo este lo suficientemente intenso como para dejar una señal duradera, sincrónica y global en el registro geológico reciente que, además, es netamente distinta a la que se registra en el Holoceno (Cearreta, 2017). Esta definición abre dos cuestiones fundamentales a la hora de plantear la realidad geológica del Antropoceno. La primera, como se ha visto, es saber si los seres humanos realmente hemos sido capaces de modificar el Sistema Tierra con la suficiente intensidad como para que, a partir del estudio del registro geológico, podamos identificar las señales de dicho impacto y que, además, las reconozcamos como diferentes de las registradas en otros tiempos geológicos. La segunda de ellas, que se deriva del cumplimiento de la

primera, es el reconocimiento del momento en el que estas señales se hicieron identificables de modo sincrónico y a escala global o, dicho de otra forma, tratar de identificar el inicio del Antropoceno. Las evidencias científicas a este respecto, documentadas a lo largo de las últimas décadas gracias al desarrollo de la Ciencia del Sistema Tierra, han permitido proponer cuatro grandes eventos como candidatos principales al establecimiento del inicio del Antropoceno (Waters et al., 2016):

- 1) El “Antropoceno temprano”, asociado a la Revolución neolítica (a partir del X milenio BP), con la aparición de la agricultura y la domesticación animal, que conllevó, entre otros efectos, una intensa deforestación y un incremento gradual del CO₂ y el CH₄ atmosféricos.
- 2) El intercambio faunístico y florístico entre el Viejo y el Nuevo Mundo a partir de la colonización europea del continente americano (siglos XV y XVI).
- 3) El inicio de la Revolución Industrial a finales del siglo XVIII en Gran Bretaña.
- 4) La Gran Aceleración que, desde mediados del siglo XX, se caracteriza por un cambio de tendencia geométrica a exponencial de múltiples fenómenos antrópicos, como el crecimiento poblacional, la industrialización, el uso intensivo de recursos minerales y energéticos, etc (Figura 1.2).

Pero para poder definir esta nueva unidad de tiempo geológico e incluirla dentro de la Tabla Cronoestratigráfica Internacional, la Comisión Internacional de Estratigrafía exige que se cumplan una serie de condiciones fundamentales. Como ya se ha mencionado, es necesario que las señales estratigráficas que definan esta nueva unidad sean netamente diferentes de las que se asocian al tiempo geológico precedente (el Holoceno). También es imprescindible que éstas sean sincrónicas, es decir, que se den simultáneamente en el tiempo. Y, por último, deben ser de carácter global, permitiendo que sean correlacionadas a lo largo de todo el planeta. De las cuatro hipótesis planteadas arriba, es la última, sin duda, la única que se ajusta a

todas estas condiciones (Zalasiewicz et al., 2015). La Gran Aceleración ha tenido enormes consecuencias para el funcionamiento del Sistema Tierra (Steffen et al., 2007). Ejemplo de ello son los cambios atmosféricos fruto del incremento de los gases de efecto invernadero, las elevadas tasas de extinción de especies animales y vegetales (decenas de veces por encima de las estimadas durante el Holoceno a partir del registro paleontológico) o los procesos de homogenización biológica inducida por la actividad humana. En este sentido, el Antropoceno no hace tanto referencia al impacto que ha causado nuestra especie desde su aparición hace 200.000 años, sino más bien a su intensidad y durabilidad. O en otras palabras, no es el impacto humano en sí mismo el criterio que define el Antropoceno, sino su magnitud como agente geológico sincrónico y global.

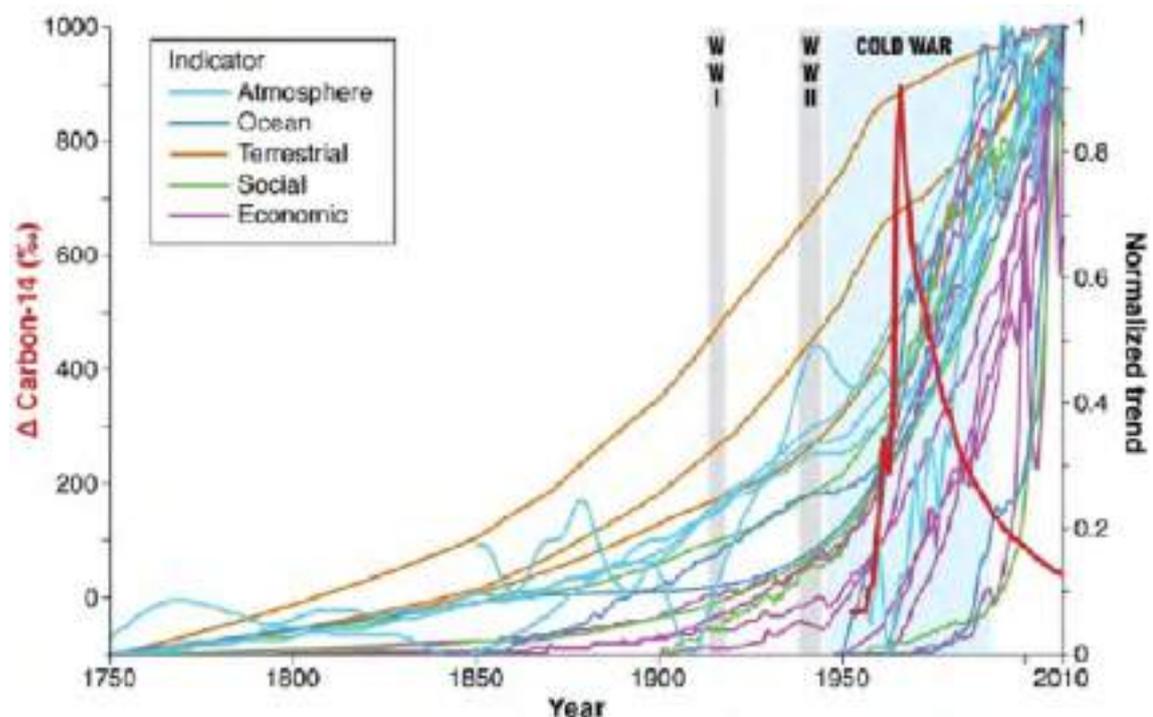


Figura 1.2. Principales tendencias socio-económicas y del Sistema Tierra a partir de los datos de Steffen et al. (2015), normalizados por Lewis y Maslin (2015).

El enorme desarrollo industrial producido tras la Segunda Guerra Mundial, en combinación con el crecimiento desmedido de la población humana (que se ha

triplicado desde 1950) y el cada vez mayor consumo de recursos minerales y energéticos, no tiene parangón en la historia de nuestra especie. Por otro lado, el desarrollo tecnológico ha favorecido, de igual modo, el carácter global y sincrónico de algunas señales antropogénicas, como la difusión en la atmósfera de radionúclidos artificiales producto de la detonación de artefactos nucleares durante las décadas de 1950 y 1960 (^{239}Pu , ^{241}Am , ^{137}Cs y ^{90}Sr). Además, la fabricación en masa de materiales artificiales como los plásticos, así como su fácil dispersión en todos los medios, facilita que éstos hayan podido ser incorporados en los sedimentos. Su gran capacidad de preservación, así como su dispersión global y sincrónica los convierte en verdaderos “tecnofósiles-guía” (Zalasiewicz et al., 2014). Todas estas evidencias, junto con otras derivadas, por ejemplo, del incremento acelerado de las tasas de ascenso del nivel marino, ponen de manifiesto que el Sistema Tierra se encuentra fuera de la norma del Holoceno (Cearreta, 2017). Ante esta nueva perspectiva global, el interés por la comprensión tanto de la magnitud como del alcance del impacto humano sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos ha ido cobrando cada vez mayor relevancia, rebasando, incluso, el horizonte de las ciencias experimentales. De hecho, los estudios geológicos y ambientales sobre el Antropoceno se complementan frecuentemente con otras disciplinas, como la historia, la sociología o la economía (Sáinz de Murieta et al., 2018; Fagan, 2019).

1.2 El impacto humano en los ecosistemas costeros

Los ecosistemas costeros son zonas de transición donde se da una fuerte interacción entre los ambientes marinos y los terrestres (Crossland et al., 2005). Este hecho los convierte en complejos sistemas ecológicos, haciéndolos altamente sensibles a los cambios que puedan alterar el equilibrio de sus interacciones, sean estos de origen natural (p. e. tormentas o inundaciones) o antrópico (urbanización e

industrialización masiva, vertido de sustancias contaminantes, ...). De hecho, los ecosistemas costeros son particularmente vulnerables al impacto humano. Y es que gran parte de la población mundial actual se asienta en ellos (cerca de un 40%), por lo que históricamente estos ecosistemas se han visto sometidos a una intensa presión humana (Small y Nicholls, 2003).

Un tipo de ecosistema costero que es especialmente sensible a los cambios ambientales son los estuarios. Se entiende como tal un ambiente de transición constituido por una masa de agua semi-confinada con conexión con el mar abierto y aporte fluvial (Pritchard, 1967; Elliott y McLusky, 2002; Brito, 2012). Al tratarse de un sistema sujeto a la acción de las mareas, se produce una mezcla entre el agua dulce fluvial procedente del continente con el agua marina, presentando unas características fisico-químicas particulares, con una salinidad variable que se encontraría entre los valores del agua marina ($>30 \text{ g l}^{-1}$) y el agua dulce (0 g l^{-1}) (Chapman y Wang, 2001). La urbanización e industrialización descontrolada en muchos de estos ecosistemas (particularmente en los países desarrollados) desde la Revolución Industrial y, especialmente, a partir de la Gran Aceleración, han tenido como resultado la transformación (en muchos casos destrucción) de los dominios estuarinos y la liberación masiva de contaminantes al medio acuático (Little et al., 2017). Todo ello los convierte en excelentes testigos para evaluar la incidencia del impacto humano, así como su comportamiento en aquellos casos donde la presión antrópica ha dejado de actuar (p. e. por agotamiento de los recursos, despoblamiento, medidas de remediación ambiental, etc, ...). Además, su capacidad para registrar perturbaciones naturales catastróficas (p. e. terremotos, eventos climáticos extremos) resulta de gran interés para el estudio de la historia ambiental de estos ecosistemas (Chagué-Goff et al., 2000), ya que algunas de ellas pueden interactuar con los efectos producidos por la actividad humana, alterando significativamente su equilibrio (Wang et al., 2016).

1.2.1 Los estuarios de la costa cantábrica oriental

El sector oriental de la costa cantábrica (Cantabria y País Vasco) se caracteriza por acantilados interrumpidos por estuarios relativamente estrechos y separados del mar abierto por sistemas arenosos como barras y playas. Estos estuarios se formaron al inundarse los valles fluviales, como resultado de la subida del nivel del mar tras la glaciación (ciclo transgresivo marino del Holoceno). Desde el punto de vista geológico, el análisis de los rellenos sedimentarios estuarinos realizado por diversos autores a lo largo de la costa cantábrica oriental, como en los estuarios del Asón (Cantabria, Cearreta y Murray, 1996; 2000), del Nervión (Bizkaia, Leorri y Cearreta, 2004), del Oka (Bizkaia, Cearreta et al., 2006; Pascual et al., 2006; García-Artola et al., 2015) o del Bidasoa (Gipuzkoa; Cearreta, 1994), ha permitido identificar las secuencias estratigráficas asociadas a las fluctuaciones del nivel del mar ocurridas en los últimos diez milenios. Estas secuencias están generalmente organizadas en una sucesión de sistemas o cortejos sedimentarios (Figura 1.3).

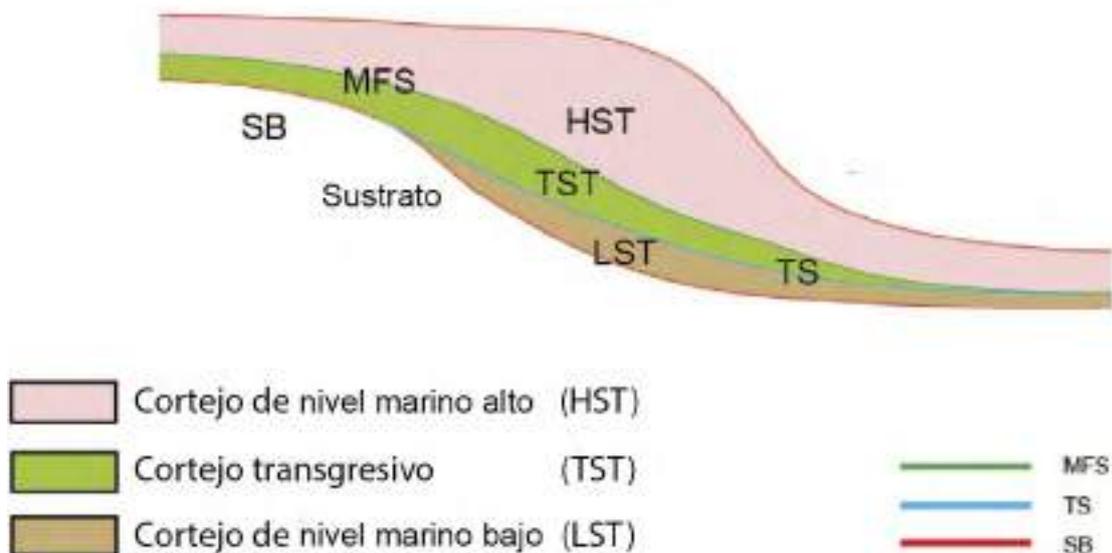


Figura 1.3. Esquema deposicional de los cortejos sedimentarios durante un ciclo eustático y sus límites estratigráficos (SB: límite de secuencia basal; TS: superficie transgresiva; MFS: superficie de máxima inundación). Modificado de Miller et al. (2018).

El primero de estos sistemas es el cortejo de nivel marino bajo (*lowstand systems tract*, LST), que está constituido por materiales gruesos (principalmente arenas y gravas) y es asociado a facies fluviales. Éstas descansan directamente sobre el basamento rocoso, separadas por el llamado límite de secuencia basal (*sequence boundary*, SB), y fueron depositadas durante las condiciones tardiglaciares cuando el nivel del mar estaba más bajo que en la actualidad.

A continuación, el llamado cortejo transgresivo (*transgressive systems tract*, TST) está formado por sedimentos estuarinos (principalmente fangosos) en el estuario superior y medio, y más marinos (arenosos) en el estuario inferior. Estos depósitos corresponden al momento en el que la transgresión marina comienza a invadir los valles fluviales hace unos 8.500 años y alcanza su máximo desarrollo hace unos 3.000 años. La presencia de foraminíferos y otros organismos estuarinos en estos sedimentos es, en general, abundante y, a medida que progresa la transgresión dentro del antiguo valle fluvial, la proporción de especies marinas se hace más importante hasta alcanzar su máximo, reconocible estratigráficamente como una superficie de máxima inundación (*maximum flooding surface*, MFS). Las curvas del nivel marino calculadas recientemente por García-Artola et al. (2018) para el Golfo de Bizkaia y la costa portuguesa muestran que, a su vez, este evento transgresivo puede ser subdividido en varias etapas distintas en función de las tasas de aumento del nivel del mar: (1) un primer ascenso marino rápido desde los 10.000 hasta los 7.000 años BP (6,3 – 6,8 mm año⁻¹), (2) un ascenso más lento desde los 7.000 hasta los 4.000 años BP (0,5 – 1,8 mm año⁻¹) y (3) un nuevo decrecimiento desde los 4.000 años hasta la actualidad (0,1 – 0,9 mm año⁻¹).

Por último, el cortejo de nivel marino alto (*highstand systems tract*, HST) representa condiciones inter- y supramareales tras la estabilización del nivel marino conforme a los parámetros actuales. Dentro del contexto del Golfo de Bizkaia, la fecha

de esta estabilización ha sido situada en torno a los 3.000 años de antigüedad (García-Artola et al., 2018).

1.2.2 Impactos de origen antrópico en los estuarios cantábricos

Los estuarios constituyen desde la Antigüedad áreas preferenciales para el desarrollo de las actividades humanas, dadas sus características especialmente favorables, como su gran riqueza biológica, sus amplias áreas para el cultivo y la construcción de infraestructuras, su cercanía a fuentes de agua dulce o el fácil acceso a mar abierto, siendo uno de los ecosistemas más deteriorados históricamente por la actividad humana (Small y Nicholls, 2003). Esto se debe a que se han convertido en una de las zonas más densamente pobladas y con un mayor desarrollo industrial. Desde la Revolución Industrial y muy particularmente a partir de mediados del siglo XX, muchos estuarios han sido intensamente antropizados. Dentro del territorio español, la costa cantábrica oriental ha sido una de las áreas que ha experimentado, ya desde el siglo XIX, un mayor desarrollo industrial y demográfico, debido, entre otros factores, a sus importantes recursos energéticos y minerales, como el carbón en Asturias, el plomo y el cinc en Cantabria o el mineral de hierro en Bizkaia. Derivado de estas actividades, se han vertido a las aguas de muchos de sus estuarios enormes cantidades de contaminantes producto de los residuos industriales y urbanos durante décadas, transformándolos en algunos de los ecosistemas más degradados del Norte de España. Claros ejemplos de ello son los estuarios del Saja-Besaya (Cantabria, Coz et al., 2007; Irabien et al., 2008), del Nervión (Bizkaia, Belzunce et al., 2001; Borja et al., 2006; Irabien et al., 2018) o del Bidasoa (Gipuzkoa, Sáiz-Salinas et al., 1996; Borja et al., 2004). Además, las transformaciones físicas derivadas de este desarrollo han modificado parcialmente (en ocasiones totalmente) su morfología original, con las subsiguientes consecuencias para sus regímenes hidrológicos, lo que afecta

directamente a su capacidad de regeneración natural (Lotze et al., 2011).

En los últimos años, se ha ido tomando una mayor conciencia de la vulnerabilidad de los estuarios. Dentro de la Unión Europea, la Directiva Marco del Agua (EU Water Framework Directive, 2000/60/EC2) proporciona desde el año 2000 una base legal para la reducción de vertidos contaminantes a las aguas de los ecosistemas acuáticos. Para llevar un control de la calidad en estos ambientes, esta directiva establece que las autoridades nacionales y locales deban realizar monitorizaciones físico-químicas y ecológicas periódicamente tanto de las aguas, como de los sedimentos y la biota (Bartolomé et al., 2012). En concreto, el estudio de los sedimentos estuarinos ha resultado indispensable para el conocimiento del estado ambiental de estos ecosistemas, ya que éstos actúan no sólo como sumidero de sustancias tóxicas, sino también como fuente secundaria de contaminación a largo plazo (van Eck y de Rooij, 1993), con el riesgo potencial que ello conlleva.

1.3 Estudio del registro sedimentario estuarino holoceno y antropoceno

Dado que los medios estuarinos son altamente sensibles a los cambios ambientales naturales y antrópicos, sus depósitos sedimentarios pueden ser estudiados con el propósito de conocer sus condiciones ambientales presentes, reconstruir su historia paleoambiental y predecir su evolución futura. Con este objetivo, suelen emplearse diversas herramientas que incluyen, entre otras, el análisis de contaminantes de origen antrópico (metales pesados), propiedades físico-químicas (p. e. susceptibilidad magnética, isótopos estables del Pb), bio-indicadores (p. e. foraminíferos bentónicos), y análisis radisotópicos (^{14}C , ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$). Dado que la intención del presente trabajo es resaltar la importancia de un enfoque multidisciplinar, se detallarán, a continuación, los principios básicos de los parámetros usados en este estudio y su utilidad en el ámbito de los ecosistemas costeros.

1.3.1 Aplicación de indicadores fisico-químicos

1.3.1.1 Indicadores geoquímicos (metales pesados)

El concepto “metales pesados” engloba un grupo heterogéneo de elementos con propiedades metálicas y una masa atómica >20 (He et al., 2015), que han sido a menudo asociados con contaminación y eco-toxicidad (Duffus, 2002). Sus fuentes incluyen tanto procesos naturales (geológicos) como actividades antrópicas. La acumulación de metales pesados derivados de la actividad humana en los ecosistemas costeros (principalmente debida a la industria y la minería) es motivo de preocupación por sus posibles efectos tóxicos y su bioacumulación en la cadena trófica (Sundara Raja Reddy et al., 2016). Es por ello que algunos (p. e. Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Hg, así como el metaloide As) son considerados como excelentes indicadores de la influencia antropogénica en los ecosistemas costeros.

Los minerales de la arcilla, entre otros componentes presentes en los sedimentos (p. e. materia orgánica, hidróxidos de Fe y Mn), muestran una gran afinidad por los metales pesados, si bien su capacidad de absorción se ve influenciada por las condiciones del medio (pH, materia orgánica disuelta, ...) (Fisher-Power et al. 2016). De este modo, los sedimentos fangosos intermareales suelen actuar como grandes reservorios de metales durante prolongados periodos de tiempo. Esto constituye un riesgo adicional como fuente de contaminación secundaria, al ser susceptibles de ser removilizados, ya sea por agentes naturales (tormentas, inundaciones) o por acción humana (dragados) (Aleksander-Kwaterczak y Helios-Rybicka, 2009), o puestos de nuevo en circulación por efectos químicos asociados a cambios en el medio (p. e. variaciones en las condiciones redox) (Brayner et al., 2001). Por todo esto, el conocimiento de la distribución y el comportamiento de los metales pesados en los estuarios es prioritario a la hora de evaluar su grado de

deterioro ambiental y sus posibles efectos sobre la biota (Joseph y Srivastava, 1993; Liu et al., 2016).

1.3.1.2 Susceptibilidad magnética

La susceptibilidad magnética (χ , $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) indica el grado de sensibilidad a la magnetización de un material cuando se ve afectado por un campo magnético. En este sentido, la susceptibilidad sirve como indicador de la fracción de material ferromagnético que hay en el sedimento. En áreas que han estado dominadas por la industria pesada (p. e. sidero-metalúrgica), la presencia en los sedimentos de grandes cantidades de escorias enriquecidas en Fe y otros residuos de carácter ferromagnético es muy frecuente. La susceptibilidad magnética ha sido ampliamente estudiada en sedimentos afectados por la contaminación antropogénica, ya que, desde los años 1970, diversos estudios muestran que suele existir una relación entre ésta y diferentes tipos de contaminantes, como los metales pesados (Scoullos et al., 1979; Evans y Heller, 2003; Dekkers, 2007). De hecho, las fuentes de partículas ferromagnéticas y metales pesados suelen estar relacionadas. Diversos procesos industriales, como los sidero-metalúrgicos o aquellos que hacen uso de la quema de carbón, liberan al medio partículas enriquecidas en metales pesados como, por ejemplo, el Cu y el Ni, muy usados en aleaciones para la fabricación de objetos metálicos (Scoullos et al., 2014).

1.3.1.3 Signatura isotópica del Pb

Los cuatro isótopos estables del Pb son, por orden de abundancia en la naturaleza, el ^{208}Pb (52%), el ^{206}Pb (24%), el ^{207}Pb (23%) y el ^{204}Pb (1%) (Komárev et al., 2008). Los tres primeros son producto de la desintegración radioactiva del ^{238}U , el ^{235}U y el ^{232}Th , respectivamente, mientras que el ^{204}Pb es un isótopo estable primordial, cuya abundancia se considera constante desde la formación del Sistema

Solar. La composición isotópica del Pb en un sedimento suele expresarse como una relación entre los distintos isótopos, siendo las más comunes los ratios $^{206}\text{Pb} / ^{204}\text{Pb}$, $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb} / ^{206}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb} / ^{207}\text{Pb}$, entre otros.

Estas relaciones han sido frecuentemente utilizadas para evaluar la procedencia de la contaminación por Pb en un ecosistema, partiendo del principio de que cada fuente presenta unos rangos de relaciones concretas o, lo que es lo mismo, manifiesta su propia signatura isotópica (Flegal et al., 1989; Gobeil et al., 1995; Kómarek et al., 2008). El Pb puede ingresar al medio ambiente a través de una multitud de vías, desde naturales (Pb procedente del fondo geológico local), hasta mediante procesos industriales (fundición, combustión de carbón), mineros (lavado, tostación de mineral) y urbanos (depuración de aguas residuales, combustión de gasolinas). En ecosistemas costeros muy antropizados, los rellenos sedimentarios suelen tener una composición isotópica de Pb compleja, como resultado de la mezcla de diversas fuentes, tanto naturales como antropogénicas.

1.3.2 Aplicación de bio-indicadores (foraminíferos bentónicos)

Los foraminíferos son protistas marinos y estuarinos que se caracterizan por presentar un caparazón alrededor de su protoplasma. Conocidos en el registro geológico desde finales del Precámbrico, son uno de los grupos de protistas más exitosos, siendo reconocidas en la actualidad más de 10.000 especies vivas (Adl et al., 2007). A lo largo de su extensa historia evolutiva, sus caparazones han desarrollado una amplísima diversidad de formas y estructuras, alcanzando una inusitada complejidad. En función de su modo de vida, los foraminíferos son clasificados en dos grandes grupos: foraminíferos planctónicos (que desarrollan su ciclo vital en la columna de agua) y foraminíferos bentónicos (que viven y se reproducen en el sedimento). Estos últimos representan el mayor número de especies,

distribuidos en multitud de ambientes y soportando un amplio rango de salinidad, desde aguas salobres típicas de los estuarios hasta condiciones de hipersalinidad. Además, su ciclo reproductivo se caracteriza por una alternancia entre generaciones de tipo sexual y asexual.

Características tales como su amplia distribución geográfica, fácil preservación de sus caparazones, ciclo vital rápido y alta sensibilidad ecológica los hacen especialmente útiles a la hora de realizar reconstrucciones paleoambientales. El estudio de las asociaciones de foraminíferos bentónicos en secuencias estratigráficas holocenas ha demostrado ser una potente herramienta a la hora de comprender la dinámica costera a lo largo del tiempo (Hill et al., 2003; Melis y Violanti, 2006; Márquez y Ferrero, 2011). Además, en sedimentos recientes y actuales (antropocenos) también se han revelado como buenos indicadores biológicos de la calidad ambiental de los ecosistemas que habitan (Châtelet et al., 2011; Sundara Raja Reddy et al., 2016; Jeong et al., 2017).

1.3.2.1 Tipos de caparazones

Los foraminíferos pueden producir su caparazón a través de tres mecanismos diferentes: mediante secreción orgánica de tectina, por secreción mineral de calcita, aragonito o cuarzo, o aglutinando a su alrededor partículas seleccionadas provenientes del medio (Murray, 2006). Las conchas que tienen una naturaleza carbonatada, a su vez, pueden dividirse en tres tipos en función de sus características texturales: por un lado, los caparazones de tipo aglutinado, que resultan de la adición de gránulos de calcita; por otro lado, los de tipo hialino, constituidos por cristales de CaCO_3 , formando capas perforadas por multitud de pequeños poros; y, por último, los de tipo porcelanáceo, cuya pared imperforada está formada por tres capas densas calcíticas, de las cuales la intermedia está constituida por bastoncillos de calcita caóticamente ordenados.

1.3.2.2 Tipos de asociaciones de foraminíferos

1.3.2.2a Asociación viva

Representa al conjunto de foraminíferos vivos en el momento del muestreo. Se considera que las asociaciones vivas se encuentran en equilibrio ecológico con su entorno (Murray, 2014). Sin embargo, hay que tener en cuenta que estas asociaciones son variables en el tiempo, pudiendo presentar fuertes variaciones estacionales, o a lo largo de la historia ambiental de su hábitat, en su abundancia y/o su composición específica. En el laboratorio, los individuos vivos son reconocidos mediante tinción de su citoplasma con Rosa de Bengala (Walton, 1952).

1.3.2.2b Asociación muerta

La asociación muerta deriva directamente de la viva, por acumulación de generaciones sucesivas de individuos (Murray, 2014). Aunque puede encontrarse también en equilibrio con su entorno, es habitual que no lo esté, al verse sometida a procesos *post-mortem*, como el aporte de caparazones procedentes de otras áreas o la pérdida de caparazones por acción de las corrientes, fracturación mecánica o disolución química (Cearreta et al., 2000).

1.3.2.2c Asociación enterrada

Este término es utilizado cuando las asociaciones muertas pasan a formar parte del registro geológico reciente, pudiendo experimentar procesos diagenéticos como la disolución parcial o completa de los caparazones, fracturación mecánica, bioturbación o retrabajamiento (Murray, 2014).

1.3.3 Aplicación de análisis de radioisótopos y métodos de datación

1.3.3.1 Radioisótopos naturales (^{14}C , ^{210}Pb)

La datación por radiocarbono está basada en el análisis del radionúclido natural ^{14}C . Debido a su vida media ($T_{1/2} = 5.730 \pm 40$ años), es comúnmente utilizado para datar materiales a lo largo de todo el Holoceno y parte del Pleistoceno superior (hasta los 43.500 años BP, aproximadamente). Los principios sobre los que se sustenta este método fueron desarrollados en la década de 1950 por Libby (1952). El ^{14}C es un isótopo inestable del carbono que se forma por la interacción de neutrones procedentes de la radiación cósmica con el ^{14}N atmosférico. El ^{14}C forma parte del CO_2 ambiental, que es constantemente absorbido por los seres vivos durante toda su vida a través de procesos metabólicos (van der Plitch y Mook, 2015). Cuando el aporte de carbono del medio al organismo cesa tras la muerte de éste, el que contiene el organismo sigue desintegrándose de forma constante, por lo que es posible estimar la edad de la materia orgánica a partir de la proporción de ^{14}C que queda en la misma. Sin embargo, el aporte de ^{14}C no es constante y depende de muchos factores. Uno de los más importantes es la existencia de grandes reservorios de carbono en los océanos (Alejandre, 2018). Los fondos oceánicos, al no encontrarse en contacto con el reservorio atmosférico, son deficitarios en ^{14}C respecto a éste, lo que contribuye a que haya un desfase entre las dataciones realizadas sobre organismos marinos y terrestres procedentes de muestras contemporáneas. Para dos organismos de edad equivalente (uno marino y otro terrestre), las fechas obtenidas por radiocarbono muestran una diferencia de edad cercana a los 400 años según la zona geográfica considerada (Stuvier y Braziunas, 1993), algo que es necesario tener en cuenta a la hora de datar con precisión una muestra. Para muestras terrestres, las edades son corregidas usando curvas de calibración basadas en estudios dendrocronológicos (Reimer et al., 2013), mientras que las marinas hacen uso de dataciones con corales y

foraminíferos plantónicos (Bard et al., 2004).

En sedimentos recientes, sin embargo, las técnicas geocronológicas más usadas son las relacionadas con el radioisótopo natural ^{210}Pb (Goldberg, 1963; Krishnaswami et al., 1971; Appleby et al., 1979; Appleby y Oldfield, 1992). El ^{210}Pb es un radioisótopo de vida corta ($T_{1/2} = 22,3$ años) perteneciente a la serie del ^{238}U . Dentro de la misma se encuentra el ^{222}Rn , que escapa desde la corteza terrestre a la atmósfera en forma de gas. A partir de ahí se desintegra dando lugar al ^{210}Pb , su descendiente, que se deposita continuamente en la superficie terrestre (*fallout*). Sin embargo, además de ésta, existe también otra fracción distinta de ^{210}Pb , que se produce en el propio sedimento por la desintegración del ^{226}Ra presente en él. Esta fracción, que se encuentra en equilibrio radioactivo con el ^{226}Ra y se desintegra con su período, se conoce como ^{210}Pb en equilibrio ($^{210}\text{Pb}_{\text{equilibrio}}$). La diferencia entre ésta y la fracción proveniente del *fallout* se conoce como ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$). Los estudios geocronológicos que hacen uso del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se basan en su distribución con la profundidad en el registro geológico reciente (Appleby y Oldfield, 1992; Appleby, 1998; Cundy et al., 2003). La aplicación de diversos modelos geocronológicos (p. e. CIC: *constant initial concentration*; CF: *constant flux*; CF:CS *constant flux: constant sedimentation*) permite estimar las tasas de sedimentación para periodos inferiores a 100 – 120 años de acuerdo con la constante de desintegración conocida del ^{210}Pb ($\lambda = 0,0311$), y asignar edades a las capas sedimentarias (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

1.3.3.2 Radioisótopos artificiales (^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$)

Las dataciones realizadas en base al ^{210}Pb suelen complementarse con, al menos, un trazador independiente (Smith, 2001) como, por ejemplo, los radionúclidos artificiales ^{137}Cs , ^{238}Pu o $^{239+240}\text{Pu}$ (Abril, 2004). El ^{137}Cs es un radioisótopo artificial de

vida corta ($T_{1/2} = 30,1$ años) producto de la fisión nuclear del ^{235}U inyectado a la atmósfera como resultado de las detonaciones nucleares atmosféricas producidas durante la década de los 50 y los 60 del pasado siglo. Desde la atmósfera, el ^{137}Cs se deposita en los sedimentos. La aparición de este radionúclido se produjo a partir de 1952 y comenzó a ser detectable en los sedimentos en 1954, llegando a su máximo en 1963, fecha en la que comienza a disminuir al prohibirse a partir de entonces los ensayos nucleares atmosféricos. Por lo tanto, la presencia en el registro sedimentario reciente del ^{137}Cs puede ser utilizada para asignar fechas de referencia que ayuden a validar las dataciones por $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (Hewitt, 2000). Sin embargo, la corta vida media del ^{137}Cs hace que cada vez resulte más difícil de medir, ya que más del 70% de su inventario se ha desintegrado desde el inicio de los ensayos nucleares.

En los últimos años, los radioisótopos del Pu han comenzado a ser usados cada vez con mayor frecuencia de forma complementaria al ^{137}Cs (Everett et al., 2008; Casas et al., 2015). Al igual que el ^{137}Cs , también proceden de las detonaciones nucleares atmosféricas. Sin embargo, al contrario que éste, los isótopos del Pu tienen períodos de semidesintegración mucho más grandes ($T_{1/2} \text{ } ^{238}\text{Pu} = 88$; $^{239}\text{Pu} = 6.563$; $^{240}\text{Pu} = 24.110$ años), que los hacen más útiles a largo plazo. Además, su mayor reactividad favorece su unión a las partículas del sedimento de manera más efectiva que el ^{137}Cs (Everett et al., 2008), resultando ser, en general, menos móvil que éste (Crusius y Anderson, 1995).

1.4 Áreas de estudio

En el presente trabajo se han estudiado dos de los ecosistemas costeros más antropizados de la costa cantábrica oriental (Figura 1.4): el estuario del Saja-Besaya (Suances, Cantabria) y el estuario del Nervión (Bilbao, Bizkaia).

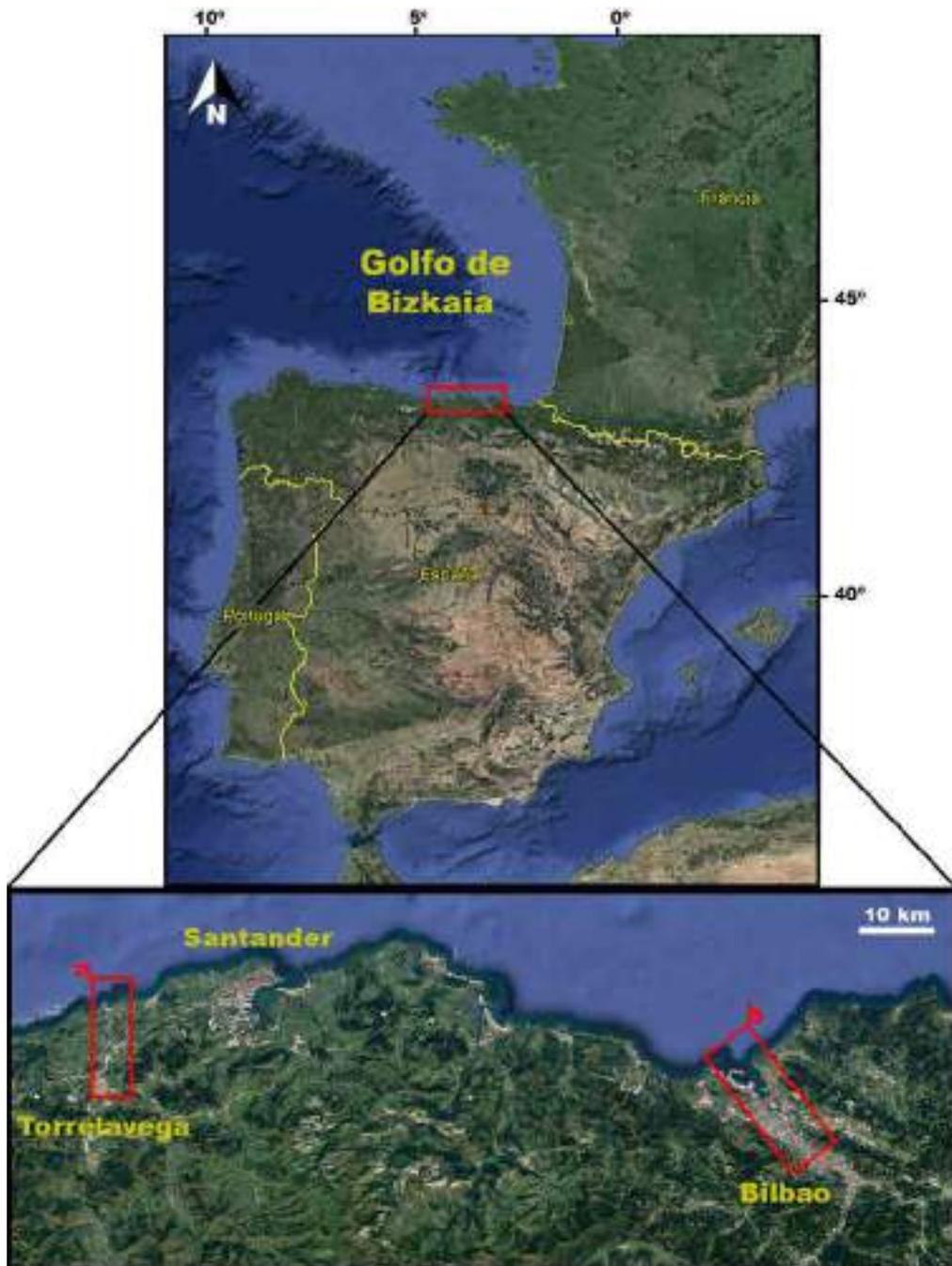


Figura 1.4. Localización geográfica de los estuarios del Saja-Besaya (a) y del Nervión (b) en el Golfo de Bizkaia.

1.4.1 El estuario del Saja-Besaya

1.4.1.1 Contexto geográfico y geológico

El estuario del Saja-Besaya o de San Martín de la Arena (Cantabria, 417101/480591,8 UTM) es un estuario mesomareal localizado a lo largo de los

municipios de Miengo, Polanco y Suances, donde desemboca en mar abierto. Sus dimensiones promedio son aproximadamente de 150 m de anchura y una longitud de 5,5 km, sumando un área total de 389 ha (el 75% de ella constituida por llanuras intermareales). Su principal aporte de agua dulce proviene de los ríos Saja y Besaya, con un caudal medio anual de $24,4 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ (Gobierno de Cantabria, <http://dmacantabria.cantabria.es/>).

Desde el punto de vista geológico, el estuario se encuentra situado en el sector noroccidental de la Cuenca Vasco-Cantábrica (Figura 1.5) y su registro está representado por materiales mesozoicos y cenozoicos. Concretamente, el área de



Figura 1.5. Mapa geológico del estuario del Saja-Besaya. Modificado de la hoja 34 del MAGNA (Instituto Geológico y Minero de España, IGME, 1976).

estudio se localiza sobre el anticlinal de Santillana del Mar (orientación NNE-SSO), originado durante la orogenia alpina. De mayor a menor antigüedad, los materiales que afloran son detríticos (areniscas y arcillas) de facies Weald (tránsito Jurásico - Cretácico), desarrollándose, a continuación, las facies pertenecientes al Complejo Urgoniano (Aptiense – Albiense inferior, Cretácico Inferior), consistente en una alternancia de facies detríticas y carbonáticas (Rat, 1959), y, por último, una sucesión de materiales detríticos y carbonáticos de edades que comprenden hasta el Turoniense (Cretácico Superior) (Bustillo y Fort, 1990). La erosión de estos extensos paquetes carbonáticos es responsable de la configuración de la línea de costa cantábrica oriental, formando amplios litorales acantilados interrumpidos por estuarios de escaso desarrollo lateral y separados del medio marino por barras arenosas y playas. Como se ha detallado previamente, la mayoría de estos estuarios se formaron durante los episodios transgresivos del Holoceno que inundaron los antiguos valles fluviales (Cearreta, 1993).

A pocos kilómetros río arriba, y estratigráficamente incluidos dentro del Complejo Urgoniano, se localizan los depósitos minerales de sulfuros de Pb y Zn de Reocín (tipo Mississippi Valley), uno de los mayores de Europa (Bustillo y Ordóñez, 1985). Éstos se encuentran ligados a un sistema kárstico muy desarrollado. La secuencia paragenética de la mineralización incluye esfalerita, wurtzita, galena, marcasita, pirita con dolomita y calcita como ganga (Velasco et al., 2000; 2003).

1.4.1.2 Contexto histórico

La historia de este estuario se ha visto marcada por la explotación de los depósitos de Reocín desde, al menos, la época romana (Iglesias, 1995), cuando el área de la desembocadura del estuario era conocida como *Portus Blendium*, un enclave de cierta importancia ya mencionado por Plinio el Viejo en su *Naturalis historia*

(IV, 34, 110 – 111). Aunque existe, por tanto, constancia histórica de que el interés estratégico de este emplazamiento viene de antiguo, no es hasta el año 1856 cuando los depósitos fueron re-descubiertos, comenzando a ser explotados de forma intensiva a partir del año siguiente por la Real Compañía Asturiana de Minas. Aunque inicialmente fueron explotados a cielo abierto, ya en el siglo XX comenzó a extraerse mineral en galerías (Castro et al., 2001). En 1981, tras una serie de vicisitudes económicas derivadas de la Crisis del Petróleo de 1973, la mina pasa a manos de la Compañía Asturiana de Zinc S.A. (AZSA), que continuó con la extracción de mineral hasta 2003, cuando fue interrumpida debido al agotamiento de los recursos. Tras su cierre, la compañía solicitó permisos para inundar las galerías y la corta a cielo abierto. En noviembre de 2004, la mina finalmente fue inundada, convirtiéndose en el segundo lago más grande de Cantabria (36 Hm³).

A lo largo de los 150 años de historia de explotación, los trabajos mineros extrajeron aproximadamente un total de 62 Mt de mineral con 8,7% de Zn y 1% de Pb (Velasco et al., 2003; Symons et al., 2009). Como resultado de esta intensa actividad, se llevaron a cabo muchas modificaciones en el estuario para facilitar el transporte del mineral extraído (Figura 1.6), especialmente desde 1878, lo que condujo a una reducción drástica del nivel de energía hidrodinámica en las llanuras intermareales estuarinas, favoreciendo una intensa sedimentación fangosa, que provocó la acumulación de grandes cantidades de sedimentos finos contaminados. Además, diferentes industrias se establecieron alrededor de la ciudad de Torrelavega (actualmente 51.500 habitantes), el principal centro urbano ubicado en la parte superior del estuario. Las más importantes de ellas y aún activas en la actualidad son el complejo industrial de la Compañía Solvay (en funcionamiento desde 1908 y dedicada a la producción de carbonato sódico, bicarbonato sódico y sal), la planta de AZSA-Asturiana de Zinc de Hinojedo (inaugurada en 1929 y especializada en el

tostado de concentrados de Zn) y el grupo Sniace (que produce desde 1939 celulosa, fibrana y lignosulfonatos). Toda esta intensa actividad ha sido responsable del vertido de enormes volúmenes de sustancias contaminantes a las aguas del estuario durante décadas, transformándolo en uno de los ecosistemas costeros más contaminados del norte de España (Irabien et al., 2008; Ecologistas en Acción, 2011).



Figura 1.6. Fondeadero de la Real Compañía Asturiana de Minas en la localidad de Requejada (estuario superior). Fuente: Archivo Histórico de Asturiana de Zinc.

1.4.1.3 Antecedentes

A lo largo de los últimos años se han realizado diversos trabajos que han evaluado la situación ambiental en la que se encuentra el estuario del Saja-Besaya. Los primeros estudios sobre su calidad ambiental fueron llevados a cabo por García-Sepúlveda et al. (1986), en un momento en que la actividad minera de Reocín todavía continuaba vigente. Estos autores detectaron elevados niveles de metales pesados y compuestos orgánicos tanto en los sedimentos superficiales intermareales del estuario

como en el registro sedimentario reciente.

Más adelante, Coz et al. (2007) llevaron a cabo una caracterización físico-química y ambiental de los sedimentos superficiales intermareales, informando de que, a pesar del cierre de la mina en 2003, los contenidos en metales pesados seguían siendo muy altos, especialmente en Pb, Zn y Cd.

Por su parte, Irabien et al. (2008) realizaron un estudio multidisciplinar que incluyó tanto una caracterización geoquímica como micropaleontológica de los sedimentos estuarinos. Además del análisis de 14 muestras superficiales, sobre las que informaron contenidos en metales extraordinariamente altos (principalmente de Pb, Zn y Cd), los autores exploraron el comportamiento de los metales pesados y los foraminíferos bentónicos a través del registro geológico (hasta una profundidad de 8 m). En los 2,5 metros superiores reconocieron una sucesión de materiales fangosos altamente contaminados y pobres en foraminíferos bentónicos que actualmente cubren todo el estuario, y que se asientan sobre un sustrato arenoso en el estuario inferior ($\geq 5,5$ m) con muy pocos metales y asociaciones ricas en foraminíferos bentónicos. Las dataciones geocronológicas realizadas sobre los materiales fangosos contaminados superiores les permitieron situar temporalmente este cambio sedimentario en la segunda mitad del siglo XIX como resultado del comienzo de la actividad minera de Reocín y la canalización del estuario en 1878.

Por último, administraciones públicas y otros organismos también han señalado reiteradamente el elevado grado de deterioro ambiental del estuario. Dentro del proyecto del Gobierno de Cantabria para la investigación de sus sistemas hídricos, la encomienda para la elaboración del "Plan hidrológico: aguas costeras y de transición de Cantabria" (Instituto de Hidráulica Ambiental, 2011) indicó que el estuario de Suances presenta un alto grado de deterioro ambiental como resultado de las descargas de aguas residuales humanas y vertidos industriales. En este sentido, la

Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de "Vuelta Ostrera", ubicada en el estuario medio desde 2001, ha tenido un régimen de operación irregular debido a su baja capacidad de depuración de aguas residuales (Ecologistas en Acción, 2018).

1.4.2 El estuario del Nervión

1.4.2.1 Contexto geográfico y geológico

Antes de su intensa transformación antrópica, el estuario mesomareal del Nervión (Bizkaia; 502706/4788664,6 UTM) fue el más extenso de la costa cantábrica (Hazera, 1968). Cuenta con una longitud de 23 km (desde Punta Lucero, el extremo más externo de la bahía, hasta Atxuri, la cabecera del estuario) y puede dividirse en dos secciones: el canal de la ría y la bahía, donde se asienta el puerto de El Abra de Bilbao. El curso de la ría se encuentra totalmente canalizado y mide 15 km de largo y entre 50 y 150 m de ancho (Leorri et al., 2008). Recibe su principal aporte fluvial de los ríos Nervión e Ibaizabal (68%), cuyos tributarios menores son los ríos Kadagua (27%), Galindo (4%), Asua (0,7%) y Gobelás (0,3%) (Landajo et al., 2004). La ría desemboca en la bahía, que tiene una morfología en embudo y presenta una superficie aproximada de 30 km² (Leorri et al., 2008). Al igual que la mayoría de los estuarios de la costa cantábrica, originalmente sus dominios estuarinos se encontraban separados del mar abierto por un sistema de barras arenosas de las cuales la más conocida por sus dimensiones era la denominada Barra de Portugalete (Cearreta, 1998a). Estas estructuras sedimentarias, como se verá en el siguiente apartado, fueron eliminadas durante las obras de adaptación y ampliación del puerto en El Abra de Bilbao a finales del siglo XIX.

Desde el punto de vista geológico, se encuentra situado en el sector norte de la Cuenca Vasco-Cantábrica (Figura 1.7), sobre el flanco sur del Sinclinorio de Bizkaia (orientación NO-SE) (Cearreta, 1992). El estuario discurre longitudinalmente a través

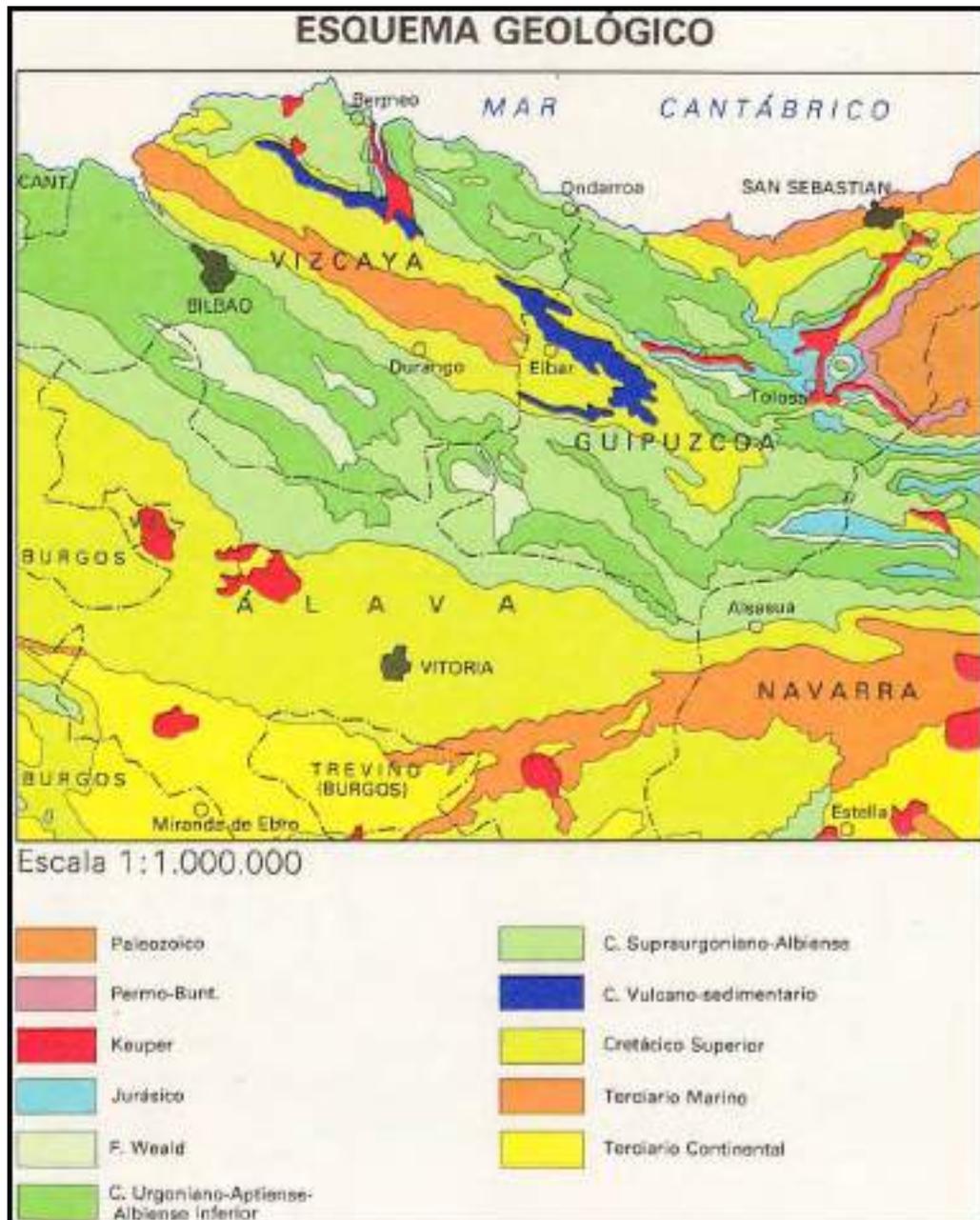


Figura 1.7. Mapa geológico de la Cuenca Vasco-Cantábrica oriental. Modificado de la hoja 61 del MAGNA (IGME, 1975).

de la Falla de Ochandiano (dirección NO-SE), que separa materiales procedentes del Aptiense-Albiense (Cretácico Inferior) y materiales del Cretácico Superior y del Paleógeno (márgenes izquierda y derecha del estuario, respectivamente). Las facies calizas pertenecientes al Aptiense (“Caliza de Toucasia”) se caracterizan por presentar mineralizaciones de carbonatos de Fe (siderita), que han sido extensamente explotadas a lo largo de los siglos XIX y XX.

1.4.2.2 Contexto histórico

La Villa de Bilbao fue fundada en 1300 sobre la margen interna de un meandro de la ría como una población dedicada fundamentalmente al comercio lanar. Sin embargo, a partir del último cuarto del siglo XIX, tras la Tercera Guerra Carlista (1872 – 1876), la villa de Bilbao, así como todo el estuario, comienza a experimentar una serie de profundas transformaciones al iniciarse un ambicioso proceso de expansión urbana, así como la explotación intensiva del mineral de Fe y su consiguiente desarrollo industrial (Cearreta, 1998a). Antes del fin de siglo, la elevada demanda de ocupación minera provocó que las localidades de la zona alcanzasen las mayores tasas de crecimiento demográfico de su historia (Ruzafa y García Abad, 2008). Consecuencia de ello fue el plan de ensanche urbano llevado a cabo desde 1876. La actividad antrópica reclamó la práctica totalidad de los dominios intermareales y redujo el estuario original a un simple canal mareal.

Inicialmente destinado casi en exclusiva a la exportación, desde finales del siglo XIX el mineral de Fe se dedicó también al abastecimiento de la industria siderometalúrgica local. Sin embargo, a partir de la década de los 30 del siglo XX, las actividades mineras sufrieron un relativo proceso de estancamiento. En 1968 se creó la Agrupación Minera S.A. (AGRUMINSA), que anexionó el patrimonio de la explotación minera. Sin embargo, fruto de la crisis económica de los años 1970 – 1980 y el agotamiento de los recursos, las demás explotaciones mineras españolas de hierro fueron cesando su actividad en los años sucesivos, hasta la desaparición de la explotación minera bilbaína en 1993 (Ruzafa y García Abad, 2008). Desde la década de los 1930 hasta el cese de las explotaciones, los valores promedio anuales de extracción se situaban en torno a 1,2 Mt (Gobierno Vasco, 2014).

En cuanto a la actividad industrial, las primeras fábricas siderometalúrgicas independientes de altos hornos instaladas sobre el dominio estuarino fueron "Santa

Ana de Bolueta" (Bilbao, 1841), "Nuestra Señora del Carmen" (Barakaldo, 1854), "San Francisco de Mudela" (Sestao, 1880) y "La Vizcaya" (Sestao, 1882) (Cearreta, 1998a). A partir de 1902, estas fábricas se fusionaron formando la Sociedad Anónima Altos Hornos de Vizcaya (AHV), que se convertiría, durante buena parte del siglo XX, en la mayor compañía siderometalúrgica de España (Figura 1.8). La actividad industrial despegó definitivamente a lo largo de este periodo, produciéndose una acelerada transformación física del estuario, mediante la construcción de líneas ferroviarias destinadas al transporte del mineral (desde 1865), así como de astilleros (Astilleros del Nervión, 1888) y otras infraestructuras portuarias. Además de la ocupación de buena parte de los antiguos dominios estuarinos, a partir de 1877 se inició un proceso de canalización progresivo de la ría. Entre las obras de mayor envergadura llevadas a cabo en este periodo, destaca la construcción del puerto exterior en El Abra de Bilbao a lo largo de tres etapas sucesivas. En el año 1877 se creó la Junta de Obras del Puerto de Bilbao, bajo la dirección del ingeniero Evaristo de Churrua (1841 – 1917). Entre 1877 y 1878 se realizaron una serie de modificaciones con el propósito de adaptar el área más cercana a la desembocadura (el puerto interior) a las necesidades mineras e industriales. Posteriormente, entre 1888 y 1902, se construyó el puerto exterior en la zona media de la bahía. Y, por último, a lo largo del último tercio del siglo XX, éste se extendió hasta la zona más externa formando el actual Superpuerto de El Abra Exterior (Cearreta, 1998a).

A lo largo del siglo XX, tanto la industria como el poblamiento urbano se incrementaron enormemente, reclamando de manera irreversible los antiguos dominios estuarinos. Entre las mayores compañías asentadas en el estuario y sus afluentes en pleno auge industrial (años 1960) destacan los ya mencionados Altos Hornos de Vizcaya (AHV), Unión Explosivos Río Tinto, Babcock Wilcox, General Eléctrica, Westinghouse, Astilleros Españoles y Petronor, entre otras (Ruzafa, 2017).

Sin embargo, la Crisis del Petróleo de 1973 tuvo efectos devastadores sobre la economía mundial, propiciando el cierre y reconversión de buena parte del sector industrial bilbaíno (Montero, 2004). A ésta le siguió, a partir de los años 1990, una fase de regeneración urbana de las antiguas áreas industrializadas (Serrano, 2002). Además del cese de gran parte de la actividad industrial, los vertidos urbanos comenzaron a ser tratados desde 1991 en estaciones depuradoras, por lo que en las últimas décadas se ha producido una reducción significativa en el aporte de contaminantes.

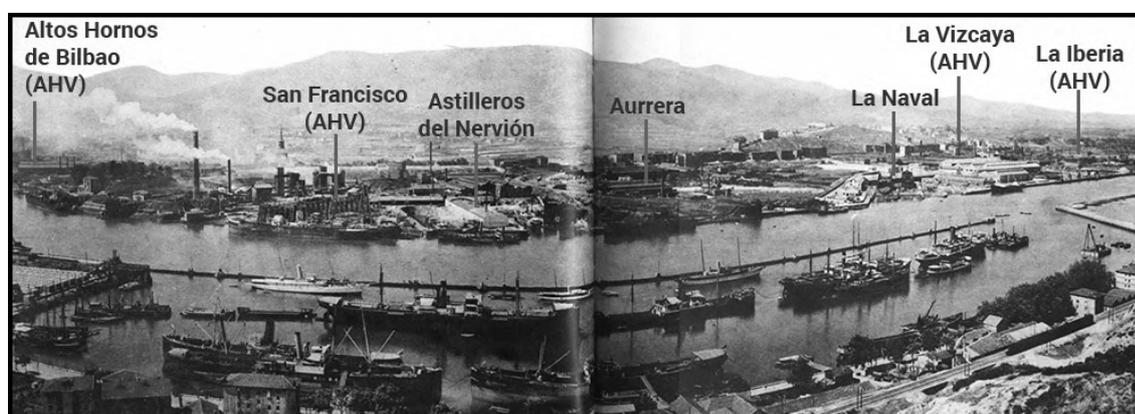


Figura 1.8. Vista panorámica del tramo inferior de la ría durante la década de 1960, momento de máximo auge de la industria sidero-metalúrgica en el estuario del Nervión. Fuente: <http://bioiron.info>

1.4.2.3 Antecedentes

La historia de la transformación ambiental del estuario del Nervión ha sido ampliamente estudiada en numerosos trabajos previos. Las condiciones ambientales holocenas fueron descritas por Cearreta (1998b) a través del análisis de 4 sondeos largos (entre 20,5 y 38 m de longitud). Los resultados micropaleontológicos obtenidos a partir de este estudio permitieron caracterizar las asociaciones autóctonas de foraminíferos bentónicos durante el Holoceno. La interpretación paleoambiental de estas asociaciones ha servido como marco de referencia para cuantificar y evaluar tanto el grado de deterioro alcanzado en épocas recientes como los posibles procesos de regeneración ambiental que se están produciendo en los últimos años.

Las descargas incontroladas de enormes cantidades de desechos mineros, industriales y urbanos altamente contaminados, especialmente en las zonas media e inferior de la ría (Azkona et al., 1984), han dado como resultado una intensa degradación de su calidad ambiental (altos contenidos de metales pesados y materia orgánica, condiciones anóxicas; Borja et al., 2010). En las últimas décadas, diversos autores han analizado las condiciones fisico-químicas del estuario y su efecto sobre los organismos acuáticos. González-Oreja y Saiz-Salinas (1998) determinaron que la disminución del oxígeno disuelto en la columna de agua había tenido graves consecuencias sobre la biota estuarina. Por su parte, Borja et al. (2006) llevaron a cabo un seguimiento a largo plazo (1989 – 2003) de diversos parámetros fisico-químicos y biológicos, corroborando la fuerte correlación entre las comunidades bentónicas y la saturación de oxígeno del agua. Sin embargo, observaron que, tras el comienzo del tratamiento de las aguas residuales en 1991, se había producido una rápida, aunque parcial, recolonización de las especies más oportunistas. En las últimas décadas, los trabajos de monitorización geoquímica realizados en este estuario por Garmendia et al. (2019) entre 2005 y 2018 constataron una mejora general en la calidad de los sedimentos superficiales, caracterizada por una disminución significativa de los metales pesados en gran parte del estuario.

Por otra parte, el estudio del registro geológico reciente por Cearreta et al. (2000) permitió caracterizar la transformación que ha experimentado el estuario durante la segunda mitad del siglo XX, momento de su máximo desarrollo industrial. Estos autores describieron la evolución ambiental más reciente del estuario hasta el año 2000 a través del análisis de 3 sondeos cortos (0,5 m de longitud). En el momento de la elaboración de ese estudio, toda el área intermareal del estuario estaba constituida por sedimentos azoicos extremadamente contaminados. A la vista de estos resultados, en un trabajo posterior, Cearreta et al. (2002) analizaron 6 sondeos de

mayor longitud (6 a 10 m), con el propósito de reconstruir el proceso de transformación ambiental de los depósitos estuarinos a lo largo de toda su historia industrial. La interpretación de sus resultados les permitió distinguir tres zonas ambientales sucesivas a lo largo del registro geológico. En primer lugar, identificaron una zona que catalogaron como “pre-industrial”, por presentar un contenido en foraminíferos bentónicos muy abundante, así como niveles de metales dentro de su rango natural local, y que asociaron con los depósitos sedimentarios previos a la industrialización del estuario. Sobre ésta, observaron otra zona que presentó un importante incremento de los principales contaminantes coexistente con un número moderadamente alto de foraminíferos bentónicos. Esta zona fue definida como “industrial con microfauna” y fue asociada con la primera etapa del desarrollo industrial en el estuario. Finalmente, identificaron una última zona consistente en materiales con concentraciones extremadamente altas de metales y un número extremadamente bajo de foraminíferos, y que definieron como “industrial sin microfauna”. Esta última etapa cubría toda la superficie del estuario en el momento de la realización del estudio y presentaba espesores variables (entre 0,8 y 8,5 m) en función del área de muestreo. Los mayores espesores se detectaron en el estuario medio, probablemente debido a que es el área donde los dragados han sido más intensos y se ha generado un mayor espacio para su relleno por materiales recientes y contaminados (Leorri y Cearreta, 2009). Esta era la situación ambiental imperante en el momento en el que el grupo de investigación Harea-Geología Litoral comenzó a realizar el seguimiento de la evolución ambiental de la ría, y se corresponde con una segunda etapa del desarrollo industrial cuando la cantidad de descargas urbanas e industriales era máxima, provocando niveles mínimos de oxígeno y concentraciones orgánicas y de metales extremadamente altas. Éste y otros estudios (Cundy et al., 2003) ya pusieron de manifiesto la dificultad para datar los sedimentos recientes del estuario del Nervión.

Esto se debe a que los perfiles obtenidos a partir del análisis del ^{210}Pb medido en los sondeos estudiados por estos autores eran muy erráticos, no pudiéndose discernir una disminución constante de su actividad con la profundidad, debido a la removilización de los sedimentos provocada por los continuos dragados. Esto impide asignar fechas absolutas que delimiten con exactitud las tres zonas ambientales descritas por Cearreta et al. (2002). Por su parte, las actividades del radioisótopo artificial ^{137}Cs también muestran, en general, comportamientos erráticos y no presentan picos lo suficientemente significativos como para ser asociados con el periodo de máxima actividad de ensayos nucleares (año 1963). Sin embargo, su decaimiento por debajo del límite de detección, permitió a los autores identificar en profundidad el momento de aparición de este radioisótopo en el registro geológico (1954). La zona basal pre-industrial se desarrollaría previamente a la década de 1850, fecha en la que comenzó la explotación intensiva del mineral de Fe en Bizkaia. La zona industrial con microfauna estaría comprendida entre 1850 y 1950, periodo de transformación progresiva pero acelerada del estuario. Y, finalmente, la zona industrial sin microfauna correspondería al periodo desde 1950 a 2000, correspondiente al auge de la actividad industrial y su posterior estancamiento y declive.

Trabajos posteriores realizados tras la puesta en marcha del programa de monitorización ambiental llevado a cabo desde 1997 por el grupo Harea-Geología Litoral (Leorri et al., 2008; Ruiz-González, 2015; Irabien et al., 2018), pusieron de manifiesto que la evolución de las concentraciones de metales pesados y los contenidos de foraminíferos bentónicos en superficie reflejan una incipiente mejora reciente en la calidad ambiental del estuario. En concreto, los metales descendieron considerablemente en gran parte del estuario, excepto en algunas áreas de las desembocaduras de los principales tributarios del Nervión (los ríos Galindo y Gobelos), durante los primeros años de seguimiento (1997 – 2003) para, a

continuación, mantenerse en unos niveles relativamente fluctuantes aunque mucho más bajos. La respuesta biológica a la mejora en la calidad de los sedimentos no fue visible hasta 2009, cuando los autores perciben un incremento significativo en la abundancia de foraminíferos, recolonizando paulatinamente, desde el estuario inferior, las áreas media y superior de la ría en los años sucesivos.

1.5 Objetivos del estudio

Los estuarios del Saja-Besaya y del Nervión representan dos de los ecosistemas costeros históricamente más antropizados del Cantábrico oriental. La intensa transformación de su hidrodinámica natural y de las propiedades fisico-químicas de sus sedimentos, así como la pauperización de la microbiota bentónica los convierte en dos casos extremos de estuarios afectados por el impacto humano. Sin embargo, las últimas décadas de su historia se han caracterizado por una disminución de la presión antrópica, así como por la introducción de nuevas políticas ambientales, lo que podría favorecer la aparición de las primeras señales de regeneración efectiva en estos ecosistemas.

Los objetivos principales de este trabajo son: (1) completar un marco de referencia paleoambiental basado en las condiciones geoquímicas y microfaunísticas de ambos estuarios durante el Holoceno, (2) ampliar la información sobre los cambios en la calidad ambiental producto de las actividades humanas y eventos naturales a lo largo su historia reciente (últimos 160 años), (3) evaluar el estado actual de los posibles procesos de regeneración ambiental que se estén produciendo en ambos ecosistemas litorales, e (4) identificar aquellos fenómenos tanto naturales (p. e. eventos climáticos catastróficos) como antrópicos (p. e. dragados, vertidos accidentales, ...) que hayan puesto o sean susceptibles de poner en compromiso la

recuperación de estos ecosistemas, en caso de haberla.

Con este fin, se han analizado los rellenos sedimentarios de ambos estuarios desde un enfoque multidisciplinar de alta resolución, que ha incluido su caracterización sedimentológica (contenido en arena), fisico-química (contenido en metales pesados, susceptibilidad magnética e isótopos estables del Pb), micropaleontológica (asociaciones de foraminíferos bentónicos) y radioisotópica (^{14}C , ^{210}Pb , ^{137}Cs , y radioisótopos de Pu). Distintas aproximaciones metodológicas suelen ofrecer lecturas diferentes de un mismo fenómeno, lo que respalda la necesidad de realizar estudios multidisciplinarios que aporten una perspectiva lo más amplia posible del objeto de análisis. Una visión unilateral puede articular un modelo parcial y, en última instancia, irreal de fenómenos tan complejos como los de recuperación ambiental de ecosistemas y medios sedimentarios.

En relación con el primer objetivo, se realizará una interpretación paleoambiental del relleno sedimentario holoceno del estuario del Saja-Besaya a partir del estudio de sondeos largos supramareales, que complementará la información obtenida previamente en el estuario del Nervión (p. e. Leorri y Cearreta, 2004).

Para la consecución del segundo objetivo, se analizará e interpretará la evolución de los parámetros anteriormente mencionados a lo largo del registro sedimentario reciente de los depósitos estuarinos de ambos ecosistemas mediante el estudio de sondeos cortos intermareales. Además, en el caso del estuario del Nervión, se extenderá el muestreo hasta la bahía interna (El Abra), con el propósito de analizar los sedimentos del área submareal y obtener una visión lo más completa posible de la dinámica sedimentaria en la totalidad del estuario. Todo ello permitirá reconocer los procesos sedimentarios que han sucedido en el pasado más cercano e identificar las distintas fases de sus respectivas historias ambientales. Para ello, se hace indispensable establecer un marco temporal preciso, por lo que se determinarán las

tasas de acumulación sedimentaria a lo largo del registro geológico, mediante el uso de radioisótopos de vida corta.

En cuanto al tercer objetivo, se evaluará la situación ambiental actual de ambos estuarios a partir del estudio de sus sedimentos superficiales y recientes. En el caso del estuario del Nervión, los datos aportados por las muestras superficiales contribuirán a actualizar y ampliar el estudio de monitorización que se está llevando a cabo desde 1997, en busca de posibles signos de recuperación ambiental. Asimismo, el conjunto de los datos se comparará y complementará con los ofrecidos por el análisis de alta resolución del registro sedimentario reciente, con el fin de aportar un enfoque estratigráfico que permita realizar una interpretación ambiental lo más completa y realista posible del estado actual y evolución de los sedimentos en los últimos años.

Finalmente, en relación con el cuarto objetivo, las conclusiones a partir de los datos obtenidos contribuirán a arrojar luz sobre el impacto tanto de las actividades humanas como de eventos naturales en los depósitos sedimentarios de ecosistemas costeros altamente antropizados y su influencia sobre los posibles procesos de regeneración ambiental.

2

Materiales y métodos

“La Tierra debe ser estudiada, por lo tanto, en una relación triple: al Universo, a la Naturaleza, a la Historia”. Carl Ritter, *Comparative Geography* (1865).



Labores de extracción de un sondeo corto submareal en la bahía de El Abra (estuario del Nervión, Bizkaia) en 2015.
Fotografía: Humberto Serrano

2. Materiales y métodos

2.1 Muestreo

En este trabajo se han estudiado un total de 35 muestras superficiales y 12 sondeos cortos a lo largo de las áreas inter- y submareales de los estuarios del Saja-Besaya (Suances, Cantabria) y del Nervión (Bilbao, Bizkaia). Se han perforado, además, 2 sondeos largos con el propósito de establecer con un mayor detalle sus condiciones ambientales durante el Holoceno.

El número de muestras recuperadas en cada estuario y su localización se indica en las Tablas 2.1 y 2.2, y puede desglosarse del siguiente modo: por un lado, 22 muestras superficiales sigladas en orden numérico (1 a 22), 3 sondeos cortos de 50 cm de longitud (dos réplicas en cada punto: Miengo 1, Miengo 2 y EDAR), y 2 sondeos largos de 31 y 17 m de profundidad (Cuchía y Requejada, respectivamente) en el estuario del Saja-Besaya (Figura 2.1). Por otro lado, 13 muestras superficiales (Arriluze, Benedicta, Gobelas, Axpe, Simondrogas, Erandio, Galindo, Rontegi, Asua, Burtzeña, Elorrieta, Zorrotza y Erribera), 6 sondeos cortos intermareales de 20 cm de longitud (Benedicta, Simondrogas, Erandio, Galindo, Rontegi y Zorrotza) y 3 sondeos cortos submareales recuperados en el Abra de Bilbao con una longitud variable entre 52 y 69 cm (dos réplicas en cada punto: Abra 2, Abra 3 y Abra 5) en el estuario del Nervión (Figura 2.2).

A la hora de elegir los puntos de muestreo se han tenido en cuenta diversos parámetros, como su localización en el medio, facilidad de acceso y características sedimentológicas (dando preferencia a los sedimentos fangosos, que poseen una mayor superficie de adsorción para la acumulación de los contaminantes; Tada y Suzuki, 1982). Además, se procuró que los sedimentos presentasen la menor probabilidad de estar mezclados verticalmente (Ruiz-Fernández y Díaz-Asencio, 2012). Esto puede ser difícil de discernir *a priori*, especialmente en lugares donde históricamente la actividad humana ha sido muy intensa y prolongada en el tiempo (p.e. dragados). Por ello, se prestó especial atención a la historia local reciente,

evitando aquellas zonas en las que se hayan podido constatar documentalmente removilizaciones u otra manipulación de los sedimentos.

En lo referente a las fechas escogidas para los muestreos superficiales y de los sondeos intermareales, se tuvieron en cuenta aquellos periodos de mareas vivas, cuando la bajamar expone una mayor superficie intermareal y durante más tiempo, facilitando así el proceso de recogida.

Tabla 2.1. Relación total de materiales recogidos en el estuario del Saja-Besaya (Cantabria) y su localización geográfica (Coordenadas UTM (m), Zona 30T) y año de muestreo.

Sondeo corto intermareal	Longitud (cm)	Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año
Miengo 1	47	416723,1	4807645,0	2016
Miengo 2	47	417246,5	4807140,9	2016
EDAR	49	417075,9	4806491,1	2016
Sondeo largo supramareal	Longitud (m)	Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año (CE)
Cuchía	31	417067,3	4808749,9	2017
Requijada	17	417337,2	4805742,6	2017
Muestras superficiales		Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año (CE)
1		416726,6	4805268,0	2015
2		416840,7	4805546,6	2015
3		417280,4	4805806,8	2015
4		417698,8	4806163,7	2015
5		417669,1	4806597,3	2015
6		417625,9	4806772,2	2015
7		417553,6	4806819,4	2015
8		416499,6	4807352,6	2015
9		417078,1	4806961,9	2015
10		417312,9	4807231,7	2015
11		416920,3	4807800,6	2015
12		417368,7	4808147,5	2015
13		417258,1	4808570,4	2015
14		416599,3	4807895,3	2015
15		416481,6	4807797,9	2015
16		416603,5	4806390,1	2015
17		416979,2	4806274,3	2015
18		417151,6	4805870,2	2015
19		416851,1	4805687,8	2015
20		416643,6	4805535,5	2015
21		416127,0	4805396,2	2015
22		415709,2	4804762,8	2015

Tabla 2.2. Relación total de materiales analizados en el estuario del Nervión (Bizkaia) y su localización geográfica (Coordenadas UTM (m), Zona 30T) y año de muestreo.

Sondeo corto intermareal	Longitud (cm)	Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año
Benedicta	20	499511,4	4796023,6	2015
Simondrogas	20	501629,0	4794603,7	2015
Erandio	20	501792,9	4794607,5	2015
Gelindo	20	501309,2	4794582,5	2015
Rontagi	20	502217,1	4793463,4	2015
Zorrotza	20	502578,3	4791286,4	2015
Sondeo corto submareal	Longitud (cm)	Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año
Abra 2	61	498732,5	4798169,8	2015
Abra 3	69	498865,7	4798272,8	2015
Abra 5	52	498719,5	4797783,1	2015
Muestras superficiales		Coordenada X (E)	Coordenada Y (N)	Año
1		503986,3	4790308,4	2017
2		502578,3	4791286,4	2017
3		502297,7	4792443,9	2017
4		502642,6	4792523,9	2017
5		502303,4	4793344,1	2017
6		502217,1	4793463,4	2017
7		501309,2	4794582,5	2017
8		501792,9	4794607,5	2017
9		501629,0	4794603,7	2017
10		501640,0	4795375,8	2017
11		500654,7	4795789,5	2017
12		499511,4	4796023,6	2017
13		499170,9	4798281,8	2017



Figura 2.1. Localización geográfica de las muestras superficiales (círculos rojos), los sondeos cortos intermareales (cuadrados amarillos) y los sondeos largos supramareales (cuadrados blancos) recuperados en el estuario del Saja-Besaya (Cantabria).



Figura 2.2. Localización geográfica de las muestras superficiales (círculos rojos: 1. Erribera, 2. Zorrotza, 3. Elorrieta, 4. Burtzeña, 5. Asua, 6. Rontegi, 7. Galindo, 8. Erandio, 9. Simondrogas, 10. Axpe, 11. Gobelás, 12. Benedicta, 13. Arriluze), los sondeos cortos intermareales (cuadrados rojos) y los sondeos cortos submareales (cuadrados blancos) recuperados en el estuario del Nervión (Bizkaia).

2.1.1 Muestras superficiales

Las muestras superficiales del estuario del Saja-Besaya fueron recogidas a lo largo de 22 estaciones de muestreo de las zonas intermareales en ambas márgenes (margen derecha 1 – 13; margen izquierda 14 – 21), excepto una en la zona supramareal izquierda (muestra 22), los días 20 de Abril, 4 de Mayo y 21 de Mayo de 2015 (Figura 2.1). Por otro lado, en el estuario del Nervión fueron recolectadas muestras superficiales en 13 estaciones (12 a lo largo del canal estuarino y una en la bahía), los días 13 y 14 de Febrero de 2017 (Figura 2.2). Estas mismas estaciones de muestreo han sido previamente monitorizadas (foraminíferos y elementos traza) cada tres años desde 1997 (Leorri et al., 2008; Irabien et al., 2018).

Para el análisis microfaunístico, el muestreo se realizó presionando un anillo de plástico de 7 cm de diámetro y 1 cm de profundidad en el sedimento (Figura 2.3). El volumen contenido en su interior (40 cm³) fue recogido con una cuchara y se vertió en un frasco siglado de plástico con etanol (Cearreta et al., 2000). Cada muestra está compuesta por dos réplicas. Este proceso permite obtener un total de 80 cm³ de muestra con la ventaja de mitigar la distribución en parches característica de los foraminíferos bentónicos y poder realizar así un estudio cuantitativo fiable de sus asociaciones (Buzas et al., 2002).



Figura 2.3. Recogida de muestras superficiales en la zona intermareal expuesta durante la bajamar (Muestra 4, estuario del Saja-Besaya, Cantabria).

En las mismas estaciones donde se recogieron muestras para el análisis de su contenido microfaunístico también se recuperaron muestras para su análisis de elementos traza (Figura 2.3). Con la ayuda de una espátula de plástico, se procedió a retirar la capa más superficial (mm) de sedimento que fue depositada en una bolsa de plástico hermética siglada.

2.1.2 Sondeos cortos intermareales

Tres sondeos cortos de 50 cm de longitud fueron recuperados los días 9, 11 y 23 de Mayo de 2016 en 3 localidades de las zonas intermareales del estuario del Saja-Besaya (Figura 2.1). En cada localidad fueron extraídas dos réplicas: Miengo 1.1 y 1.2; Miengo 2.1 y 2.2 en la margen derecha del estuario, y EDAR 1 y 2, junto a la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Vuelta Ostrera en la margen izquierda. El propósito de obtener dos réplicas adyacentes en cada localidad ha sido el de asignar una al estudio de su contenido en elementos traza y foraminíferos bentónicos, y la otra para ser datada con radioisótopos de vida corta (^{210}Pb y ^{137}Cs), tal y como se indica en la Tabla 2.3. En el caso de la réplica Miengo 2.2, también se analizaron, adicionalmente, los radioisótopos $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu , y en EDAR 1 los isótopos estables de Pb (^{208}Pb , ^{207}Pb , ^{206}Pb y ^{204}Pb).

Tabla 2.3. Relación de las réplicas procedentes de cada sondeo y los tipos de análisis realizados sobre cada una de ellas.

Réplicas	Tipos de análisis
Saja-Besaya	
Miengo 1.1	Elementos traza y foraminíferos
Miengo 1.2	Radioisótopos (^{210}Pb y ^{137}Cs)
Miengo 2.1	Elementos traza y foraminíferos
Miengo 2.2	Radioisótopos (^{210}Pb , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu)
EDAR 1	Elementos traza, isótopos de Pb y foraminíferos
EDAR 2	Radioisótopos (^{210}Pb y ^{137}Cs)
Nervión	
Zorroiza	Elementos traza, susc. magnética, isótopos de Pb y foraminíferos
Rontegi	Elementos traza, susc. magnética, isótopos de Pb y foraminíferos
Galindo	Elementos traza, susc. magnética, isótopos de Pb y foraminíferos
Erandio	Elementos traza, susc. magnética, isótopos de Pb y foraminíferos
Simondrogas	Elementos traza, susc. magnética, isótopos de Pb y foraminíferos
Benedicta	Elementos traza, susc. magnética y foraminíferos
El Abra	
Abra 2.1	Elementos traza y foraminíferos
Abra 2.2	Radioisótopos (^{210}Pb y ^{137}Cs)
Abra 3.1	Radioisótopos (^{210}Pb y ^{137}Cs)
Abra 3.2	Elementos traza y foraminíferos
Abra 5.1	Elementos traza y foraminíferos
Abra 5.2	Radioisótopos (^{210}Pb y ^{137}Cs)

Por otro lado, 6 sondeos cortos de 20 cm de longitud fueron recuperados los días 9 de Enero, 20 de Febrero y 6 de Marzo de 2015 en 6 localidades intermareales del estuario del Nervión (Figura 2.2, Tabla 2.2). El interés de estos testigos radica en el propósito de analizar con la mayor resolución posible el registro sedimentario más reciente del área intermareal de este estuario, en busca de posibles signos de recuperación ambiental, y complementar la información aportada por la monitorización que se lleva a cabo desde 1997 (Irabien et al., 2018). Dos de los sondeos (Erandio y Rontegi) fueron recuperados en la margen derecha del estuario, mientras que los otros cuatro (Benedicta, Simondrogas, Galindo y Zorrotza) se localizan en la margen izquierda. En la Tabla 2.3 se indican los diversos análisis realizados en cada sondeo. En este caso no se consideró necesario extraer una réplica destinada al análisis radioisotópico de cada testigo, ya que, como se ha explicado en la Introducción, estudios previos han revelado la dificultad para datar adecuadamente el registro sedimentario intermareal reciente de este estuario (Cearreta et al., 2002; Cundy et al., 2003).



Figura 2.4. Recuperación de un sondeo corto intermareal mediante la inserción de un tubo hueco de PVC en el sedimento (Zorrotza, estuario del Nervión, Bizkaia).

Para la extracción de los testigos sedimentarios se usaron tubos huecos de PVC de 50 y 20 cm de longitud (en Suances y Bilbao, respectivamente) y un diámetro interno de 12,5 cm. Cada tubo fue insertado en el sedimento manualmente con ayuda de un mazo de madera (Figura 2.4). Una vez hubo penetrado en su totalidad, se procedió a su extracción manual, quedando el sedimento intacto y sin compactación protegido en su interior.

2.1.3 Sondeos cortos submareales

Entre los días 14 y 17 de Septiembre de 2015, fueron recuperados 6 sondeos cortos (Abra 1, Abra 2, Abra 3, Abra 4, Abra 5 y Abra 6) de longitud variable entre 49 y 69 cm en 6 puntos de la zona submareal del estuario del Nervión (Abra interior de Bilbao; Figura 2.2, Tabla 2.2). En cada punto de muestreo fueron extraídas dos réplicas (Tabla 2.3). De esos 6 sondeos, en este trabajo se han analizado 3 de ellos (Abra 2, Abra 3 y Abra 5), mientras que los otros 3 fueron estudiados por otros autores (Cearreta et al., 2017).

En este caso se usó un muestreador Hammer Corer que, transportado en una embarcación, fue dirigido por una grúa y operado manualmente por dos buzos (Figura 2.5). Este sondeador de acero inoxidable consta de un trípode que ofrece estabilidad una vez que el instrumento reposa en el lecho de la bahía, un cuerpo central donde va alojado un tubo de poli-metacrilato y un martillo accionado manualmente por uno de los buzos, cuya función es insertar el tubo en el sedimento por percusión.

Para contener el sedimento se usaron tubos huecos de 1 m de longitud y 8 cm de diámetro interno de poli-metacrilato que, al ser un material transparente, permite observar la estructura sedimentaria desde el momento de la recolección del sondeo, lo cual posibilita hacer un diagnóstico preliminar sobre la calidad y cantidad de la recuperación que ayude a tomar la decisión de conservar el testigo o, si la recuperación no fuera satisfactoria, desecharlo mientras aún se está en el campo (Figura 2.6).

Una vez extraídos, los sondeos permanecieron en posición vertical durante su desplazamiento y almacenamiento para evitar la alteración del sedimento y preservar así su estructura interna (Ruiz-Fernández y Díaz-Asencio, 2012). La compactación del sedimento durante el muestreo fue considerada despreciable.



Figura 2.5. Proceso de extracción de los sondeos submareales en la zona interior del Abra de Bilbao (Bizkaia). a) Detalle de la embarcación y la grúa que transportó el sondeador. b) Montaje y aseguramiento del sondeador Hammer Corer. c) Operaciones de inmersión del sondeador para la perforación del lecho marino.



Figura 2.6. Sondeo submareal recién extraído del lecho marino en la zona interior del Abra de Bilbao (Bizkaia).

2.1.4 Sondeos largos supramareales

Los días 6 y 7 de Septiembre de 2017, se perforaron 2 sondeos hasta el sustrato cretácico de 31 y 17 m de longitud (Cuchía y Requejada, respectivamente), en zonas supramareales de la margen derecha del estuario del Saja-Besaya a cotas de +8,93 m (Cuchía) y +3,13 m (Requejada) respecto el nivel marino de referencia en Bilbao. Ambos sondeos fueron realizados (Figura 2.1) con un equipo de perforación ROLATEC RL-46 mediante roto-percusión (Figura 2.7a). Los testigos sedimentarios recuperados, de 8 cm de diámetro, fueron dispuestos en cajas de plástico para su posterior muestreo en el laboratorio (Figura 2.7b).



Figura 2.7. a) Perforación de los sondeos largos intermareales en el estuario del Saja-Besaya (Cuchía, Cantabria). b) Disposición de los testigos sedimentarios en cajas para su posterior muestreo en laboratorio.

2.2 Preparación general de las muestras

En el caso de los sondeos intermareales y submareales, los respectivos portatestigos de PVC y poli-metacrilato que los contenían fueron cortados con la ayuda de una sierra radial de mano y procurando no dañar el sedimento. A

continuación, fueron abiertos longitudinalmente en dos mitades simétricas pasando un hilo de nylon cuidadosamente a través del testigo (Figura 2.8). En el caso de los sondeos submareales del Abra de Bilbao, al haber sido recuperados bajo el agua, en primer lugar hubo que desalojar el agua marina que se había filtrado en la parte superior del portatestigos durante el proceso de extracción. Para ello, se taladraron con un punzón diversos puntos del tubo inmediatamente por encima de la interfase agua-sedimento, facilitando así el drenaje del líquido excedente. Una vez medidos y tomado el registro fotográfico de su estructura sedimentaria interna, se procedió a su muestreo, cortando secciones, con ayuda de una espátula afilada de plástico (Figura 2.9), simultáneamente en ambas mitades de 1 cm de espesor en los sondeos recuperados en el estuario del Saja-Besaya y en la bahía de El Abra, y de 0,5 cm en los sondeos intermareales del estuario del Nervión (en los que se precisó, como ya se ha indicado más arriba, una mayor resolución). Por su parte, los sondeos largos fueron muestreados sistemáticamente cada 60 cm y cuando se observaron de visu cambios sedimentológicos, cortando secciones de 3 cm de espesor. Cada sección fue siglada según su procedencia y profundidad. Para poder secar las muestras, fueron colocadas en recipientes de cerámica e introducidas en una estufa a una temperatura de 50°C durante un tiempo mínimo de 24 horas, hasta que hubieron perdido toda la humedad.



Figura 2.8. Aspecto interior de los testigos intermareales muestreados (Miengo 1, Cantabria) una vez abierto longitudinalmente.



Figura 2.9. Muestreo en el laboratorio de un sondeo intermareal en secciones de 1 cm de espesor.

2.3 Análisis geoquímico

2.3.1 Preparación de muestras

Las muestras superficiales fueron extraídas de sus bolsas de plástico y secadas en una estufa a 50°C. En el caso de los sondeos sedimentarios, se obtuvo una pequeña fracción (2 g) de cada sección seca. Posteriormente, fueron tamizadas en seco para separar las partículas mayores de 2 mm, y la fracción fina+arenosa (<2 mm) fue molida en un mortero de ágata hasta lograr una textura pulverulenta. Se molieron 2 g de sedimento de cada muestra, que fueron guardados con ayuda de una cuchara de plástico en un tubo cilíndrico de plástico siglado.

2.3.2 Métodos analíticos

Las muestras molidas fueron enviadas a Activation Laboratories Ltd. (Canadá), donde se realizó un análisis de su concentración en metales pesados y As. Las muestras fueron digeridas con aqua regia durante 2 horas a 95°C, enfriadas y diluidas con agua desionizada. A continuación, cada muestra se analizó utilizando un equipo

ICP Varian. Por un lado, las muestras procedentes de los sondeos largos supramareales, los sondeos cortos intermareales y las muestras superficiales fueron analizadas por *Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry* (ICP-OES). Este equipo consta de un plasma de acoplamiento inductivo (ICP), que es una fuente de ionización, y un espectrofotómetro de emisión óptico (OES). Por otro lado, las muestras pertenecientes a los sondeos submareales de El Abra se analizaron por *Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry* (ICP-MS), cuya diferencia con el anterior es que su método de detección está basado en un espectrómetro de masas (MS). En la Tabla 2.4 se resume la lista de elementos químicos que se discutirán en este trabajo, junto con los límites de detección de cada método analítico.

Tabla 2.4. Límites de detección de los elementos traza analizados en este estudio (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Hg yAs; valores en mg kg⁻¹).

	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Hg	As
<i>Detection limit</i>	mg kg ⁻¹						
ICP-OES	2	2	1	1	0,5	1	2
ICP-MS	0,1	1	0,1	0,1	0,1	-	1

Un aspecto que será tenido en cuenta para el análisis de los datos geoquímicos es el granulométrico. Dado que la normalización de las concentraciones de metales por el Al (%) presente en los sedimentos es muy utilizada en sedimentos arenosos, ya que permite compensar los efectos granulométricos y mineralógicos que afectan al contenido en metales pesados (Hieu Hu et al., 2012), se aplicará esta técnica en aquellos testigos que presenten una marcada variación en el tamaño de grano, con el objetivo de normalizar su contenido en metales a lo largo del registro. En todos los demás casos (sedimentos con una distribución granulométrica más o menos uniforme), los datos serán tratados directamente en base a sus concentraciones absolutas.

Con el propósito de evaluar la magnitud del impacto ambiental de estos elementos, se han tenido en cuenta los valores de referencia propuestos por Long et al. (1995). Estos umbrales han sido usados frecuentemente en diversos estudios con el objetivo de cuantificar la probabilidad de riesgo que presentan para los organismos. A partir del meta-análisis de una amplia base de datos (~350 trabajos) sobre los

efectos ecotoxicológicos de sustancias contaminantes en organismos acuáticos, estos autores definieron dos valores de referencia: el efecto de rango bajo (*effect range-low*, ERL) y el efecto de rango medio (*effect range-medium*, ERM) que representan, respectivamente, los percentiles 10 y 50 de la distribución de datos referentes a dichos efectos para cada tipo de contaminante. Expresado de otro modo, ambos umbrales proporcionan una estimación de la calidad del sedimento en función de la probabilidad de consecuencias adversas sobre la biota causadas por metales pesados y otros contaminantes. En este sentido, puede entenderse, pues, como ERL a la concentración de una sustancia por encima de la cual los efectos nocivos comienzan a mostrar cierto grado de incidencia, mientras que el ERM indica el umbral sobre el que éstos comienzan a ser considerados frecuentes (Tabla 2.5). Por otro lado, en aquellos casos en que los niveles de contaminantes han sido excepcionalmente elevados, se han seguido las recomendaciones contenidas en las “Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre”, elaboradas por la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM, 2015). Dentro de esta normativa, cobra especial relevancia el concepto de sedimento “no peligroso” (Buceta et al., 2015). Este informe establece que, según la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, se entiende como “no peligroso” aquel sedimento cuyo contenido en metales pesados y otros contaminantes no exceda unos umbrales de peligrosidad determinados (Tabla 2.5). En el caso de que no se superen estos umbrales, estas directrices incluyen una segunda caracterización por la que los sedimentos “no peligrosos” se clasifican dentro de tres categorías: 1) Categoría A (materiales cuya concentración individual o media sea inferior o igual al nivel de acción A para todos los contaminantes), 2) Categoría B (materiales cuya concentración individual o media sea inferior o igual al nivel de acción B para todos los contaminantes); y 3) Categoría C (materiales cuya concentración individual o media de al menos uno de los contaminantes sea superior al nivel de acción C). Estas dos últimas categorías indican que se necesita precaución especial en el manejo de los sedimentos (p.e., en el caso de dragados), ya que estos materiales se consideran extremadamente contaminados y representan un grave peligro para la biota. Los niveles de acción son valores de referencia calculados para cada contaminante. Es necesario señalar, sin embargo, que la caracterización de los sedimentos expresada

según los baremos antes indicados se realiza siguiendo unos protocolos dentro de unos campos de aplicación específicos, que quedan fuera de los objetivos de este estudio (caracterización ecotoxicológica, manipulación y tratamiento del sedimento, etc.), por lo que en este trabajo los umbrales definidos son usados exclusivamente como marcos de referencia que ayuden a evaluar el grado de deterioro ambiental de los sedimentos y conocer su evolución a lo largo del tiempo.

Tabla 2.5. Valores de referencia de los elementos traza analizados en este estudio (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Hg y As): Efectos de Rango Bajo y Medio (ERL y ERM, Long et al., 1995) y los umbrales de peligrosidad del CIEM (2015).

	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Hg	As
	<i>mg kg⁻¹</i>	<i>mg kg⁻²</i>	<i>mg kg⁻¹</i>	<i>mg kg⁻¹</i>	<i>mg kg⁻¹</i>	<i>mg kg⁻²</i>	<i>mg kg⁻¹</i>
ERL*	46,7	150	34	20,9	1,2	0,2	8,2
ERM*	218	410	270	51,6	9,6	0,7	70
Umbrales de peligrosidad^b	1.000	2.500	2.500	1.000	72	17	1.000

*Long et al. (1995)

^bCIEM (2015)

2.4 Análisis de los isótopos estables del Pb

2.4.1 Preparación de muestras

Con el propósito de evaluar la relación entre los principales isótopos estables del Pb (²⁰⁴Pb, ²⁰⁶Pb, ²⁰⁷Pb y ²⁰⁸Pb), se han preparado un total de 19 muestras procedentes de algunos de los sondeos intermareales de ambos estuarios: EDAR (Saja-Besaya), Zorrotza, Rontegi, Galindo, Erandio y Simondrogas (Nervión). Cada muestra seleccionada (~1 g) fue guardada en una bolsa de plástico sin tratamiento previo y enviada para su análisis al Servicio General de Geocronología y Geoquímica Isotópica (Servicios Generales de Investigación, SGIKER) de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU). Las muestras fueron digeridas en HNO₃ + HF a 70°C, purificado el Pb (disueltas en HBr y procesadas por cromatografía líquida convencional) y disueltas de nuevo en HNO₃.

2.4.2 Métodos analíticos

Una vez terminado su pre-tratamiento, las muestras fueron introducidas en un espectrómetro de masas ICP-MS Neptune marca Thermo Fisher Scientific para su medida espectrométrica.

2.5 Análisis de susceptibilidad magnética (χ)

2.5.1 Preparación de muestras

Tanto en las muestras superficiales como en las procedentes de los sondeos cortos intermareales pertenecientes al estuario del Nervión fue medida la susceptibilidad magnética. Todas las muestras fueron secadas a temperatura ambiente, enviadas para su estudio al Dr. Víctor Villasante del Instituto Geográfico Nacional (IGS) y analizadas en el Laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad Complutense de Madrid (UCM).

2.5.2 Métodos analíticos

La susceptibilidad magnética se midió cinco veces en cada muestra con un equipo Kappabridge KLY-4 (Agico) y se tomó el valor promedio de cada una de ellas. En primer lugar, se sometió cada muestra a un pequeño campo magnético externo y se midió la imanación adquirida, definiéndose de ese modo la susceptibilidad como el cociente entre las intensidades de la imanación adquirida (M) y el campo externo aplicado (H). Dado que ambas intensidades (M y H) tienen las mismas unidades ($A\ m^{-1}$), la susceptibilidad magnética tiene un valor adimensional. Sin embargo, ésta incluye una normalización por el volumen, ya que M se define como el momento magnético por unidad de volumen ($M = m/V$). Para sedimentos no consolidados (como es el caso de las muestras estudiadas), se hace indispensable normalizarlos por la masa, porque su densidad puede presentar muchas variaciones. Para ello, se dividió el valor obtenido de cada muestra por su masa, resultando la susceptibilidad magnética normalizada como inversa de la densidad, es decir, en $m^3\ kg^{-1}$.

2.6 Análisis micropaleontológico

2.6.1 Preparación de muestras

Una vez secados inicialmente en una estufa $50^\circ C$ y pesados en una balanza de precisión, los materiales procedentes de los sondeos fueron sumergidos de nuevo en agua con el propósito de disgregar el sedimento y facilitar así el proceso de

levigado, que fue llevado a cabo con agua corriente haciendo uso de dos tamices con luces de malla 2 mm y 63 μ m, siguiendo las recomendaciones de Sen Gupta y Machain-Castillo (1993), para recuperar la fracción arenosa y eliminar las fracciones más gruesas (gravas, conchas, restos de vegetales) y más finas (limo y arcilla) respectivamente, ya que los foraminíferos bentónicos presentan tamaños dentro de este umbral granulométrico (Figura 2.10). Por su parte, las muestras superficiales también fueron levigadas. Sin embargo, el estudio microfaunístico de este tipo de muestras requiere de la diferenciación entre la asociación viva y la asociación muerta de foraminíferos bentónicos, ya que se considera que las asociaciones vivas se encuentran en equilibrio con el medio ambiente, variando a lo largo del tiempo en función de los parámetros ambientales, mientras que las asociaciones muertas representan la acumulación de generaciones de foraminíferos a lo largo del tiempo (Murray, 1991). Para lograr discernir entre ambas asociaciones se siguió el método definido por Walton (1952). Este método permite teñir el protoplasma de los foraminíferos de un color rojo brillante facilitando la identificación de aquellos



Figura 2.10. Proceso de levigado del sedimento con agua corriente a través de tamices con luces de malla 2 mm y 63 μ m.

individuos considerados vivos en el momento del muestreo, frente a los caparazones vacíos no teñidos de la asociación muerta. El contenido arenoso del tamiz se vertió en un recipiente de porcelana al que se añadió durante una hora una solución de Rosa de Bengala en una proporción de 1 g de producto por 1 l de agua destilada. Para limpiar el exceso de colorante, las muestras se tamizaron con agua corriente por segunda vez y se secaron en una estufa a 50°C. Una vez secas, se pesaron en una báscula de precisión. Es importante señalar que el protoplasma de los foraminíferos muertos puede ser preservado bajo ciertas condiciones de anoxia, siendo posible que algunos individuos estén manchados por Rosa de Bengala sin pertenecer a la asociación viva (Goineau et al., 2012). Sin embargo, la coloración de los individuos vivos es más intensa y homogénea, por lo que, tras una observación atenta, la diferenciación suele ser clara.

Tras ser levigadas todas las muestras, la fracción arenosa fue puesta a secar en una estufa a 50°C y luego nuevamente pesada, lo que permitió cuantificar la proporción de la fracción arenosa en cada muestra. Aunque la fracción fina haya sido eliminada, y con ella gran parte del volumen de la muestra inicial, el proceso de triado puede ser demasiado laborioso si se realiza sobre la fracción arenosa sin procesar ulteriormente. Es por ello que diversos autores han propuesto diferentes metodologías para concentrar los foraminíferos presentes en la misma (Gibson y Walker, 1967; Corner et al., 1996; Semensatto y Dias-Brito, 2007). En este trabajo se ha hecho uso de una de las técnicas más ampliamente utilizadas: la concentración por flotación en tricloroetileno (C_2HCl_3), líquido cuya densidad ($1,46 \text{ g cm}^{-3}$) permite separar del sedimento mayoritariamente cuarcítico los caparazones de los foraminíferos y otras partículas menos densas, y concentrarlas en la superficie del fluido. Para este fin, se han seguido las recomendaciones de Murray (1979, 2006) con extrema precaución, ya que se trata de un compuesto altamente tóxico que es necesario manipular en una campana de gases. Se colocó un embudo con un papel de filtro en un trípode y un vaso de precipitados debajo, tal y como se muestra en la Figura 2.11. En otro vaso de precipitados se sumergió la fracción arenosa de cada muestra en tricloroetileno, agitando suavemente con una varilla, y se esperó a que el sedimento más denso (mayoritariamente cuarzo) se asentase en el fondo. A continuación, se vertió el líquido arrastrando con él el material en flotación por el embudo, quedando éste atrapado en

el papel secante. El líquido excedente se recuperó con el propósito de repetir la operación al menos dos veces más por cada muestra, hasta asegurarse de que no quedaba más material susceptible de ser concentrado atrapado en el sedimento más denso o adherido a las paredes del vaso de precipitados. Al final del proceso, el tricloroetileno sobrante fue retornado a la botella, para ser reutilizado en futuras muestras, y el vaso de precipitados con el sedimento más denso excedente puesto a secar en la campana extractora, ya que aún puede desprender vapores tóxicos. Por último, se retiró el papel de filtro con el sedimento concentrado y fue puesto a secar a temperatura ambiente dentro de la campana. Dado que la velocidad de evaporación del tricloroetileno es muy elevada, a los pocos minutos las muestras pudieron ser nuevamente pesadas y estaban listas para su estudio.



Figura 2.11. Materiales para el proceso de concentración de foraminíferos bentónicos por flotación en tricloroetileno.

2.6.2 Recuperación de los foraminíferos bentónicos

Una vez concentrados los foraminíferos de cada muestra, es el momento de realizar la extracción, determinación y cuantificación de los mismos. Para ello, se hizo uso de una lupa binocular Nikon SMZ 645 (Figura 2.12). Con el propósito de realizar un estudio estadísticamente significativo sobre el contenido micropaleontológico de

cada muestra, se extrajeron, siempre que la cantidad de ejemplares presentes lo permitió, un total mínimo de 300 caparazones, que fueron fijados cuidadosamente en una celdilla multirreticulada a la que se aplicó una solución de goma arábica diluida, para impedir su movilización o pérdida accidental. En aquellas muestras con una cantidad menor de foraminíferos se extrajeron todos los caparazones presentes.



Figura 2.12. Materiales de triado para la extracción de los foraminíferos bentónicos.

2.6.3 Métodos analíticos

Para su determinación taxonómica, los foraminíferos fueron descritos morfológica y texturalmente. Con el fin de realizar la determinación de las distintas especies presentes en las muestras analizadas se tuvieron en cuenta una serie de caracteres diagnósticos de los caparazones, definidos en la literatura taxonómica básica del grupo (Cushman, 1928; Loeblich y Tappan, 1988, 1994; Hayward et al., 2004; "World Register of Marine Species", WoRMS, www.marinespecies.org). Los criterios diagnósticos más utilizados fueron: el número de cámaras, la disposición y forma de las mismas, la morfología general y tamaño del caparazón, el tipo de pared

(composición, textura y ornamentación), la forma y posición de la apertura principal. Estos criterios han sido cuidadosamente examinados a la hora de determinar el género y la especie de cada individuo extraído.

Sobre el contenido microfaunístico de cada muestra fueron calculados varios parámetros que pueden aportar una interesante información (paleo)ambiental. Por un lado, se calculó el número de especies por muestra. Sin embargo, para poder considerar este valor de forma significativa, también se debe tener en cuenta el número de individuos extraídos (Murray, 1991). En los sondeos, se calculó la abundancia absoluta de la asociación enterrada, normalizada en este estudio como el número de individuos por 15 g de sedimento total seco, con el propósito de poder comparar entre sí las muestras analizadas de cada testigo y correlacionarlas en el espacio y en el tiempo. En el caso de las muestras superficiales, sin embargo, la abundancia de la asociación viva viene determinada por un parámetro conocido como *standing crop*, que se define como la abundancia absoluta de individuos vivos por unidad de volumen de sedimento (Murray, 1991). En este estudio el *standing crop* está representado como la abundancia de ejemplares vivos presentes en 80 cm³, volumen que, como se describió en el apartado dedicado a las técnicas de campo, corresponde a la suma de las dos réplicas de sedimento recogidas en cada punto de muestreo (40 + 40 cm³). Por su parte, aunque también fue recuperada la asociación muerta procedente de las muestras superficiales, no se midió su abundancia, ya que la asociación viva refleja mejor el estado ambiental a lo largo del tiempo al tener en cuenta los individuos que viven y se reproducen *in situ*, (es decir, se encuentran en equilibrio con el medio ambiente), mientras que la asociación muerta tiene un carácter acumulativo y puede incluir, además, una proporción variable de formas alóctonas arrastradas por las corrientes mareales y el oleaje. Sin embargo, sí se consideró el número de especies presentes en ambas asociaciones.

Además del número de especies y la abundancia absoluta, también fueron calculados otros parámetros micropaleontológicos en todas las asociaciones que pueden aportar información relevante de interés (paleo)ambiental a la interpretación del contenido microfaunístico de las muestras, como la proporción de especies alóctonas o marinas transportadas desde el mar abierto dentro del estuario frente a especies consideradas autóctonas o estuarinas, lo que ofrece un índice de la

influencia marina en el medio, y la representación de los distintos tipos de caparazón que pueden presentar los foraminíferos (aglutinante, hialino y porcelanáceo), y que está relacionada con las condiciones ambientales que determinan la presencia de CaCO_3 en el medio (Greiner, 1974; Murray, 1991). Estos autores sugieren que en el caso de las formas aglutinantes, que no dependen de este factor para formar sus caparazones, éstas se desarrollarán mayoritariamente en zonas con una baja disponibilidad de CaCO_3 . Las formas hialinas y porcelanáceas, por otro lado, dependen de una moderada saturación y una sobresaturación de CaCO_3 , respectivamente. En las muestras pertenecientes a los sondeos intermareales del estuario del Nervión se calculó, además, el índice de Berger-Parker, expresado como la proporción de la especie dominante frente al conjunto de la muestra, con el propósito de caracterizar las asociaciones de foraminíferos en función del grado de dominancia de la especie más representada (Hayward, 2014). La caracterización de las especies tanto de origen estuarino como marino, su clasificación en términos de abundancia relativa (especies dominantes, secundarias y otras) y su interpretación (paleo)ambiental se llevó a cabo siguiendo los criterios de Cearreta (1988) sobre las asociaciones de foraminíferos bentónicos actuales del estuario de Santoña (Cantabria).

Por último, una muestra de 38 caparazones seleccionados de entre las especies más representativas encontradas en este trabajo fue fotografiada con un microscopio electrónico de barrido en el Servicio de Microscopía Analítica y de Alta Resolución en Biomedicina (Servicios Generales de Investigación, SGIker) de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU).

2.7 Datación ^{14}C por espectrometría de masas con aceleradores (AMS)

2.7.1 Preparación de muestras

Se prepararon 33 muestras de conchas y materia vegetal obtenidas a lo largo de los sondeos largos de Cuchía y Requejada (estuario del Saja-Besaya). Para ello se eligieron aquellos restos que se encontraban en un mejor estado de preservación y con un bajo grado de fragmentación, con el objetivo de asegurar que el análisis se

realizase en cada muestra sobre un mismo individuo, y aumentar significativamente así la fiabilidad de los resultados.

2.7.2 Métodos analíticos

Las muestras fueron enviadas a Beta Analytic Inc. (USA), donde se realizó su medida por espectrometría de masas con aceleradores (Accelerator Mass Spectrometry, AMS). La datación a partir del contenido en ^{14}C por AMS es actualmente la técnica más adecuada para el estudio geocronológico de sedimentos jóvenes (<50.000 años de antigüedad), por lo que tiene una gran importancia en reconstrucciones paleoclimáticas y paleoambientales cuaternarias (Li et al., 2017). Este método mide la proporción del ^{14}C frente a los isótopos estables del carbono (^{12}C y ^{13}C) presentes en una muestra, permitiendo estimar la fecha de muerte del individuo. Las fechas obtenidas a partir de las muestras analizadas fueron corregidas para el efecto de reservorio marino, estimado en aproximadamente 400 años para el Golfo de Bizkaia (Stuiver y Braziunas, 1993).

2.8 Análisis radioisotópico de ^{210}Pb , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu

El análisis radioisotópico de los sondeos cortos de ambos estuarios fue llevado a cabo en tres laboratorios, tal y como se detalla a continuación. Por un lado, las muestras pertenecientes a las réplicas Abra 2.1, Abra 3.1, Abra 5.2 (estuario del Nervión) y EDAR 2 (estuario del Saja-Besaya) fueron analizadas mediante ^{210}Pb y ^{137}Cs en el Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM) en Mazatlán (México). Durante mi estancia doctoral internacional (1 de Mayo a 1 de Agosto de 2017) y bajo la tutela de los Dres. Ana Carolina Ruiz Fernández, responsable del laboratorio, y Joan Albert Sánchez Cabeza, los testigos fueron analizados con dos métodos diferentes: espectrometría alfa y espectrometría gamma. Por otro lado, las muestras pertenecientes a las réplicas Miengo 1.2 y Miengo 2.2 (estuario del Saja-Besaya) fueron estudiadas en el Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas de la Universidad de Cantabria (UC) por parte del Dr. José

Gómez Arozamena. La técnica utilizada fue la detección de ^{210}Pb y ^{137}Cs por espectrometría gamma. Adicionalmente, 10 muestras de la réplica Miengo 2.2 fueron enviadas al Laboratorio de Radiactividad Ambiental (MEDASEGI Research Group) de la Universitat Politècnica de València (UPV) para la determinación de $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu mediante espectrometría alfa.

2.8.1 Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología (ICLM, UNAM)

2.8.1.1 Detección por espectrometría alfa (^{210}Pb)

2.8.1.1a Preparación de muestras

Para la preparación de muestras se siguió el método de depósito espontáneo de isótopos de polonio (^{209}Po , ^{210}Po) en discos de plata (Flynn, 1968). En primer lugar, se introdujeron de 0,3 a 0,4 g de sedimento seco de cada muestra en un recipiente de digestión Savillex (Figura 2.13). A continuación, se agregaron 150 μl de ^{209}Po (trazador) y se pesó el conjunto en una balanza electrónica de precisión. Para la digestión de la muestra, se agregaron 4 ml de HCl concentrado, 5 ml de HNO_3 concentrado y 1 ml de HF concentrado. Se selló herméticamente cada recipiente y se pusieron todos juntos a calentar a 150°C sobre una plancha eléctrica durante 12 horas. En tanto se realizaba el proceso de digestión, se limpiaron y prepararon



Figura 2.13. Recipientes de digestión Savillex numerados para la preparación de las muestras que fueron posteriormente analizadas por espectrometría alfa.

pequeños discos de plata sobre los que se depositó posteriormente cada muestra.

Terminada la digestión de las muestras, se extrajeron los recipientes de la plancha y, una vez fríos, se abrieron y se añadió de nuevo HCl concentrado, calentando las muestras una vez más a 80°C. Se repitió este proceso tres veces. Posteriormente, la muestra fue recogida e introducida en un tubo de centrifuga. Las muestras fueron centrifugadas a 3.500 rpm durante 10 minutos, se les añadió 10 ml de HCl y se volvieron a centrifugar durante otros 10 minutos. A continuación, cada muestra se introdujo en un vaso de precipitados, en el que se agregó ácido ascórbico ($C_8H_6O_8$), para que el Fe III presente se redujera a Fe II (diluido) y no interfiriera en la deposición del Po. Posteriormente se colocó en cada vaso de precipitados un disco de plata con la cara pulida hacia arriba y el conjunto se introdujo en un mezclador orbital durante 12 horas. En presencia de HCl, el Po se depositó espontáneamente sobre los discos. Una vez recuperados, se enjuagaron con agua desionizada y alcohol etílico, y se colocaron en un detector Ortec-Ametek 576A Dual Alpha Spectrometer (Figura 2.14).

Paralelamente, se extrajo una nueva muestra replicada por cada sección que va a ser analizada en cada uno de los sondeos, y se procedió a determinar su pérdida de peso por ignición (*Loss on ignition* o LOI). Esta metodología es empleada para determinar el contenido en materia orgánica y en carbonatos de los sedimentos (Dean, 1974; Bengtsson y Enell, 1986), con el propósito de normalizar las medidas procedentes de las dataciones, evitando la distorsión que puedan provocar en las mismas, y está basada en un calentamiento secuencial en una mufla de una pequeña porción (0,25 g) de cada una de las muestras que fueron analizadas radioisotópicamente. El proceso consta de tres fases sucesivas. Durante la primera fase, se calentaron 0,25 g de sedimento molido por muestra a 100°C para eliminar el agua intersticial y se pesó el sedimento seco. En la segunda fase se calentó la muestra a 550°C, que reaccionó oxidando la materia orgánica y volvió a pesarse. Por último, en la tercera fase, se calentó la misma muestra a 950°C, lo que conlleva la destrucción de los carbonatos, y se volvió a pesar. Tras cada episodio de calentamiento, se observó una disminución progresiva del peso de la muestra, relacionada con la pérdida del agua, la materia orgánica y los carbonatos en el sedimento respectivamente.

2.8.1.1b Métodos analíticos

La determinación del ^{210}Pb por espectrometría alfa se realiza a través de la detección de su descendiente, el radioisótopo ^{210}Po ($T_{1/2} = 138$ días). Esta técnica no destructiva permite estimar indirectamente la concentración de ^{210}Pb a partir del ^{210}Po , ya que se puede asumir que estos radioisótopos se encuentran en equilibrio secular. Este método se basa en la medida de las partículas alfa que llegan a un detector situado en una cámara sometida a condiciones de vacío. Del conjunto de muestras en cada uno de los sondeos, se analizó inicialmente un “esqueleto” formado por la muestra más superficial, la muestra más profunda y una serie de muestras intermedias representativas siguiendo el patrón de “una cada cuatro” comenzando por la inmediatamente inferior a la más superficial. En los casos donde fue necesario, el esqueleto se complementó con más muestras intermedias, con el fin de obtener una mayor resolución en la curva del perfil de concentraciones del ^{210}Po .

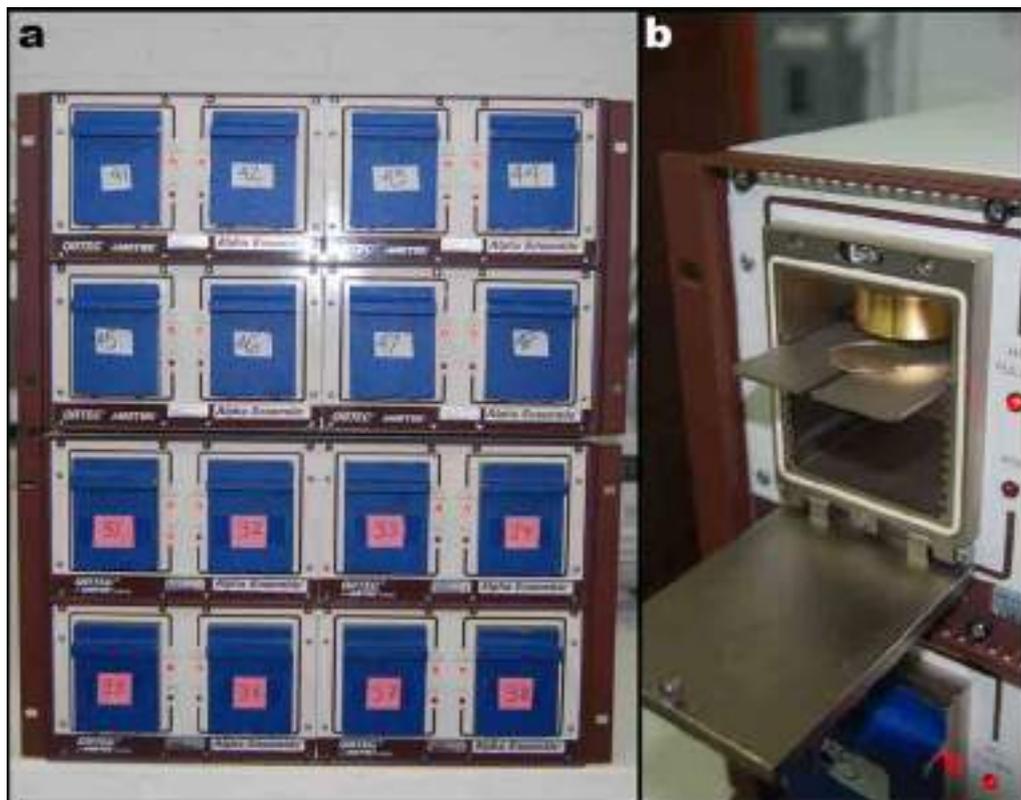


Figura 2.14. a) Detector Ortec-Ametek 576A Dual Alpha Spectrometer, Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM). b) Detalle de una de las celdas de detección con el disco de plata montado sobre la bandeja portamuestras.

2.8.1.2 Detección por espectrometría gamma (^{210}Pb y ^{137}Cs)

2.8.1.2a Preparación de muestras

La preparación de las muestras de sedimento para el análisis por espectrometría gamma es más sencilla que en el caso de la espectrometría alfa. Del material molido de cada muestra seca se destinaron 4 g a la detección de ^{210}Pb por este método. Cada muestra se envasó en tubos de plástico cilíndricos cerrados herméticamente. En la preparación de cada tubo, el sedimento fue cuidadosamente comprimido con la ayuda de un pequeño pistón de plástico. Por último, los tubos fueron almacenados en posición vertical durante 21 días hasta que se alcanzó el equilibrio radiactivo entre el ^{226}Ra , el ^{222}Rn y sus descendientes. Una vez concluido este periodo, las muestras fueron introducidas en el detector (Figura 2.15).

2.8.1.2b Métodos analíticos

La espectrometría gamma consiste en la obtención del espectro de estas radiaciones emitidas por los radionúclidos. Esta técnica cuenta con la ventaja de que permite determinar otros radionúclidos como el ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{226}Ra y ^{40}K , cada uno de ellos con una utilidad complementaria en el estudio geocronológico de los sedimentos (Appleby et al., 1986; Ruiz-Fernández et al., 2009). Para determinar el ^{210}Pb en las muestras se usó un detector gamma Ortec-Ametek Sistema Coaxial de Pozo, Serie GWL-HPGe (Figura 2.15). Este equipo forma parte de los conocidos como detectores de semiconductores, en este caso de Ge, que presentan una mayor resolución frente los detectores clásicos.

2.8.2 Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas (UC)

2.8.2.1 Detección por espectrometría gamma (^{210}Pb y ^{137}Cs)

2.8.2.1a Preparación de muestras

Las muestras enviadas al Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas de la Universidad de Cantabria (réplicas Miengo 1.2 y Miengo 2.2) fueron pre-tratadas siguiendo el mismo procedimiento descrito previamente en el apartado 2.8.1.2a.

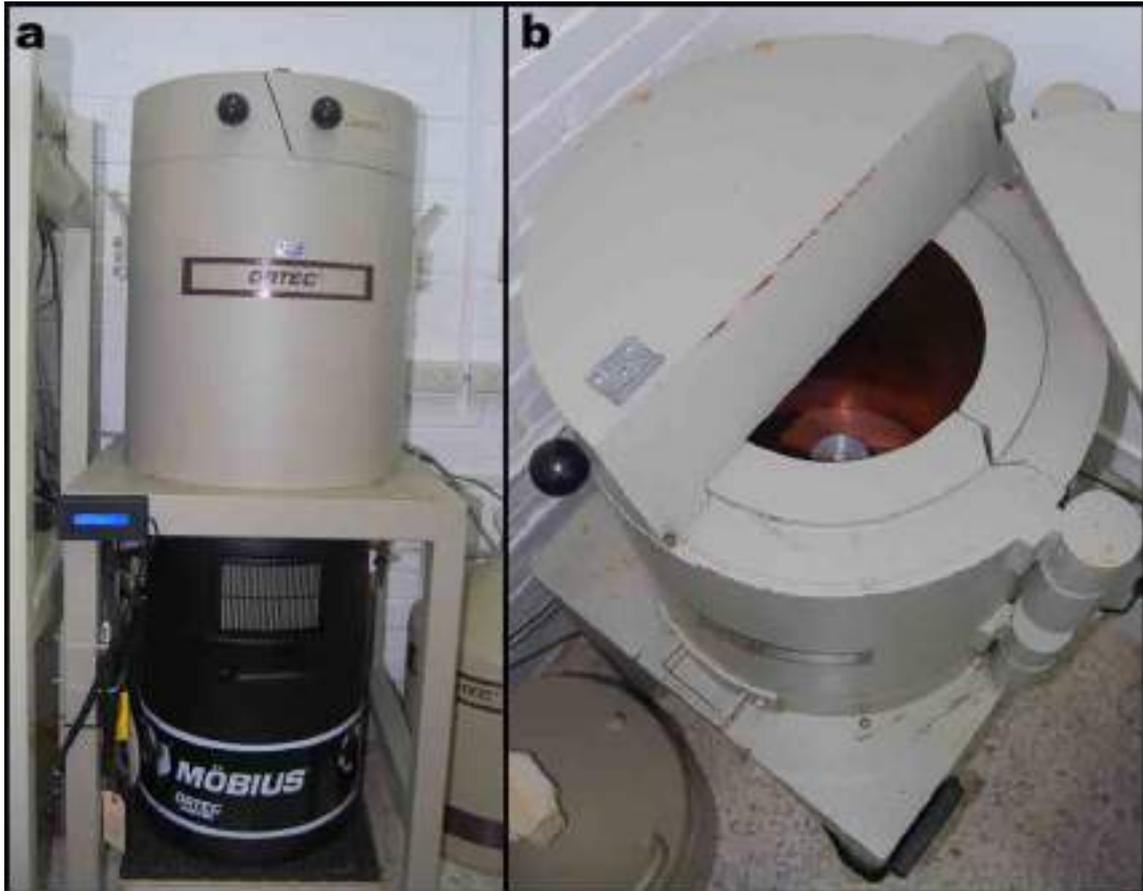


Figura 2.15. a) Detector Ortec-Ametek Sistema Coaxial de Pozo, Serie GWL-HPGe, Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (UNAM). b) Detalle del interior del detector.

2.8.2.1b Métodos analíticos

Una vez preparadas, las muestras fueron analizadas utilizando un detector gamma semiconductor GeHP vertical marca Canberra (Appleby et al., 1986).

2.8.3 Laboratorio de Radioactividad Ambiental (UPV)

2.8.3.1 Detección por espectrometría alfa ($^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu)

2.8.3.1a Preparación de muestras

Las muestras seleccionadas fueron enviadas al Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universitat Politècnica de València (UPV), para medir el Pu mediante un método secuencial. La determinación radiométrica del Pu en sedimentos requiere de la separación previa y concentración de los mismos, para poder ser medidos

mediante espectrometría alfa. Previamente, se realizaron diversos métodos de pre-tratamiento. En primer lugar se realizó una digestión en vaso abierto (open-vessel digestion) de los sedimentos con HNO_3 , HCl y H_2O_2 . A continuación, se probaron dos métodos de digestión por fusión: (1) de boratos y (2) alcalina. Ambas metodologías consisten en la disolución de una muestra previamente oxido-reducida a temperaturas de 1.000 y 600°C, respectivamente. La primera de ellas, la fusión de borato, emplea como fundente metaborato de litio (LiBO_2 ; 80%) y tetraborato de litio ($\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$; 20%) en crisoles de Pt (95%) y Au (5%). La segunda, la fusión alcalina, usa hidróxido de sodio (NaOH) en crisoles de Zr (Sáenz-Muñoz et al., 2020).

Una de las técnicas de separación radioquímica del Pu más utilizadas es la extracción cromatográfica con resinas del tipo UTEVA (Toribio et al., 2001). Estas resinas contienen diamil amilfosfonato (DAAP), que actúa como extractante específico para el Pu y otros actínidos, como el U o el Am. Una vez separado, se procedió a la electrodeposición del Pu mediante el uso de un electrodo de Pt (ánodo) y una plancheta de acero inoxidable (cátodo) sobre la que se depositó el Pu.

2.8.3.1b Métodos analíticos

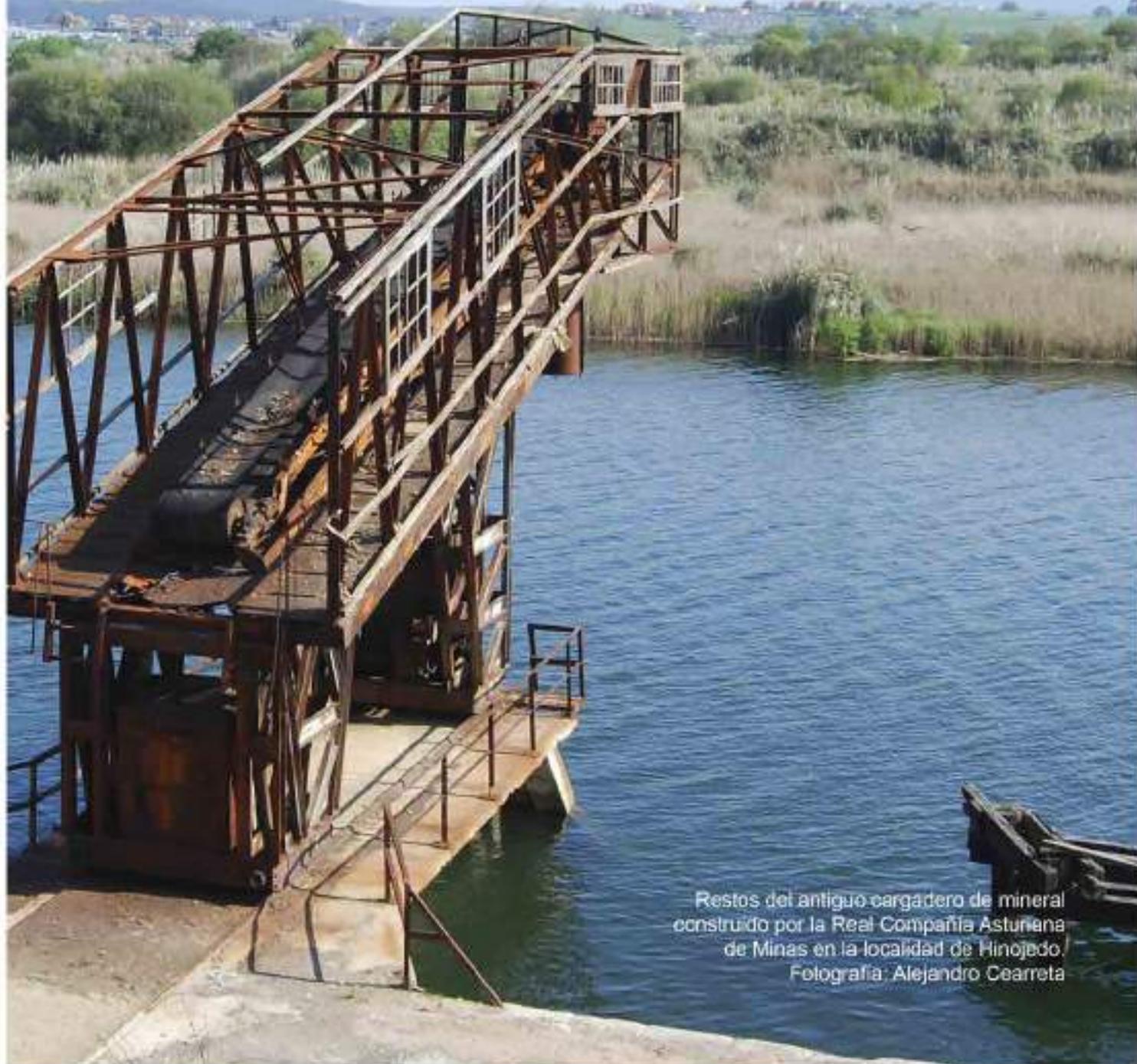
Una vez depositado el Pu, las planchetas de acero fueron introducidas en un detector EG&G Ortec (Sáenz-Muñoz et al., 2020), donde se midieron las actividades de los radioisótopos $^{239+240}\text{Pu}$ y ^{238}Pu mediante espectrometría alfa.

3

Estuario del Saja-Besaya

“Los mineros derrumbaban aquí, horadaban allá, cavaban más lejos, rasguñaban en otra parte, rompían la roca cretácea, desbarataban las graciosas láminas de pizarra psamnita y esquistosa, despreciaban la caliza arcillosa, apartaban la limonita y el oligisto, destrozaban la preciosa dolomía, revolviendo incesantemente hasta dar con el silicato de zinc, esa plata de Europa”.

Benito Pérez Galdos, *Marianela* (1878).



Restos del antiguo cargadero de mineral
construido por la Real Compañía Asturiana
de Minas en la localidad de Hinojedo.
Fotografía: Alejandro Cearreta

3. Estuario del Saja-Besaya

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en el estuario del Saja-Besaya (Suances, Cantabria) a partir de los análisis físico-químicos (geoquímicos e isotópicos), microfaunísticos y radiométricos descritos en el capítulo anterior, así como la interpretación y discusión de los mismos. Los datos serán abordados en el siguiente orden: sondeos largos holocenos, sondeos cortos intermareales y muestras superficiales.

3.1 Sondeos largos holocenos

3.1.1 Resultados

El conjunto de los resultados geoquímicos, microfaunísticos y radiométricos obtenidos a partir de los dos sondeos largos (Requejada y Cuchía) se encuentran recopilados en los Apéndices Ia, IIa y IIIa.

3.1.1.1 Requejada

Desde el punto de vista granulométrico, el sondeo Requejada muestra una composición variable (Figura 3.1). De base a techo, comienza con una alternancia de paquetes arenosos (mediana 68% de arena) y finos (21% de arena) que se extiende desde una profundidad de 15,90 m hasta 10,60 m. A continuación, y hasta los 7,90 m, los materiales depositados son fundamentalmente finos con un bajo contenido en arena (11%). Sobre estos se encuentra un tramo de sedimentos fango-arenosos con proporciones relativamente estables de arena (39%) hasta 1,20 m. Por último, la parte superior del sondeo está formada por material de relleno de origen antrópico (Figura 3.1).

3.1.1.1a Geoquímica

Los datos correspondientes a los metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Hg) y As obtenidos a partir del sondeo Requejada (n=12) han sido sintetizados en la Tabla

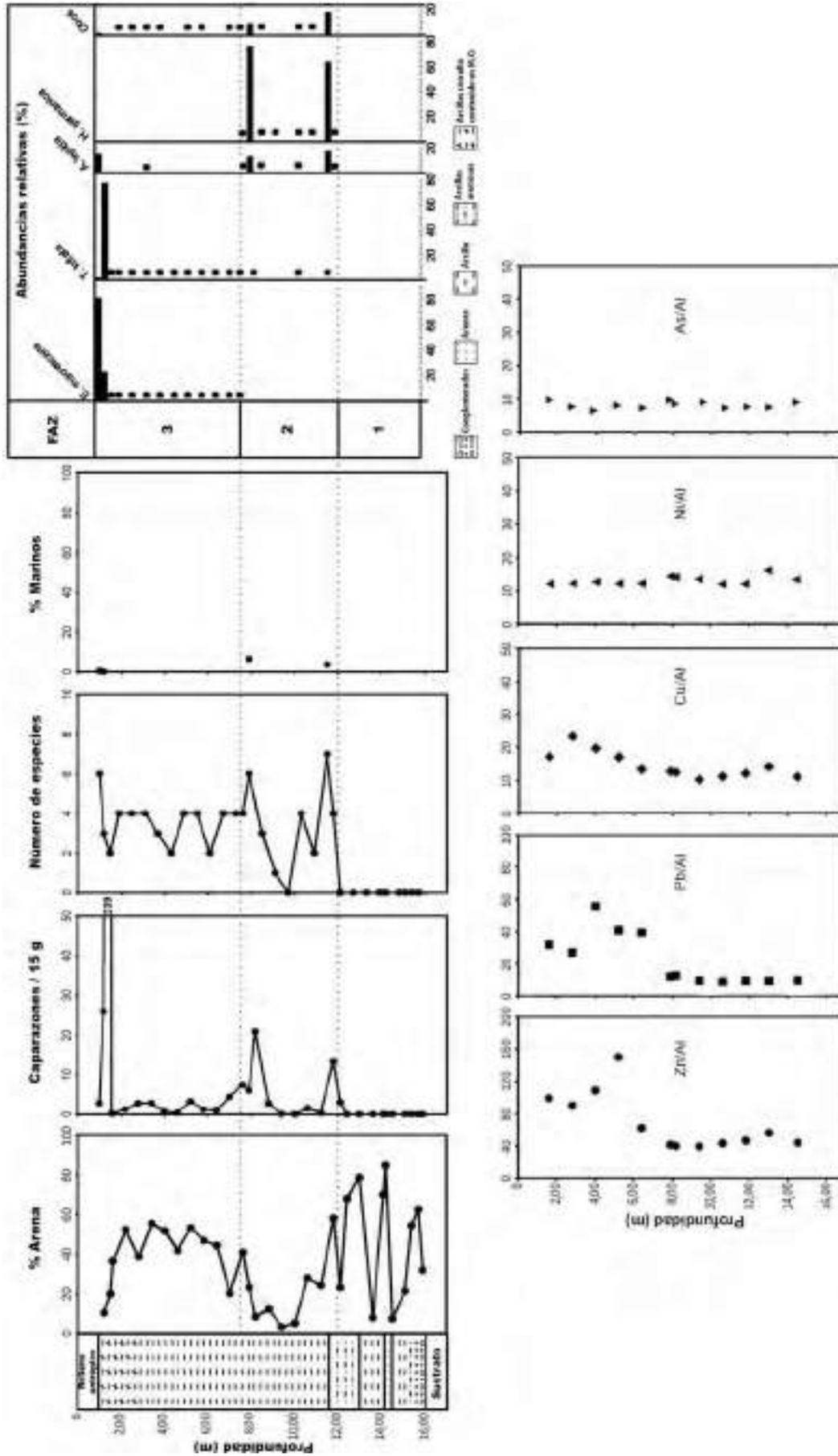


Figura 3.1. Contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/15 g), número de especies, proporción de ejemplares marinos (%), abundancia relativa de las especies más representativas (%), y distribución de concentración de metales pesados (Zn, Pb, Cu, Ni) y As en el sondeo Requejada, normalizadas por el contenido en Al en el sondeo Requejada.

3.1. Dado que el contenido arenoso es muy variable a lo largo del testigo (Figura 3.1), en este caso se hace recomendable normalizar las concentraciones de metales y As por el contenido de Al (%) presente en cada muestra. Este procedimiento es muy utilizado en sedimentos arenosos y permite compensar los efectos granulométricos y mineralógicos que afectan al contenido en metales pesados (Hieu Hu et al., 2012). Los resultados obtenidos han permitido identificar dos grandes secciones a lo largo de este sondeo. Desde la base hasta una profundidad de 7,90 m, las concentraciones de metales son bajas y homogéneas, no observándose cambios composicionales significativos. A partir de esta cota, sin embargo, se detecta un incremento del Pb, Zn y Cu, con un pico entre los 6 y los 3 m de profundidad (Figura 3.1). En cuanto a las concentraciones de Cd y Hg, en todas las muestras se encuentran por debajo del límite de detección de la técnica utilizada.

3.1.1.1b Micropaleontología

De las 32 muestras analizadas se han extraído 1.458 caparazones pertenecientes a 15 especies (6 marinas). El contenido de foraminíferos bentónicos es extremadamente bajo en todo el sondeo (mediana 1, rango 0 – 239 caparazones/15 g). En cuanto a la presencia de especies alóctonas, la influencia del ambiente marino es muy baja y estable a lo largo de todo el sondeo, con proporciones de especies marinas entre el 0 y 7% (mediana 3%) por muestra. A pesar de los escasos datos obtenidos, ha sido posible diferenciar tres zonas en base a las asociaciones de foraminíferos bentónicos (FAZ: *foraminiferal assemblage zone*) (Figura 3.1).

En primer lugar, se detectó una sección basal totalmente afaunal (FAZ1) que se extiende desde el contacto con el sustrato cretácico a una profundidad de 15,90 m hasta los 12,40 m (Tabla 3.1).

Sobre ella descansa una zona intermedia (FAZ2: 12,40 – 7,90 m; Tabla 3.1) con una presencia extremadamente baja de foraminíferos (3, 0 – 21 caparazones/15 g) y un número de especies por muestra también muy reducido (mediana 4, rango 0 – 7). De hecho, solamente dos de las muestras pudieron ser sometidas a un tratamiento estadístico, al recuperarse más de 100 caparazones (Apéndice IIa). El número de ejemplares marinos en cada una de ellas (muestras a 11,80 m y a 8,20 m) es del 3,6% y 6,5%, respectivamente. La asociación microfaunística está dominada por las formas

estuarinas *Haynesina germanica* (mediana 70, rango 64 – 76%) y *Ammonia tepida* (16, 13 – 18%), apareciendo *Criboelphidium excavatum* (5, 3 – 6%) y *Criboelphidium williamsoni* (5, 1 – 9%) como especies secundarias.

Finalmente, FAZ3 (7,90 – 1,20 m; Tabla 3.1) también presenta unas bajas abundancias (3, 0 – 239 caparazones/15 g) y un reducido número de especies por muestra (4, 2 – 6). Además, se caracteriza por una muy escasa proporción de formas marinas (<1%) y una importante dominancia de especies aglutinantes como *Entzia macrescens* (52, 22 – 81%) y *Trochammina inflata* (40, 2 – 77%).

Tabla 3.1. Tabla resumen de los resultados litológicos, microfaunísticos (caparazones/15 g) y geoquímicos (normalizados por el Al) del sondeo largo Requejada. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos. *d.l.d = debajo del límite de detección.

Requejada			
FAZ3	Profundidad 7,90-1,20 m Espesor 6,70 m Litología Fango arenoso Arena 42 (10-56)%	Caparazones 3 (0-239) Especies 4 (2-6) Marinos 0% Aglutinantes 92 (84-100)% Porcelanáceos 0% Hialinos 8 (0-16)% <i>E. macrescens</i> 52 (22-81)% <i>T. inflata</i> 40 (2-77)%	Pb/Al 40 (28-56) Zn/Al 99 (62-150) Cu/Al 17 (13-23) Ni/Al 12 (12-13) Cd/Al d.l.d Hg/Al d.l.d As/Al 8 (7-13)
FAZ2	Profundidad 12,40-7,90 m Espesor 4,50 m Litología Fango arenoso Arena 23 (3-58)%	Caparazones 3 (0-21) Especies 4 (0-7) Marinos 3,6-6,5% Aglutinantes 1% Porcelanáceos 0% Hialinos 99% <i>H. germanica</i> 70 (64-76)% <i>A. tepida</i> 16 (13-18)% <i>C. excavatum</i> 5 (3-6)% <i>C. williamsoni</i> 5 (1-9)%	Pb/Al 10 (8-13) Zn/Al 43 (39-56) Cu/Al 17 (10-29) Ni/Al 14 (12-16) Cd/Al d.l.d Hg/Al d.l.d As/Al 9 (8-10)
FAZ1	Profundidad 15,90-12,40 m Espesor 3,50 m Litología Alternancia de arena y fango Arena 58 (8-85)%	Afaunal	

3.1.1.1c Geocronología

Las dataciones llevadas a cabo por radiocarbono a partir de las 12 muestras orgánicas pertenecientes al sondeo Requejada se encuentran en la Tabla 3.2. La calibración de las edades obtenidas fue realizada mediante el método INTCAL13 (Reimer et al., 2013). La edad más antigua registrada pertenece a la muestra RE 1240 (12,40 m de profundidad), mientras que la más moderna es la RE150 (1,50 m), con unas edades de 7.980 ± 30 años BP y la década de 1980 CE, respectivamente. A este

respecto, es interesante señalar que las 6 muestras analizadas por encima de los 5,20 m de profundidad (RE 120 a RE 520) arrojaron edades mucho más modernas que las precedentes, pertenecientes a la segunda mitad del siglo XX (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Resultados de las dataciones por radiocarbono de las muestras procedentes del sondeo Requejada. *La fecha 0 cal BP se corresponde con el año 1950 CE (Reimer et al., 2013).

Muestra	Material	Método	Profundidad <i>m</i>	Edad convencional <i>años BP</i>	Edad calibrada <i>años cal BP</i>
RE 120	Madera	AMS-Standard delivery	1,20	Post 0*	Post 0* (1974-1977 CE)
RE 150	Madera	AMS-Standard delivery	1,50	Post 0*	Post 0* (1983-1985 CE)
RE 160	Vegetal	AMS-Standard delivery	1,60	Post 0*	Post 0* (1955-1957 CE)
RE 280	Vegetal	AMS-Standard delivery	2,80	Post 0*	Post 0* (1956-2009 CE)
RE 520	Madera	AMS-Standard delivery	5,20	Post 0*	Post 0* (1959-1985 CE)
RE 760	Madera	AMS-Standard delivery	7,60	1.850±30	1.865-1.715
RE 880	Concha	AMS-Standard delivery	8,80	7.380±30	8.322-8.160
RE 1000	Concha	AMS-Standard delivery	10,00	7.600±30	8.131-7.864
RE 1060	Concha	AMS-Standard delivery	10,60	7.810±30	8.334-8.050
RE 1120	Concha	AMS-Standard delivery	11,20	7.290±30	7.807-7.569
RE 1180	Concha	AMS-Standard delivery	11,80	7.440±30	7.944-7.692
RE 1240	Concha	AMS-Standard delivery	12,40	7.980±30	8.996-8.721

3.1.1.2 Cuchía

A pesar de su longitud (31 m), el contenido de arena a lo largo de todo el sondeo extraído en Cuchía (Figura 3.2) permanece más constante que en el sondeo anterior, variando entre el 64 y 97% (mediana 81%), a excepción de un único intervalo de naturaleza fango-arenosa hacia la parte superior del sondeo (entre los 8,20 y 7,90 m de profundidad) cuyo contenido en arena es sensiblemente menor (37, 32 – 47%). Los 6,70 m superiores del sondeo están formados por relleno sedimentario de origen antrópico (Figura 3.2).

3.1.1.2a Micropaleontología

Los datos correspondientes a los foraminíferos bentónicos han sido sintetizados en la Tabla 3.3. De las 44 muestras analizadas se han extraído 6.552 caparazones e identificado un total de 46 especies (36 de ellas de origen marino). Aunque las abundancias absolutas detectadas son, en general, bastante bajas a lo largo de todo el sondeo (6, 0 – 2.830 caparazones/15 g), los resultados obtenidos han permitido distinguir hasta 5 zonas de foraminíferos.

La primera de ellas (FAZ1) se extiende a lo largo de la mitad inferior del

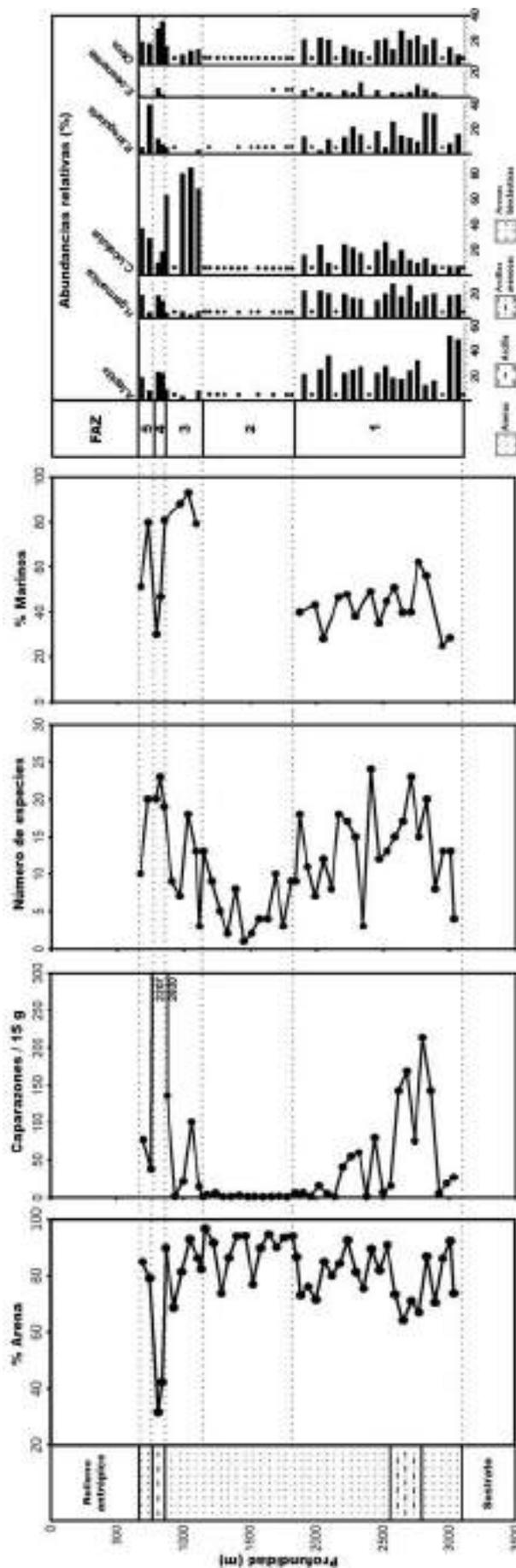


Figura 3.2. Contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/15 g), número de especies, proporción de ejemplares marinos (%) y abundancia relativa de las especies más representativas (%) en el sondeo Cuchía.

sondeo (entre los 30,35 y los 18,70 m de profundidad; Figura 3.2), y está caracterizada por una baja presencia de foraminíferos (18, 0 – 214 caparazones/15 g), siendo el 41% (25 – 56%) de ellos de origen marino (Tabla 3.3). El número promedio de especies por muestra es de 13 (3 – 24) y la asociación típica está compuesta por las especies estuarinas *A. tepida* (25, 13 – 52%) y *H. germanica* (20, 14 – 28%), y las marinas *Cibicidoides lobatulus* (15, 7 – 26%) y *Rosalina irregularis* (14, 3 – 33%), junto con la forma estuarina *Elphidium oceanense* (4, 3 – 12%) como especie secundaria.

La siguiente zona (FAZ2: 18,70 – 11,20 m de profundidad; Figura 3.2) está caracterizada por una práctica ausencia de foraminíferos, no habiéndose encontrado un número suficiente de ejemplares (>100) para poder realizar un tratamiento estadístico en ninguna de las muestras analizadas (Tabla 3.3). De los pocos caparazones recuperados, la mayoría corresponden a *C. lobatulus*, apareciendo también en menor cantidad las demás especies descritas en la FAZ1 (*R. irregularis*, *A. tepida*, *H. germanica* y *E. oceanense*).

En la zona FAZ3 (11,20 – 8,50 m de profundidad; Figura 3.2) se observa un pequeño aumento del contenido de foraminíferos (21, 1 – 136 caparazones/15 g), así como del número de especies por muestra (13, 7 – 19) y de la proporción de ejemplares marinos, que asciende hasta el 84% (79 – 93%). En este sentido, el análisis de las asociaciones presentes permite identificar una inversión en la estructura de las especies dominantes con respecto a la FAZ1 (aunque ya apreciable cualitativamente en la FAZ2), adquiriendo el taxón marino *C. lobatulus* (74, 63 – 85%) una mayor predominancia sobre las formas estuarinas *A. tepida* (9, 5 – 10%) y *H. germanica* (6, 4 – 6%), así como *R. irregularis* (5, 3 – 6%), desplazadas a especies secundarias.

A continuación, la zona FAZ4 corresponde al breve intervalo de naturaleza fango-arenosa (8,50 – 7,90 m de profundidad; Figura 3.2) y presenta un elevado número de foraminíferos (2.519, 2.207 – 2.830 caparazones/15 g), pudiendo ser identificadas 22 (20 – 24) especies por muestra, el 38% (30 – 47%) de ellas de origen marino (Tabla 3.3). La asociación principal está representada por *H. germanica* (27, 25 – 30%), *A. tepida* (23, 22 – 23%) y *C. lobatulus* (14, 13 – 18%), con *E. oceanense* como especie secundaria (5, 2 – 8%).

En último lugar, la zona FAZ5 (7,90 – 6,73 m de profundidad; Figura 3.2)

manifiesta nuevamente abundancias bajas de estos microfósiles (57, 38 – 77 caparazones/15 g), siendo identificadas 15 (10 – 20) especies por muestra, el 66% (51 – 80%) de origen marino (Tabla 3.3). Destacan como formas dominantes *C. lobatulus* (33, 29 – 37%), *R. irregularis* (22, 6 – 39%), *A. tepida* (14, 9 – 19%) y *H. germanica* (12, 6 – 19%).

Tabla 3.3. Tabla resumen de los resultados litológicos y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo largo Cuchía. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Cuchía		
FAZ5	Profundidad 7,90-6,73 m Espesor 1,17 m Litología Arena bioclástica Arena 82 (79-85)%	Caparazones 57 (38-77) Especies 15 (10-20) Marinos 65 (51-80)% Aglutinantes 0% Porcelanáceos 3% Hialinos 97% <i>C. lobatulus</i> 33 (29-37)% <i>R. irregularis</i> 22 (6-39)% <i>A. tepida</i> 14 (9-19)% <i>H. germanica</i> 12 (6-19)%
FAZ4	Profundidad 8,50-7,90 m Espesor 0,60 m Litología Fango arenoso Arena 37 (32-42)%	Caparazones 2.519 (2.207-2.830) Especies 22 (20-24) Marinos 38 (30-47)% Aglutinantes 0% Porcelanáceos 4 (2-6)% Hialinos 96 (94-98)% <i>H. germanica</i> 27 (25-30)% <i>A. tepida</i> 23 (22-23)% <i>C. lobatulus</i> 14 (13-18)% <i>E. oceanense</i> 5 (2-8)%
FAZ3	Profundidad 11,20-8,50 m Espesor 2,70 m Litología Arena Arena 87 (42-93)%	Caparazones 21 (1-136) Especies 13 (7-9) Marinos 84 (79-93)% Aglutinantes 0 (0-1)% Porcelanáceos 5 (2-7)% Hialinos 95 (93-98)% <i>C. lobatulus</i> 74 (63-85)% <i>A. tepida</i> 9 (5-10)% <i>H. germanica</i> 6 (4-6)% <i>R. irregularis</i> 5 (3-6)%
FAZ2	Profundidad 18,70-11,20 m Espesor 7,50 m Litología Arena Arena 91 (74-97)%	Caparazones 1 (1-6) Especies 5 (1-13) Escasos foraminíferos <i>C. lobatulus</i> <i>H. germanica</i> <i>A. tepida</i> <i>R. irregularis</i> <i>E. oceanense</i>
FAZ1	Profundidad 30,35-18,70 m Espesor 11,65 m Litología Arena Arena 80 (63-94)%	Caparazones 18 (0-214) Especies 13 (3-24) Marinos 41 (25-62)% Aglutinantes 0 (0-1)% Porcelanáceos 3 (0-11)% Hialinos 97 (89-100)% <i>A. tepida</i> 25 (13-52)% <i>H. germanica</i> 20 (14-28)% <i>C. lobatulus</i> 15 (7-26)% <i>R. irregularis</i> 14 (3-33)% <i>E. oceanense</i> 4 (3-12)%

3.1.1.2b Geocronología

Las dataciones por radiocarbono realizadas a partir de las 21 muestras orgánicas recolectadas se muestran en la Tabla 3.4, donde se incluyen tanto las edades convencionales como las calibradas. La calibración de las edades fue realizada mediante el método INTCAL13 (Reimer et al., 2013). Las edades obtenidas se encuentran dentro de un amplio rango temporal (>8.000 años), siendo la más antigua de ellas la perteneciente a la muestra CU 2590 (25,90 m de profundidad; 8.710 ± 30 años BP) y las más moderna a CU 820 (8,20 m; 520 ± 30 años BP).

Tabla 3.4. Resultados de las dataciones por radiocarbono de las muestras procedentes del sondeo Cuchía. *La fecha 0 cal BP se corresponde con el año 1950 CE (Reimer et al., 2013).

Muestra	Material	Método	Profundidad m	Edad convencional años BP	Edad calibrada años cal BP
CU 673	Concha	AMS-Standard delivery	6,73	1.680 ± 30	1.284-1.032
CU 730	Concha	AMS-Standard delivery	7,30	4.820 ± 30	5.210-4.840
CU 820	Concha	AMS-Standard delivery	8,20	520 ± 30	228-Post 0*
CU 850	Concha	AMS-Standard delivery	8,50	660 ± 30	363-52
CU 970	Concha	AMS-Standard delivery	9,70	600 ± 30	264-Post 0*
CU 1030	Concha	AMS-Standard delivery	10,30	2.290 ± 30	1.972-1.672
CU 1090	Concha	AMS-Standard delivery	10,90	2.110 ± 30	1.776-1.462
CU 1120	Concha	AMS-Standard delivery	11,20	2.340 ± 30	1.776-1.462
CU 1150	Concha	AMS-Standard delivery	11,50	3.620 ± 30	3.590-3.305
CU 1210	Concha	AMS-Standard delivery	12,10	5.880 ± 30	6.371-6.086
CU 1390	Concha	AMS-Standard delivery	13,90	4.910 ± 30	5.292-4.951
CU 1490	Concha	AMS-Standard delivery	14,90	6.720 ± 30	7.300-7.010
CU 1690	Concha	AMS-Standard delivery	16,90	7.260 ± 30	7.784-7.550
CU 1810	Concha	AMS-Standard delivery	18,10	7.850 ± 30	8.370-8.119
CU 1870	Concha	AMS-Standard delivery	18,70	7.660 ± 30	8.168-7.930
CU 2050	Concha	AMS-Standard delivery	20,50	7.400 ± 30	7.918-7.666
CU 2110	Concha	AMS-Standard delivery	21,10	7.540 ± 30	8.051-7.789
CU 2170	Concha	AMS-Standard delivery	21,70	7.620 ± 30	8.153-7.897
CU 2470	Concha	AMS-Standard delivery	24,70	8.010 ± 30	8.535-8.289
CU 2590	Concha	AMS-Standard delivery	25,90	8.710 ± 30	9.439-9.125
CU 2830	Concha	AMS-Standard delivery	28,30	8.680 ± 30	9.693-9.548

3.1.2 Discusión

3.1.2.1 Requejada

3.1.2.1a Geoquímica

Aunque las bajas concentraciones de metales pesados y As obtenidas a partir de las muestras analizadas por debajo de los 7,90 m son las esperables en sedimentos holocenos, los resultados serán comparados con los valores de fondo procedentes del área oriental de la costa cantábrica. El concepto de fondo geoquímico

pre-industrial se ha aplicado, generalmente, a los niveles de metales obtenidos tanto a partir de sedimentos antiguos, como a aquellos pertenecientes a áreas consideradas naturales (Hawkes y Webb, 1962). En el entorno de la costa cantábrica oriental, Rodríguez et al. (2006) establecieron los niveles de fondo regionales para los estuarios vascos, estimando unos rangos que pueden consultarse en la Tabla 3.5. Dentro del ámbito cántabro, Viguri et al. (2007) calcularon los valores geoquímicos de fondo regional a partir de muestras pre-industriales consideradas no contaminadas y pertenecientes al registro geológico reciente de la Bahía de Santander. Por último, Irabien et al. (2008) también midieron el contenido de metales pesados en sedimentos pre-industriales del estuario del Saja-Besaya procedentes de un sondeo (8 m de longitud) perforado en el estuario inferior, muy cerca de la cantera de Cuchía. Tanto los valores regionales (Rodríguez et al., 2006; Viguri et al., 2007), como los locales (Irabien et al., 2008; Sondeo Requejada) se encuentran resumidos en la Tabla 3.5. En general, los contenidos en metales obtenidos a partir del sondeo Requejada se encuentran en el mismo orden de magnitud que los fondos considerados (Tabla 3.5). De este modo, este testigo aporta nueva información interesante procedente de la zona superior del estuario, que complementa y refuerza el conocimiento sobre el fondo geoquímico a nivel local y regional. Sin embargo, es recomendable tener en cuenta las diferencias metodológicas que pueden existir a la hora de comparar los resultados con los fondos geoquímicos. Por ejemplo, en el caso del estudio realizado por Rodríguez et al. (2006), los autores obtuvieron las medidas de metales únicamente a partir de la fracción fina del sedimento ($<63 \mu\text{m}$), mientras que en este trabajo se analizó la fracción $<2 \text{ mm}$ (fina + arenosa), ya que ofrece una visión más completa del contenido real en metales presentes en el sedimento. Además, es conveniente recordar que el fondo geoquímico suele variar no sólo regionalmente, sino incluso a menor escala, debido a fluctuaciones naturales de carácter local, por lo que es muy difícil establecer unos valores específicos sin tener en cuenta esta variabilidad. Por todo ello, es más recomendable considerar los fondos geoquímicos como rangos y no como valores absolutos (Hawkes y Webb, 1962). Teniendo en cuenta estas precauciones, estos fondos geoquímicos pueden ser de gran ayuda en la interpretación del estado geoquímico de materiales recientes y actuales en áreas contaminadas, al representar la situación ambiental en la que se encontraban los

sedimentos en el pasado (condiciones pre-industriales). Por su parte, el incremento de los metales detectado por encima de los 7,90 m de profundidad, podría deberse a que estos sedimentos se depositaron tras la apertura de la cercana mina de Pb-Zn de Reocín (año 1857). Así parecen confirmarlo tanto las dataciones por radiocarbono, cuyas edades corresponden, en su mayor parte, a la segunda mitad del siglo XX (Tabla 3.2), como la presencia de polen perteneciente a *Eucalyptus* sp., un taxón exótico introducido artificialmente en el estuario desde finales del siglo XIX y que ha sido identificado en los últimos 6 m de sondeo (FAZ 3) (conv. pers. Aitor Fernández Martín-Consuegra).

Tabla 3.5. Comparación de los valores promedio (rangos entre paréntesis) de los principales metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg) y As (mg kg^{-1}) obtenidos a partir de sedimentos holocenos del estuario del Saja-Besaya (sondeo Requejada) con los niveles dentro del ámbito regional calculados por Rodríguez et al. (2006) y Viguri et al. (2007), y los locales pre-industriales por Irabien et al. (2008). Los valores de Cd y Hg se encuentran por debajo del límite de detección instrumental en la mayoría de los casos.

	Pb mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Ni mg kg^{-1}	Cd mg kg^{-1}	Hg mg kg^{-1}	As mg kg^{-1}
Sondeo Requejada	10 (8-13)	43 (39-56)	17 (10-29)	14 (12-16)	-	-	9 (7-13)
Rodríguez et al. (2006)	31 (<0,05-66)	174 (46-248)	33 (2-64)	29 (2-57)	0,24 (0,05-0,45)	0,13 (<0,03-0,27)	12 (<0,05-24)
Viguri et al. (2007)	26±4	92±26	14±2	16±2	-	-	23±5
Irabien et al. (2008)	6-19	36-82	5-10	9-19	d.l.d-0,7	-	5-12

3.1.2.1b Micropaleontología

Ha sido posible organizar las distintas FAZs identificadas dentro de los tres cortejos sedimentarios que conforman la secuencia estratigráfica típica de los estuarios cantábricos durante el Holoceno (Figura 3.3), como ya se explicó en el capítulo introductorio.

Por un lado, la zona afaunal profunda (FAZ1) se corresponde casi en su totalidad con la alternancia de materiales gruesos y finos observada en los tramos más basales del sondeo, que descansan directamente sobre el sustrato cretácico. Debido a la escasez de restos orgánicos, solamente ha podido datarse la sección superior de esta FAZ (12,40 m; 7.980 ± 30 años BP). La ausencia de microfauna, junto con la datación por radiocarbono, sugieren que estos materiales representan depósitos fluviales tardiglaciares a holocenos basales, pertenecientes al cortejo de nivel marino bajo o LST (Figura 3.3).

Sobre el LST se encuentran los materiales finos asociados a la FAZ2. Aunque escaso, el contenido de foraminíferos bentónicos informa de la presencia de asociaciones típicamente estuarinas, dominadas por *A. tepida* y *H. germanica*. La asociación autóctona y la presencia de caparzones de origen marino (>30%) indican que estos depósitos se corresponden con un paleoambiente de llanura intermareal. En concreto, la presencia dominante de *H. germanica* y *A. tepida*, acompañadas de otras especies como *C. williamsoni* y *E. oceanense* es característica en los ambientes estuarinos del Golfo de Bizkaia durante el Holoceno (p.e. Cearreta y Murray 1996; Leorri y Cearreta, 2004; Cearreta y Monge-Ganuzas, 2013). Los depósitos que pertenecen a la FAZ2 son coherentes, por lo tanto, con las facies asociadas al cortejo sedimentario transgresivo (TST), caracterizado por sedimentos fundamentalmente estuarinos, como resultado de la progresiva subida del nivel del mar y ocupación de los antiguos valles fluviales tras la última glaciación. Este cortejo está estratigráficamente limitado con el infrayacente LST por una superficie transgresiva (*transgressive surface*, TS) localizada a aproximadamente 12 m de profundidad (7.980 ± 30 años BP). Las fechas de radiocarbono obtenidas en este TST varían entre 7.980 y 7.380 ± 30 años BP, aunque se ha observado que las muestras intermedias presentan valores cronológicamente desordenados (Figura 3.3). Este comportamiento ha sido ampliamente documentado en otros estuarios cantábricos (Cearreta y Murray, 2000; Leorri y Cearreta, 2004), siendo un hecho común en zonas costeras de alta energía que las dataciones realizadas sobre muestras pertenecientes al TST aporten edades problemáticas como consecuencia del fuerte retrabajamiento sedimentario producido durante la transgresión marina (Cearreta y Murray, 2000). Es recomendable, por lo tanto, tomar las edades obtenidas con precaución. A pesar de ello, la aparición de los depósitos pertenecientes al TST en el sondeo Requejada (~7.980 años BP) es temporalmente compatible con la primera etapa transgresiva identificada por García-Artola et al. (2018) a partir de las curvas del nivel del mar durante el Holoceno definidas por estos autores para la costa atlántica europea, y caracterizada por un rápido ascenso marino (~6,3 – 6,8 mm a⁻¹) entre los 10.000 y los 7.000 años BP.

Por último, los sedimentos que contienen la FAZ3 se caracterizan por presentar abundante cantidad de materia orgánica y restos vegetales que, junto con la

presencia casi exclusiva de formas aglutinantes (fundamentalmente *E. macrescens* y *T. inflata*) permiten asociar esta zona a un paleoambiente de marisma alta. Este tipo de asociación microfaunística, junto con otras especies aglutinantes como *Milliammina fusca* o *Arenoparella mexicana*, ha sido ampliamente documentado a lo largo del registro geológico holoceno en los estuarios del Golfo de Bizkaia (p. e. Cearreta y Murray 1996; Leorri y Cearreta, 2004; Cearreta y Monge-Ganuzas, 2013). La edad basal para esta FAZ3 (7,90 m) ha podido ser calculada en unos 1.850 años BP, por lo que puede ser asociada al cortejo de nivel marino alto (HST). Sin embargo, las muestras analizadas por encima de esta profundidad han dado fechas problemáticas que impiden realizar una datación confiable de este intervalo superior (Tabla 3.2).

Llama especialmente la atención la total ausencia de materiales con edades comprendidas entre los 7.380 y 1.850 años. La interpretación de un hiato de tal magnitud es compleja, aunque podría deberse a la erosión subaérea al quedar los sedimentos expuestos tras la estabilización del nivel del mar o a la migración lateral del canal estuarino.

3.1.2.2 *Cuchía*

Las distintas asociaciones de foraminíferos bentónicos reconocidas a lo largo de este sondeo han sido organizadas en dos cortejos sedimentarios (Figura 3.3). Las especies más representadas en las tres primeras zonas de foraminíferos (FAZ1, FAZ2 y FAZ3) son *A. tepida*, *H. germanica*, *C. lobatulus* y *R. irregularis*. Aunque la baja densidad de caparazones de FAZ2 dificulta observar una trayectoria directa, es posible apreciar como la proporción de ejemplares marinos alóctonos (en especial *C. lobatulus*) aumenta a través de las tres zonas: desde valores promedio del 41% en la FAZ1 hasta duplicarse en la FAZ3 (84%). Siguiendo a Murray y Hawkins (1976), tanto la asociación indígena dominante de FAZ1 como la presencia de especies de origen marino (>30%) indican que estos depósitos se corresponden con un paleoambiente de llanura intermareal baja, mientras que los elevados valores de formas marinas de FAZ3 (>80%) sugieren un ambiente submareal. Los restos más profundos datados por radiocarbono (28,30 m de profundidad) registran una edad de 8.680 ± 30 años BP. La interpretación micropaleontológica y las dataciones por radiocarbono permiten inferir que estos sedimentos pertenecen al cortejo sedimentario transgresivo (TST).

Por otra parte, FAZ4 y FAZ5 presentan una asociación fuertemente dominada por formas estuarinas (*A. tepida* y *H. germanica*), mientras que las especies marinas (principalmente representadas por *C. lobatulus* y *R. irregularis*) experimentan un importante retroceso respecto a las zonas anteriores (~40%). Las cronologías

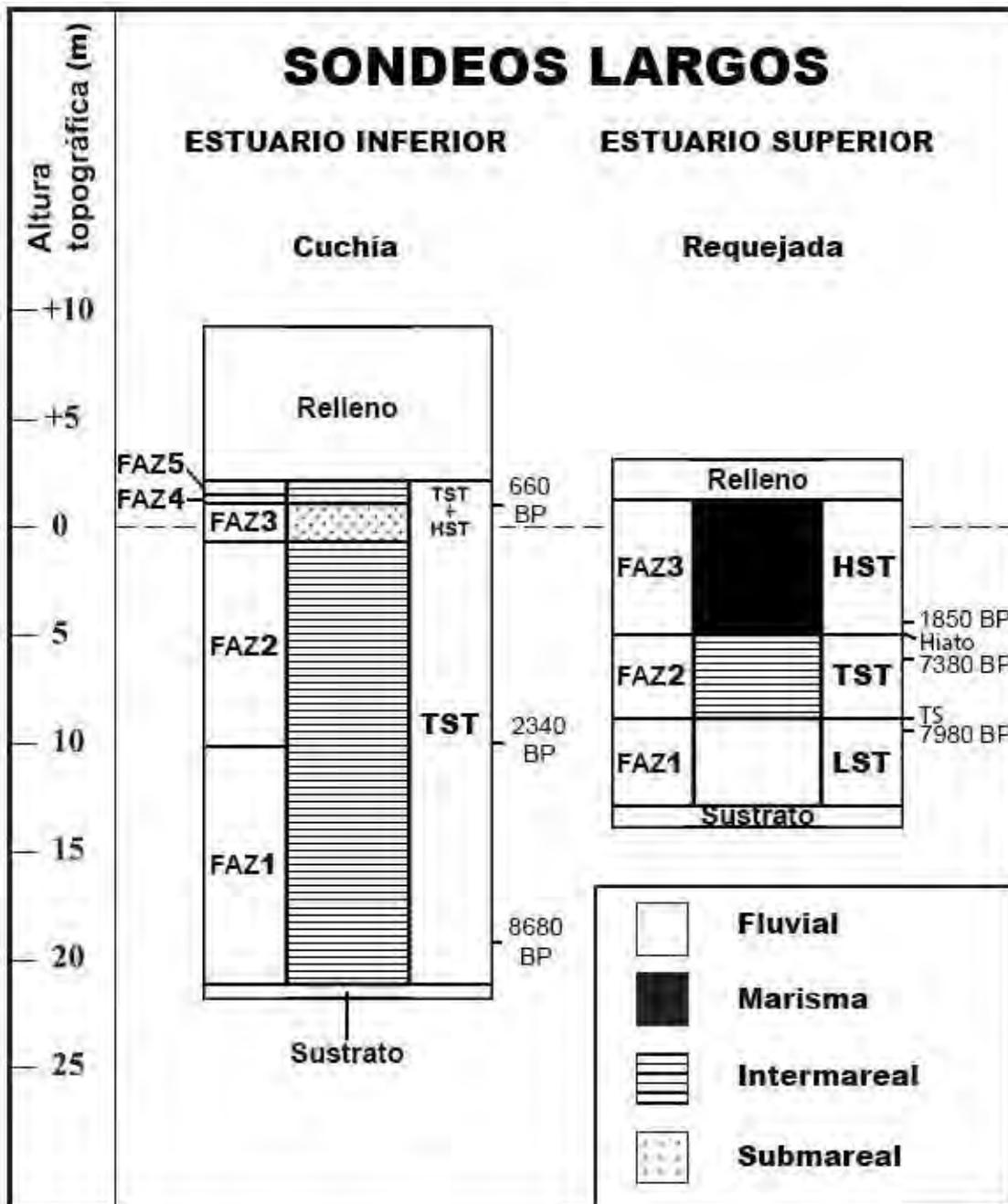


Figura 3.3. Interpretación paleoambiental de los sondeos largos Cuchía (estuario inferior) y Requejada (estuario superior). FAZ: *foraminiferal assemblage zone* (Zona de asociación de foraminíferos); LST: *lowstand systems tract* (cortejo de nivel marino bajo); TST: *transgressive systems tract* (cortejo transgresivo); HST: *highstand systems tract* (cortejo de nivel marino alto); TS: *transgressive surface* (superficie transgresiva). La altura topográfica (m) se ha medido tomando como referencia (cota 0) el nivel del mar en Bilbao. Las dataciones indicadas hacen referencia a las edades convencionales (BP).

estimadas para estas zonas más superficiales han resultado ser más problemáticas, debido a que se han obtenido edades muy variables y temporalmente desordenadas (Figura 3.3). Así, los restos orgánicos recuperados en la FAZ4 presentan cronologías muy modernas (520 ± 30 años BP), mientras que los pertenecientes a la FAZ5 son bastante más antiguas ($1.680 - 4.820 \pm 30$ años BP). Este comportamiento da cuenta de la alta complejidad del relleno sedimentario estuarino, y podría ser interpretado como una zona de mezcla de materiales antiguos pertenecientes al TST con sedimentos más modernos depositados durante el cortejo de nivel marino alto o HST en una zona de desembocadura arenosa afectada por un elevado grado de energía.

3.2 Sondeos cortos intermareales

3.2.1 Resultados

Los resultados geoquímicos, microfaunísticos y radioisotópicos completos obtenidos a partir de los sondeos cortos intermareales pueden consultarse en los Apéndices Ia, IIb y IIIb.

3.2.1.1 Miengo 1

El sondeo está compuesto por fangos arenosos (34, 17 – 59% de arena) de color marrón claro (Figura 3.4). Destaca la casi total ausencia de restos vegetales y la presencia muy frecuente de fragmentos de conchas pertenecientes al molusco *Scrobicularia plana*, característico de ambientes estuarinos. Aunque se pueden encontrar restos de este bivalvo a lo largo de todo el sondeo, hay una importante concentración formando un lecho de conchas a 15 cm de profundidad. En la Tabla 3.6 se encuentran resumidos los principales parámetros analizados.

3.2.1.1a Geoquímica

Las concentraciones de Pb, Zn y Hg son muy elevadas en gran parte de Miengo 1 (n=25), especialmente hacia su mitad superior (Figura 3.4). Sin embargo, el sondeo comienza con contenidos relativamente bajos y constantes en casi todos elementos traza (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd y As) y no apreciables en Hg, aunque los niveles

de Pb y Zn comienzan a incrementarse ligeramente desde la base hasta una profundidad de 30 – 29 cm. El Hg, en particular, se encuentra por debajo del límite de detección instrumental en todas las muestras obtenidas por debajo de los 30 cm (Figura 3.4). A partir de esta cota, todos los elementos, excepto el Ni, manifiestan un

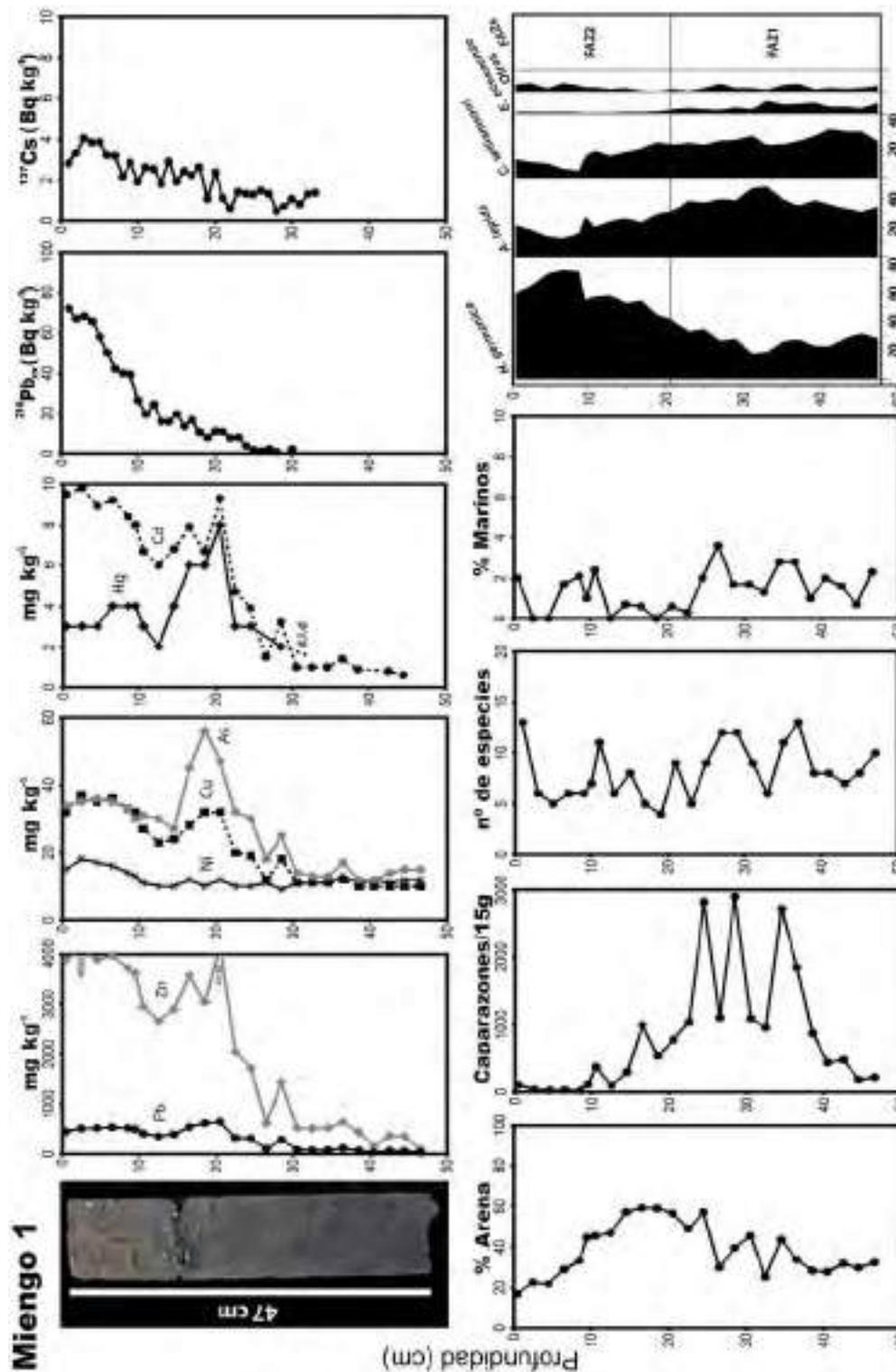


Figura 3.4. Corte longitudinal (47 cm de longitud) y distribución de los resultados del sondeo intermareal Miengo 1: concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg) y As (mg kg^{-1}), concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/15 g), número de especies, y abundancia relativa de los ejemplares marinos y de las especies más representativas (%).

incremento significativo hasta los 21 – 19 cm, donde el Pb, Zn, Hg (21 cm) y As (19 cm) alcanzan su máximo. Le sigue a este pico un descenso menos acusado de las concentraciones hasta los 12 cm de profundidad, volviendo a incrementarse de nuevo en los centímetros más superficiales (especialmente el Pb, Zn y Cd; Figura 3.4).

Tabla 3.6. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo Miengo 1. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Miengo 1	
Profundidad 47 cm	Caparazones 476 (23-2.895)
Litología fango arenoso	Especies 8 (4-13)
Arena 34 (17-59)%	Marinos 2 (0-4)%
	Aglutinantes 1 (0-6)%
Pb 322 (30-642)	Porcelanáceos 0%
Zn 2.040 (91-4.230)	Hialinos 99%
Cu 20 (10-37)	
Ni 11 (9-18)	FAZ2 (21-0 cm)
Cd d.l.d-9,B	<i>H. germanica</i> 59 (41-75)%
Hg d.l.d-8	<i>A. tepida</i> 22 (13-29)%
As 30 (12-56)	<i>C. williamsoni</i> 15 (5-25)%
	<i>E. oceanense</i> <1%
	FAZ1 (47-21 cm)
	<i>A. tepida</i> 38 (31-49)%
	<i>H. germanica</i> 28 (18-41)%
	<i>C. williamsoni</i> 26 (23-34)%
	<i>E. oceanense</i> 4 (2-8)%

3.2.1.1b Micropaleontología

Se han recuperado un total de 7.183 caparazones e identificado 30 especies (11 estuarinas y 19 de origen marino) a lo largo de todo el sondeo (n=25). La densidad de caparazones, como puede verse en la Figura 3.4, se muestra muy variable (476, 23 – 2.895 caparazones/15 g). De base a techo, se registran valores relativamente abundantes hasta los 39 cm de profundidad (329, 184 – 476 caparazones/15 g), así como un bajo número de especies por muestra (8, 8 – 10). A continuación y hasta los 25 cm de profundidad, se aprecia un importante incremento de foraminíferos que se distribuye en una alternancia de mayores y menores abundancias (1.476, 868 – 2.895 caparazones/15 g), con tres picos a 35, 29 y 25 cm (2.712, 2.895 y 2.816 caparazones/15 g, respectivamente). El número de especies por muestra se incrementa aquí ligeramente a 11 (6 – 13). Los últimos 25 cm del sondeo se caracterizan, sin embargo, por un importante descenso en el número de caparazones, llegando a alcanzar valores especialmente bajos hacia los materiales más superficiales (115, 23 – 1.035 caparazones/15 g) y un bajo número de especies (6, 4 –

13). Por su parte, la proporción de formas de origen marino por muestra es muy baja y se mantiene sin perturbaciones a lo largo de todo el sondeo (2, 0 – 4%). La casi totalidad de caparazones recuperados pertenecen al tipo hialino (99, 94 – 100%), mientras que los aglutinantes constituyen solamente el 1% (0 – 6%) y los porcelanáceos apenas tienen representación (<1%).

En cuanto a las asociaciones de foraminíferos, se han identificado dos zonas (FAZ) diferentes en función de las abundancias relativas de las especies mayoritarias. La primera de ellas y más basal (FAZ1, 47 – 21 cm) está formada casi exclusivamente por las especies estuarinas *A. tepida* (38, 31 – 49%), *C. williamsoni* (26, 23 – 34%) y *H. germanica* (28, 18 – 41%), así como *E. oceanense* (4, 2 – 8%) como secundaria (Figura 3.6). Sin embargo, en la FAZ2 (últimos 21 cm) se observa un acusado incremento de la presencia de *H. germanica* (59, 41 – 75%) en detrimento de *A. tepida* (22, 13 – 29%) y *C. williamsoni* (15, 5 – 25%), así como una casi total ausencia de *E. oceanense* (<1%), que va perdiendo importancia a lo largo del tramo (Figura 3.4), hasta alcanzar valores testimoniales e incluso desapareciendo hacia los sedimentos más superficiales.

3.2.1.1c Radioisótopos

Las actividades específicas del ^{210}Pb y del ^{226}Ra se sitúan entre los rangos 32,6 – 109,2 Bq kg⁻¹, y 30,6 – 39,7 Bq kg⁻¹, respectivamente. Ambas actividades se igualan y anulan a una profundidad de 32 cm. La distribución de la concentración del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad se ajusta claramente a una función exponencial decreciente (Figura 3.4).

Asimismo, se han medido pequeñas concentraciones de ^{137}Cs , con actividades comprendidas entre 0,47 y 4,05 Bq kg⁻¹, que desaparecen a una profundidad de 34 cm (Figura 3.4). Su distribución con la profundidad es relativamente constante, a excepción de un pequeño pico en la parte superior del sondeo (4 cm).

3.2.1.2 Miengo 2

Este sondeo corto está constituido por fango marrón oscuro que se va aclarando hacia la parte superior del mismo (Figura 3.5), presentando un contenido en arena bajo y constante (13, 8 – 18%). Los sedimentos se caracterizan por una práctica

ausencia de restos vegetales, aunque es relativamente frecuente encontrar fragmentos aislados de *S. plana* (especialmente hacia la parte superior del testigo). Los parámetros analizados pueden consultarse resumidos en la Tabla 3.7.

3.2.1.2a Geoquímica

En términos generales, las concentraciones de los elementos traza analizados (excepto el Ni) son considerablemente elevadas en casi todo el sondeo (n=24), llegando a alcanzar niveles extremadamente altos (Tabla 3.7). De base a techo, los primeros 12 cm se caracterizan por unos altos contenidos de Pb y Zn, aunque relativamente estables en el tiempo, mientras que los demás elementos muestran unos niveles no particularmente elevados (Figura 3.5). A partir de los 35 cm de profundidad, la concentración de Pb, Zn, Cu, Cd, Hg y As comienza a incrementarse sensiblemente, advirtiéndose un marcado pico que alcanza sus valores máximos entre los 23 y 21 cm. Finalmente, los últimos 21 cm están caracterizados, en primer lugar, por una disminución progresiva de los metales hasta aproximadamente los 10 cm de profundidad y, a continuación, por una relativa estabilización de sus concentraciones, salvo en Zn, que continúa decreciendo hasta la superficie (Figura 3.5).

3.2.1.2b Micropaleontología

Se han recuperado un total de 3.807 caparazones (n=25) pertenecientes a 18 especies (8 de ellas estuarinas y 10 marinas). La distribución de las abundancias absolutas de foraminíferos en profundidad revela dos grandes tramos claramente diferenciados (Figura 3.5). Por un lado, la densidad de caparazones es extremadamente elevada en los 14 cm más basales (17.497, 12.434 – 24.112 caparazones/15 g), aunque el número de especies identificadas por muestra resulta ser muy bajo (5, 4 – 7), siendo la práctica totalidad de ellas (~100%) formas hialinas. Por el contrario, los ejemplares alóctonos representan, en promedio, menos del 1% del total de caparazones, como es de esperar en la zona media del estuario. Por otro lado, a partir de los 32 cm de profundidad se observa un brusco descenso de foraminíferos (Figura 3.5), desapareciendo casi por completo por encima de esta cota (4, 0 – 104 caparazones/15 g), así como un número de especies por muestra también bajo (5, 0 – 8). Aunque la escasez de ejemplares impidió, en la mayoría de los casos,

aplicar un tratamiento estadístico a los datos, puede señalarse que, al igual que en el tramo anterior, casi todos los caparazones extraídos pertenecen a especies hialinas, aunque se detecta un incremento de las formas de tipo aglutinante hacia techo. Por su parte, la proporción de ejemplares marinos es prácticamente insignificante.

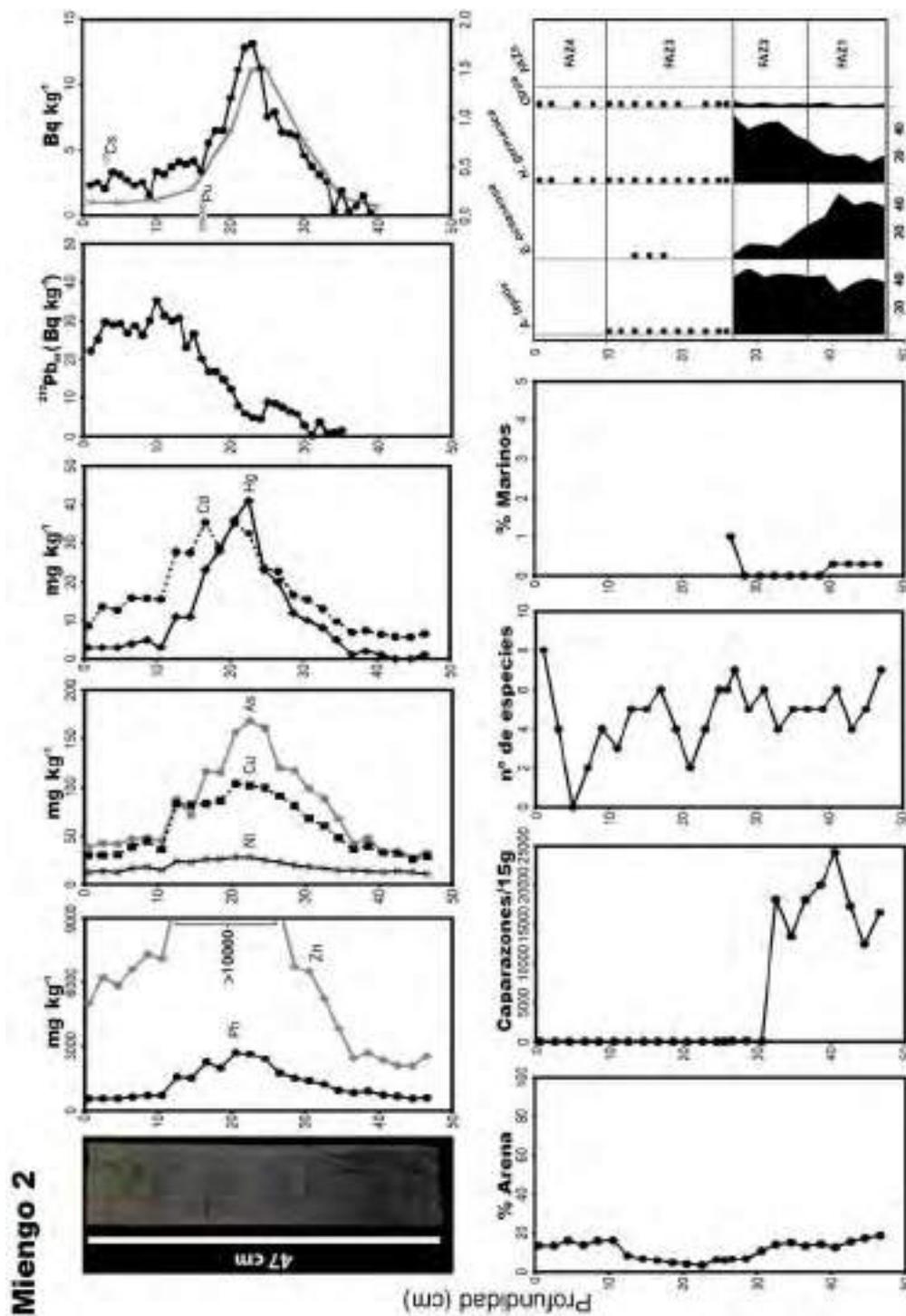


Figura 3.5. Corte longitudinal (47 cm de longitud) y distribución de los resultados del sondeo intermareal Miengo 2: concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg) y As (mg kg⁻¹), concentración de ²¹⁰Pb_{exceso}, ¹³⁷Cs y ²³⁸⁺²³⁹Pu (Bq kg⁻¹), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/15 g), número de especies, y abundancia relativa de ejemplares marinos y de las especies más representativas (%).

Tabla 3.7. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo Miengo 2. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Miengo 2	
Profundidad 47 cm	Caparazones 14 (0-24.112)
Litología fango	Especies 5 (0-8)
Arena 13 (8-18)%	Marinos 0 (0-1)%
Pb 900 (544-2.700)	Aglutinantes 0 (0-2)%
Zn 2.070-10.000	Porcelanáceos 0%
Cu 47 (26-104)	Hialinos 100 (98-100)%
Ni 17 (11-28)	FAZ4 (10-0 cm)
Cd 15 (5,7-35,3)	Escasos foraminíferos
Hg d.l.d-41	<i>H. germanica</i>
As 58 (27-168)	<i>E. macrescens</i>
	FAZ3 (26-10 cm)
	Escasos foraminíferos
	<i>H. germanica</i>
	<i>A. tepida</i>
	<i>E. oceanense</i>
	FAZ2 (37-26 cm)
	<i>A. tepida</i> 43 (42-48)%
	<i>H. germanica</i> 42 (31-50)%
	<i>E. oceanense</i> 10 (4-25)%
	FAZ1 (47-37 cm)
	<i>E. oceanense</i> 39 (31-48)%
	<i>A. tepida</i> 38 (31-43)%
	<i>H. germanica</i> 20 (15-23)%

Las asociaciones de foraminíferos están compuestas casi exclusivamente por *A. tepida*, *E. oceanense* y *H. germanica*, aunque se han detectado variaciones composicionales a lo largo del testigo lo suficientemente significativas como para distinguir hasta cuatro FAZs distintas (Figura 3.5). La zona más basal (FAZ1, 47 – 37 cm) está compuesta por las especies hialinas *E. oceanense* (39, 31 – 48%), *A. tepida* (38, 31 – 43%) y *H. germanica* en menor proporción (20, 15 – 23%). La zona siguiente (FAZ2, 37 – 26 cm), sin embargo, está caracterizada por un importante aumento de *H. germanica* (42, 31 – 50%), que se equipara en proporción a *A. tepida* (43, 42 – 48%), mientras que la presencia de *E. oceanense* disminuye considerablemente (10, 4 – 25%). Aunque las escasas abundancias de los últimos 26 cm del sondeo no permiten realizar análisis estadísticos, es posible apreciar una zona (FAZ3, 26 – 10 cm), en la que los pocos ejemplares recuperados corresponden principalmente a *H. germanica* y, en menor medida, a *A. tepida*, al tiempo que *E. oceanense* desaparece en la mayor parte de las muestras analizadas (Figura 3.5). Por último, en los 10 cm más

superficiales (FAZ4), se detectó una ausencia total de *A. tepida* y *E. oceanense*, y la presencia junto a *H. germanica* de la especie aglutinante *E. macrescens*, ausente hasta entonces (Figura 3.5).

3.2.1.2c Radioisótopos

Las actividades específicas del ^{210}Pb y del ^{226}Ra se sitúan entre los rangos 45,3 – 87,2 Bq kg⁻¹ y 42,6 – 53,5 Bq kg⁻¹, respectivamente. Como puede observarse en la Figura 3.5, la distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad revela la presencia de dos secciones claramente diferenciadas. Por un lado, se aprecia una sección inferior (35 – 10 cm), cuya distribución de las concentraciones con la profundidad se ajusta a una exponencial, aunque a 24 cm se encuentra interrumpida por una disrupción (Figura 3.5). Por otro lado, hay una sección superior (10 – 0 cm) donde las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se mantienen prácticamente constantes (Figura 3.5). Por su parte, las actividades del ^{137}Cs detectadas se sitúan entre los 0,16 y 13,1 Bq kg⁻¹, desapareciendo a los 39 cm (Figura 3.5). Su distribución con la profundidad revela un acusado pico cuyo máximo se localiza a 23 cm, coincidente con el observado en el caso de los metales.

Adicionalmente, en este sondeo fueron medidas también las actividades de los radioisótopos artificiales ^{238}Pu (d.l.d – 0,08 Bq kg⁻¹) y $^{239+240}\text{Pu}$ (0,1 – 1,49 Bq kg⁻¹). Sus perfiles muestran distribuciones análogas a la registrada para el ^{137}Cs , con un máximo localizado también a 23 – 25 cm de profundidad (Figura 3.5).

3.2.1.3 EDAR

Aunque todo el sondeo está constituido fundamentalmente por fango de color marrón oscuro (Figura 3.6), ha sido posible distinguir dos secciones diferentes. Desde la base (49 cm) hasta los 9 cm de profundidad se presentan valores muy bajos y constantes de arena (6, 4 – 9%), observándose, a partir de esta cota, un suave pero progresivo incremento en su contenido, especialmente hacia los materiales más superficiales (14, 13 – 28%). Los resultados obtenidos a partir del análisis de sus sedimentos se encuentran resumidos en la Tabla 3.8.

3.2.1.3a Geoquímica e isótopos estables de Pb

Al contrario que el resto de sondeos cortos mostrados anteriormente, EDAR (n=25) presenta unos contenidos bajos y estables de elementos traza a lo largo de gran parte del mismo (Figura 3.6). Sin embargo, los 7 cm más superficiales del sondeo se caracterizan por un incremento de sus concentraciones (Figura 3.6),

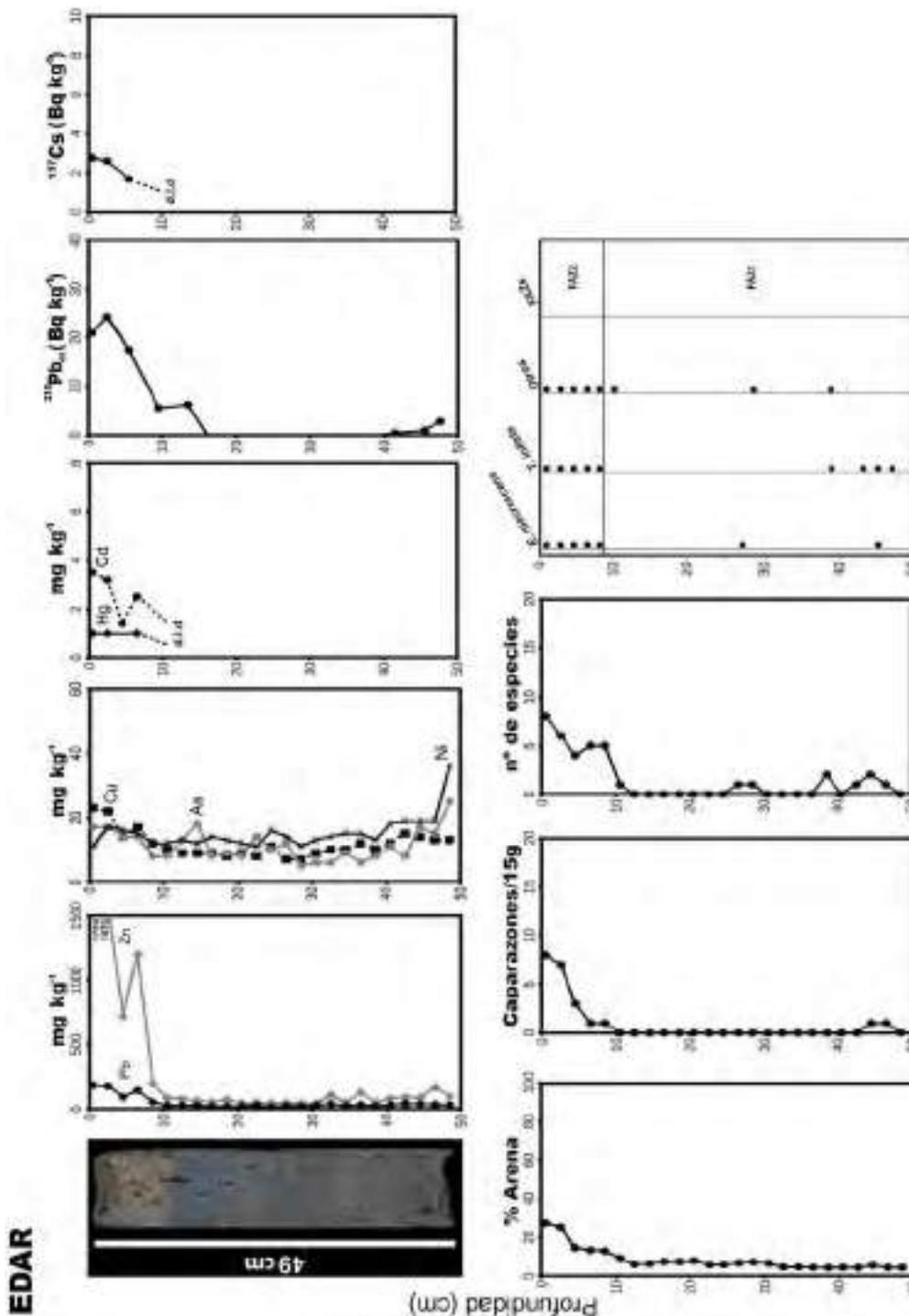


Figura 3.6. Corte longitudinal (49 cm de longitud) y distribución de los resultados del sondeo intermareal EDAR: concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg) y As (mg kg^{-1}), concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/15 g), número de especies y abundancia relativa de las especies más representativas (%).

especialmente acusado en el caso del Zn, que llega a alcanzar valores particularmente elevados, aunque también observables con menor desarrollo en el caso del Pb, así como en el Cd y el Hg, que comienzan a ser detectables a partir de esta cota (Figura 3.6).

Tabla 3.8. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo EDAR. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos. *d.l.d = debajo del límite de detección.

EDAR	
Profundidad 49 cm	Caparazones 0 (0-8)
Litología fango	Especies 0 (0-8)
Arena 6 (4-27)%	
	FAZ2 (9-0 cm)
Pb 28 (14-184)	Escasos foraminíferos
Zn 80 (41-1.700)	<i>E. macrescens</i>
Cu 10 (7-23)	<i>T. inflata</i>
Ni 14 (11-36)	
Cd d.l.d.*4,0	FAZ1 (49-9 cm)
Hg d.l.d.*1	Escasos foraminíferos
As 10 (5-25)	<i>T. inflata</i>
	<i>E. macrescens</i>

Adicionalmente, se han elegido 4 muestras a diferentes profundidades (1, 7, 25 y 43 cm) con el objetivo de analizar la signatura isotópica del Pb. Para ello, se han tenido en cuenta las relaciones entre los isótopos estables ²⁰⁶Pb / ²⁰⁴Pb y ²⁰⁷Pb / ²⁰⁴Pb. Los valores obtenidos pueden consultarse en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9. Ratios ²⁰⁶Pb / ²⁰⁴Pb y ²⁰⁷Pb / ²⁰⁴Pb de las muestras obtenidas en el sondeo EDAR.

EDAR	²⁰⁶ Pb / ²⁰⁴ Pb	²⁰⁷ Pb / ²⁰⁴ Pb
1 cm	18,70	15,69
7 cm	18,73	15,69
25 cm	18,85	15,70
43 cm	18,80	15,69

3.2.1.3b Micropaleontología

Los escasos foraminíferos recuperados (123 caparazones pertenecientes a 9 especies, 2 de ellas marinas) indican una densidad extremadamente baja de foraminíferos bentónicos (0, 0 – 8 caparazones/15 g) en todas las muestras analizadas (n=25) en este sondeo corto. Esto ha impedido aplicar a los resultados obtenidos un tratamiento estadístico. El tramo comprendido entre la base del sondeo y

los 9 cm de profundidad (identificado como FAZ1; Figura 3.6) es especialmente escaso en caparazones (0, 0 – 1 caparazones/15 g), mientras que los últimos centímetros del testigo (FAZ2; 9 – 0 cm; Figura 3.7) parecen experimentar un débil incremento (3, 1 – 8 caparazones/15 g). Los escasos ejemplares recuperados en ambas FAZs han permitido identificar unas asociaciones caracterizadas por formas principalmente aglutinantes: *T. inflata* y *E. macrescens*.

3.2.1.3c Radioisótopos

El análisis radiométrico indica unas actividades específicas del ^{210}Pb que varían entre 37,4 y 60,1 Bq kg⁻¹, y del ^{226}Ra entre los 33,1 y los 46,2 Bq kg⁻¹. La distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en profundidad comienza con un decaimiento que se ve interrumpido entre los 14 y 41 cm (Figura 3.6). Sin embargo, la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ reaparece de nuevo hacia los últimos 7 cm continuando hasta el final del sondeo, por lo que se puede considerar que su inventario se encuentra incompleto. En cuanto al ^{137}Cs , éste sólo fue detectado entre los 0 y 6 cm de profundidad (Figura 3.6), presentando en todo momento unas actividades muy bajas, comprendidas entre 1,7 y 2,8 Bq kg⁻¹.

3.2.2 Discusión

3.2.2.1 Miengo 1

Previamente a la discusión conjunta de los parámetros a lo largo del sondeo, resulta conveniente establecer un marco geocronológico que permita situar temporalmente las distintas etapas y procesos que se han identificado. En este sentido, se discuten en primer lugar los datos que ha aportado el análisis radioisotópico de los sedimentos. La distribución exponencial del perfil del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (Figura 3.8) ha permitido datar las muestras utilizando el modelo CIC (concentración inicial constante) de Robbins (1978). Este modelo se basa en la hipótesis de que la relación entre el flujo de ^{210}Pb a la superficie del sedimento y la tasa de acumulación másica es constante, y supone que la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ de cada tramo de sedimento en el momento de su formación también es constante. Ajustando el logaritmo de la concentración con la profundidad, se obtiene una línea de regresión

cuya pendiente representa la velocidad de sedimentación (Figura 3.7). La aplicación de este modelo ha permitido calcular una tasa de sedimentación (*sediment accumulation rate*, SAR) constante de $0,30 \pm 0,02$ cm año⁻¹ y una tasa de acumulación másica (*mass accumulation rate*, MAR) de $0,54 \pm 0,03$ g cm⁻² año⁻¹. A partir de la SAR obtenida, se han podido asignar fechas a cada sección del sondeo.

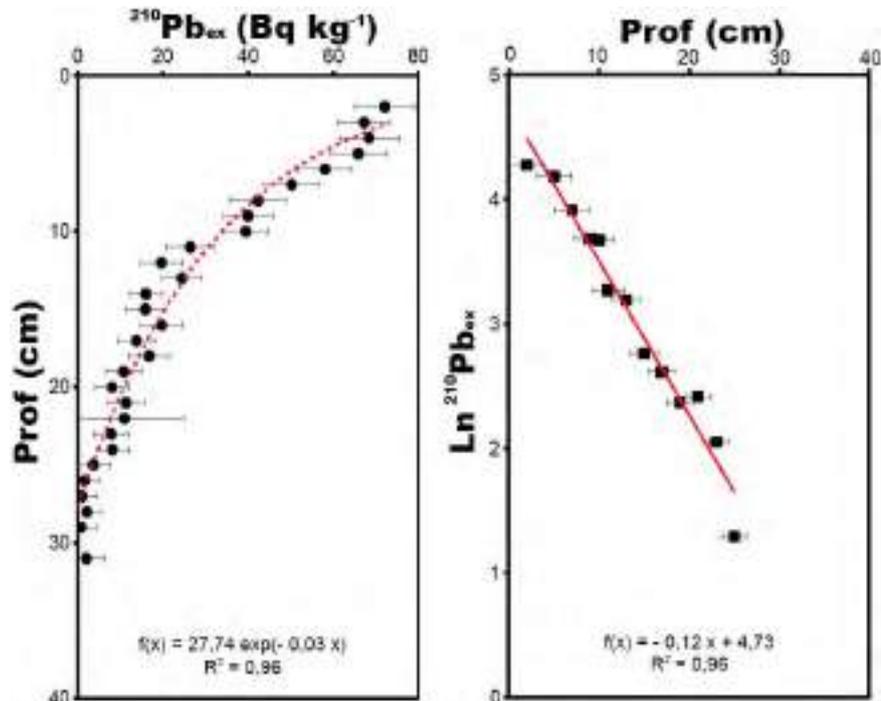


Figura 3.7. Distribución del ²¹⁰Pb_{exceso} en la vertical y regresión de los valores normalizados por su logaritmo natural, frente a la profundidad ($R^2=0,96$) en el sondeo corto Miengo 1.

Por lo que respecta al ¹³⁷Cs, la ausencia de máximos significativos que pudieran asociarse al año 1963 CE (máximo de las pruebas termonucleares atmosféricas) no ha permitido aportar información cronológica complementaria a la del ²¹⁰Pb_{exceso}. Además, su presencia en sedimentos que han sido datados como anteriores al año 1954 CE en base al ²¹⁰Pb_{exceso} (>19 cm), es decir, previos al momento en el que el ¹³⁷Cs comienza a ser detectable en los sedimentos a nivel mundial, sugiere que su perfil se encuentra alterado. Aunque algunos procesos físicos (p. e. bioturbación) pueden modificar el registro de ¹³⁷Cs (Klaminder et al., 2012), no se ha detectado evidencia de mezcla sedimentaria a lo largo del testigo Miengo 1. Es posible, sin embargo, que la presencia de ¹³⁷Cs en sedimentos anteriores a 1954 CE se deba a un proceso de migración descendente posterior a la deposición. Este

fenómeno ha sido ampliamente documentado en sedimentos recientes lacustres y estuarinos (Crusius y Anderson, 1995; Putyrskaya y Klemm, 2007; Zhang et al., 2019).

Por último, y antes de pasar a discutir la evolución de los metales pesados en conjunto con el resto de parámetros, también puede resultar particularmente interesante establecer sus relaciones y comportamiento a lo largo de todo el sondeo, con el propósito de evaluar sus fuentes de origen y facilitar así la interpretación posterior de los resultados de éste y los demás testigos. Para ello, se ha realizado un análisis de conglomerados de variables. Este análisis utiliza un procedimiento jerárquico para formar agrupaciones de variables (*clusters*) que son similares entre sí, en función de sus coeficientes de correlación (Dillon y Goldstein, 1984). En la Figura 3.8 pueden verse las distintas agrupaciones obtenidas a partir de su grado de similitud (eje vertical):

(1) El grupo principal está formado por el Pb, Zn, Cd y Cu (Figura 3.8). Todos estos elementos forman parte de las mineralizaciones típicas del cercano yacimiento de Pb-Zn de Reocín, que, como se ha indicado detalladamente en la Introducción, fue explotado intensivamente entre los años 1857 y 2003 (Castro et al., 2001). A lo largo de su larga historia minera, fueron movilizadas unas 60 Mt de material, con unas proporciones de Zn y Pb del 8,7 y 1%, respectivamente (Velasco et al., 2003). El principal mineral extraído era la esfalerita (ZnS), que en estos depósitos es especialmente rica en Cd, con unas concentraciones que pueden llegar hasta los 650 mg kg⁻¹ (Seebold et al., 1992). Aunque el Cu también está presente en Reocín, se encuentra en proporciones menores, cercanas a los 50 mg kg⁻¹ (Bustillo y Delgado, 1985; Seebold et al., 1992).

(2) El Hg aparece formando otro conglomerado, claramente diferenciado de los elementos que configuran el grupo anterior (Figura 3.8). Aunque pequeñas trazas de este elemento podrían llegar a aparecer como subproducto volátil derivado de la transformación de minerales de Zn (p. e. por calcinación y tostación), la distancia a la que se encuentra con respecto al resto de elementos indica que no están genéticamente relacionados. De hecho, los contenidos de Hg observados en los sedimentos proceden de la actividad industrial de la Compañía Solvay, productora de sosa cáustica y cloro. Como refiere Toca (1997), su proceso de producción incluye

desde 1935 el uso de células electrolíticas de mercurio, cuyo uso ha sido el responsable de la emisión masiva y presencia de este contaminante en el estuario durante décadas (BioVía Consultores Ambientales, 2015).

(3) El último grupo está formado únicamente por el Ni (Figura 3.8). Tanto sus bajas concentraciones como la distancia a la que se encuentra del resto de elementos, sugieren que su origen es natural y no puede ser asociado a ningún residuo producto de la actividad minera o industrial.

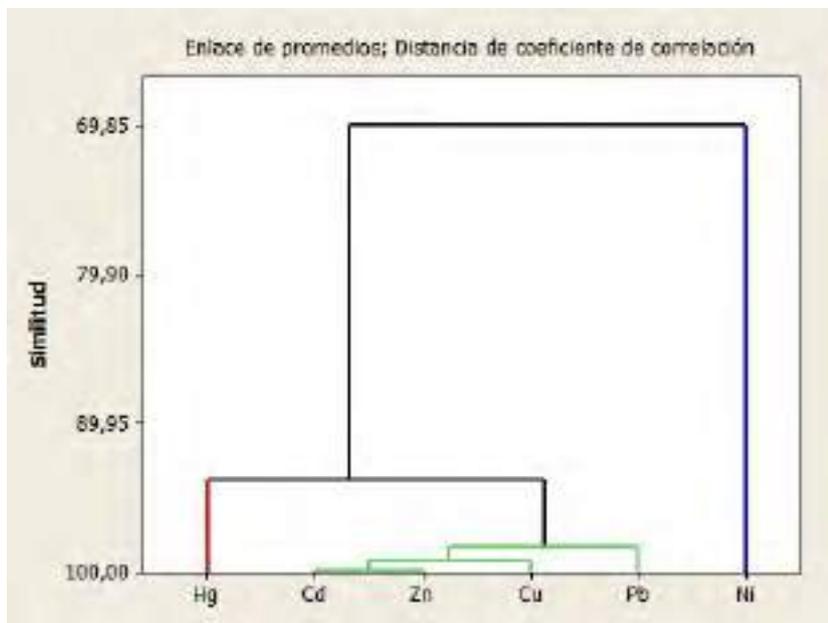


Figura 3.8. Dendrograma obtenido del análisis de conglomerados de variables para los metales pesados en el sondeo Miengo 1 (n=25, 6 variables).

Una vez establecido el marco temporal y geoquímico local, a continuación se procederá a la discusión del análisis conjunto de la distribución de todos los parámetros analizados. En función de ésta, se han identificado 3 intervalos de profundidad (IPs) sucesivos (Figura 3.9): un intervalo basal (IP1, 47 – 40 cm de profundidad), uno intermedio (IP2, 40 – 21 cm) y uno superior (IP3, 21 – 0 cm).

3.2.2.1a Intervalo de profundidad inferior

El intervalo basal o IP1 se desarrolla desde la base del sondeo (47 cm) hasta una profundidad de 40 cm. Si se asume que la tasa de sedimentación indicada previamente es también constante por debajo de los 35 cm (última actividad registrada

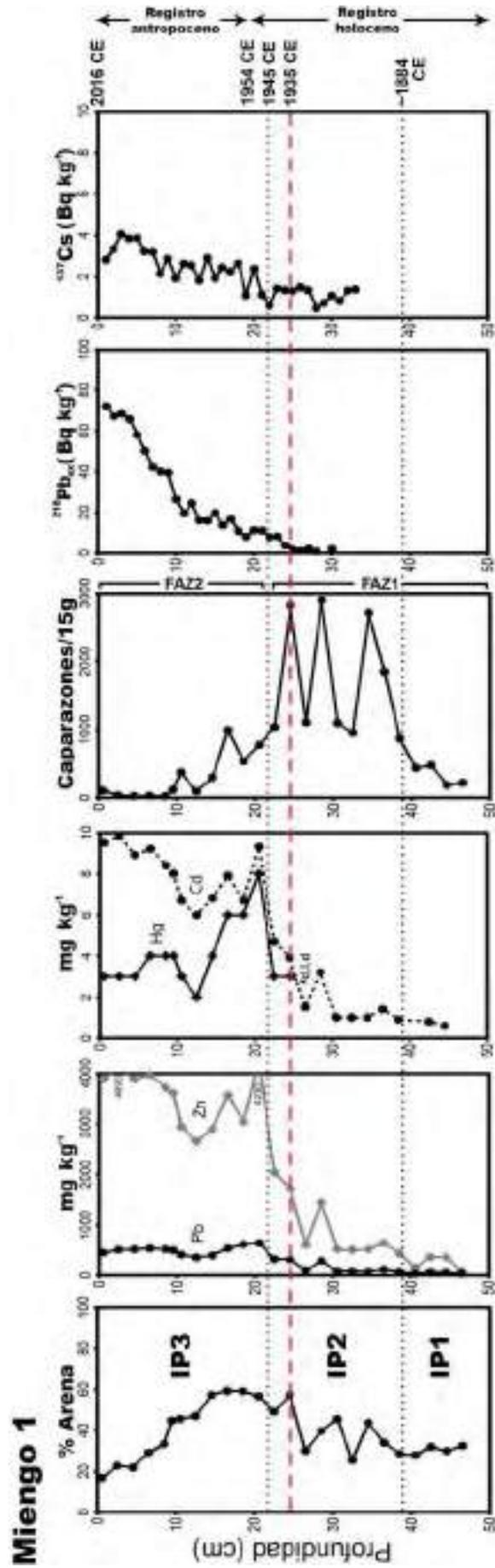


Figura 3.9. División del testigo Miengo 1 en los tres intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados. La línea roja intermitente representa el momento de primera aparición del Hg.

de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$), sería posible inferir una fecha basal hipotética del sondeo que rondaría el año 1859 CE, mientras que el límite superior del intervalo IP1 podría situarse en torno a 1884 CE (Figura 3.9).

Desde el punto de vista geoquímico, el IP1 se caracteriza por unas concentraciones de elementos traza relativamente constantes y bajas, especialmente en relación con los tramos superiores (Figura 3.9), aunque el Pb y el Zn son considerablemente más altos que los valores de fondo regionales (p. e. Rodríguez et al., 2006) y que los obtenidos a partir del registro holoceno (sondeo Requejada). Pese a que las implicaciones del estado geoquímico de los sedimentos para su gestión ambiental serán discutidos en su conjunto en otro apartado al final de este capítulo, puede ser interesante comparar brevemente aquí los resultados del IP1 con los valores de referencia propuestos por Long et al. (1995): el efecto de rango bajo (*effect range-low*, ERL) y el efecto de rango medio (*effect range-medium*, ERM). Como se ha indicado detalladamente en el capítulo de Materiales y métodos, ambos umbrales están basados en estudios ecotoxicológicos y proporcionan una estimación de la calidad del sedimento y la probabilidad de posibles efectos perjudiciales para la biota causados por metales pesados y otros contaminantes. Así, al comparar los resultados obtenidos en este intervalo con los valores de referencia ecotoxicológicos puede apreciarse que, si bien ninguno de los sedimentos analizados supera los ERMs para los elementos considerados, no ocurre así en el caso de los ERLs, que son excedidos por el 100% de las muestras (n=4) para el As ($8,2 \text{ mg kg}^{-1}$), por el 75% de las mismas para Zn (150 mg kg^{-1}) y por el 50% para el Pb (47 mg kg^{-1}). El hecho de que las concentraciones de Pb y Zn superen frecuentemente no solo los valores de fondo geoquímico, sino además uno de los umbrales ecotoxicológicos, podría sugerir que la mina de Reocín (principal fuente contaminante de estos metales) ya se encontraba abierta en el momento en el que se depositaron estos materiales. Teniendo en cuenta la fecha de inicio de las labores extractivas (año 1857), el rango cronológico del IP1, extrapolado a partir de la SAR calculada (~1859 – 1884 CE), sería coherente con lo observado en el registro. Aunque el volumen de material movilizado en las primeras décadas no era particularmente elevado (30.000 t a^{-1} en 1862; Castro et al., 2001), las primitivas técnicas de aprovechamiento mineral del siglo XIX habrían contribuido a la generación de residuos mineros altamente enriquecidos que serían vertidos

incontroladamente al estuario, dejando una señal geoquímica identificable en el registro sedimentario.

En cuanto a lo datos aportados por los foraminíferos bentónicos, la elevada abundancia de las especies *A. tepida*, *H. germanica* y *C. williamsoni* (pertenecientes a la FAZ1) indican un ambiente de llanura intermareal a lo largo de todo el intervalo basal. Con el propósito de asignar un valor cualitativo a sus abundancias absolutas, se han tenido en cuenta los umbrales propuestos por García-Artola et al. (2016) para los estuarios de la costa cantábrica oriental. Ya que estos valores se han estimado en abundancias normalizadas para 50 g de sedimento, en el presente trabajo se han recalculado para las unidades utilizadas aquí (15 g, Tabla 3.10). Así, el IP1 se caracterizaría por unas abundancias consideradas como moderadas, que se incrementan ligeramente con el paso del tiempo (Figura 3.9).

Tabla 3.10. Rangos de abundancia absoluta y número de especies de foraminíferos para los estuarios de la costa cantábrica oriental. Adaptado de García-Artola et al. (2016).

	Muy baja	Baja	Moderada	Alta	Muy Alta
Abundancia absoluta (50 g)*	<100	100-300	300-2.000	2.000-5.000	>5.000
Abundancia absoluta (15 g)	<30	30-90	90-600	600-1.500	>1.500
Número de especies	<5	5-10	10-20	20-30	>30

*García-Artola et al. (2016)

3.2.2.1b Intervalo de profundidad medio

El intervalo medio (IP2) se desarrolla a continuación del IP1, hasta una profundidad de 21 cm que, según la cronología obtenida a partir del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, corresponde al año 1945 CE (Figura 3.9).

Todo el intervalo manifiesta un aumento significativo en algunos elementos traza como el Pb, Zn y Cd, fundamentalmente (Figura 3.9). Ya desde finales del siglo XIX, pero especialmente a partir del inicio del siglo XX, los trabajos a cielo abierto empiezan a combinarse con la minería subterránea. Concretamente, el repunte acelerado que experimentan casi todos los metales a partir de los 28 – 25 cm (~ años 1920) coincide con el momento en que la explotación de galerías se convierte en la forma dominante de extracción, lo que incrementó significativamente el volumen de mineral procesado. Para el año 1930 ya se procesaban hasta 320.000 toneladas

anuales de material (Castro et al., 2001), diez veces más que durante el siglo anterior. Constancia de ello es la construcción de numerosos pozos nuevos durante las décadas de 1920 y 1930, como es el caso del Pozo Santa Amelia, el más importante de todos y que fue inaugurado en 1936 (Castro et al., 2001). Además, a lo largo de este periodo se instalaron la mayor parte de las industrias asociadas al estuario. Tal es el caso de Solvay (año 1908, producción de carbonato sódico, bicarbonato sódico y sal) y del grupo Sniace (año 1939, producción de celulosa, fibrana y lignosulfonatos). Junto con las actividades mineras, estas industrias son las responsables de los mayores vertidos tóxicos realizados a esta ría a lo largo del siglo XX (Ecologistas en Acción, 2011). De hecho, como ya se ha advertido previamente, la presencia de Hg en el estuario se encuentra fuertemente ligada a la producción de sosa cáustica en la planta de clor-álcali que la compañía Solvay tiene instalada cerca de la localidad de Torrelavega (Toca, 1997). Dentro del intervalo IP2, la presencia de este elemento es detectable desde el centímetro 25 de profundidad que, en base a la datación por $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, corresponde con el año 1935 CE. Es precisamente en ese año cuando Solvay pone en funcionamiento una célula electrolítica de mercurio en su planta (Toca, 1997).

Desde el punto de vista de los foraminíferos bentónicos, la composición microfaunística del IP2 no presenta cambios significativos con respecto al IP1, formando parte de la misma zona que el intervalo infrayacente (FAZ1, dominada por *A. tepida*, *H. germanica* y *C. williamsoni*), indicando un ambiente de llanura intermareal. En cuanto a la abundancia de caparazones, este intervalo se caracteriza por un aumento intermitente, llegando a alcanzar puntualmente valores muy altos (Figura 3.9).

3.2.2.1c Intervalo de profundidad superior

La tasa de sedimentación permite datar todo el intervalo superior (IP3: 21 – 0 cm) con posterioridad a 1945 CE. Desde la base de este tramo se detectó una nueva aceleración en el incremento de los metales y As, aún más acusada que la observada en el IP2 previo, alcanzándose los niveles más elevados de todo el sondeo (Figura 3.9). En el caso del Zn, las concentraciones de este último tramo son dos órdenes de

magnitud mayores que la medida más baja (base del sondeo). El máximo de metales detectado a 21 cm se alcanzó en torno al año 1950 CE, mientras que las concentraciones más bajas identificadas en este intervalo (a 13 cm de profundidad) se corresponden con el año 1975 CE, fecha muy cercana al comienzo de la gran recesión económica de 1973 (crisis del petróleo), que afectó gravemente durante las décadas 1970 y 1980 al sector industrial a nivel mundial (Lorca, 2015). La industria española no fue una excepción y la Real Compañía Asturiana de Minas entró también en un periodo de decadencia que fue parcialmente revertido con la transferencia de la explotación a la Compañía Asturiana de Zinc, S.A. (AZSA) en 1981, que logró recuperar parte de los niveles productivos previos a la crisis (Castro et al., 2001). Sin embargo, la rentabilidad de la explotación se extendió hasta el año 2003, cuando fue cerrada por agotamiento de los recursos. Los últimos 4 cm de registro corresponden, por tanto, al periodo posterior al cierre de la mina (~2003 – 2016 CE).

Por su parte, el análisis en detalle de la distribución del Hg a lo largo del tiempo resalta, una vez más, la capacidad de los sedimentos estuarinos para registrar eventos de su historia industrial. En la Figura 3.10 se puede observar la evolución del flujo de Hg ($\text{ng cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) a lo largo del tiempo. El flujo ha sido calculado en cada punto multiplicando la concentración del Hg (mg kg^{-1}) por la acumulación másica ($0,54 \text{ g cm}^{-2}$) previamente calculada y se ha representado en relación a las fechas del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$. Los cambios de este flujo observados en el tiempo son coherentes con la información histórica disponible sobre el uso local del Hg. Así, a partir de los años 1940, el flujo de Hg crece hasta alcanzar valores

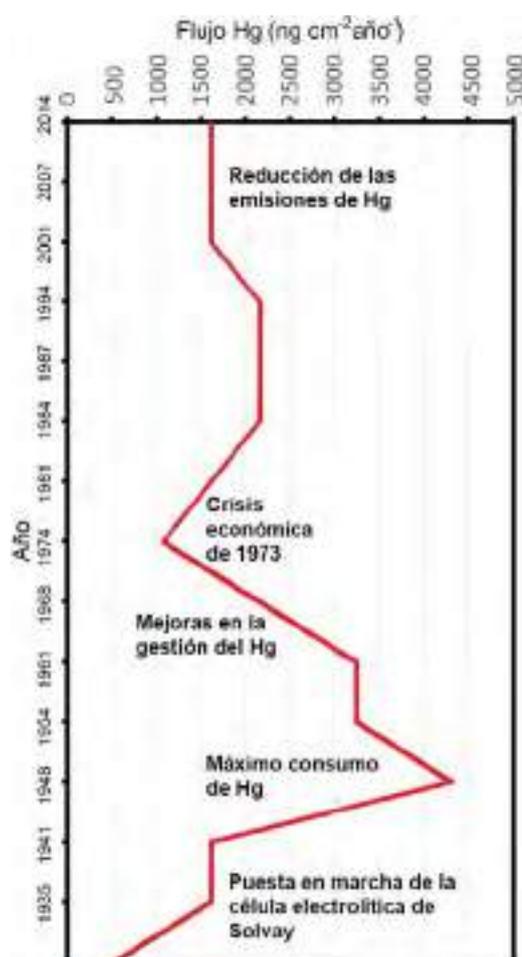


Figura 3.10. Evolución del flujo de Hg ($\text{ng cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el sondeo Miengo 1 a lo largo del tiempo.

máximos a profundidades que se corresponden con las décadas de 1950 y 1960 (~21 – 17 cm), momento de máxima actividad industrial. A partir de los años 1960 el flujo decae en intensidad, debido a la implementación de una tecnología más eficiente que permitió reducir los vertidos de Hg al estuario (Irabien et al., 2008). Este decrecimiento alcanza su punto crítico hacia mediados de la década de 1970 (12 cm), probablemente intensificado por la crisis económica de 1973 (Figura 3.10), al igual que se ha observado en el resto de los metales. Desde los años 1980 el volumen de Hg vuelve a crecer, aunque mucho más modestamente, para disminuir de nuevo y estabilizarse con la llegada del siglo XXI, como respuesta a los diferentes acuerdos firmados desde 1999 por Solvay y la Asociación Española de Productores de Cloro para la protección ambiental y el control de emisiones del sector cloro-álcali español (Sánchez, 2004).

Paralelamente a los extremadamente altos contenidos en metales, los foraminíferos bentónicos descienden críticamente hasta alcanzar abundancias bajas a muy bajas en los centímetros más superficiales. Estos resultados revelan que las malas condiciones imperantes no sólo han afectado a la microbiota bentónica en el pasado reciente, sino que la situación en tiempos más modernos y en la actualidad es asimismo crítica para estos organismos. Desde el punto de vista de las asociaciones microfaunísticas, el IP3 se corresponde, además, con un cambio en la composición de las asociaciones (FAZ2, Figura 3.9), donde *H. germanica* cobra un importante protagonismo sobre *A. tepida* y *C. williamsoni*, tal y como se describió en el apartado de Resultados (Figura 3.4), con unas abundancias relativas superiores al 50% en casi todas las muestras. Bajo condiciones ambientales particularmente estresantes puede producirse un tipo de asociación que se conoce como “casi monoespecífica”, entendiendo como tal aquella cuyo índice de Berger-Parker se encuentra comprendido entre 0,5 y 0,8 (Hayward, 2014). Este índice expresa la proporción de la especie dominante frente al conjunto de la muestra, o expresado de forma inversa, su abundancia en forma de porcentaje. Según este parámetro, la asociación típica de la FAZ2 (IP3) puede considerarse, por consiguiente, como de tipo “casi monoespecífico”. Por otra parte, resulta evidente que la calidad del sedimento no revela indicios de mejora en ese tiempo, ni se percibe una recuperación efectiva de las asociaciones de foraminíferos bentónicos, sino más bien al contrario, ya que se registra en este sondeo un empobrecimiento de las asociaciones en términos de abundancia con respecto a

los niveles más profundos (Figura 3.9).

Como apunte final a este apartado, puede resultar interesante señalar algunas diferencias que los resultados obtenidos en el intervalo IP3 han revelado con respecto a los tramos subyacentes (IP1 e IP2). Éstas serían consecuentes con lo esperado para sedimentos que, según Waters et al. (2016), puedan ser asumidos como pertenecientes al Antropoceno y netamente diferenciados de los materiales holocenos previos. Entre las señales estratigráficas propuestas por estos autores, en el IP3 han sido identificadas las siguientes:

(1) Un marcado incremento de los metales pesados antropogénicos en relación con los tramos subyacentes (Figura 3.9). Como se ha descrito más arriba, las mayores tasas de aumento en metales registradas en este sondeo corresponden precisamente a la segunda mitad de la década de 1940. Si bien la presencia de metales es ya muy elevada desde el siglo XIX y durante la primera mitad del siglo XX, ésta no debe ser relacionada necesariamente con el Antropoceno. De hecho, se han observado tendencias similares en las concentraciones de metales de ecosistemas costeros antropizados a nivel global (Gałuszka et al., 2013), que se caracterizan por un crecimiento relativamente constante desde finales del siglo XIX, seguido de un fuerte incremento a partir de la década de 1940 hasta aproximadamente los años 1980, como consecuencia de la Gran Aceleración tras la Segunda Guerra Mundial.

(2) Importantes cambios faunísticos representados, en este caso, por alteraciones en la distribución y composición de las asociaciones de foraminíferos bentónicos. A pesar de la evolución variable de los tramos inferiores, el intervalo IP3 se caracteriza por un decrecimiento que puede considerarse relativamente continuo en el tiempo (Figura 3.9) y que culmina en un verdadero empobrecimiento de las asociaciones (abundancias muy bajas y de tipo "casi monoespecífico").

(3) La aparición de radioisótopos artificiales como el ^{137}Cs . Es necesario mencionar, sin embargo, que la presencia del mismo en sedimentos anteriores a 1954 CE (Figura 3.9), puede ser explicada, como ya se ha referido más arriba, debido a un proceso de migración vertical por difusión.

En este sentido, es razonable suponer que los grandes cambios asociados al Antropoceno que operan a nivel global desde mediados del siglo XX (p. e., aumento acelerado de la producción industrial) puedan tener su reflejo en la historia minera e

industrial local, dejando una señal propia, aunque identificable, en los depósitos sedimentarios. De esta manera, el sondeo Miengo 1 es especialmente interesante, ya que registraría el límite Holoceno-Antropoceno, que, según las dataciones por $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, es consistente con el comienzo de la Gran Aceleración (~1950 CE), tal como propone actualmente el "Anthropocene Working Group" (Zalasiewicz et al., 2015; Waters et al., 2016).

3.2.2.2 Miengo 2

Igual que en el testigo anterior, y con el objetivo de dotar de un marco temporal adecuado a la interpretación del sondeo, se discuten en primer lugar los datos que ha aportado el análisis de los radioisótopos, indispensables para comprender la historia ambiental registrada en este sondeo. Como se aprecia en la Figura 3.11, la distribución de las concentraciones del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad no permite asumir una tasa de sedimentación constante para todo el testigo. El perfil puede ser dividido en dos grandes secciones claramente diferenciadas (Figura 3.11), que serán descritas, en este caso, de la más superficial a la más profunda, para facilitar su comprensión. En los primeros 10 cm del sondeo, el $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ describe un perfil prácticamente homogéneo, lo que impide datar geocronológicamente sus sedimentos. Por el contrario, la sección inferior (10 – 35 cm) presenta una distribución que puede ajustarse a una exponencial decreciente con la profundidad (Figura 3.11). Cabe destacar, sin embargo, la presencia de una subsección entre los 21 y 24 cm con menores concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ que los centímetros inmediatamente superiores e inferiores, cuya interpretación será abordada a lo largo de la discusión. Asumiendo que la sedimentación ha sido constante a lo largo del tramo inferior, se ha aplicado el modelo CIC (Robbins, 1978), obteniéndose una SAR de $0,30 \pm 0,02 \text{ cm año}^{-1}$, similar a la tasa calculada en el sondeo Miengo 1 ($0,30 \pm 0,02 \text{ cm año}^{-1}$). Sin embargo, al contrario de lo que ocurría en Miengo 1, en este caso no ha sido posible usar la fecha de recogida del sondeo (año 2016) como referencia para asignar edades en función de la tasa de sedimentación, debido a que el perfil homogéneo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el tramo superior (Figura 3.11) no permite considerar una sedimentación constante durante los primeros 10 cm. Es por ello que ha sido necesario encontrar otra fecha de referencia.

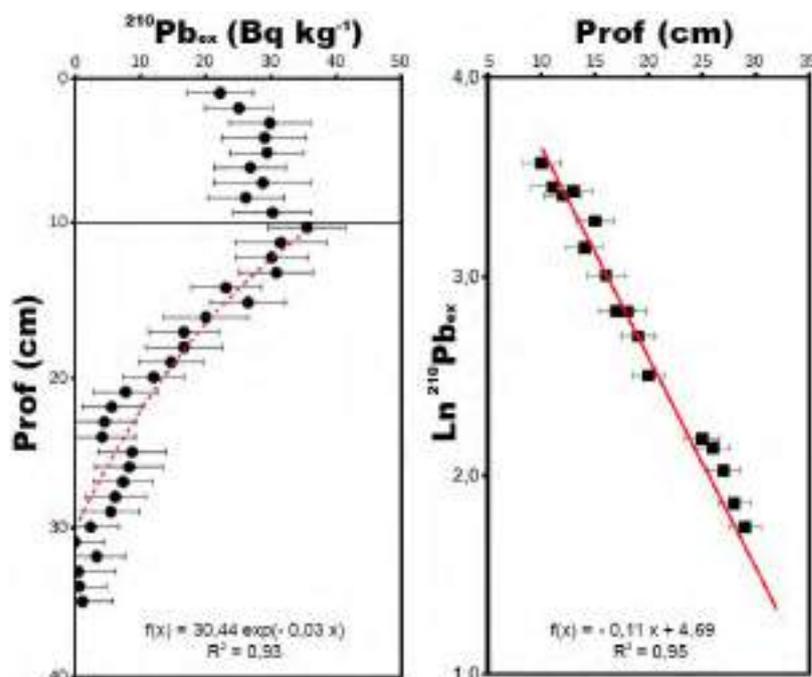


Figura 3.11. Distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la vertical y regresión de los valores correspondientes al tramo comprendido entre los 35 y los 10 cm normalizados por su logaritmo natural, frente a la profundidad ($R^2=0,95$) en el sondeo Miengo 2.

En este sentido, el análisis de los radioisótopos artificiales ^{137}Cs , ^{238}Pu y $^{239+240}\text{Pu}$ ha resultado ser indispensable a la hora de asignar edades a las capas de este sondeo. En relación al primero de ellos, se ha observado que la concentración media a lo largo de Miengo 2 es sensiblemente mayor que la registrada en Miengo 1 (4,4 y 2,1 Bq kg^{-1} , respectivamente), y la diferencia granulométrica entre ambos sondeos (un 34% de arena en Miengo 1, frente a un 13 % en Miengo 2) justificaría las mayores actividades radiométricas registradas en Miengo 2. Algunos estudios indican que el tamaño de grano del sedimento también tiene efectos sobre la capacidad de adsorción del ^{137}Cs , habiéndose calculado experimentalmente un factor de aumento en los materiales más finos de hasta 5 veces con respecto a los más gruesos (Walling y Woodward, 1992; He y Walling, 1996b). En todo caso, la principal característica del perfil de ^{137}Cs en este sondeo es el acusado pico detectado entre los 32 y 16 cm de profundidad, que alcanza su punto máximo alrededor de los 23 cm (Figura 3.12). Cabe suponer, por lo tanto, que esta profundidad se corresponde al año 1963 CE. Como puede verse en la Figura 3.12, el perfil de ^{238}Pu y $^{239+240}\text{Pu}$ es muy semejante al indicado para el ^{137}Cs , presentando sus máximas actividades a una profundidad

similar (25 – 23 cm). Como era de esperar, la ratio $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ calculada en estos sedimentos (0,031) es similar a los valores globales asociados a un origen procedente del *fallout* consecuencia de los ensayos atmosféricos nucleares (0,029, UNSCEAR, 1993). Por otra parte, la ratio $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ ha sido estimada en estos sedimentos en 0,04 (0,026 – 0,055), próxima al promedio global para el Hemisferio Norte (0,03 – 0,04; Yamamoto et al., 2002).

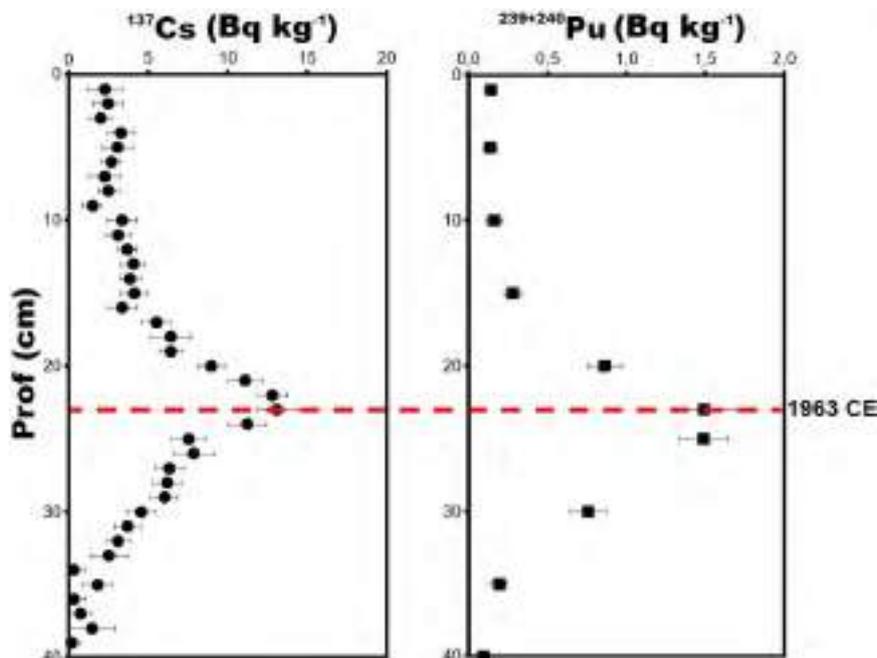


Figura 3.12. Distribución de las actividades del ^{137}Cs y el $^{239+240}\text{Pu}$, junto con su fecha de referencia a lo largo del sondeo Miengo 2.

A partir de la distribución de los elementos traza, los foraminíferos bentónicos y los radioisótopos, se han reconocido 3 intervalos de profundidad sucesivos (Figura 3.13): un intervalo basal o IP1 (47 – 31 cm de profundidad), un intervalo medio o IP2 (31 – 10 cm) y un intervalo superior o IP3 (10 – 0 cm).

3.2.2.2a Intervalo de profundidad inferior

El intervalo basal (IP1) se extiende desde los 47 cm hasta una profundidad de 31 cm. Desde el punto de vista geoquímico, todo el tramo se caracteriza por presentar unas concentraciones muy altas de Pb y Zn, y moderadamente elevadas de Cd, As y Hg (Figura 3.13). Si bien gran parte del intervalo presenta una distribución de todos los

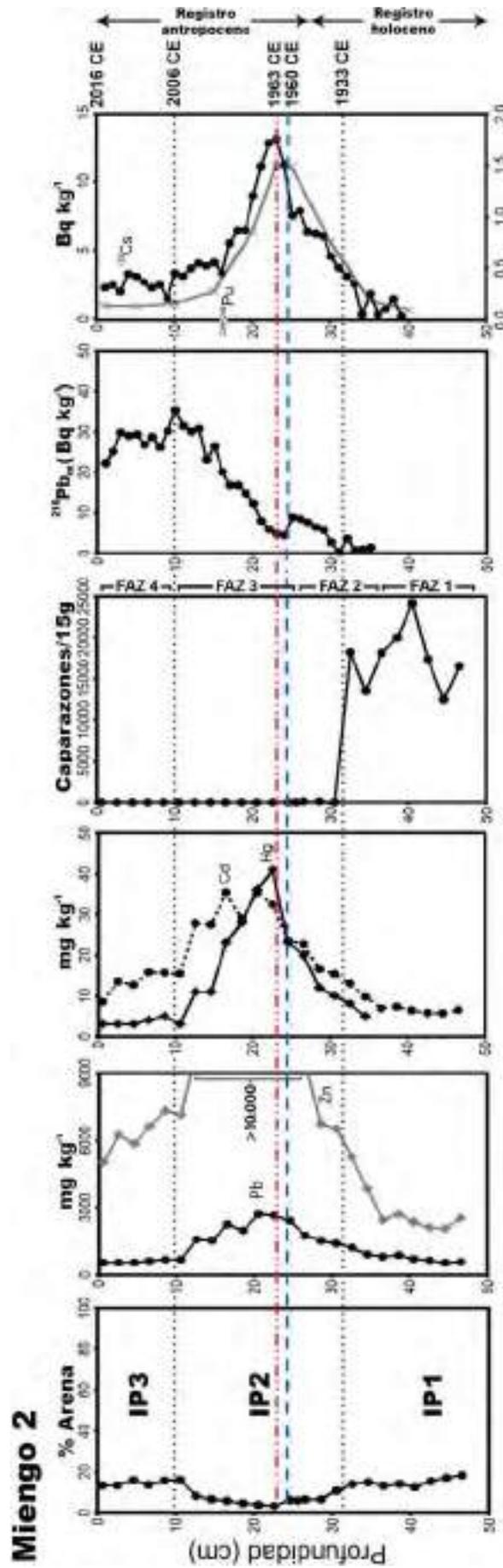


Figura 3.13. División del testigo Miengo 2 en los tres intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados. La línea discontinua azul representa el momento en el que se produjo el colapso del dique de "La Luciana" (1960 CE). La línea discontinua roja marca la cota a la que se detectaron las mayores actividades de ^{137}Cs , asociadas al auge de las detonaciones termonucleares atmosféricas (1963 CE).

metales y el As relativamente constante en el tiempo, en los últimos 4 cm se comienza a observar un incremento en todos ellos, excepto el Ni. La comparación con los datos procedentes del sondeo Miengo 1 pone de manifiesto que el contenido en metales y As es por lo general más alto en Miengo 2 (Figuras 3.9 y 3.13). Parte de esta diferencia podría radicar, como ocurre con el ^{137}Cs , en las diferencias granulométricas entre ambos sondeos. A pesar de ello, los elementos traza de ambos testigos (incluidos el Cu y el Ni, en el caso de Miengo 2) se encuentran en cantidades muy superiores a los niveles registrados en el sondeo holoceno Requejada y los niveles de fondo regionales (p. e. Rodríguez et al., 2006). Aunque la ausencia de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ por debajo de los 35 cm sugiera edades superiores a los 120 años para gran parte de este intervalo, las elevadas concentraciones registradas en todos los metales (excepto el Ni) apuntan a que estos sedimentos fueron depositados cuando la mina ya se encontraba plenamente operativa. En este sentido, al extender hipotéticamente la SAR calculada hasta la base de este intervalo (47 cm), se obtiene una fecha basal compatible con los resultados obtenidos (~1883 CE).

Por su parte, a lo largo de todo el intervalo se distribuyen las zonas de foraminíferos identificadas en el apartado de los resultados como FAZ1 y FAZ2 (Figura 3.13), compuestas por una casi total dominancia de formas hialinas típicamente asociadas a ambientes de llanura intermareal salobre: *A. tepida*, *H. germanica* y *C. williamsoni*, con una mayor presencia de la primera especie en la FAZ1 y de la segunda en el caso de la FAZ2, así como unas proporciones muy escasas de ejemplares marinos, como es de esperar en el estuario medio. A pesar del considerable grado de deterioro geoquímico de los sedimentos, las abundancias absolutas de foraminíferos en todo el intervalo pueden ser consideradas como muy altas y se mantienen bastante constantes en el tiempo.

3.2.2.2b Intervalo de profundidad medio

Por encima del intervalo basal, y hasta una profundidad de 10 cm, se encuentran los sedimentos pertenecientes al intervalo IP2. Al aplicar la tasa de sedimentación calculada previamente ($0,30 \text{ cm año}^{-1}$), tomando como referencia el ^{137}Cs , se han asignado a las capas inferior y superior de este intervalo las fechas 1933 y 2006 CE, respectivamente.

Respecto a los elementos traza, todo el intervalo se encuentra altamente contaminado, presentando niveles de Pb, Zn, Cd, Hg y As extremadamente elevados que continúan creciendo hasta una profundidad de 23 cm, donde se detectan las máximas concentraciones, disminuyendo, en términos generales, de forma progresiva hacia el techo del intervalo (Figura 3.13). El máximo es coincidente, además, con las mayores actividades registradas de ^{137}Cs y $^{239+240}\text{Pu}$ (~23 cm) (Figura 3.13). Como se ha referido previamente, es posible asignar a esta sección la fecha de referencia del máximo de los ensayos termonucleares atmosféricos (1963 CE). Los picos alcanzados por los metales a cotas similares son coherentes con esta cronología, ya que el periodo de mayor desarrollo minero e industrial en el estuario se produjo precisamente durante la década de 1960 (Castro et al., 2001).

En cuanto a los datos microfaunísticos, el IP2 se corresponde con la parte superior de la zona de foraminíferos FAZ2 (con unas abundancias absolutas ya muy mermadas, próximas a los 100 caparazones / 15 g) y la totalidad de FAZ3 (Figura 3.13), caracterizada por unos contenidos muy escasos de ejemplares marinos y una presencia mayoritaria de *A. tepida*, *H. germanica* y *C. williamsoni*, típicos de ambientes de llanura intermareal. La densidad de caparazones es, por otra parte, muy inferior respecto al intervalo anterior (Figura 3.13), llegando a disminuir su contenido hasta en tres órdenes de magnitud. La práctica ausencia de foraminíferos permite considerar casi todo este intervalo como abiótico. Este drástico cambio, que marca el límite entre los intervalos basal y medio (Figura 3.13), implica una perturbación en las condiciones ambientales lo suficientemente importante como para erradicar las asociaciones de foraminíferos rápida y permanentemente. Pese a su magnitud, la naturaleza de este fenómeno debió ser de carácter local, ya que, si bien se ha detectado una degradación de la microbiota bentónica en el estuario superior (Miengo 1), ésta ha sido menos acusada y más progresiva que en Miengo 2 (Figura 3.9). Con el propósito de encontrar una causa que explique la brusca desaparición de los foraminíferos, se ha contrastado la información micropaleontológica con la aportada por otros elementos tóxicos que, si bien no han formado parte de la caracterización geoquímica a lo largo de este trabajo, fueron también medidos mediante el ICP-OES. A este respecto, han resultado especialmente llamativas las elevadas concentraciones de azufre presentes en este testigo (1,8, 0,9 – 4,1%), especialmente a lo largo del

intervalo medio (Figura 3.14). Además, su distribución con la profundidad revela un importante incremento que comienza a ser significativo precisamente desde los 33 – 31 cm (~1930 CE), inmediatamente antes de la desaparición de la microfauna bentónica. La mayor fuente de S en el estuario proviene de la planta de tostación de Zn de Hinojedo (AZSA) que, además de óxido de Zn, genera SO₂ líquido y ácido sulfúrico (H₂SO₄). Las alteraciones de pH derivadas de la presencia de este ácido en el ambiente estuarino puede tener consecuencias graves para la biota (Mirlean et al., 2001). La planta, que fue puesta en marcha en 1929 y sigue operativa a día de hoy, construyó una tubería para el transporte de su producción desde Hinojedo hasta Requejada, a escasa distancia aguas arriba de la marisma de Cudón y del punto de perforación de este sondeo, lo que explicaría la persistente ausencia de foraminíferos a partir de esa fecha.

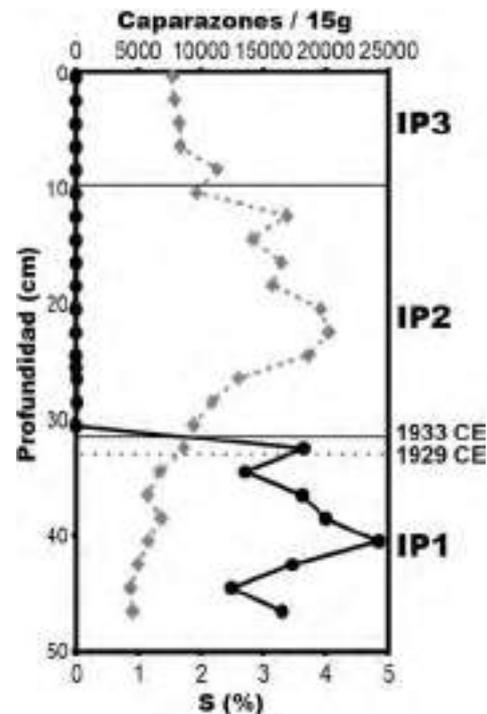


Figura 3.14. Comparación entre las distribuciones de las abundancias absolutas de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g) y el contenido en S (%) del sondeo Miengo 2. La línea de puntos roja representa el momento de apertura de la planta de AZSA (1929 CE).

Otro de los rasgos más significativos de este intervalo son las comparativamente bajas actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con respecto a las medidas registradas entre los 24 y 21 cm de profundidad (Figura 3.11). Las variaciones en la presencia del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ pueden deberse a cambios en la dinámica sedimentaria debido a diversos fenómenos naturales o antrópicos, como alteraciones en la hidrodinámica del medio, inundaciones, tormentas u otros eventos catastróficos (He y Walling, 1996a). En función de la SAR calculada, la edad del centímetro 24 (momento en el que comienzan a registrarse los valores bajos de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$) puede situarse en torno al año 1960 CE. Esta fecha es coincidente con uno de los eventos catastróficos más importantes ocurridos en la región: el colapso del dique "La Luciana", ocurrido en

agosto de 1960, que sustentaba un gran depósito de desechos mineros ubicado a pocos kilómetros aguas arriba del municipio de Reocín (Figura 3.15). Este depósito fue iniciado en la década de 1950 a partir de la acumulación sistemática de estériles de minería pertenecientes a la explotación del yacimiento. El colapso del dique causó un torrente de lodo contaminado que sepultó parte del barrio de La Barquera. Se estima que este evento catastrófico movió, al menos, entre 50.000 y 100.000 m³ de sedimento (Fernández-Naranjo et al., 2015). Este evento justificaría, por lo tanto, la presencia de sedimentos antiguos altamente contaminados y con menos ²¹⁰Pb_{exceso} observada a partir de los 24 cm, tal como queda registrado en el testigo.

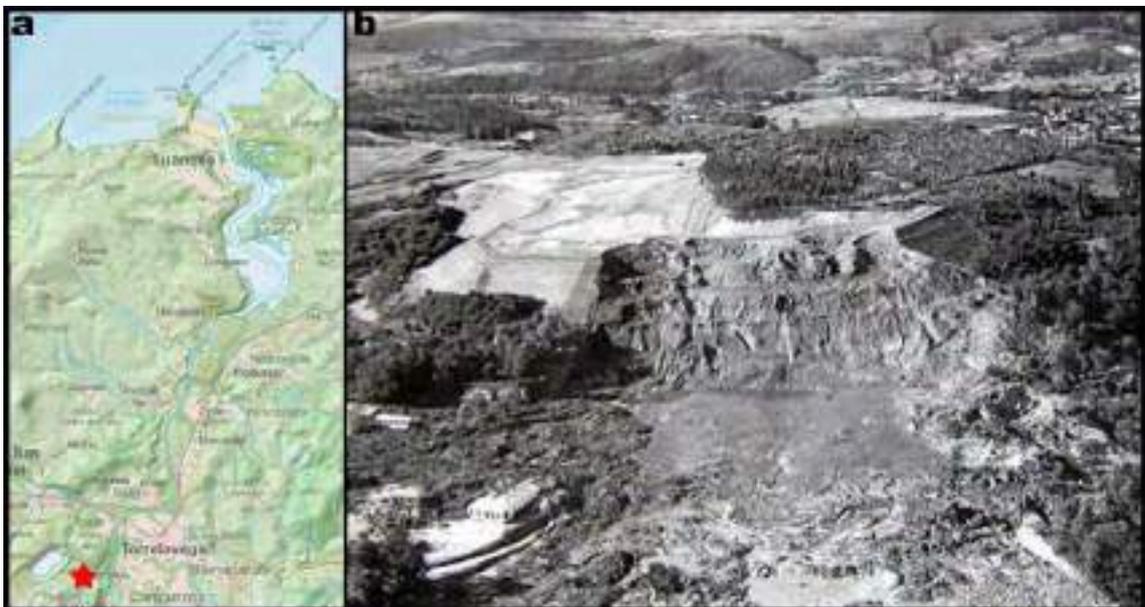


Figura 3.15. a) Localización geográfica del antiguo dique “La Luciana” junto a la corta de la mina de Reocín. b) Vista oblicua del derrumbe del dique en el año 1960.

Por último, si bien puede situarse el límite cronológico Holoceno-Antropoceno (1954 CE) dentro de este intervalo (~25 cm), la diferencia entre materiales antropocenos y holocenos en función de las señales propuestas por Waters et al. (2016) no parece tan nítida como en Miengo 1. Esto puede deberse a que las circunstancias de carácter local previas a esta fecha (planta de ácido sulfúrico de Hinojedo) y accidentales (ruptura del dique de “La Luciana”) han marcado de forma determinante la dinámica sedimentaria y el registro de la marisma de Cudón.

3.2.2.2d Intervalo de profundidad superior

El intervalo superior (IP3) ocupa los últimos 10 cm del sondeo y está caracterizado, por un lado, por mostrar niveles más moderados de metales (aunque aún muy elevados y, en general, superiores a los indicados en el tramo inferior IP1), que decrecen a un ritmo sensiblemente más lento que en el tramo precedente (Figura 3.13). De hecho, a excepción del Zn y el Hg, la distribución del resto de elementos parece volverse bastante constante en el tiempo.

Sin embargo, por otro lado, a pesar de esta leve mejora en la calidad del sedimento, todo el tramo sigue siendo prácticamente azoico, no observándose ningún cambio sustancial en las abundancias absolutas de foraminíferos, que continúan siendo extremadamente bajas (Figura 3.13). La asociación microfauística de este intervalo (representada por la FAZ4) se encuentra compuesta fundamentalmente por la especie *H. germanica* y cuya diferencia más notable con respecto a las demás FAZs es la total ausencia de *A. tepida*, dominante hasta ese momento.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, podría concluirse que los centímetros más superficiales de este sondeo están reflejando las primeras fases de una tenue mejora en las condiciones geoquímicas de los sedimentos en esta zona del estuario a lo largo de los últimos años, aunque no lo suficientemente significativa como para identificar aún una respuesta biológica favorable. Sin embargo, la particular distribución homogénea de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ que exhiben los 10 cm superiores de Miengo 2 parece apuntar a una interpretación totalmente distinta, que puede aportar, además, interesante información acerca de la dinámica sedimentaria de este estuario a escala local. Un perfil de estas características suele ser indicador de una posible mezcla u homogeneización de la concentración de ^{210}Pb , bien por procesos naturales (p. e. bioturbación), bien debido a una aceleración en la velocidad de sedimentación. En cuanto a la primera hipótesis, no se han identificado huellas de bioturbación en el sedimento. Llama la atención, sin embargo, que las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ presentes en estos materiales son más bajas que las que se encuentran inmediatamente debajo de ellos (Figura 3.13), así como las de Miengo 1 a las mismas profundidades (22,2 – 35,3 y 39,4 – 72,0 Bq kg⁻¹, respectivamente). Este hecho apunta a la posibilidad de que se trate de materiales más antiguos y que, además, se

hayan depositado lo suficientemente rápido como para no llegar a enriquecerse en ^{210}Pb de origen atmosférico, reflejando un brusco cambio en la dinámica sedimentaria. La naturaleza de estos materiales (bajas y constantes actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, altas concentraciones en metales pesados y ausencia de foraminíferos bentónicos) indica que a partir de ~2006 CE comenzaron a depositarse sedimentos altamente contaminados y que no han estado sometidos al ambiente estuarino ni al *fallout* atmosférico. Teniendo en cuenta todo lo expuesto anteriormente, la hipótesis que mejor se ajusta al comportamiento observado en el registro es que estos depósitos estén constituidos por sedimentos provenientes del interior de la mina de Reocín, vertidos al río Besaya. Tras el cese de la explotación en 2003 y dentro de las medidas post-operacionales adoptadas por AZSA, la empresa optó por convertir la antigua mina en un gran embalse (Figura 3.16) (Fernández et al., 2009). Este proyecto se llevó a cabo apenas un año después del cierre de la misma (2004), cuando las bombas que descargaban el agua de su interior fueron desconectadas, permitiendo que la corta y las galerías fueran anegadas de forma natural. Ecologistas en Acción (2004) ya advirtió desde un primer momento de los riesgos asociados a la inundación de la mina, entre los que consideraba como especialmente peligrosa la posible



Figura 3.16. Aspecto actual de la antigua corta de la mina de Pb-Zn de Reocín, inundada desde el año 2004.

disolución y puesta en circulación de sustancias minerales tóxicas que serían movilizadas al río Besaya, pasando posteriormente al estuario. Como medida de control, la compañía puso en funcionamiento una planta para el tratamiento físico-químico del agua, con una capacidad de $0,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, con el propósito de reducir los niveles de contaminación de las aguas antes de ser vertidas al río Besaya, y que estuvo en funcionamiento hasta el año 2014, momento en el que AZSA consideró que ya no era necesario seguir depurándolas.

3.2.2.3 EDAR

La ausencia de un perfil de decaimiento exponencial del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ a lo largo del sondeo EDAR (Figura 3.17) impidió aplicar un método geocronológico que aportase unas MAR y SAR fiables para establecer un marco temporal basado en este radiosíotopo.

En base al conjunto de parámetros analizados, ha sido posible identificar 2 intervalos de profundidad distintos (Figura 3.17): un intervalo inferior (IP1, 49 – 9 cm de profundidad) y uno superior (IP2, 9 – 0 cm).

3.2.2.3a Intervalo de profundidad inferior

El intervalo basal (IP1) ocupa un 80% de la longitud total del sondeo, extendiéndose desde los 49 cm de profundidad hasta los 9 cm. Aunque no han podido asignarse fechas precisas, la presencia de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en los centímetros más profundos (Figura 3.17) parece indicar que la base del sondeo tiene una edad inferior a los 100 – 120 años.

El análisis de los elementos traza refleja que el IP1 está caracterizado por un contenido relativamente bajo y estable de metales pesados y As (Figura 3.17), muy próximo a los niveles holocenos del sondeo Requejada (Tabla 3.8).

En relación a las muestras sobre las que se analizó la signatura isotópica del Pb, dos de ellas pertenecen al IP1 (25 y 43 cm). La relación entre distintos isótopos estables de Pb (^{204}Pb , ^{206}Pb y ^{207}Pb , entre otros) ha sido utilizada frecuentemente como huella geoquímica para identificar el impacto humano en los sedimentos costeros (Flegal et al., 1989; Gobeil et al., 1995; Kómarek et al., 2008). Los valores obtenidos se han comparado en la Tabla 3.11 con otros índices de referencia tanto

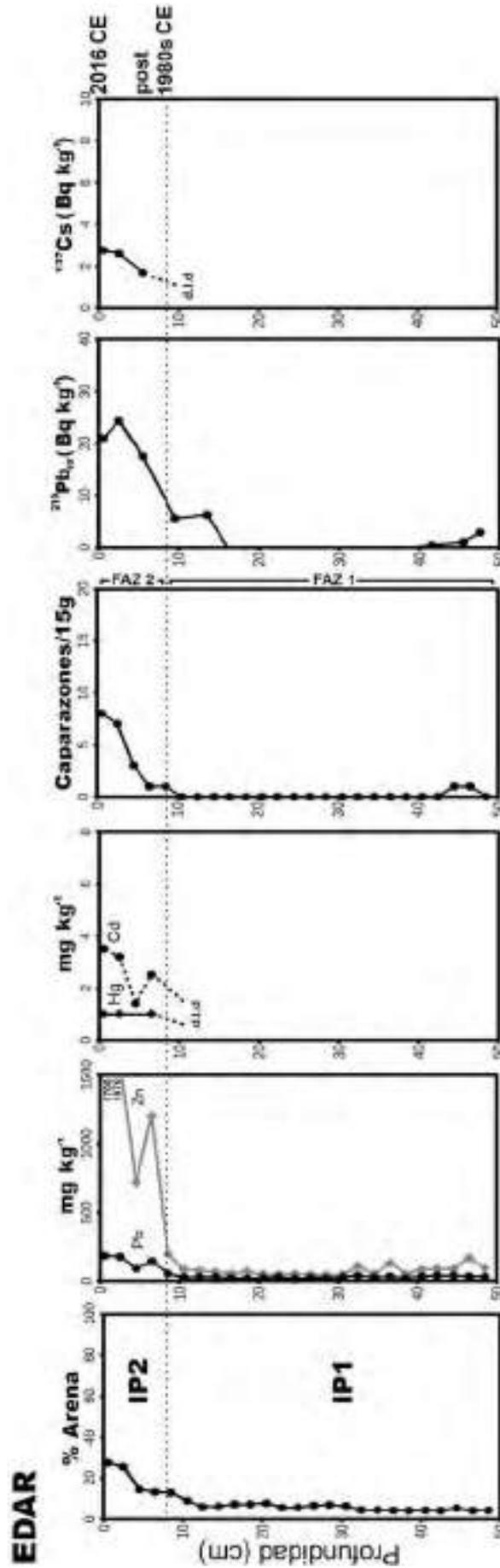


Figura 3.17. División del testigo EDAR en los dos intervalos de profundidad (IPs) identificados a partir de los distintos parámetros analizados.

naturales (galena procedente de los yacimientos de los distritos mineros de Santander, Reocín y Udías; Velasco et al., 2003) como antropogénicos (Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012). Como se observa en la Figura 3.18a, los índices procedentes del sondeo EDAR son compatibles con los obtenidos a partir de los sedimentos procedentes las fuentes de Pb naturales (galenas de Reocín), y se encuentran muy lejos de valores relacionados con el Pb de origen antrópico.

Tabla 3.11. Comparación entre las ratios $^{206}\text{Pb} / ^{204}\text{Pb}$ y $^{207}\text{Pb} / ^{204}\text{Pb}$ de las muestras obtenidas en el sondeo EDAR y los valores de referencia naturales (Velasco et al., 2003) y antropogénicos (Monna et al. 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012).

	$^{206}\text{Pb} / ^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb} / ^{204}\text{Pb}$
EDAR		
1 cm	18,70	15,69
7 cm	18,73	15,69
25 cm	18,85	15,70
43 cm	18,80	15,69
Reocín	18,71-18,76	15,66-15,69
Gasolinas españolas	17,83	16,06
Incineradoras	17,92	15,58
Fundición de Pb	17,73	15,62

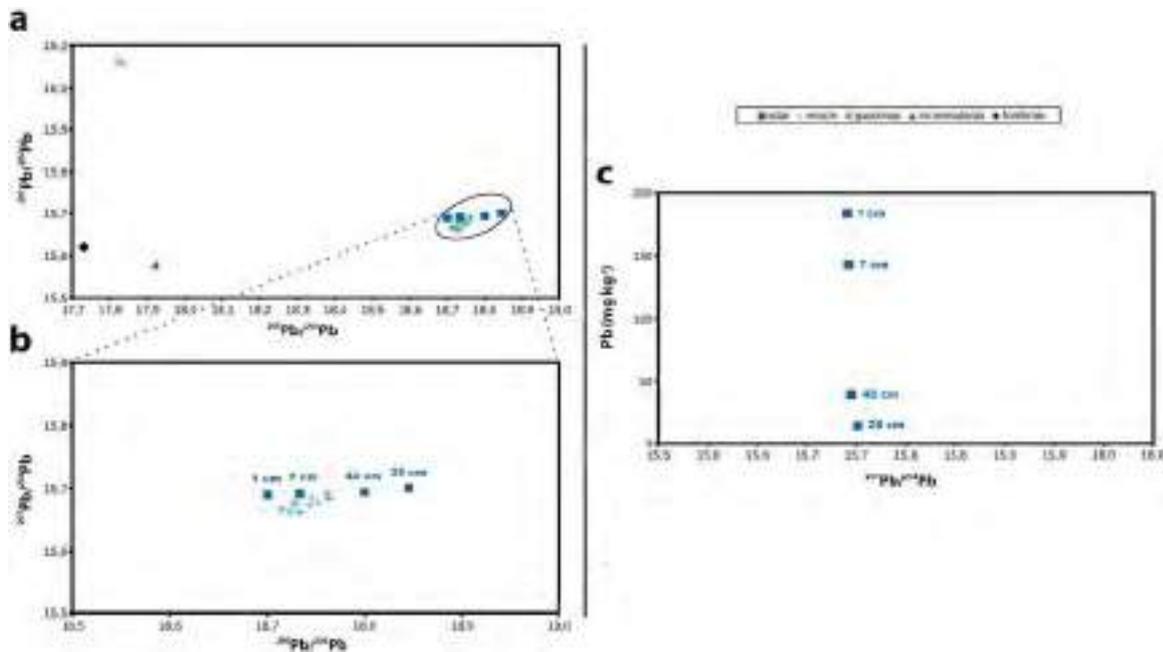


Figura 3.18. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ frente al $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes al sondeo EDAR y su comparación con los valores naturales de las mineralizaciones del yacimiento de Reocín (Velasco et al., 2003) y el índice isotópico del Pb procedente de diversas fuentes antropogénicas (Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012); b) Detalle de las relaciones isotópicas del sondeo EDAR y los valores naturales; c) Relación entre el $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ y el contenido de Pb (mg kg^{-1}) en el sondeo corto EDAR.

Por último, llama la atención que las abundancias absolutas de foraminíferos bentónicos sean extremadamente bajas y estables en el tiempo, pudiendo considerar todo el tramo como prácticamente abiótico (FAZ1, Figura 3.17) desde el punto de vista microfaunístico. Esto, sumado a los particularmente bajos contenidos en metales anteriormente mencionados, apunta a que el intervalo IP1 debe ser interpretado como un paleoambiente de carácter supramareal. Es por ello que se recurrió al fondo fotográfico histórico disponible en la Unidad de Cartografía y SIG de la Dirección General de Ordenación del Territorio y Evaluación Ambiental Urbanística del Gobierno de Cantabria. El análisis de las fotografías aéreas realizadas sobre el estuario a lo largo del siglo XX ha permitido corroborar que, efectivamente, el punto en el que fue recogido el sondeo (actualmente bajo el dominio mareal) se encontraba en el pasado reciente ocupado por campos de cultivo (Figura 3.19). Éstos fueron abandonados entre las décadas 1960 – 1980 e inundados por la dinámica estuarina, dando lugar a la marisma en regeneración que se observa hoy en día.

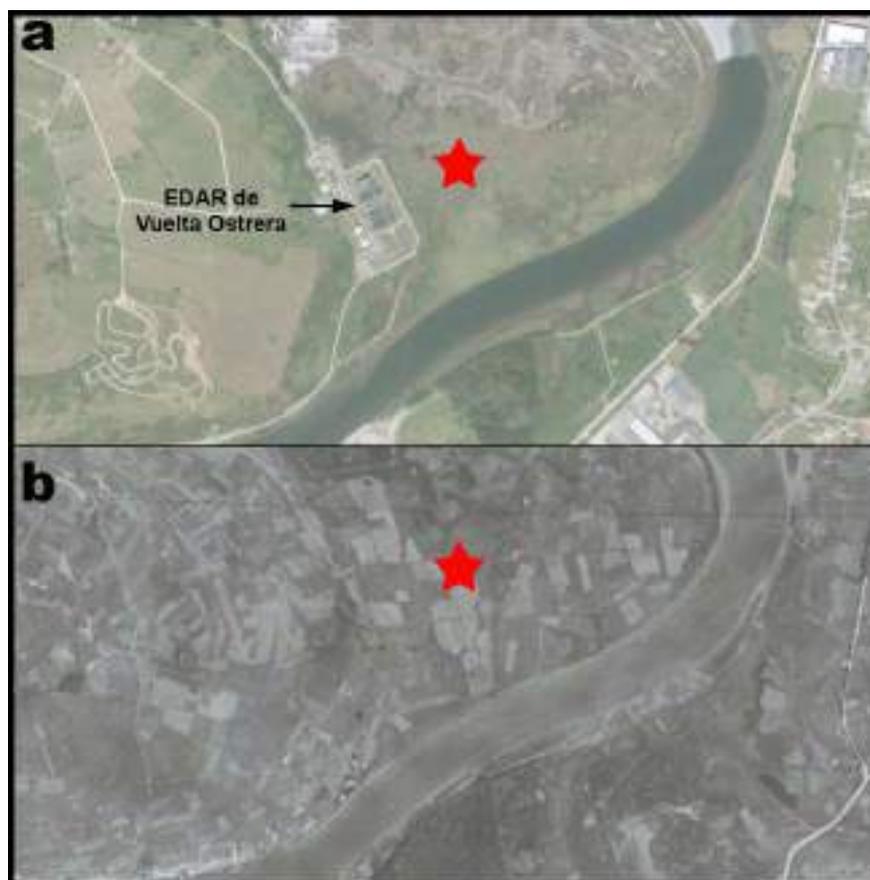


Figura 3.19. Meandro de Vuelta Ostrera a lo largo del tiempo, con la localización del sondeo EDAR: a) año del muestreo del sondeo (2016) y b) mediados del siglo XX (año 1956). Fuente: <http://mapas.cantabria.es>

3.2.2.3b Intervalo de profundidad superior

Los materiales depositados en los últimos 9 cm constituyen el intervalo superior (IP2). En este caso, la presencia de pequeñas cantidades de ^{137}Cs permite situar temporalmente estos sedimentos con posterioridad a la década de 1950. Aunque la ausencia de picos impide precisar una fecha más concreta, la información procedente de las fotografías aéreas indica que estos materiales son, en todo caso, posteriores a la década de 1960.

Desde el punto de vista geoquímico, este intervalo superior presenta unos niveles de Zn particularmente elevados, aunque el Pb, el Cd y el Hg también muestran signos de crecimiento en los centímetros superiores del sondeo (Figura 3.17).

En cuanto a la signatura isotópica de Pb, las muestras analizadas correspondientes a este intervalo (1 y 7 cm) no presentaron diferencias significativas entre sí, ni con respecto a las muestras analizadas en el intervalo anterior. Tanto en las muestras que presentan contenidos de este metal cercanos a los niveles registrados en los sedimentos holocenos (IP1: aporte de Pb natural, muestras 25 y 43 cm), como en los sedimentos considerados contaminados (IP2: aporte antropogénico, muestras 7 y 1 cm), el Pb presenta unas signaturas isotópicas similares. En todo caso, parece evidente que en estas muestras contaminadas, el aporte procedente de las labores de explotación minera es ampliamente mayoritario en comparación con los valores procedentes del uso de gasolinas (Figura 3.18a y b). En relación con el intervalo anterior, que estas relaciones isotópicas apenas varíen con la concentración de Pb en el sedimento (Figura 3.18c) sugiere que la fuente del Pb ha debido ser fundamentalmente la misma a lo largo del tiempo (determinada por las mineralizaciones locales y su explotación), independientemente del contenido en este metal presente en los sedimentos.

Por su parte, estos sedimentos revelan un pequeño aumento de los caparazones con respecto al intervalo infrayacente, aunque en todo momento las abundancias son consideradas muy bajas (Figura 3.17). Ya que la mayor parte de los caparazones son de tipo aglutinante (FAZ2), esencialmente de la especie indicadora *E. macrescens*, este último tramo parece corresponder, a pesar del bajo número de ejemplares recuperados, con un ambiente de marisma (en proceso de regeneración), tal y como se observa hoy en día.

3.3 Muestras superficiales

La totalidad de los resultados geoquímicos y microfaunísticos obtenidos a partir del muestreo superficial en el estuario del Saja-Besaya durante la campaña de 2015 (Figura 3.20) se encuentran recopilados en los Apéndices Ia y IIc.



Figura 3.20. Arriba: Labores de muestreo superficial en el estuario (abril-mayo de 2015): a) estación 6, b) estación 9, c) estación 11, d) estación 15. Abajo: Localización geográfica de los puntos superficiales de muestreo (1 a 22) en los distintos tramos del estuario del Saja-Besaya.

3.3.1 Resultados

3.3.1.1 Geoquímica

El análisis geoquímico de las 22 muestras superficiales ha permitido detectar elevados contenidos de los principales metales pesados y As a lo largo de todo el estuario (Tabla 3.12). Las mayores concentraciones fueron observadas en la muestra perteneciente a la estación 18 (estuario superior), especialmente de Pb, Zn, Cd y As. Merece una mención destacada el Zn, cuyos niveles son extremadamente altos (Tabla 3.12). A la estación 18 le siguen en grado de contaminación las estaciones 22 y 20 (estuario superior), siendo esta última donde se registran los niveles más altos en Hg de todo el estuario (Tabla 3.12). En el otro extremo, las concentraciones más bajas han sido detectadas en la estación 2 (estuario superior). Con todo, tanto el Pb como el Zn, el Cd y el Hg se sitúan muy por encima de los valores registrados en los sedimentos holocenos procedentes del sondeo Requejada (Tabla 3.12).

Tabla 3.12. Resultados de los metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Hg) y As obtenidos en las estaciones superficiales del estuario del Saja-Besaya, junto con los valores pertenecientes al sondeo holoceno Requejada para su comparación.

Estación	Pb mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Ni mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Hg mg kg ⁻¹	As mg kg ⁻¹
1	229	1.780	41	20	3,6	1	21
2	118	799	11	11	1,5	1	12
3	396	2.760	18	13	5,6	2	32
4	351	3.250	22	17	6,3	1	29
5	477	5.260	24	12	9,8	2	35
6	303	2.200	29	21	4,2	1	25
7	631	4.840	39	21	10,4	4	40
8	765	6.320	33	17	13,2	3	36
9	484	5.250	45	21	10,3	4	43
10	533	5.650	28	16	11,1	3	34
11	636	5.280	46	24	10,9	4	43
12	389	4.340	29	19	9,2	2	35
13	378	3.020	38	30	6,8	2	43
14	454	3.580	20	15	7,2	2	38
15	417	2.550	20	16	5,4	2	42
16	325	3.030	32	20	6,5	2	24
17	183	1.480	21	12	2,9	1	16
18	2.870	>10.000	71	26	42,0	5	67
19	221	1.970	102	24	3,8	1	13
20	1.080	5.850	32	16	12,6	2	49
21	198	1.730	20	10	3,8	1	15
22	855	8.960	61	19	20,5	10	49
Sondeo Requejada*	13 (8-56)	47 (39-150)	13 (10-29)	13 (12-16)	-	-	8 (7-13)

*Valores normalizados con el Al

3.3.1.2 Micropaleontología

En total, se han recuperado 5.434 foraminíferos bentónicos pertenecientes a las asociaciones viva y muerta, a partir de las 22 muestras superficiales recogidas, habiendo reconocido hasta 37 especies distintas (10 estuarinas y 27 de origen marino).

3.3.1.2a Asociación viva

Se han extraído 1.578 individuos e identificado un total de 10 especies (4, 1 – 6 por muestra). La densidad normalizada de foraminíferos vivos (*standing crop*) ha resultado ser muy baja a lo largo de todo el estuario (36, 1 – 510 individuos/80 cm³), especialmente en la margen izquierda del mismo (Tabla 3.13). La estación menos abundante es la 21 (estuario superior) y la que mayor número de individuos presentó fue la 6 (estuario medio). Lamentablemente, sólo ha sido posible recuperar un número suficientemente elevado de individuos (>100) en 5 de las 22 estaciones (3, 4, 6, 7 y 12). Aún así, puede apreciarse claramente que la presencia de formas hialinas es ampliamente mayoritaria (97, 6 – 100%), mientras que las aglutinantes presentan, salvo excepciones (estación 6), proporciones mucho más modestas (2, 0 – 94%) y los caparazones porcelanáceos son marginales (0, 0 – 1%). En casi todos los puntos de muestreo, la asociación dominante está formada por las especies *A. tepida* (42, 4 – 59%) y *H. germanica* (41, 1 – 71%), excepto en la estación 6, dominada por las especies aglutinantes *T. inflata* (47%), *M. fusca* (29%) y *E. macrescens* (18%). En ninguna de las muestras ha sido posible, sin embargo, identificar especies secundarias (5 – 10% de abundancia relativa en la asociación), ya que la representación del resto de taxones es siempre inferior al 5%.

3.3.1.2b Asociación muerta

Los contenidos en foraminíferos bentónicos de la asociación muerta son relativamente abundantes (3.856 caparazones recuperados). En total, fueron identificadas 37 especies (7, 4 – 25 por muestra), de las cuales 21 son de origen marino. La estación 14 (estuario inferior) es la que mayor número de especies presenta de todo el estuario (25 especies), mientras que las estaciones más pobres

fueron la 19, 21 y 22 (todas ellas en el estuario superior). En la mayor parte de las muestras, la asociación característica está dominada principalmente por *H. germanica* (23, 11 - 84%) y *A. tepida* (17, 1 - 56%). Sin embargo, la presencia de especies aglutinantes también es muy relevante (*E. macrescens* 7, 0 – 48%; *T. inflata* 5, 0 – 50%; *M. fusca* 5, 0 – 43%), llegando a ser dominantes junto con *A. tepida* y *H. germanica* en algunas estaciones a lo largo de todo el estuario (2, 5, 15, 16 y 17). Cabe destacar nuevamente la muestra perteneciente a la estación 6, cuya asociación microfaunística está compuesta casi exclusivamente por especies aglutinantes: *M. fusca* (43%), *E. macrescens* (32%) y *T. inflata* (24%).

Tabla 3.13. Densidades de individuos vivos (*standing crop* = 80 cm³) y número de especies en las distintas estaciones muestreadas.

	Estación	Standing crop	n.º de especies
	#	80 cm ³	
Estuario inferior	8	60	3
	11	3	2
	12	158	5
	13	52	3
	14	35	5
	15	28	6
Estuario medio	5	64	5
	6	510	6
	7	209	6
	9	26	4
	10	24	2
	16	28	5
	17	26	4
Estuario superior	1	9	3
	2	9	2
	3	131	3
	4	445	6
	18	55	5
	19	1	1
	20	45	4
	21	2	1
	22	3	1

3.3.2 Discusión

El análisis detallado de la distribución espacial de las muestras analizadas ha puesto de relieve un importante grado de heterogeneidad geoquímica y microfaunística a lo largo del estuario. En concreto, se identificaron diferencias significativas entre ambas márgenes, así como a través de las distintas zonas estuarinas (inferior, media y superior).

3.3.2.1 Margen derecha

La margen derecha u oriental del estuario incluye los puntos de muestreo 1 al 13 (Figura 3.20). El análisis de la distribución de los metales pesados, por un lado, ha revelado un incremento más o menos progresivo de las concentraciones de metales (particularmente Pb, Zn y Cd) desde el estuario superior (estación 1) hasta alcanzar un máximo de concentraciones en la estación 8 (estuario medio), para volver a disminuir hacia el estuario inferior (estación 13; Figura 3.21). Las muestras más contaminadas se han localizado todas ellas en la marisma de Cudón (estuario medio). Su morfología curvilínea (Figura 3.20), al abrigo del meandro homónimo, favorece que esta área de baja energía se comporte como una zona de sedimentación preferencial y actúe como un sumidero de sustancias contaminantes procedentes tanto de las descargas de vertidos industriales río arriba como de la removilización de sedimentos procedentes del interior de la antigua la mina de Reocín. Como se recordará, el análisis del sondeo Miengo 2, situado en este entorno, constató los niveles de contaminación más elevados de todo el estuario a lo largo de toda su historia reciente (Figura 3.13). Los datos que aporta el muestreo superficial rubrican la fuerte persistencia de estas condiciones particularmente degradantes en la actualidad.

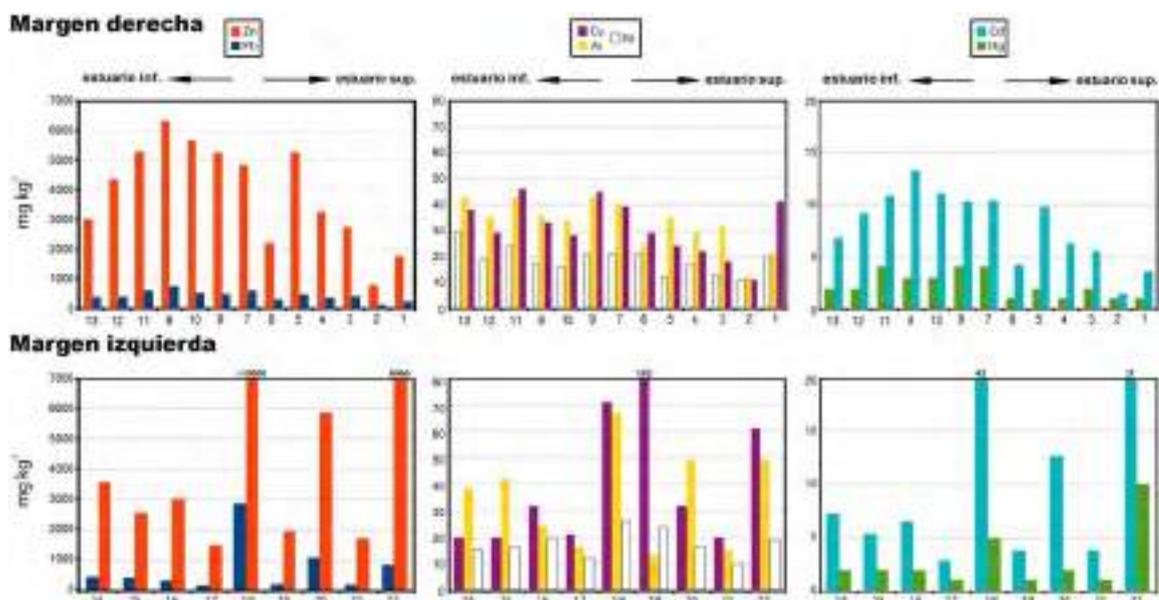


Figura 3.21. Concentraciones y distribución espacial de los metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Hg) y As (mg kg^{-1}) en las muestras superficiales de la margen derecha (arriba) y la margen izquierda (abajo) del estuario del Saja-Besaya.

Por otro lado, los datos descritos en el apartado de Resultados ponen de manifiesto las concentraciones extremadamente altas de Pb, Zn, Hg y, en menor medida, Cd y As a lo largo de casi todo el estuario. En muchos casos, los niveles de Pb y Zn llegan a superar hasta en 2 órdenes de magnitud los valores holocenos (Tabla 3.15).

En cuanto a la distribución espacial de los foraminíferos bentónicos, también se han detectado diferencias significativas entre ambas márgenes en términos de abundancia, tanto en el caso de las asociaciones vivas (Figura 3.22) como de las muertas.

a) Asociación viva:

Del total de individuos vivos estudiados, el 86% (1.355 ejemplares) se obtuvo en el lado derecho del estuario, siendo el número medio de especies por muestra de 3 (2 – 6). En general, las asociaciones mostraron diferencias notables en su composición específica, aunque sí fue posible identificar dos ambientes distintos. Por un lado, todas las estaciones excepto la número 6 estuvieron dominadas fundamentalmente por las especies *A. tepida* y *H. germanica*, ambas típicas de ambientes estuarinos de llanura intermareal. Por otro lado, únicamente la estación 6 presentó una mayor dominancia de las formas aglutinantes *T. inflata*, *E. macrescens* y *M. fusca*, asociadas a ambientes de marisma. De hecho, en este punto de muestreo se sitúa la marisma de Cudón (Figura 3.20). Como han puesto de manifiesto los resultados obtenidos a partir de los dos sondeos largos perforados, la asociación estuarina típica del estuario del Saja-Besaya durante el Holoceno está formada por *A. tepida* y *H. germanica*, junto con *C. excavatum* y *C. williamsoni* como especies secundarias en áreas salobres, o con una presencia variable de *C. lobatulus*, *R. irregularis* y *R. anomala* en zonas de mayor influencia marina. Por otro lado, la asociación característica de marisma durante el Holoceno está dominada por *E. macrescens* y *T. inflata*, en concordancia con la estación 6. Según la literatura, un rasgo característico de estas asociaciones naturales estuarinas es su estructuración típica en unas pocas especies muy dominantes, unas pocas especies secundarias y un número más o menos variable, aunque pequeño de especies proporcionalmente

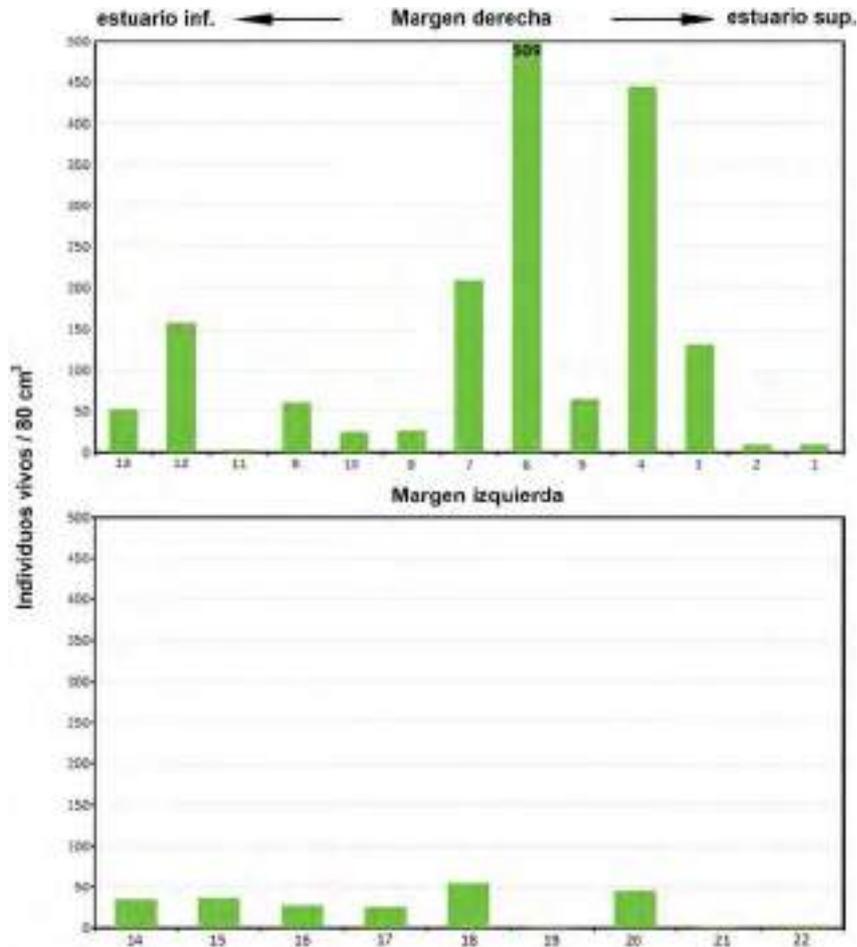


Figura 3.22. Distribución de la densidad normalizada (80 cm^3) de foraminíferos vivos (*standing crop*) en ambas márgenes del estuario.

menores (Murray, 2014). Sin embargo, en ninguna de las estaciones de muestreo de este estuario se cumple esta estructuración, no apareciendo especies que por sus abundancias relativas puedan ser consideradas como secundarias, sino que todas las asociaciones se encuentran altamente dominadas por dos o tres especies (especialmente por una de ellas), presentando el resto de taxones una escasa representación. En ecosistemas altamente degradados donde la diversidad se halla mermada (como ocurre en este caso) o que se encuentran en proceso de recuperación ambiental, las especies que dominan las asociaciones son las que naturalmente presentan una mayor tolerancia al estrés ambiental (tanto natural como antrópico). Se trata, por tanto, de formas altamente oportunistas que, debido a sus adaptaciones específicas ante ciertos tipos de contaminantes, superan al resto de taxones (Alve, 1995).

b) Asociación muerta:

Como se ha indicado anteriormente en los resultados, la asociación muerta presenta característicamente un número de caparazones significativamente mayor al obtenido a partir de la asociación viva. Esto es coherente, ya que las asociaciones muertas representan la acumulación temporal de generaciones de foraminíferos autóctonos y la posible suma de caparazones y especies alóctonas transportadas (Murray, 1991). A la margen derecha corresponde el 69% (2.677) de los caparazones recuperados mientras que el número de especies por muestra promedio es de 7 (5 – 21).

Ammonia tepida y *H. germanica* vuelven a ser las formas principalmente dominantes a lo largo de casi toda el lado oriental, aunque la presencia de especies aglutinantes (*T. inflata*, *E. macrescens* y *M. fusca*) cobra una especial relevancia no sólo en la muestra 6 (donde dominan de forma exclusiva), sino también junto con las dos especies estuarinas mayoritarias en las muestras 2 y 5.

En cuanto al grado de similitud entre ambas asociaciones, sólo pudo ser calculada en las escasas muestras en las que ambas asociaciones superaron los 100 ejemplares (estaciones 3, 4, 6, 7 y 12). Únicamente en tres de ellas se detectaron índices considerados altos (>70%; Rogers, 1976): las estaciones 4 (82%), 6 (70%) y 7 (86%), y moderados índices de similitud en las estaciones 3 (59%) y 12 (60%). Mientras que los procesos de transporte debidos a las corrientes mareales y el oleaje a los que se han visto sometidos los caparazones alóctonos pueden relacionarse con la muestra 12 al estar situada en la parte más inferior del estuario y, por tanto, más afectada por la influencia marina, el bajo índice de similitud de la muestra 3 (estuario superior) podría deberse más bien a la pérdida diferencial de caparazones de las especies *E. oceanense* y *C. williamsoni* (Apéndice IIc) debido a procesos tafonómicos *post-mortem*.

3.3.2.2 Margen izquierda

La margen izquierda u occidental del estuario contiene los puntos de muestreo 14 al 22 (Figura 3.20). En la Figura 3.21 se observa una distribución espacial de los elementos traza totalmente distinta a la margen derecha. Un primer vistazo permite

identificar tres grandes focos de contaminación concentrados en el estuario superior (estaciones 18, 20 y 22). La estación 22 (la más meridional) fue recuperada junto a la fábrica de tostación de concentrados sulfurados de Zn de Hinojedo (Figura 3.20), último bastión de AZSA en el estuario tras el cierre de la mina. A escasa distancia también se encuentran el complejo industrial de Solvay y uno de los colectores principales de la planta de celulosa de Sniace. Además de la influencia heredada de la antigua actividad minera (IP3 del sondeo Miengo 2), actualmente estas tres compañías son las responsables de la mayor parte de los vertidos activos a las aguas del estuario, encontrándose entre sus principales residuos metales pesados como el Zn, el Pb o el Hg (Ecologistas en Acción, 2011), que precisamente son los elementos que actualmente exceden el ERM en todo el estuario. La estación 20 fue recogida junto a la salida de un colector asociado directamente con la EDAR de Vuelta Ostrera, mientras que la 18 (la más contaminada de todo el estuario) es la que se halla geográficamente más próxima a la propia depuradora (Figura 3.20). Desde su puesta en funcionamiento en el año 2001, la capacidad de depuración de aguas residuales ha sido frecuentemente cuestionada. Greenpeace (2012), Ecologistas en Acción (2018) y otros organismos locales ya denunciaron en numerosas ocasiones el funcionamiento irregular de esta planta, que nunca ha llegado a operar a pleno rendimiento. Ya desde el año 2005 el Tribunal Supremo ordenó la demolición de esta EDAR por ocupar irregularmente un espacio de dominio público. Según la sentencia, ésta deberá ser demolida una vez que una nueva depuradora, en sustitución de la anterior, entre en funcionamiento. Recientemente (Ecologistas en Acción, 2019), el Ministerio de Transición ecológica ha elegido como ubicación para la nueva depuradora la isla donde se encuentra el complejo industrial de Solvay en el estuario superior (Figura 3.20).

Por su parte, los foraminíferos bentónicos de la margen izquierda se caracterizan por mostrar densidades considerablemente más bajas en ambas asociaciones que las registradas en la derecha.

a) Asociación viva:

Solamente el 14% (223 ejemplares) del total de individuos vivos estudiados fue

recuperado de las muestras procedentes de la margen occidental (muestras 14 a 22), contrastando notablemente con los resultados obtenidos en la margen derecha. Como puede observarse en la Figura 3.22, la asimetría en el número de individuos es particularmente acusada en la asociación viva. De hecho, en ninguna de las muestras del lado izquierdo fue posible recolectar más de 100 individuos. A pesar de ello, no se aprecian diferencias significativas en el número de especies por muestra (4, 1 – 6) que, en ambos casos, puede ser considerado como bajo. Sin embargo, a nivel composicional no se han apreciado cambios significativos: los escasos ejemplares recuperados en el lado occidental presentan, al igual que en el lado oriental, un predominio de las especies *A. tepida* y *H. germanica*.

b) Asociación muerta:

La asimetría detectada en la asociación viva también resulta evidente en la muerta. En este caso, únicamente el 31% de los caparazones recuperados (1.179) corresponden a la margen izquierda. Sin embargo, al igual que en la asociación viva, el número de especies por muestra (7, 4 – 25) no reflejó diferencias significativas entre ambos lados del estuario. *Ammonia tepida* y *H. germanica* vuelven a ser las dos especies más representativas, aunque las estaciones 15 y 16 (estuario inferior y medio, respectivamente) han registrado también una presencia importante de formas aglutinantes (principalmente *Cribrostomoides jeffreysii* y *E. macrescens*), lo que refleja un ambiente de marisma baja en el que coexisten con las formas hialinas.

Dentro de este panorama general de bajas abundancias, conviene llamar la atención nuevamente sobre el sector superior de la margen izquierda (estaciones 18 a 21), donde los contenidos en foraminíferos son especialmente preocupantes (Figura 3.22). Es precisamente en esta área, como ya se ha mencionado, donde se concentran dos de los focos degradantes más importantes del estuario (Solvay y AZSA; Figura 3.20), a los que puede sumársele la EDAR de Vuelta Ostrera (estuario medio), ya que algunos de sus vertidos afectan al estuario superior. Además de los elevados contenidos en metales pesados producto de dichas actividades, un problema derivado de las aguas residuales es que consumen el oxígeno disuelto de las zonas más próximas al lugar del vertido, al descomponerse la materia orgánica y otros

compuestos (por ejemplo, el amoníaco) que contienen. Este vertido continuo de aguas residuales podría ser el responsable de las abundancias tan bajas detectadas alrededor de los principales focos contaminantes. De hecho, el "Plan hidrológico: aguas costeras y de transición de Cantabria" (Instituto de Hidráulica Ambiental, 2011) confirmó un déficit de oxígeno en las aguas especialmente significativo en el estuario superior y aguas abajo de Solvay.

Con todo, y teniendo en cuenta las diferencias encontradas en ambos márgenes de la ría, la totalidad del estuario del Saja-Besaya se encuentra aun en la actualidad altamente degradado, no habiendo podido identificar signos que sugieran un proceso de mejora en la calidad química de sus sedimentos o en las asociaciones de foraminíferos bentónicos.

3.4 Implicaciones para la gestión ambiental de los sedimentos estuarinos

Todo lo expuesto anteriormente da cuenta del elevado grado de deterioro ambiental en el que se hallan los sedimentos intermareales del estuario del Saja-Besaya, tanto en el pasado reciente como en la actualidad. Esto es algo que debe ser tenido en cuenta por las administraciones públicas a la hora de hacer una gestión ambiental responsable de este espacio. En estuarios tan antropizados como éste, las actividades de dragado se utilizan comúnmente como una operación básica para mantener los canales de navegación y eliminar los sedimentos contaminados de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, esta actividad provoca la resuspensión de materiales en la columna de agua, lo que puede poner en circulación sustancias tóxicas enterradas históricamente en el sedimento. Con el propósito de evaluar la potencialidad de algunos metales pesados para provocar daños en este ecosistema, los resultados se han comparado con los valores de referencia propuestos por Long et al. (1995): el efecto de rango bajo (ERL) y el efecto de rango medio (ERM). En concreto, el ERM es interesante porque establece los umbrales sobre los que los efectos nocivos para la biota comienzan a ser frecuentes (>50%). Atendiendo al estado actual de los sedimentos intermareales, es evidente que la calidad ambiental de los mismos es extraordinariamente baja en prácticamente todo el estuario. Como puede inferirse a partir de la Figura 3.23, todos los puntos pertenecientes al muestreo

superficial contienen dos o más metales cuyas concentraciones superan el ERM.

La situación no mejora en profundidad, donde los sedimentos que exceden este umbral alcanzan espesores importantes (Figura 3.23). Este material enterrado altamente degradado puede actuar como una fuente de contaminación secundaria potencialmente peligrosa. La marisma de Cudón es un área especialmente sensible,

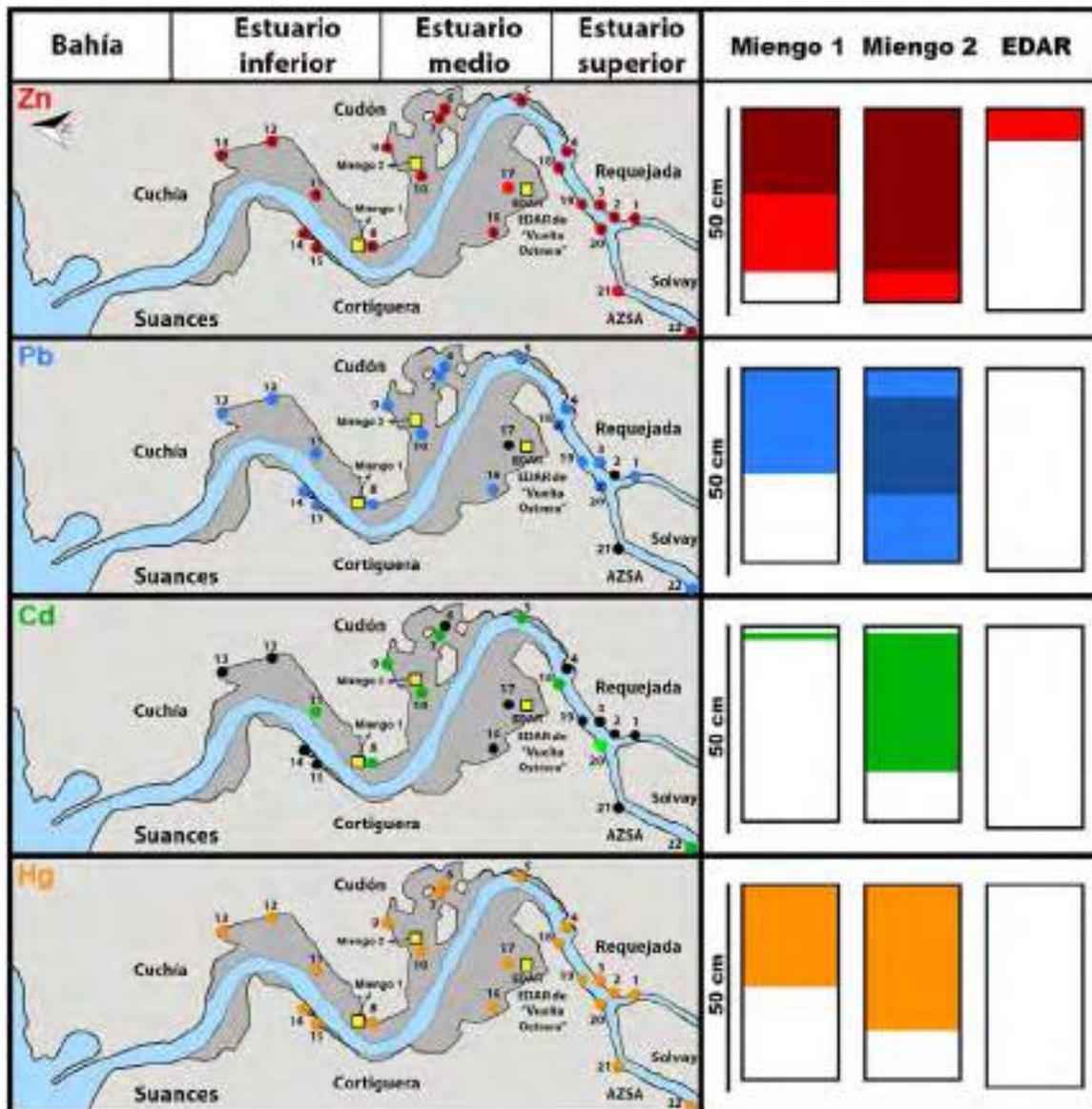


Figura 3.23. Izq.: Puntos de muestreo superficiales que superaron los ERM para el Zn, Pb, Cd y Hg (indicados en rojo, azul, verde y naranja, respectivamente). Las estaciones marcadas con una cruz excedieron, además, el umbral de peligrosidad establecido por el CIEM (2015). Los puntos negros muestran las estaciones que se encuentran por debajo de este umbral para cada uno de los metales considerados. Dcha.: Sedimentos que excedieron los mismos ERM (en tonos claros) y el umbral de peligrosidad (en tonos oscuros) en los 3 sondeos cortos estudiados (indicados en los mapas con cuadrados amarillos). Los intervalos blancos muestran las secciones que se encuentran por debajo de este umbral para cada uno de los metales considerados.

ya que, al actuar como una zona de deposición preferencial, la acumulación de materiales altamente contaminados es mayor que en el resto del estuario. En base a los criterios de Long et al. (1995), aplicados sobre los resultados obtenidos en el sondeo Miengo 2, se ha podido comprobar que la potencia de materiales que superan el ERM para el Pb y el Zn en este área es, como mínimo, de 50 cm. En concreto, el Zn merece una mención especial, dadas sus concentraciones extraordinariamente altas. Son, de hecho, tan elevadas que también superan el umbral de peligrosidad establecido para este metal (Figura 3.23), tal como determinan las “Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre” definidas por la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM, 2015; Buceta et al., 2015). Esta categoría representa el mayor grado de contaminación en sedimentos que contempla la legislación española, requiriéndose una caracterización y protocolos específicos a la hora de manipular este tipo de materiales. Actualmente, en gran parte del estuario se excede este umbral para el Zn (en un 82% de las estaciones) y en algunos casos, incluso, para el Pb (9%).

A la luz de estos resultados, queda patente la necesidad de una caracterización lo más completa posible de los depósitos sedimentarios estuarinos para su adecuada gestión ambiental por parte de las administraciones públicas, así como para inferir su comportamiento ulterior. En este sentido, Bárcena et al. (2017) hicieron una estimación de su evolución futura a partir de modelos matemáticos basados en la distribución y comportamiento de los metales pesados en el registro geológico reciente. Estos autores propusieron que, en una situación ideal, los sedimentos requerirían entre 9 y 43 años para poder ser considerados como no contaminados. Estas modelizaciones parten, sin embargo, de la premisa del comportamiento esperable del estuario una vez desaparecidas las principales fuentes de contaminación (en este caso, la mina de Reocín). La experiencia en este y otros estuarios antropizados (p. e. el del Nervión) indica que este tipo de ecosistemas manifiestan un fuerte grado de heterogeneidad y que su dinámica sedimentaria está sujeta a gran cantidad de factores más o menos interdependientes, e incluso colaterales o accidentales de difícil caracterización (recuérdese la rotura del dique de “La Luciana” o la inundación de la mina) y que dificultan extraordinariamente la predictibilidad del sistema a largo plazo.

3.5 Pasado y presente del estuario del Saja-Besaya

Todos los resultados obtenidos en este estudio han puesto de manifiesto el valor de los rellenos estuarinos a la hora de actuar como un registro de alta resolución de los cambios ambientales y procesos sedimentarios ocurridos en el pasado reciente. Con el propósito de identificar señales de recuperación en la calidad ambiental del estuario del Saja-Besaya, a lo largo de este capítulo se ha contrastado la información del estado de sus sedimentos a lo largo de su historia minera (1857 – 2003) con los cambios registrados en las últimas décadas (siglo XXI). De los datos procedentes de los sondeos y de las muestras superficiales tomadas en 2015 pueden extraerse una serie de conclusiones generales:

(1) La interpretación del relleno estuarino a partir del análisis de los sondeos largos perforados en el estuario inferior (Cuchía) y medio (Requejada) ha arrojado información relevante sobre las condiciones ambientales imperantes a lo largo del Holoceno. Por un lado, el reconocimiento de distintas zonas de foraminíferos (FAZs) y los cambios sedimentológicos observados a lo largo del registro geológico han permitido identificar los estadios evolutivos a los que se ha visto sometido el estuario del Saja-Besaya en los últimos 8.000 años, que se corresponden con las secuencias estratigráficas (cortejos sedimentarios) típicamente asociadas a las fluctuaciones del nivel del mar ocurridas tras la última glaciación (ciclo transgresivo marino del Holoceno). Esto, junto con el análisis del contenido en metales pesados y As (sondeo Requejada), ha contribuido a la elaboración de un marco de referencia de carácter local que, junto con los valores de fondo regional aportados por la literatura científica, ha sido necesario para la correcta interpretación del registro geológico reciente, así como de la calidad ambiental de los sedimentos actuales.

(2) El conjunto de datos geoquímicos, microfaunísticos y radioisotópicos ha permitido examinar el impacto humano derivado de la actividad minera llevada a cabo en el área durante los últimos 160 años, así como las consecuencias ambientales derivadas de su cese hace 17 años.

(3) En un ecosistema tan degradado como el del Saja-Besaya, el conocimiento en detalle de la historia local se ha hecho indispensable a la hora de interpretar los resultados obtenidos. Por ello, el análisis radiométrico y la datación del registro

geológico reciente con radioisótopos de vida corta han sido respaldados por eventos históricos de referencia relacionados con la actividad humana en el estuario.

(4) La alta proporción de materiales en el registro geológico reciente que exceden las referencias de calidad ambiental consideradas en este estudio (Long et al., 1995) para los principales contaminantes (Pb, Zn, Cd y Hg) pone en evidencia la existencia de un gran volumen de sedimentos altamente contaminados a escasos centímetros por debajo de la superficie inundable que constituyen focos potenciales de contaminación secundaria. Queda patente, por lo tanto, la necesidad de llevar a cabo medidas de tratamiento y/o confinamiento en este estuario por parte de las administraciones responsables en caso de llevarse a cabo operaciones de dragado.

(5) Pese a su fuerte variabilidad temporal y espacial, los foraminíferos bentónicos presentan un claro retroceso que coincide en el registro sedimentario con la aparición masiva de contaminantes y culmina en los sedimentos más superficiales con contenidos dramáticamente bajos que ponen de manifiesto unas condiciones especialmente hostiles para la microbiota bentónica que aún perduran.

(6) El análisis radioisotópico ha permitido no sólo aportar un contexto temporal al registro geológico, sino también reconocer cambios sedimentológicos locales que han afectado a zonas concretas del estuario medio (sondeo Miengo 2, marisma de Cudón), pero que no han quedado reflejados en el registro sedimentario del estuario inferior (sondeo Miengo 1), poniendo de manifiesto la elevada heterogeneidad de este ecosistema.

(7) En base a sus características geoquímicas y radiosotópicas (altos niveles de elementos traza y bajas actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$), los cambios en la dinámica sedimentaria detectados en el sondeo Miengo 2 han podido ser relacionados con procesos derivados del cierre e inundación de la mina de Reocín (detención de las bombas hidráulicas en 2004). Esto pone de manifiesto que las actividades post-operacionales todavía pueden afectar seriamente a la dinámica deposicional del estuario, dejando su huella ambiental en el registro geológico reciente.

(8) Por último, los datos obtenidos a partir de las muestras superficiales indican que el estuario del Saja-Besaya se encuentra aún muy lejos de comenzar un verdadero proceso de regeneración ambiental. La interpretación de la distribución espacial de metales pesados ha permitido reconocer dos tipos de acumulaciones degradadas: por

un lado, aquellas directamente asociadas a la salida de contaminantes procedentes de las industrial locales (Solvay, Sniace, EDAR de Vuelta Ostrera), que configuran auténticos focos de contaminación y, por otro lado, las zonas de sedimentación preferencial controladas por la hidrodinámica natural del estuario (p. e. la marisma de Cudón). Además, como se ha indicado en el punto anterior, este estudio demuestra el impacto que la antigua explotación minera continúa teniendo actualmente sobre la dinámica sedimentaria, mucho más allá de su vida útil, por lo que también debe ser tomado en consideración por las administraciones públicas.

