



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLAN
(QUÍMICA ACUÁTICA)

DETERMINACIÓN DEL NIVEL DE REFERENCIA DE ^{137}Cs EN AGUA
COSTERA Y EN DOS ESPECIES DE TÚNIDOS (*Thunnus albacares* y
Katsuwonus pelamis) DEL PACÍFICO MEXICANO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ESTEPHANIE MEZA GUERRERO

TUTOR:

DR. JOAN ALBERT SÁNCHEZ CABEZA

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA PROCESOS OCEANICOS Y COSTEROS, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. FELIPE AMEZCUA MARTINEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DR. JOSE MARTÍN HERNÁNDEZ AYÓN

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MAZATLÁN, SINALOA JUNIO 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Posgrado En Ciencias Del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma De México



DETERMINACIÓN DEL NIVEL DE REFERENCIA DE ^{137}Cs EN AGUA
COSTERA Y EN DOS ESPECIES DE TÚNIDOS (*Thunnus albacares* y
Katsuwonus pelamis) DEL PACÍFICO MEXICANO

T E S I S

que para obtener el grado académico de

MAESTRA EN CIENCIAS

(Química acuática)

p r e s e n t a

ESTEPHANIE MEZA GUERRERO

Director de tesis: Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza

Comité tutorial: Dr. Felipe Amezcua Martínez

Dr. José Martín Hernández Ayón

Dr. Federico Páez Osuna

Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Mazatlán Sinaloa, Junio 2016

Este trabajo fue desarrollado en el Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencia del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) a cargo de la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández.

El estudio se llevó a cabo gracias al financiamiento del Proyecto de Cooperación Técnica MEX7012 Capacity building for the detection of radioactive contamination in the marine coastal zone of the Mexican Pacific, del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), y del proyecto CONACYT Impactos del Cambio Climático y Global en zonas costeras de México PDCPN2013-01/214349.

Agradecimientos

A mis padres, Lucrecia Guerrero Martínez y Anselmo Meza Torres, por su apoyo incondicional, motivación e inspiración para superar los obstáculos que se me presentan y alcanzar mis metas. Todo lo que he logrado se lo debo a ellos. A mis hermanos por estar a mi lado y darme grandes enseñanzas. A mis pequeños sobrinos por los momentos de diversión que hemos pasado juntos.

A la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencia del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y a CONACYT por el apoyo académico y económico proporcionado para la realización del posgrado. A la Dra. Carolina Ruiz Fernández por sus enseñanzas y apoyo en el uso de equipo en el laboratorio a su cargo. Al personal de Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología.

A mi Director de tesis, el Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza, por permitirme trabajar en conjunto y por los conocimientos compartidos, por su gran paciencia, apoyo y disposición, por ser un excelente tutor y guía, ya que su ayuda fue fundamental en la realización de este proyecto.

A la Dra. Isabelle Levy Palomo, por su apoyo en la implementación de la técnica de aislamiento de ^{137}Cs con Molibdofosfato de Amonio, por su ayuda esencial, enseñanzas y gran paciencia; al Dr. Adam Sam y Dra. Iolanda Osvath, por su apoyo en la realización de este proyecto.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva, por su apoyo en la realización e implementación de las técnicas de absorción atómica empleadas en la realización de proyecto, por su paciencia, colaboración y enseñanzas. Al Dr. Misael Díaz Asencio, por su colaboración en la calibración del sistema de detección gamma, por sus enseñanzas, su apoyo, consejos y amistad.

Al Dr. José Martín Hernández Ayón, por su apoyo en el muestreo de agua de mar en Ensenada. Al Dr. Felipe Amezcua Martínez por su guía y enseñanza sobre la biología de los especímenes en estudio durante la realización de este proyecto. Al Dr. Federico Páez Osuna y al Dr. Jorge Ruelas Inzunza, por el apoyo y consejos proporcionados durante la realización de este proyecto.

A la tripulación del Buque Oceanográfico PUMA-UNAM durante la campaña oceanográfica TEHUA-XII y al M. en C. Sergio González G. por su apoyo en la realización del primer muestreo de agua de mar. Un agradecimiento al personal de PINSA, por proveer las muestras de túnidos y especialmente al personal a cargo del área de eviscerado por su apoyo en el muestreo.

Al personal del Posgrado por su ayuda y colaboración en la realización de trámites referentes a este departamento. A la Lic. Herlinda Rojas y al Lic. Daniel Oviedo por su apoyo y ayuda en la consulta y recopilación de material bibliográfico e información para la tesis y demás actividades académicas. Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suarez Gutiérrez, por su trabajo en el centro de cómputo, por el mantenimiento de la redes de comunicación y equipo de cómputo, y por su aporte esencial en la instalación y manejo de software de gran importancia para la realización de la tesis.

A mis amigas Ingenieras en Biotecnología Alejandra Jara Juárez y Noemí Audelo Valverde, quien pese a la distancia me han apoyado, escuchado y dado ánimos para seguir adelante, confiando en mí y en lo que soy capaz de lograr. A mí amiga la Bióloga Nancy Yolimar Suarez Mozo, por su apoyo incondicional, ayuda y aporte de conocimientos en el área de la biología, guiando y enseñándome nuevos conceptos en esa y otras áreas. A la Bióloga Marina Gabriela Gutiérrez, por su amistad, comprensión y ayuda en los análisis estadísticos. A la Ingeniera Química Trixie Zavala, por su apoyo en la resolución y aclaración de problemas químicos. Un agradecimiento a todas aquellas personas que estuvieron siempre apoyándome y dándome ánimos para seguir adelante.

Contenido

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Radiocésio	3
1.2. Circulación oceánica	8
1.3. Túnidos	9
2. OBJETIVOS	13
2.1. Justificación.....	13
2.2. Preguntas de investigación e hipótesis	13
2.3. Objetivos y metas.....	14
3. METODOLOGÍA	15
3.1. Agua de mar.....	15
3.1.1. Áreas de estudio.....	15
3.1.2. Muestreo de agua de mar.....	16
3.1.3. Síntesis de AMP	18
3.1.4. Separación de ^{137}Cs de agua de mar	20
3.1.5. Recuperación de Cs por espectrometría de absorción atómica	21
3.2. Túnidos	22
3.2.1. Muestreo de túnidos	23
3.2.2. Tratamiento y medida de las muestras de túnidos	25
3.2.3. Estimación de edades	27
3.2.4. Calculo de la dosis efectiva	31
3.3. Estimación de distancias.....	32
3.4. Análisis estadísticos	33
3.5. Cálculo de incertidumbres.....	34
3.6. Sistema de espectrometría gamma.....	35

4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	40
4.1.	Agua de mar.....	40
4.1.1.	Comparación de métodos.....	40
4.1.2.	Actividad de ¹³⁷ Cs en el Pacífico Mexicano	41
4.1.3.	Comparación con valores históricos	43
4.1.4.	Evolución temporal en Mazatlán.....	46
4.2.	Túridos	47
4.2.1.	¹³⁷ Cs en tejido muscular	47
4.2.2.	Relación entre variables	49
4.2.3.	Distribución espacial de ¹³⁷ Cs en Thunnus albacares	53
4.2.4.	Comparación de actividades.....	53
4.2.5.	Factores de concentración	54
4.2.6.	Cálculo de dosis	55
5.	CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	58
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60
7.	ANEXOS	66
7.1.	Procedimiento para la síntesis de AMP (Molibdofosfato de amonio)	67
7.2.	Determinación de Cs en 100 L de agua de mar	68
7.3.	Recuperación de Cs por espectrometría de absorción atómica (flama)...	72

1. INTRODUCCIÓN

Muchos radionúclidos artificiales fueron introducidos a la superficie del planeta, y por lo tanto, también a los océanos, debido a las pruebas nucleares atmosféricas llevadas a cabo principalmente durante las décadas de los 1950 y 1960, que llevaron a actividades atmosféricas máximas en el hemisferio norte en 1963. La principal entrada de radionúclidos a la superficie de los océanos se produjo en las latitudes medias del Pacífico Norte occidental (Aoyama *et al*, 2006). Algunos radionúclidos antropogénicos como el ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{129}I han sido utilizados como trazadores de transporte y de procesos biogeoquímicos en el océano (p.e. Aoyama *et al*, 2011). En particular, el ^{137}Cs , un producto de fisión, se encuentra presente en forma disuelta en agua de mar, por lo que es un buen marcador de la circulación oceánica en una escala de tiempo de varias décadas (Aoyama *et al*, 2011).

La energía nucleoelectrónica ha añadido impulso a la rápida industrialización y el crecimiento económico. Sin embargo, su uso genera gran cantidad de residuos radiactivos que contienen productos de fisión de larga vida como el ^{137}Cs , fuente de riesgo para la salud humana y el medio ambiente. Para su gestión, se han diseñado procesos de captura y vitrificación (Katz *et al*, 2001; Lee *et al*, 2006). El ^{137}Cs puede ser inmovilizado con adsorbentes inorgánicos debido a la alta estabilidad térmica y resistencia a la radiación ionizante. Entre los diversos materiales adsorbentes inorgánicos se encuentran sales de molibdeno, complejos ferro o ferri cianato (Schulz *et al*, 1987) y cristales de silicotianatos (Anthony *et al*, 1994). El amonio molibdofosfato (AMP) ha recibido máxima atención a su alta especificidad hacia el cesio y la estabilidad en medios ácidos (Suss, 1981).

En Japón todas las centrales nucleares se encuentran en las zonas costeras. El 11 de Marzo del 2011 el terremoto y subsecuente tsunami de Tohoku (o Gran Terremoto de Japón Oriental) provocó, entre otros graves impactos, la inundación por agua de mar de hasta 15 m de las plantas de energía nuclear Dai-chi en Fukushima (Buesseler, 2011). De acuerdo con la Escala internacional de sucesos nucleares y radiológicos, el accidente se calificó en el nivel 7, que se describe como la liberación grave de materiales radiactivos con amplios efectos sobre la salud y el medio ambiente, que requiere la aplicación y prolongación de contramedidas (OIEA, 2008). Se produjeron grandes emisiones al medio ambiente por lo que los posibles efectos de la radiación a la biota marina y de agua dulce son de gran preocupación.

Según los datos del seguimiento de la contaminación atmosférica en Japón y utilizando modelos de dispersión atmosférica de la lluvia radiactiva generada después del accidente, se estima que la actividad total emitida a la atmósfera osciló en el intervalo de 12-15 PBq (PBq = 10^{15} Bq) y la deposición del radionúclido en áreas continentales representa 2-2.9 PBq. Parte del material radiactivo liberado a la atmósfera llegó al océano como deposición atmosférica seca y húmeda. Se estima que más del 80% de la radiactividad liberada fue arrastrada o descargada directamente al océano (3.6 ± 0.7 PBq), principalmente con el agua empleada para el enfriamiento de emergencia de los reactores (Buesseler, 2012).

Después del accidente nuclear, se estimaron las actividades de radiocesio en algunos organismos marinos mediante un modelo de equilibrio con las actividades presentes en el agua de mar de los alrededores de la planta nuclear de Daiichi-Fukushima (Dong-Kwon Keum *et al*, 2013; Tabla 1). En 2011, Madigan *et al* (2012) detectaron la presencia de radiocesio en atún aleta azul (*Thunnus orientalis*) capturado en California. Los autores atribuyeron la contaminación a una exposición menor a 1 mes a las aguas contaminadas en las cercanías de Japón. Otras especies de túnidos altamente migratorias pueden asimilar radiocesio y transportarlo a lejanas regiones del norte y el sur del Pacífico. Las actividades tisulares de ^{137}Cs en estas especies dependen de tiempo invertido cerca de Japón, las estrategias de búsqueda de alimento y el momento de la migración. Recientemente se ha detectado la presencia de bajos niveles de actividad de ^{137}Cs y ^{134}Cs en aguas de las costas de Canadá, ^{137}Cs ($1.1\text{-}1.8 \text{ Bq m}^{-3}$) y ^{134}Cs (menores a 0.13 Bq m^{-3}) (Smith *et al*, 2015).

La exposición al ^{137}Cs ocurre habitualmente a través de la ingestión de alimentos o agua potable contaminados, o al respirar aire contaminado. El contacto con altos niveles de radiación, como por ejemplo en las inmediaciones de lugares accidentados, puede representar riesgos a la salud debido efectos inmediatos como náuseas, vómitos, diarrea, hemorragias, coma e incluso la muerte. Debido a sus propiedades mutagénicas, la radiación puede también producir efectos diferidos como el cáncer letal o la transmisión de defectos hereditarios. En consecuencia, en este trabajo se inicia el estudio del impacto de ^{137}Cs en el Pacífico Mexicano a través del análisis de aguas costeras superficiales y dos especies de túnidos, para establecer niveles de referencia actuales de ^{137}Cs en agua de mar y en ambos túnidos con la finalidad de detectar en el futuro un posible incremento de los niveles de ^{137}Cs en la región. Las dos especies de túnidos estudiadas (*Thunnus*

albacares y *Katsuwonus pelamis*) son altamente migratorias y de gran interés comercial, por lo que su consumo puede ser una vía de incorporación de ^{137}Cs al ser humano.

Tabla 1. Máximo de la actividad de radiocesio en biota de Fukushima (Dong-Kwon Keum et al, 2013).

	^{134}Cs (Bq kg ⁻¹)	^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)
Peces Pelágicos	5.3 10 ⁶	5.4 10 ⁶
	1.9 10 ⁶	1.9 10 ⁶
Peces Bénticos	4.8 10 ⁶	4.8 10 ⁶
	1.9 10 ⁶	1.9 10 ⁶
Moluscos	3.3 10 ⁶	3.4 10 ⁶
	1.2 10 ⁶	1.2 10 ⁶
Crustáceos	3.6 10 ⁶	3.6 10 ⁶
	1.3 10 ⁶	1.3 10 ⁶
Macroalgas	6.5 10 ⁶	6.6 10 ⁶
	4.2 10 ⁶	2.3 10 ⁶
Gusano Poliqueto	1.5 10 ⁶	1.2 10 ⁷
	1.4 10 ⁶	4.3 10 ⁶

Esta tesis se estructura de la siguiente forma: como parte de esta introducción, una revisión de aspectos teóricos y antecedentes para la comprensión y discusión de los resultados obtenidos; una sección de objetivos, donde se incluyen la justificación de este trabajo, las preguntas científicas y los objetivos; descripción del área de estudio; metodología; resultados y discusión; conclusiones y perspectivas.

1.1. Radiocesio

La radiactividad es la emisión espontánea de partículas subatómicas (radiación α y β) y radiación electromagnética (γ) de alta frecuencia de los núcleos inestables (radionúclidos). La radiación beta más común es la β^- , en la que el núcleo emite un electrón debido a la transformación de un protón en un neutrón. Los radionúclidos, decaen a productos estables o inestables con una menor masa nuclear, y la diferencia de masa entre el radionúclido y sus productos es emitida en forma de partículas y energía (Tykva et al, 1995).

El término radiocesio incluye los isótopos radiactivos más comunes del cesio (134 y 137). El ^{137}Cs (Tabla 2) es un radionúclido artificial con $Z = 55$ y $N = 82$, es emisor β^- (100%) y tiene un periodo de semidesintegración de 30.05 ± 0.08 años (DDEP, 2014). Un 5.6% de las veces se desintegra directamente al estado fundamental del ^{137}Ba . Sin embargo, el 94.4% de las veces se desintegra en un estado isomérico del $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (2.55 min), dando lugar a una emisión γ de 661.657 ± 0.003 keV con una probabilidad de 84.99 ± 0.20 % (Figura 1) (Helmer y Chechev, 2007; OIEA, 2014). El ^{137}Cs es producido de forma abundante durante las reacciones de fisión nuclear, en proporciones mayores al 6% en los reactores nucleares, convirtiéndose en uno de los contaminantes radiactivos de mayor impacto radiológico (Rodríguez, 1995).

El ^{134}Cs es un radionúclido que se desintegra por emisión β^- a un estado excitado del ^{134}Ba , con un periodo de semi-desintegración de 2.0644 ± 0.0014 años (DDEP, 2014). Debido a su relativamente corto periodo de semi-desintegración, su detección indica la presencia de residuos nucleares recientes procedentes de la industria nuclear o de la detonación de armas nucleares.

Tabla 2. Características de las emisiones gamma del radiocesio (DDEP, 2014).

Radionúclido	Semiperíodo (años)	Energía (keV)	Probabilidad (%)
^{134}Cs	2.0644 ± 0.0014	604.720 ± 0.003	97.63 ± 0.08
		795.86 ± 0.01	85.47 ± 0.09
^{137}Cs	30.05 ± 0.08	661.659 ± 0.003	84.99 ± 0.20

Debido a la detonación atmosférica de bombas termonucleares, el ^{137}Cs fue detectable en la atmósfera de forma global a partir de 1954, mostrando un gran aumento hasta alcanzar un máximo en los años 1963 y 1964 (UNSCEAR, 2000). En verano de 1963 se firmó en Moscú el Tratado de Prohibición de Pruebas Nucleares con la participación de Inglaterra, los Estados Unidos de América y Rusia. A partir de entonces inició un lento decrecimiento de su actividad, con pequeños incrementos derivados de las pruebas nucleares atmosféricas realizadas por China y Francia, y el accidente de Chernóbil (Daza *et al*, 1998). En la Figura 2 se muestra el comportamiento de las emisiones nucleares atmosféricas en los hemisferios norte y sur.

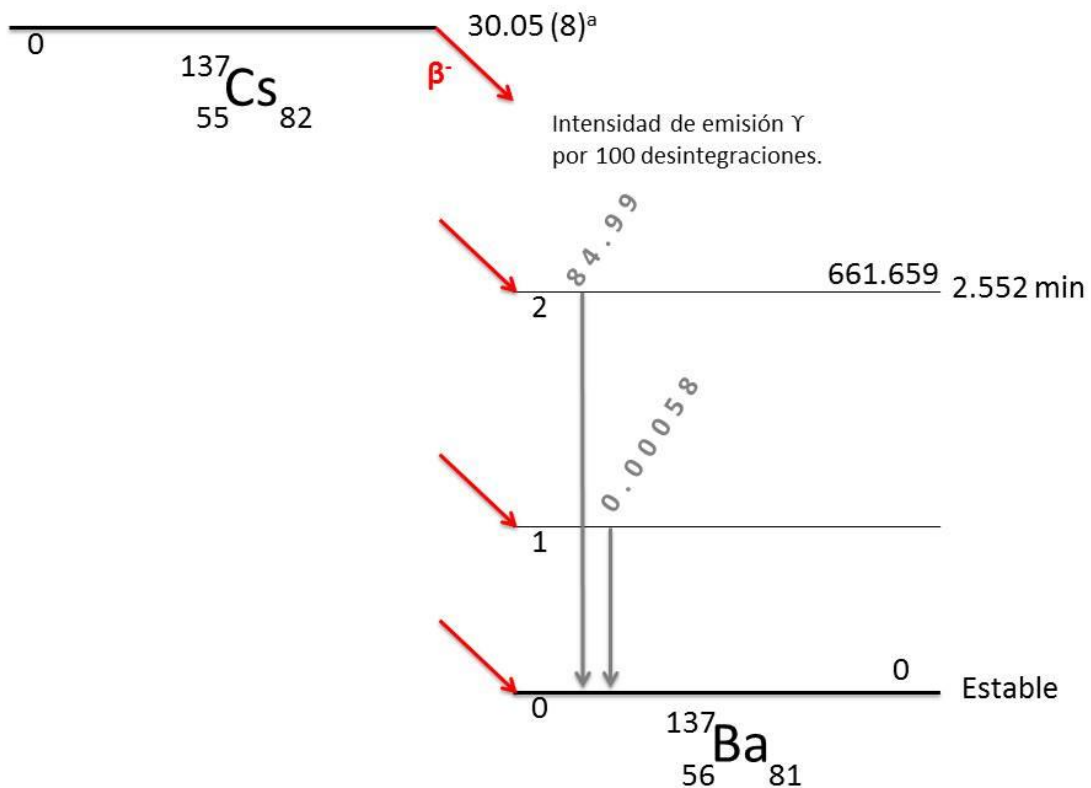


Figura 1. Esquema de desintegración del radionúclido ^{137}Cs (Helmer y Chechev, 2007; OIEA, 2014).

Algunas de las características de la evolución temporal de la actividad del ^{137}Cs en la troposfera, especialmente su pronunciado pico a principios de los años 60, son habitualmente utilizadas para corroborar el fechado de sedimentos con ^{210}Pb (p.e. Sánchez-Cabeza *et al*, 1999). En México, en el estudio realizado en sedimentos del lago Espejo de los Lirios, el perfil de actividades de ^{137}Cs muestra actividades detectables a partir de 1954, año de aparición del radionúclido a nivel global, y un claro máximo en profundidades compatibles con el máximo de 1963. (Ruiz Fernández *et al*, 2004).

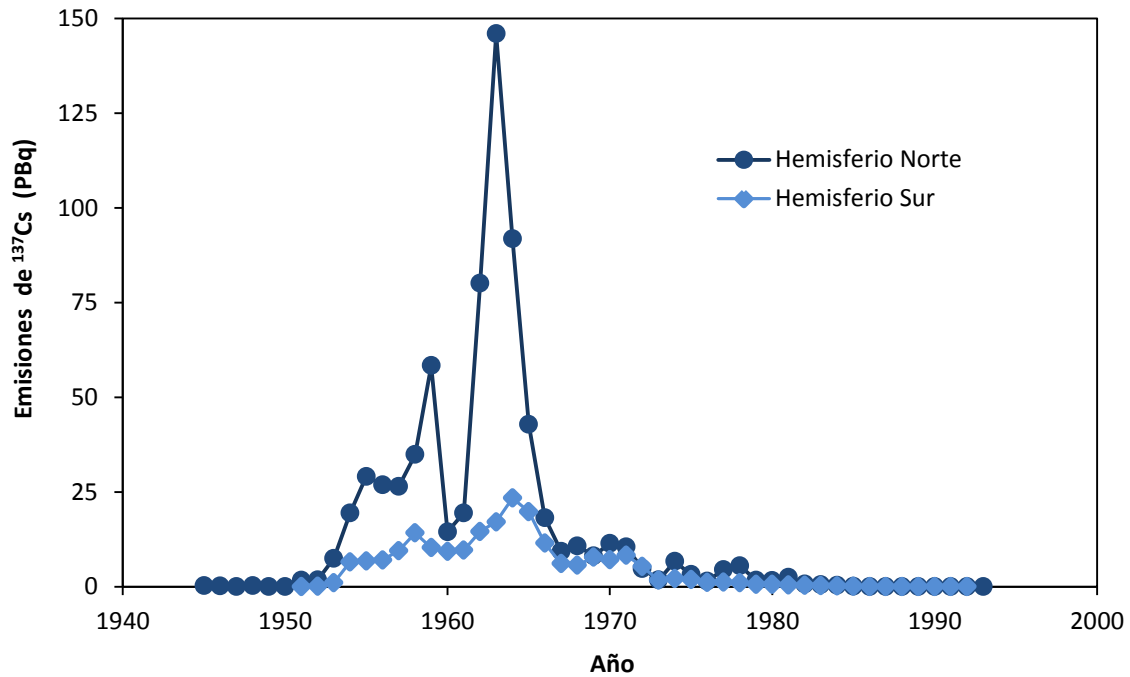


Figura 2. Emisiones nucleares atmosféricas anuales de ^{137}Cs en los Hemisferios Norte y Sur (datos de UNSCEAR, 2000).

La distribución de los radionúclidos artificiales en el medio ambiente depende de la fuente, las condiciones de liberación y los procesos de transformación (Figura 3) (Valles *et al*, 2009). El cesio es un metal alcalino, análogo químico del potasio (Filipovic-Vincekovic *et al*, 1991), soluble en agua de mar y puede ser fácilmente absorbido por las plantas y asimilada por animales (Yasunari *et al*, 2011). Debido a su solubilidad, se encuentra principalmente en la columna de agua. Desde su entrada al medio marino, ha sido transportado eficientemente por las corrientes oceánicas (Aoyama *et al*, 2011). Su transporte vertical es principalmente el resultado de procesos de mezcla de agua y procesos de subducción o surgencia. En general, los perfiles muestran máximos superficiales, o próximos a la superficie, por lo que las aguas profundas muestran actividades muy bajas (Povinec *et al*, 2013; Figura 4). Como consecuencia, la surgencia de aguas profundas se manifiesta como la disminución de actividades en las aguas superficiales, como por ejemplo en Baja California (Volpe *et al*, 2002).

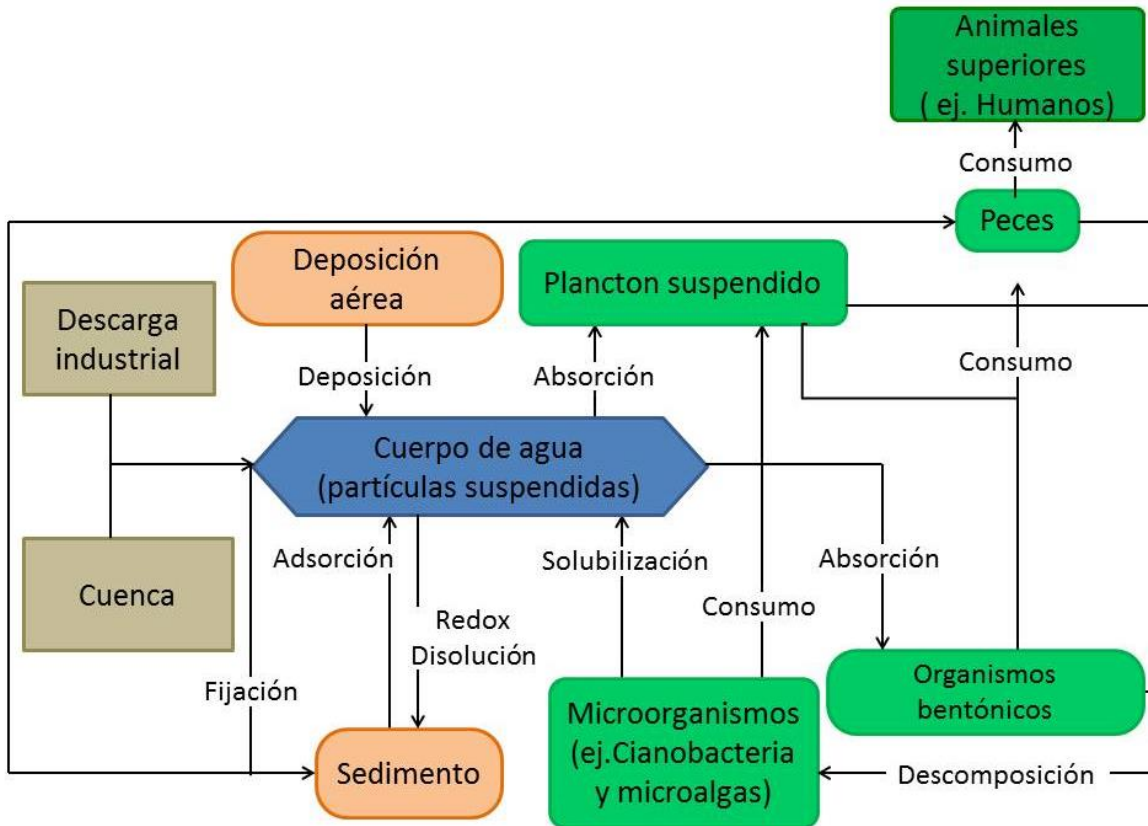


Figura 3. Procesos de transporte del ^{137}Cs en ecosistemas acuáticos (Muhammad et al, 2014).

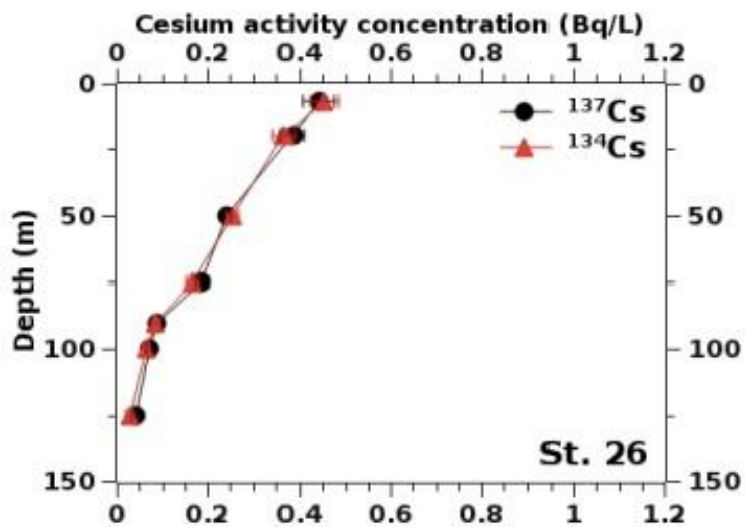


Figura 4. Distribución vertical de ^{137}Cs en aguas del Océano Pacífico (Povinec et al, 2013).

Hasta la actualidad, los accidentes de reactores nucleares con mayor impacto ambiental han sido los de Three Mile Island (EUA), Chernóbil (Rusia) y Fukushima (Japón). Durante el accidente nuclear de Three Mile Island, Nueva York, se emitieron principalmente gases nobles y yodos radioactivos con bajas actividades. Las contribuciones oceánicas del accidente en Chernóbil, Ucrania, fueron mucho menores a las entradas terrestres. El accidente de Fukushima ha sido el que ha tenido un impacto marino directo más importante (Delvan *et al*, 2014).

Además de ser transportado, el ^{137}Cs es incorporado por los organismos y puede causar un daño sobre la salud humana a través del consumo de productos marinos (Pinder III *et al*, 2014). La absorción de radionúclidos en algas y pescado se cuantifica a través del factor de concentración (CF), que es la relación de la actividad del radionúclido (en este caso ^{137}Cs) en el organismo (Bq kg^{-1} , peso húmedo) dividido por la actividad del radionúclido en el agua (Bq kg^{-1}). Los factores de concentración de Cs no son altos (intervalo 50-100; OIEA, 2004) y se han detectado pequeños incrementos conforme se asciende en la cadena alimentaria (Doi *et al*, 2012).

1.2. Circulación oceánica

Las corrientes Norecuatorial y la corriente de Kuroshio son parte del giro del Pacífico Norte (Figura 5). La corriente de Kuroshio, que fluye frente a las costas de Fukushima, se desplaza hacia las costas de Norteamérica, donde las aguas son desviadas hacia el Sur por la corriente de California (Figura 5). Estas aguas contaminadas podrían ser detectadas a lo largo de las costas de Baja California, entrada del Golfo de California, la región tropical hasta la región de Tehuantepec. Dado que las aguas del norte de la corriente de Kuroshio mostraron actividades elevadas de radiocesio en la primavera del 2011 (Madigan, 2012) es probable que también se incrementen los niveles las costas Mexicanas debido al accidente nuclear.

En la entrada al Golfo de California confluyen tres masas de agua superficiales de propiedades contrastantes (Bray, 1988; Torres-Orozco, 1993). El Agua de la Corriente de California (ACC) arriba estacionalmente, y en mayo-junio alcanza su mayor presencia superficial. La región de la Alberca Cálida Mexicana, a lo largo de la costa de los estados de Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y parte de Oaxaca, se caracteriza por una temperatura superficial igual o mayor a los 28°C (Trasviña *et al*, 1999) y una circulación débil, debido a la poca influencia de las corrientes de gran escala (Niiler, 2001). En el

Golfo de Tehuantepec la circulación está influida por los vientos que cruzan el istmo y soplan sobre el golfo (conocidos como nortes o tehuanos). Los tehuanos provocan, entre otros efectos, surgencias costeras que pueden ser transportadas en forma de chorros de agua fría hasta cientos de kilómetros mar adentro (Trasviña *et al*, 2003; Trasviña y Barton, 2008; Barton *et al*, 2009). La surgencia de Tehuantepec se localiza frente a las costas de Oaxaca con mayor intensidad durante el invierno (diciembre, enero y febrero) por los nortes y en julio por los vientos alisios del NE, siendo de menor intensidad la surgencia de julio (Romero-Centeno *et al*, 2003).

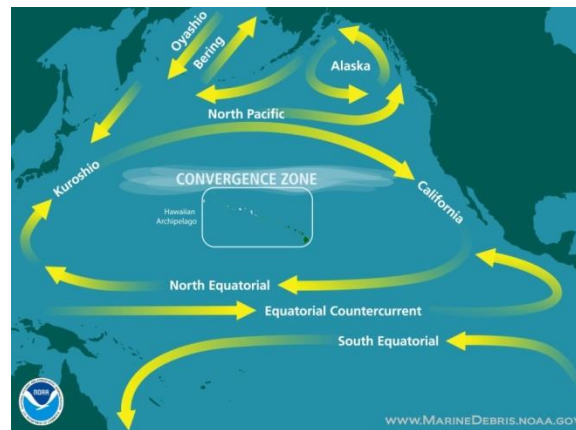


Figura 5. Corrientes marinas características del giro del Pacífico Norte (fuente: NOAA, 2014).

1.3. Túnidos

Los túnidos son el grupo de peces mejor adaptados al medio epipelágico oceánico. La mayoría son especies cosmopolitas que se distribuyen en los principales mares del mundo. Son muy sensibles a los cambios físicos que estacionalmente se presentan en el mar, principalmente frentes térmicos, de salinidad o de turbidez, y a las variaciones en la productividad del medio marino. El desove ocurre durante todo el año en el Océano Pacífico tropical y subtropical, si bien el máximo se presenta en el oeste desde febrero a junio (Sun *et al*, 2005). Las larvas se encuentran exclusivamente en aguas cálidas del Océano Pacífico y durante su desarrollo se desplazan a toda su área de distribución (Collette y Nauen, 1983). Debido al recorrido durante su desarrollo, estas especies pueden absorber ^{137}Cs del agua, por lo que su actividad dependerá del tiempo de contacto de los organismos con las aguas contaminadas. Las áreas de pesca se

extienden a los largo de amplias zonas del océano y algunas especies pueden encontrarse en profundidades de hasta 380 metros (Copeam, 1985). La descripción de los túnidos fue obtenida de la base de información www.fishbase.org (2014).

A nivel mundial, México se encuentra en el lugar número 12 en cuanto a la producción de túnidos (*Thunnus albacares* y *Katsuwonus pelamis*). La industria atunera mexicana ha sufrido dos embargos por parte de Estados Unidos, lo que hizo que se buscaran nuevos mercados como el europeo y el asiático. El atún mexicano tiene una gran demanda, sobre todo en países asiáticos, donde al atún aleta azul se consume fresco en platillos típicos de esa región. El atún se consume fresco o congelado, entero, enlatado, seco o salado. Cabe destacar que el atún es la principal especie enlatada en México y su balanza comercial para 2011 fue superior a 83.5 millones de pesos.

Thunnus albacares (Atún Aleta Amarilla)

Thunnus albacares es una especie pelágica grande y presenta una distribución vertical influida por la estructura térmica de la columna de agua. La presencia de esta especie se limita por encima de los 100 m de la columna de agua en zonas marcadas con oxiclina (concentraciones <2 mL/L), ya que los fuertes gradientes de termoclina excluyen la presencia de la especie. Se trata de una especie migratoria, por lo que se puede encontrar en todo el mundo en los mares tropicales y subtropicales (excepto en el mar Mediterráneo).

Su desove se produce durante todo el año en las áreas ecuatoriales, pero se observan aumentos durante el verano en el norte y sur del Pacífico. La distribución de las larvas en aguas ecuatoriales es transoceánica durante el año, pero hay cambios estacionales en la densidad de larvas en aguas subtropicales. Aunque en el océano Pacífico el atún aleta amarilla presenta una distribución continua (Figura 6), la falta de evidencia de migraciones este-oeste o norte-sur sugiere la inexistencia de un intercambio entre el atún aleta amarilla del Este y el Pacífico central, o entre el Oeste y el Pacífico central. El pez maduro más pequeño registrado se encuentra entre 50-60 cm de longitud (con una edad de 12-15 meses). Entre 70-100 cm de longitud el porcentaje de individuos maduros es mucho mayor y los peces con longitudes >120 cm alcanzan la madurez sexual.

Thunnus albacares es comercializado principalmente congelado y en conserva, aunque también se comercializa fresco y ahumado. Existen importantes pesquerías de

atún aleta amarilla en todos los mares tropicales y subtropicales. La captura métrica mundial para 1981 ascendió a 526 340 toneladas (FAO, 1983). La captura anual en México de *Thunnus albacares* en 2010 fue de 105 436 000 kg (FAO, 2016).

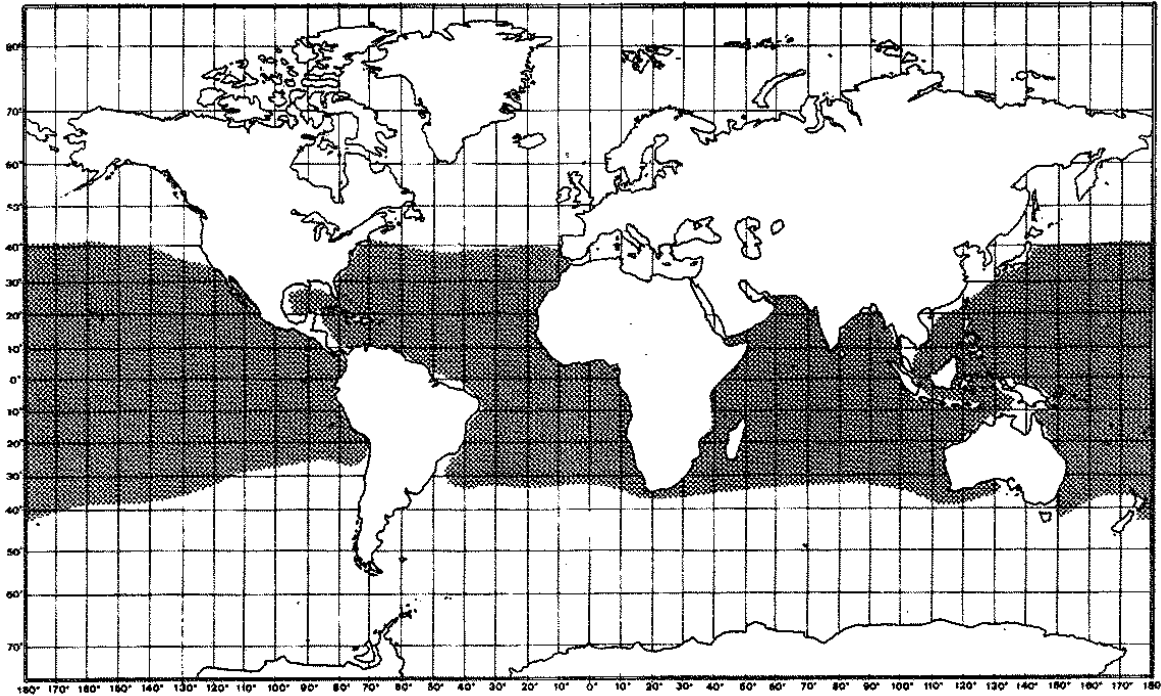


Figura 6. Distribución geográfica del túnido *Thunnus albacares*. (FAO, 1983).

Katsuwonus pelamis (Barrilete)

Katsuwonus pelamis es una especie cosmopolita en aguas tropicales y templadas (15-30°C), aunque está ausente en el Mar Negro (Figura 7). Su hábitat es epipelágico, con especies oceánicas en adultos localizados dentro de la isoterma de 15 ° C (15-30° C). Sus larvas se encuentran en aguas con temperaturas superficiales próximas a 25 °C. Sus cardúmenes se asocian con zonas de convergencia, frente polar (límite de agua fría-caliente) y surgencias. Su distribución vertical va desde la superficie hasta 260 m durante el día y en aguas superficiales durante la noche. Desova durante todo el año en aguas ecuatoriales, desde primavera hasta otoño en aguas subtropicales. Existe la hipótesis de que en el Pacífico Centro-oriental los individuos de 35 cm de longitud se dividen en 2 grupos: el grupo del norte, que migra a las zonas de pesca de Baja California, y el grupo del sur, que entra a las zonas de pesca de Centro y Sudamérica. Después de haber

permanecido en cada zona durante varios meses, regresan a las zonas de desove ecuatoriales.

La especie representa alrededor del 40% de las capturas de túnidos total mundial y ha sustituido a *Thunnus albacares* como la especie de túnidos dominante desde hace algunos años. Se comercializa fresco, congelado y enlatado. En Japón, también se seca (*Katsuobushi*). En el periodo de 1978 a 1981 su captura anual mundial osciló entre 697 760 (en 1981) y 796 034 toneladas (en 1978). Casi la mitad de la captura anual (47-50%) en este período fue desembarcado por Japón. La captura anual en México de *Katsuwonus pelamis* en 2010 fue de 3 057 000 kg (FAO, 2016).

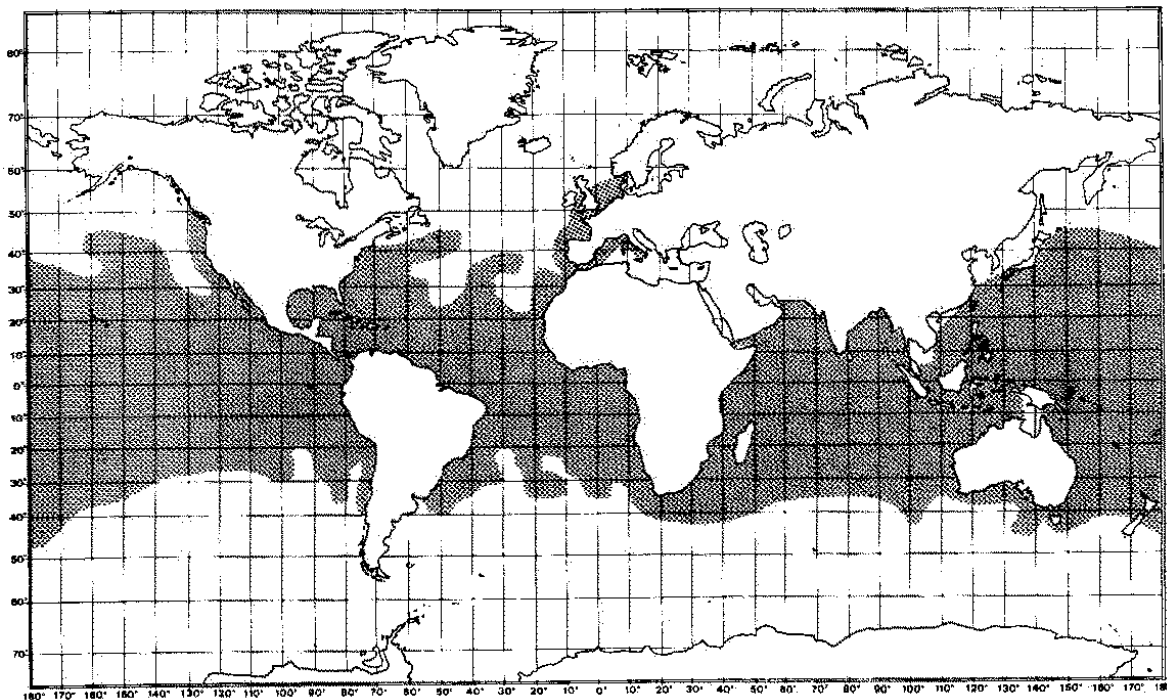


Figura 7. Distribución geográfica del túnido *Katsuwonus pelamis* (FAO, 1983).

2. OBJETIVOS

2.1. Justificación

No existe en México un programa de monitoreo radiactivo de las zonas marinas. La reciente detección de radiocesio en túnidos de las costas de los EUA y su posible detección en aguas (y por lo tanto, alimentos marinos) en un futuro no lejano, puede despertar preocupación social debido al riesgo sobre la salud que podrían representar altos niveles del radionúclido en el medio marino y a la negativa percepción de la radiactividad por parte del público en general.

La detección de un posible incremento de los niveles de ^{137}Cs en México, tanto en agua como en organismos, requiere el establecimiento de un nivel de referencia que permita establecer conclusiones estadísticamente significativas sobre una posible contaminación. Para ello es necesario desarrollar la capacidad de realizar estas medidas y determinar por primera vez en México sus actividades en agua de mar y algunos productos marinos, lo cual permitirá ofrecer datos e información sobre eventuales impactos en el futuro. El conocimiento y la capacidad generadas serán fundamentales para dar una respuesta rápida y cierta a las preocupaciones de la sociedad.

2.2. Preguntas de investigación e hipótesis

Como resultado del accidente de Fukushima, las aguas de la corriente de Kuroshio fueron contaminadas y, eventualmente, la contaminación podría ser detectada en las costas de México, contaminando entre otros, productos pesqueros como los túnidos. Debido a que el ^{137}Cs debe ser transportado a lo largo de miles de kilómetros para llegar a las costas Mexicanas, se espera que la contaminación radiactiva sea detectable algunos años después del accidente. En el presente trabajo, deseamos conocer si es detectable y medible en la actualidad la actividad de ^{137}Cs en agua y túnidos del Pacífico Mexicano y, en base a los niveles observados, determinar qué niveles de ^{137}Cs podrían ser atribuidos en el futuro al accidente de Fukushima.

2.3. Objetivos y metas

El objetivo general de este trabajo es establecer un nivel de referencia de las concentraciones de ^{137}Cs en aguas y tónidos del Pacífico Mexicano, que sirva de base para la detección de la probable contaminación de aguas costeras Mexicanas con radiocésio procedente del accidente nuclear de Fukushima, incluyendo especies de consumo humano y de importancia comercial. Para ello, se establecieron los siguientes objetivos específicos y metas:

- Disponer e implementar metodologías adecuadas para la medida de bajas concentraciones de ^{137}Cs en muestras de agua y tejido biológico.
- Realizar la síntesis para la obtención molibdofosfato de amonio en el laboratorio para su uso en la extracción de ^{137}Cs en agua de mar.
- Establecer intervalos de confianza (95%) de las actividades de ^{137}Cs en agua de mar y tónidos.
- Desde un punto de vista estadístico, estimar qué actividades (medidas en estudios posteriores) podrían ser interpretadas como indicadoras de contaminación.
- Estimar la dosis recibida por el ^{137}Cs contenido en tejido muscular de tónidos.
- Estimar el factor de concentración de Cs en tónidos del Pacífico Este.

3. METODOLOGÍA

3.1. Agua de mar

3.1.1. Áreas de estudio

El Pacífico Mexicano está bordeado por once entidades federativas, ocupa una franja territorial de 867 000 km², equivalente al 44% del territorio nacional, y tiene una línea de costa de 7 800 km (Aguilar, 2004). La zona costera del Pacífico Mexicano se caracteriza por corrientes complejas, con fuertes flujos de mareas y remolinos de meso-escala (Rypina *et al*, 2013). Con el objetivo de estudiar la distribución geográfica a larga escala de ¹³⁷Cs en agua a lo largo de las costas del Pacífico Mexicano, se estudiaron 5 estaciones costeras (Figura 8 y Tabla 3), las cuales se localizaban frente a los siguientes puntos:

1. **Ensenada:** El municipio de Ensenada se localiza en el estado de Baja California y cuenta con una población total de 466 814 habitantes (INEGI, 2010). La pesca es una de las actividades económicas más importantes y entre las principales especies de captura se encuentran la sardina, la macarela, algas marinas, el erizo, el camarón, el abulón y la langosta. Esta actividad es generadora de empleo y productora de alimentos para consumo humano, para el mercado regional, nacional y de exportación.
2. **Mazatlán:** La ciudad de Mazatlán está ubicada en el estado de Sinaloa, bajo el Trópico de Cáncer y frente al extremo sur de la Península de Baja California. El municipio tenía una población de 438 434 habitantes en 2010 (INEGI, 2010). El puerto alberga una importante flota camaronera y la flota de pesca de túnidos más importante de México. Destaca también su importante industria turística. En la zona de influencia del puerto se encuentran numerosos productos de origen agrícola, pesquero, forestal y mineral, con destino a los principales mercados del mundo.
3. **Puerto Vallarta:** la ciudad de Puerto Vallarta está situada al poniente del estado de Jalisco y cuenta con un total de 255 681 habitantes (INEGI, 2010). Las principales actividades que se desarrollan son la agricultura, la pesca y actividades forestales, y se trata también de un importante polo de desarrollo turístico.
4. **Acapulco:** la ciudad de Acapulco se localiza en el Estado de Guerrero. Cuenta con una población total de 3 388 768 habitantes (INEGI ,2010). Las principales actividades

económicas, son el turismo, agricultura, ganadería, aprovechamiento forestal, pesca y caza.

- 5. Tehuantepec:** El golfo de Tehuantepec es un amplio golfo del océano Pacífico localizado al sureste de México, al sur del istmo mismo nombre, entre los estados de Oaxaca y Chiapas. Se extiende unos 350 km en dirección E-O y 80 km en dirección N-S. En el presente trabajo se toma como punto representativo de la zona Sur del Pacífico Mexicano. En el golfo confluyen las corrientes Norecuatorial y Surecuatorial, y la contracorriente Ecuatorial que se desplaza entre las dos corrientes. El golfo está habitualmente afectado por fuertes vientos del Norte, que causan importantes surgencias.

3.1.2. Muestreo de agua de mar

El primer muestreo de agua de mar (estaciones 2-5) se realizó durante la campaña TEHUA XII en 2014, a bordo del buque oceanográfico PUMA de la Universidad Nacional Autónoma de México. El muestreo correspondiente a la estación Ensenada se realizó en 2015 por parte de investigadores del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California con una lancha, realizándose un muestreo adicional en la zona interna de la bahía de Ensenada. De cada estación, (Tabla 3, Figura 8) se obtuvieron aproximadamente 120 L a agua de mar superficial en bidones de 20 L de polietileno de alta densidad. En el laboratorio, los bidones fueron previamente lavados con agua destilada y sellados para su transporte.

Tabla 3. Lugares de muestreo para la determinación de ¹³⁷Cs en agua de mar.

Número	Estación	Fecha	Coordenadas		Distancia al litoral (km)
1	Ensenada	03-07-2015	31°48'29" N	116°49'04" O	19.48
2	Mazatlán	28-02-2014	23°08'55" N	106°26'08" O	46.78
3	Puerto Vallarta	28-02-2014	20°35'12" N	105°52'49" O	66.78
4	Acapulco	02-03-2014	16°42'59" N	99°56'46" O	17.57
5	Golfo de Tehuantepec	05-03-2014	15°37'43" N	95°18'35" O	46.61

El agua fue colectada por medio de una bomba de agua limpia presente en uno de los laboratorios del buque. Antes del muestreo, los bidones fueron enjuagados con agua

del punto de muestreo (Figura 9) y posteriormente al muestreo se adicionaron 50 mL de HCl concentrado, con la finalidad de evitar que el Cs se adhiera a las paredes del bidón.



Figura 8. Localización de los lugares de muestreo de agua en zonas costeras del Pacífico Mexicano. Fuente: Google Earth.



Figura 9. Muestreo de agua de mar en el B.O. Puma de la UNAM, mediante una bomba de agua de mar en el laboratorio (crédito: Sergio González).

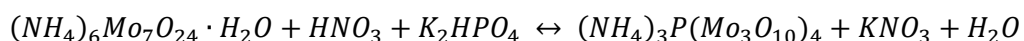
Además del estudio de la distribución de ^{137}Cs en aguas del Pacífico Mexicano, se consideró necesario conocer la variabilidad temporal en al menos una de las estaciones. Para ello, se realizó un seguimiento mensual (de abril a diciembre de 2015) de las

actividades de ^{137}Cs en la bahía de Mazatlán (U.A. Mazatlán, $23^{\circ}10'59.61''\text{N}$ $106^{\circ}25'34.95''\text{O}$), con distancia al litoral de 0.56 km. Durante la campaña MAZ-1, a bordo del buque oceanográfico PUMA de la Universidad Nacional Autónoma de México, se obtuvieron aproximadamente 100 L de agua de la estación de Mazatlán ($23^{\circ}08'55''\text{N}$ $106^{\circ}52'49''\text{O}$) con distancia al litoral de 46.97 km, siguiendo el mismo procedimiento anterior.

3.1.3. Síntesis de AMP

Para analizar ^{137}Cs en agua de mar es necesario pre-concentrar la muestra con molibdofosfato de amonio (AMP, por sus siglas en inglés), una sal insoluble en medio ácido de color amarillo. Si bien el producto puede ser adquirido, su costo es elevado y su importación lenta, por lo que inicialmente se sintetizó en el laboratorio.

La producción de molibdofosfato de amonio se basa en dos reacciones principales. En la primera reacción participan el molibdato de amonio y el ácido nítrico para producir el molibdato y nitrato de amonio, con liberación de agua. En la segunda reacción el molibdato y el nitrato de amonio reaccionan formando el molibdato de amonio. La adición de fosfato de potasio dibásico produce molibdofosfato de amonio, nitrato de potasio y agua. Una función del ácido nítrico es mantener un pH ácido para evitar la disolución del AMP (CEAC, 2015):



Para obtener un total de 100 g de molibdofosfato de amonio se debe preparar una solución de Molibdato de amonio (127.5 g por 475 mL de agua destilada) y una solución de HNO_3 (500 mL por 1200 mL de agua destilada). Se mezclan ambas soluciones con agitación constante hasta obtener una mezcla homogénea, se deja estabilizar por 24 horas y se filtra por succión con fibra de vidrio. Se transfiere el filtrado a un vaso precipitado de 5 L y se calienta hasta que llega a 50°C . Se retira del calor y se añaden 30.55 g de fosfato de potasio dibásico (mezclando constantemente durante 5 minutos). Se espera que precipite (30 minutos), se centrifuga a 3500 rpm durante 10 minutos, se descarta el sobrenadante y se seca a 110°C durante 5 horas. Una vez transferido, se almacena en refrigeración (CEAC, 2015).

3.1.4. Separación de ^{137}Cs de agua de mar

Para separar el ^{137}Cs se trabaja con un volumen aproximado de 100 L por muestra. Para ajustar el pH a un valor <2 , se añaden 250 mL de HCl concentrado. Se homogeneiza la muestra, se añade 1 mL de CsCl con una concentración de 30 mg/mL de Cs^+ y se homogeniza la muestra. Se agrega una lechada con agua destilada de AMP (20 g) y se mezcla manualmente o con mezclador durante 5 minutos. Se espera la precipitación de AMP durante unas horas (habitualmente durante la noche) (OIEA, 2015).

Para reducir el volumen de la muestra, una vez precipitado el AMP se desecha el sobrenadante con una bomba de transferencia (LEESON A4S17NB8B). El AMP es cuidadosamente transferido a un recipiente de 5 L, con la ayuda de pequeñas cantidades de agua destilada, donde se espera de nuevo la precipitación de AMP, que puede producirse en algunas horas. De nuevo se desecha el sobrenadante por sifoneo con un tubo de plástico con punta rígida. Se recupera el AMP en una botella de centrifugación, donde es centrifugado a una velocidad de 3000 rpm durante 10 minutos y el sobrenadante es desechado. Para lavar el depósito, se añaden 20 mL de agua ligeramente acidificada (2 mL HCl en 500 mL agua destilada), se mezclan con la ayuda de un Vortex y se centrifugan de nuevo (OIEA, 2015).

La medida con un detector de germanio con configuración de pozo permite una gran sensibilidad pero requiere disponer de un volumen de muestra muy pequeño, para lo que se disuelve el AMP y se realiza una segunda precipitación. Después de la segunda centrifugación se descarta el sobrenadante y se disuelve el AMP en 25 mL de NaOH 10 M con la ayuda de un Vortex. Para limpiar la solución, ésta se centrifuga de nuevo y el sobrenadante es recuperado en un vaso de precipitado de 1 L. Para lavar el depósito antes de ser descartado se repite el proceso con 10 mL de NaOH 10 M. Para eliminar el ión amonio, se calienta el vaso de precipitado con el sobrenadante recuperado a una temperatura de 80-100 °C. Si hay presencia de partículas se filtra la solución con papel de filtro resistente al ataque del NaOH (OIEA, 2015).

Para realizar la segunda precipitación, se diluye la solución con agua destilada hasta 450 mL y se adiciona HCl concentrado hasta que la solución tenga color amarillo y sea turbia, lo que indica que el medio es suficientemente ácido. Se agregan 0.5 g de AMP en suspensión con agua destilada, se mezcla durante 5 minutos y se espera a la nueva precipitación y sedimentación del AMP, que ocurre en pocas horas. Se descarta el

sobrenadante y se transfiere el AMP a un tubo para centrifuga donde se centrifuga a 3000 rpm durante 10 min (OIEA, 2015).

Para generar una muestra suficientemente homogénea y ajustada a la geometría de medida, es necesario disolver el AMP. Para ello se descarta el sobrenadante, se adiciona 1 mL de NaOH 10 M, que se mezcla con la ayuda de un Vortex. Finalmente, se transfiere la solución final a una geometría para su medición mediante espectrometría gamma (OIEA, 2015).

3.1.5. *Recuperación de Cs por espectrometría de absorción atómica*

Para una muestra de 100 L de agua de mar, se toma una alícuota de 75 μL de la solución final y se reemplaza con agua destilada. En un matraz volumétrico calibrado de 50 mL se coloca la alícuota y se afora con agua desionizada. Posteriormente se transfiere la solución a un frasco y se realiza el análisis por espectrometría de absorción atómica.

La recuperación se calcula como la relación entre la cantidad de Cs^+ recuperado en la solución final y la añadida inicialmente, a través de las siguientes expresiones:

- Masa de la solución ($\mathbf{M_s}$).

$$M_s = M_{tf} - M_{t0}$$

M_{tf} : masa del tubo gamma con muestra (mg).

M_{t0} : masa del tubo gamma sin muestra (mg).

- Masa de la alícuota ($\mathbf{M_a}$).

$$M_a = M_{tf} - M_{t-75\mu\text{L}}$$

M_{tf} : masa del tubo gamma con muestra (mg).

$M_{t-75\mu\text{L}}$: masa del tubo gamma sin 75 μL de muestra (mg).

- Masa de Cs^+ en el análisis de espectrometría por absorción atómica ($\mathbf{M_{CsA}}$).

$$M_{CsA} = [\text{Cs}^+] - V$$

$[\text{Cs}^+]$: Concentración de Cs^+ determinada por espectrometría de absorción atómica (mg/L).

V : Volumen de aforación para análisis por espectrometría de absorción atómica (L).

- Masa de Cs⁺ en el tubo gamma (**M_{Cst}**).

$$M_{Cst} = \frac{M_s \cdot M_{CSA}}{M_a}$$

M_{tf} : masa del tubo gamma con muestra.

$M_{t-75\mu L}$: masa del tubo gamma sin 75 μ L de muestra.

- Recuperación de Cs (**R**)

$$R = \frac{M_{Cst}}{M_{Csi}} \cdot 100$$

M_{Csi} : masa de Cs⁺ adicionada al realizar la co-precipitación con Molibdofosfato de amonio, en este caso 40 mg.

Las recuperaciones obtenidas en las estaciones del Pacífico Mexicano (Tabla 9) estuvieron en un intervalo de 77 – 100 % (promedio 88 ± 16 %), dentro del intervalo reportado por otros autores en el océano Pacífico (Tabla 4).

Tabla 4. Recuperaciones de ¹³⁷Cs en agua de mar del Pacífico reportadas por otros autores.

Sitio	Volumen (L)	Recuperación (%)	Referencia
Pacífico Oriental	149	33	Rocco <i>et al</i> , 1963
Pacífico Oriental	136	78	Rocco <i>et al</i> , 1963
Pacífico Oriental	142	29	Rocco <i>et al</i> , 1963
Pacífico Oriental	140	48	Rocco <i>et al</i> , 1963
Pacífico Norte	100	85-92	Karmenik <i>et al</i> , 2013
Pacífico Norte	20	90-99	Karmenik <i>et al</i> , 2013
<i>Pacífico Este</i>	<i>100</i>	<i>88 ± 16</i> (N = 6)	<i>Este trabajo</i>

3.2. Túnidos

Uno de los objetivos principales del estudio de radionúclidos en alimentos es la estimación de la dosis recibida por ingestión, cálculo que se realiza con el peso húmedo del alimento. Por ese motivo, las actividades encontradas en este trabajo son expresadas por unidad de peso húmedo (p.h.). Con el objetivo de comparar las dosis debidas al ¹³⁷Cs con otras fuentes de dosis de origen natural, se incluyen en este trabajo las actividades y cálculo de dosis debido al ⁴⁰K. El ⁴⁰K es un radionúclido primordial, por lo tanto de origen natural, con un comportamiento biogeoquímico similar al ¹³⁷Cs, también emisor gamma (energía =

1460 keV) y que presenta actividades ambientales relativamente elevadas (Yoshitome *et al*, 2003).

3.2.1. Muestreo de túnidos

Para el muestreo de túnidos se seleccionaron las especies *Thunnus albacares* (Atún Aleta Amarilla) y *Katsuwonus pelamis* (Barrilete) (Tabla 5, Figura 10). Estas especies fueron seleccionadas por ser migrantes, de consumo humano y con alto valor comercial. El muestreo se realizó el 22 de septiembre del 2014, en la empresa PINSA S.A. DE C.V. y con el apoyo de su personal. Se muestrearon 2 kg de tejido dorsal (músculo) a un total de 9 especímenes de cada especie en 3 tallas diferentes (Tabla 6).

Tabla 5. Datos de captura de túnidos en el Pacífico Mexicano (AAA: atún aleta amarilla; BT: barrilete).

Especie	Código	Coordenadas
<i>Thunnus albacares</i>	AAA 20-30	18°15'0.00"N 115°28'0.00"O
<i>Thunnus albacares</i>	AAA 12-20	12°21'0.00"N 124°33'0.00"O
<i>Thunnus albacares</i>	AAA 05-12	12°49'0.00"N 96°32'0.00"O
<i>Katsuwonus pelamis</i>	BT 2-3.5	Sin información
<i>Katsuwonus pelamis</i>	BT 3.5-5	16°50'0.00"N 117°29'0.00"O
<i>Katsuwonus pelamis</i>	BT 5 +	16°50'0.00"N 117°29'0.00"O

En el laboratorio las muestras escurridas fueron pesadas (balanza Ohaus, modelo Voyager) para obtener su peso fresco. Para obtener una mayor efectividad durante el secado de las muestras, el tejido muscular fue desmechado. Las muestras fueron congeladas y liofilizadas (Labconco™, modelo no. 7754042) durante cuatro días, a 0.1 Torr de presión, con una temperatura aproximada a los -40°C. Una vez liofilizadas, se registró su peso seco y fueron guardadas en bolsas de plástico cuidadosamente selladas (Figura 11). En la *Tabla 7* se presentan las masas húmeda y seca del tejido de cada espécimen, así como la razón de masa húmeda/masa seca. La razón masa seca/masa húmeda promedio del tejido muscular de *Thunnus albacares* y *Katsuwonus pelamis* fue de $26 \pm 3 \%$ y $31 \pm 7 \%$, respectivamente.

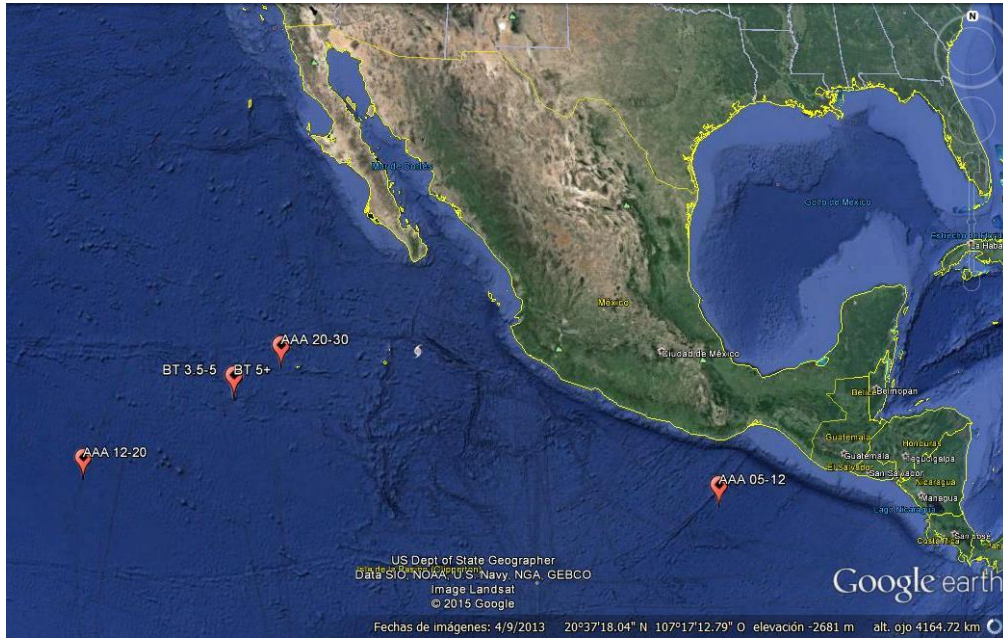


Figura 10. Lugares de captura de túnidos en el Pacífico Mexicano. Los códigos utilizados fueron: AAA = atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), BT = barrilete (*Katsuwonus pelamis*). Los códigos numéricos indican la talla del espécimen (ver Tabla 6). Fuente: Google Earth.

Tabla 6. Datos de muestreo de músculo de túnidos (22 de septiembre de 2014).

Especie	Talla (kg)	Viaje	Peso (kg)	Medidas (cm)			Peso de la muestra (kg)
				Dorsal	Lateral	Ventral	
Atún Aleta Amarilla (AAA) <i>Thunnus albacares</i>	5-12	Mazatún V 2C/2014	12.00	81	88	70.0	2.2
			12.40	84	89	59.5	2.8
			12.05	83	89	71.0	2.6
	12-20	Tamara V 1C/2014	16.10	92	100	68.0	2.1
			17.05	96	103	68.0	2.1
			17.15	88	96	65.0	2.1
20-30	Azt 2 V 3D/2014	21.69	99	108	75.0	2.6	
		24.00	102	111	77.0	2.1	
		31.18	116	83	12.4	2.5	
Barrilete (BT) <i>Katsuwonus pelamis</i>	2/3.5	Azt 2 V 3A/2014	2.50	48	51	35.0	1.4
			2.75	50	52	36.0	1.6
	3.5-5	Azt 2 V 8A/2014	2.90	51	55	37.0	1.6
			4.50	59	62	42.0	2.0
			4.70	59	62	42.0	2.1
			4.90	60	62	44.0	2.1
5+	Azt 2 V 3A/2014	5.80	63	66	46.0	2.3	
		5.40	62	66	45.0	2.4	
			5.90	65	67	47.0	2.4



Figura 11. Muestreo (arriba a la izquierda), desmechado (arriba a la derecha), liofilización (abajo a la izquierda) y almacenado (abajo a la derecha) de las muestras de músculo de túnidos.

Después del secado, las muestras fueron molidas (Figura 12) durante 5 min con los moledores automáticos Spex Sample Prep (modelo Mixer/Mill 8000D) y Retsh (modelo PM 200, a 400 rpm). Para ello, se pesaron 10 g de muestra en cada vial de molienda o, en el caso de muestras pequeñas, hasta que peso total de los viales fueran similares, para mantener el equilibrio durante el proceso. Las muestras molidas fueron almacenadas en bolsas de plástico con cierre hermético.

3.2.2. Tratamiento y medida de las muestras de túnidos

Para medir el ^{137}Cs con un bajo límite de detección, las muestras de tejido muscular fueron incineradas siguiendo el método de Delvan *et al* (2014) hasta una temperatura de 400°C y con incrementos inferiores a $100^{\circ}\text{C hora}^{-1}$. Las cápsulas de porcelana se forraron con hojas finas de aluminio, fueron pesadas y se colocaron 60 g de muestra. Las muestras se introdujeron en la mufla durante una hora a una temperatura de 100°C . Se aumentó la temperatura a 150°C , a la que se presentó la primera emisión de humo. Se fue aumentando la temperatura 50°C cada vez que cesó la emisión de humo hasta 400°C . A esta temperatura se garantiza que el Cs no se volatiliza (punto de ebullición: 671°C).

°C). Una vez que cesó la emisión de humo, se mantuvo la temperatura durante 24 horas, se dejó enfriar la muestra y se recogieron las cenizas en un recipiente para análisis por espectrometría gamma.

Tabla 7. Resumen de las masas de las muestras de músculo de túnidos durante el muestreo y secado.

Pez	Talla	Masa muestra (kg)	Masa húmeda (kg)	Masa seca (kg)	Masa seca/húmeda (%)
<i>Thunnus albacares</i>	5-12	2.15	1.96	0.483	24.64
		2.80	2.47	0.524	21.23
		2.55	2.34	0.529	22.62
		2.05	1.96	0.535	27.28
	12-20	2.10	1.97	0.542	27.5
		2.05	1.83	0.496	27.15
		2.60	2.25	0.638	28.37
	20-30	2.10	2.02	0.552	27.27
		2.45	2.20	0.647	29.4
		1.37	1.29	0.636	49.19
<i>Katsuwonus pelamis</i>	2/3.5	1.61	1.59	0.43	26.98
		1.60	1.56	0.412	26.48
		2.00	1.81	0.503	27.87
	3.5-5	2.05	1.82	0.533	29.24
		2.10	2.01	0.588	29.24
		2.25	2.05	0.658	32.07

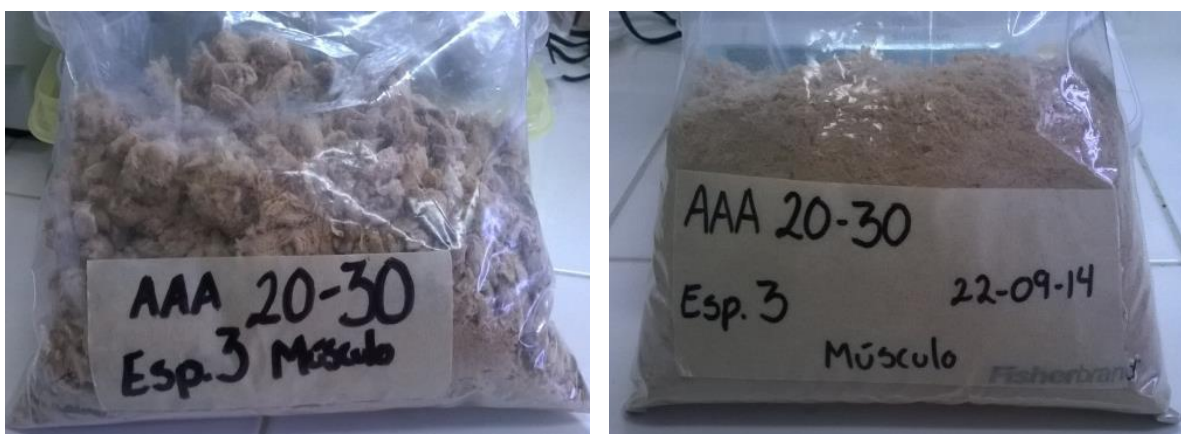


Figura 12. Molienda de las muestras de túnidos: músculo sin moler (izquierda) y molido (derecha).

La medida de radionúclidos artificiales en tejido blando de biota marina es de una gran complejidad técnica debido a los muy bajos valores esperados. Por ese motivo, en este estudio se utilizó la siguiente estrategia de trabajo:

1. Incineración de la muestra: la masa de la muestra calcinada fue, en promedio, de un 12%, lo cual permitió reducir el límite de detección en un factor de aproximadamente 8 respecto al peso seco.
2. El uso para la detección de una geometría de pozo: en detectores de germanio hiperpuro cilíndricos, la eficiencia absoluta habitual de detección del ^{137}Cs es habitualmente inferior a un 1%. En nuestro caso, la eficiencia es de un 14%, más de un orden de magnitud superior, y por lo tanto un límite de detección más de orden de magnitud inferior.

Con el objetivo de optimizar los resultados del proyecto, se adoptó una estrategia de tiempo de conteo que permitió cuantificar con suficiente precisión aquellas muestras con actividad superior al límite de detección (MDA, por sus siglas en inglés). El procedimiento de medida de ^{40}K es similar al de ^{137}Cs .

3.2.3. Estimación de edades

Para estimar la edad de cada espécimen se empleó el modelo de crecimiento establecido por Von Bertalanffy (1938) que describe el crecimiento de la mayoría de peces como una función de saturación de la edad (t) de una población:

$$L(t) = L_{max}(1 - e^{(-k(t-t_0))})$$

donde t_0 es la edad teórica de un pez de longitud cero si siempre hubiera crecido según esta función, $L(t)$ es la talla de la población, L_{max} es la media de talla máxima (asintótica) y, k es el parámetro de curvatura de la especie. La edad se calculó con la siguiente ecuación:

$$t = \frac{t_0 - \left(\ln \left(\frac{1 - L(t)}{L_{max}} \right) \right)}{k}$$

Thunnus albacares

Los individuos muestreados de la especie *Thunnus albacares* tuvieron tallas entre 124-88 cm. Para estimar la edad de cada individuo, se utilizaron la media de los parámetros publicados en el océano Pacífico (Tabla 8). Utilizando las medias de cada parámetro, se estimó la edad de cada espécimen despejando el tiempo de la ecuación de Von Bertalanffy. Las edades de los especímenes se encontraron entre 1.4 y 2.7 años (Figura 13).

Tabla 8. Parámetros de crecimiento de *Thunnus albacares* en el Pacífico (de www.fishbase.org, consultada el 5/11/2015). t_0 : edad teórica de un pez de longitud cero, $L(t)$: talla de la población, L_{max} : media de talla máxima (asintótica), k : parámetro de curvatura de la especie.

Región	L_{max}	k	t_0	Referencia
Pacífico oeste y central	145.0	0.10		Molony, 2008
Pacífico oeste	148.0	0.42	NA	Ingles y Pauly, 1984
México	162.0	0.66	NA	Hennemuth, 1961
Pacífico oeste	166.0	0.25	NA	Hampton, 2000.
Japón	169.0	0.56	NA	Pauly, 1978
México	172.0	0.56	NA	Hennemuth, 1961
México	173.0	0.66	NA	Hennemuth, 1961
Pacífico oeste	174.9	0.37	0.00	Wild, 1994
Pacífico oeste	175.0	0.39	NA	Molony, 2008
Pacífico oeste y central tropical	176.0	0.55	NA	Molony, 2008
Pacífico oeste	180.9	0.29	0.00	Wild, 1994
Pacífico este	186.0	0.76	NA	Molony, 2008
Hawaii	190.00	0.45	NA	Pauly, 1980
Pacífico oeste	190.0	0.33	0.00	Wild, 1994
Japón	191.0	0.33	-1.02	Pauly, 1978
Japón	192.0	0.37	NA	Erzini, 1991
Pacífico oeste	195.2	0.36	0.27	Wild, 1994
Pacífico oeste	202.1	0.28	NA	Wild, 1994
<i>Mediana</i>	176	0.38	0.00	
<i>Media</i>	177	0.43	-0.15	
<i>Desviación estándar</i>	15	0.16	0.45	
<i>N</i>	18	18	5	

Katsuwonus pelamis

Los individuos muestreados de la especie *Katsuwonus pelamis* tienen tallas entre 51-67 cm. Para estimar la edad de cada individuo se utilizaron las medias de los parámetros

publicados en el océano Pacífico (Tabla 9). Utilizando las medias de cada parámetro, se estimó la edad de cada espécimen despejando el tiempo de la ecuación de Von Bertalanffy, las edades de los especímenes se encontró entre 0.78 y 1.10 años (Figura 14).

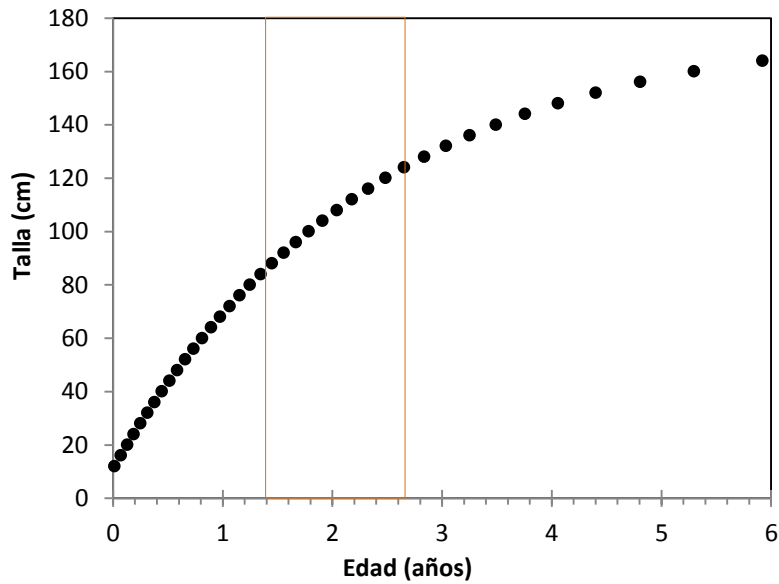


Figura 13. Modelo de crecimiento de Von Bertalanffy, aplicado a la especie *Thunnus albacares*. Las líneas verticales muestran el intervalo de edades de los especímenes de este estudio

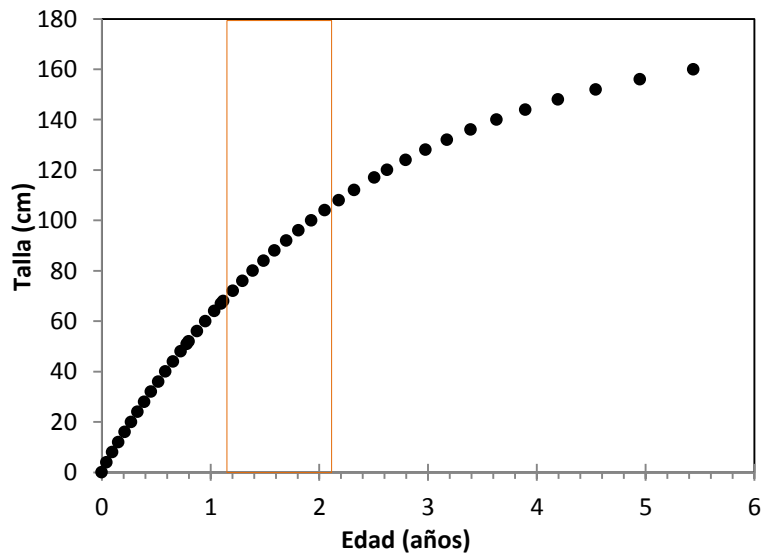


Figura 14. Modelo de crecimiento de Von Bertalanffy, aplicado a la especie *Katsuwonus pelamis*. Las líneas verticales muestran el intervalo de edades de los especímenes de este estudio.

Tabla 9. Parámetros de crecimiento de *Katsuwonus pelamis* en el Pacífico (de www.fishbase.org, consultada el 5/11/2015). t_0 : edad teórica de un pez de longitud cero, $L(t)$: talla de la población, L_{max} : media de talla máxima (asintótica), k : parámetro de curvatura de la especie.

Región	L_{max}	k	t_0	Referencia
Pacífico oeste	61.3	1.25	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico tropical occidental	65.1	1.30	NA	Hampton, J., 2000
Pacífico este	75.5	0.77	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico oeste	93.6	0.43	NA	Molony, B., 2008
Pacífico central y oeste	117.5	0.19	NA	Molony, B., 2008
Pacífico oeste	79.0	1.10	NA	Dwiponggo <i>et al</i> , 1986
Pacífico oeste	80.0	0.95	NA	Dwiponggo <i>et al</i> , 1986
Japón	144.0	0.19	NA	Kawasaki, T., 1963
Carolina del Norte, USA	77.0	0.58	NA	Pauly, D., 1980
México	85.1	0.44	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	72.9	0.83	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	75.5	0.77	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	79.1	0.64	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	85.1	0.44	-0.01	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	88.1	0.43	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	108.0	0.41	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico este	142.0	0.29	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Pacífico central	102.0	0.55	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Hawái	84.6	1.16	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Hawái	85.1	0.95	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Hawái	90.6	0.59	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Hawái	92.4	0.47	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
Hawái	101.0	0.49	NA	Tandog-Edralin <i>et al</i> , 1990
<i>Mediana</i>	85	0.58	-0.01	
<i>Media</i>	177	0.43	-0.01	
<i>Desviación estándar</i>	21	0.32	NA	
<i>N</i>	23	23	1	

3.2.4. Cálculo de la dosis efectiva

Para la protección del público en general, la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP, por sus siglas en inglés, 2012) establece que la dosis efectiva anual debe ser menor o igual a 1 mSv. Esta dosis es debida a la exposición a radionúclidos en muy diversas sustancias, tales como materiales de construcción, alimentos, y agua potable (OIEA, 1989) y sólo aplica a radionúclidos presentes por actividades humanas (incluyendo radionúclidos naturales).

En el caso de ingestión de pescado, la dosis efectiva comprometida D debido a la ingestión de atún contaminado con algún radionúclido (^{137}Cs en nuestro caso), se calcula como (IAEA, 1995):

$$D = C E F_d \cdot 1000 \text{ mSv}$$

donde, para cada especie de interés, C es la concentración (actividad) promedio en el tejido comestible (Bq kg^{-1} , peso húmedo), E es el consumo per cápita de atún y F_d es el factor de dosis efectiva comprometida. El factor de dosis efectiva comprometida por ingestión por adultos para ^{137}Cs es $1.3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (ICRP, 2012).

3.3. Estimación de distancias

La circulación global en el Pacífico Este está dominada por la Corriente de California, con una dirección N-S. Por ese motivo, para estudiar la distribución geográfica del ^{137}Cs en el Pacífico Mexicano, se tomó como origen de distancias el punto de muestreo más al Norte (Ensenada) y se estimaron las distancias mediante Google Earth.

En el caso del agua de mar (Figura 15), se estimó la distancia a lo largo de una línea hipotética a lo largo de la costa desde Ensenada hasta el Golfo de Tehuantepec. En el caso de Mazatlán y Puerto Vallarta, se estimó la distancia hasta un punto hipotético de intersección perpendicular a la costa (Figura 16). En el caso de los túnidos, se utilizó una línea recta desde Ensenada hasta el punto de muestreo, excepto en el caso AAA 05-12, en el que se utilizó una estrategia similar a la de las muestras de agua (Figura 17).



Figura 15. Mapa utilizado para la estimación de distancias desde Ensenada a los sitios de muestreo. Ver el texto para más detalles. Fuente: Google Earth.

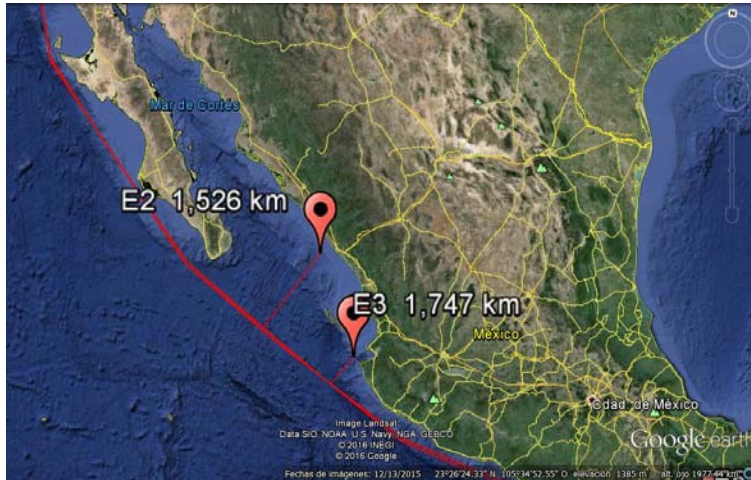


Figura 16. Detalle del mapa utilizado para la estimación de distancias desde la estación E2 y E3 hasta su intersección con la línea de estimación de distancias en el Pacífico Mexicano. Fuente: Google Earth.

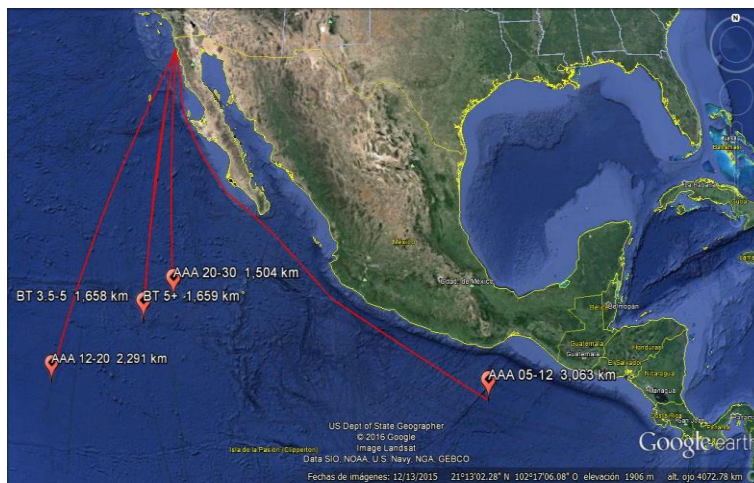


Figura 17. Mapa utilizado para estimar las distancias desde un punto arbitrario (Ensenada) a los sitios de muestreo de tónidos. Fuente: Google Earth.

3.4. Análisis estadísticos

Para inferir algunas de las conclusiones de esta Tesis, se utilizaron métodos paramétricos y no paramétricos. En primer lugar, cuando fue necesario, se comprobó la normalidad de los datos el test de Shapiro-Wilk, por ser unos de los más robustos y recomendando para conjuntos de datos con $n < 50$. En el caso de análisis que requieren igualdad de varianzas se utilizó el test de Levene. Para la

comparación de conjuntos de datos normalmente distribuidos, se utilizó la prueba t-Student. El análisis de correlación/regresión lineal de variables normalmente distribuidas se realizó con Excel.

En el caso de que los datos no estuvieran normalmente distribuidos, la comparación de datos se realizó con el análisis de varianza de Kruskal-Wallis por rangos. Finalmente la correlación entre variables se estudió con el test de Spearman por rangos. Por homogeneidad en el reporte de resultados estadísticos, generalmente incluimos tan solo la probabilidad p, que consideramos significativa cuando $p < 0.05$.

3.5. Cálculo de incertidumbres

Es necesario que la medición sea precisa y exacta para asegurar la confiabilidad de los datos. La precisión es proporcionada por el procedimiento y la técnica de medición, y se requiere que todas las mediciones se realicen en condiciones similares. La exactitud está determinada por la calibración que se realiza al equipo y/o a la medición durante el análisis, mediante el empleo de patrones o materiales de referencia. En este trabajo los resultados se acompañan de su incertidumbre como una desviación estándar.

Cuando fue posible (e.g. la calibración de pipetas) la incertidumbre se estimó como la desviación estándar de 10 medidas. En el caso de las lecturas directas digitales o valores instrumentales se utilizó, si estaba disponible, la incertidumbre proporcionada por el proveedor del equipo. En caso contrario, se utilizó la expresión (NIST, 1994):

$$\frac{\text{resolución instrumental}}{\sqrt{3}}$$

En general, se expresaron las incertidumbres con una cifra significativa. Para propagar las incertidumbres, se utilizó la teoría de propagación cuadrática.

Se tuvo especial cuidado en la identificación de todas las fuentes de incertidumbre, desde el muestreo hasta el informe de resultados. Las fuentes de incertidumbre principales consideradas en este trabajo fueron:

- Masa/volumen de la muestra, incluyendo la masa húmeda (drenada) y seca en el caso del tejido muscular.

- En el caso del AMP, cantidad de trazador añadido, y su uso para calcular la recuperación a través de una regresión lineal, que también presenta una incertidumbre.
- En el caso del tejido muscular, masa de muestra antes y después de la incineración, así como la masa utilizada para espectrometría gamma.
- Patrones de calibración para cada una de las líneas de interés: incertidumbre del patrón y de su medida.
- Líneas del fondo radiactivo.
- Incertidumbres de los datos nucleares (semiperíodo y probabilidad de emisión).
- Área neta de cada línea medida.

3.6. Sistema de espectrometría gamma

El sistema de espectrometría gamma está conformado por un detector ORTEC® con configuración de pozo Modelo GWL-150-15-LB-AWT. Se trata de un detector coaxial de cristal de germanio de alta pureza, con una capa inactiva de 0.3 μm , rodeado por una cápsula hermética de aluminio de alta pureza de 0.50 mm de grosor (Tabla 10). Cuenta con un blindaje de 28 cm de diámetro y 40 cm de alto (Figura 18). El blindaje está conformado por una carcasa de acero de bajo contenido en carbono (12.7 mm), una capa de plomo de 101 mm, un revestimiento de estaño (0.5 mm) y otro de cobre (1.6 mm). El sistema de detección tiene un peso total de 1 134 kg. El blindaje tiene por objeto reducir el flujo de radiación ambiental al detector (p.e. radiación cósmica y ^{40}K ambiental y de los operadores). La resolución nominal del detector a 122 keV es de 1.4 keV, y a 1.33 MeV es de 2.3 keV. Las calibraciones del detector fueron realizadas con los patrones QCYA18189 (Eckert&Ziegler Standard Reference Source 99608) y DL-1a (CCRMP).

Tabla 10. Geometría del detector de Germanio utilizado en este trabajo.

Característica	Dimensión (mm)
Diámetro del detector	61.6
Longitud del detector	69.1
Profundidad del pozo	40.0
Diámetro del pozo	15.5

Para identificar un radionúclido, es imprescindible identificar con exactitud la energía de los fotopicos presentes en el espectro, para lo que se requiere realizar una calibración con fuentes de energía bien conocida. En la Figura 19 se muestran los datos obtenidos de la calibración en energía del sistema. Se observa una excelente linealidad ($r=0.9998$), indicando que el equipo se encuentra perfectamente calibrado para energía y permite la identificación exacta de los fotopicos.

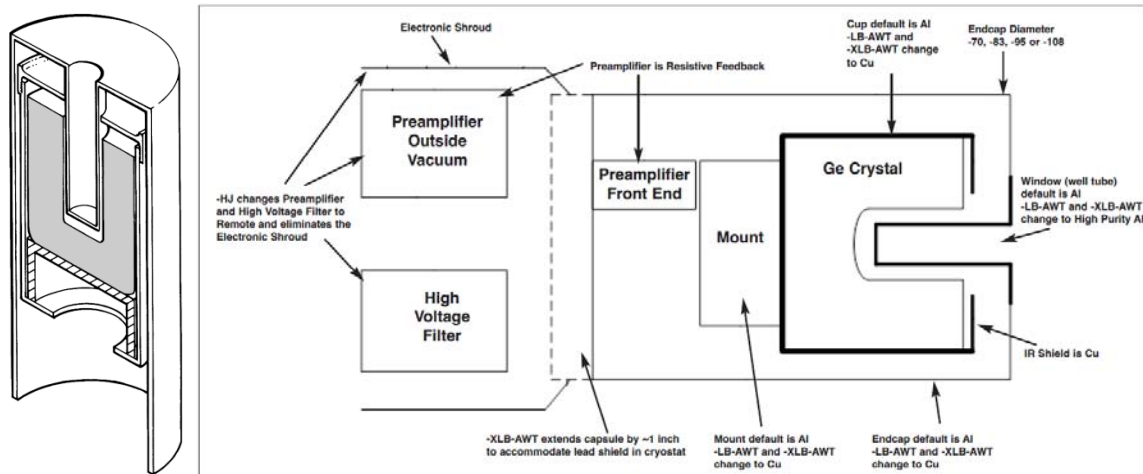


Figura 18. Esquema del detector de Germanio hiperpuro con configuración de pozo. En la parte superior se muestra un corte transversal y en la inferior los componentes del sistema. Fuente: ORTEC.

La resolución del equipo determina la capacidad de resolver fotopicos próximos y es utilizada para calcular sus áreas. En espectrometría gamma, es habitual utilizar la FWHM (*full width at half maximum*, anchura a la mitad de la altura), que depende de la energía del fotopico (Figura 20). La calibración en resolución presenta también una excelente linealidad.

La eficiencia del detector, para una geometría de vial de plástico de 4 cm de altura, el sistema detección gamma G4 presenta una eficiencia para ^{137}Cs de un 14%, un orden de magnitud superior a las obtenidas con configuraciones de detector cilíndricas, en las cuales la muestra se coloca encima del detector. En la Figura 21 se muestra la curva de calibración de eficiencias del detector gamma, el círculo rojo marca la eficiencia correspondiente al ^{137}Cs .

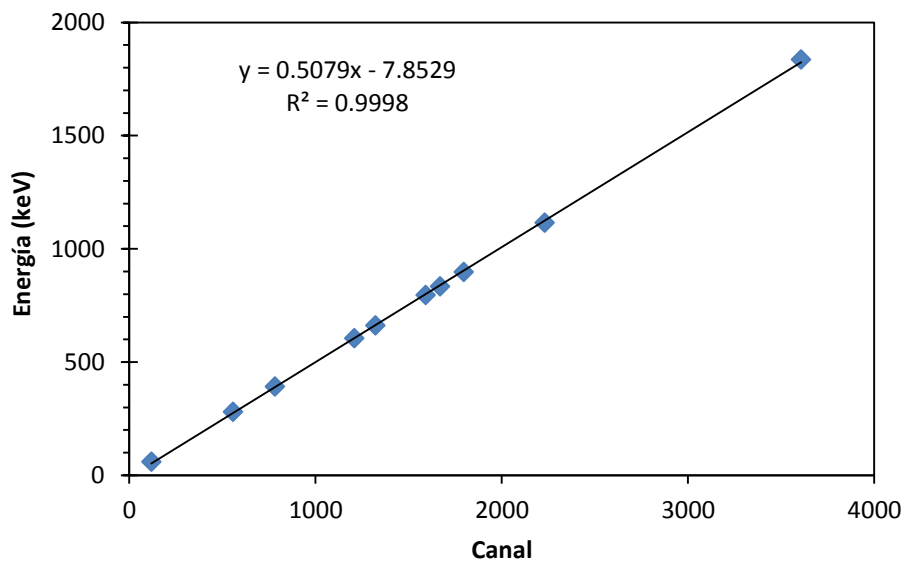


Figura 19. Calibración en energías del sistema de espectrometría gamma (G4) utilizado en este trabajo.

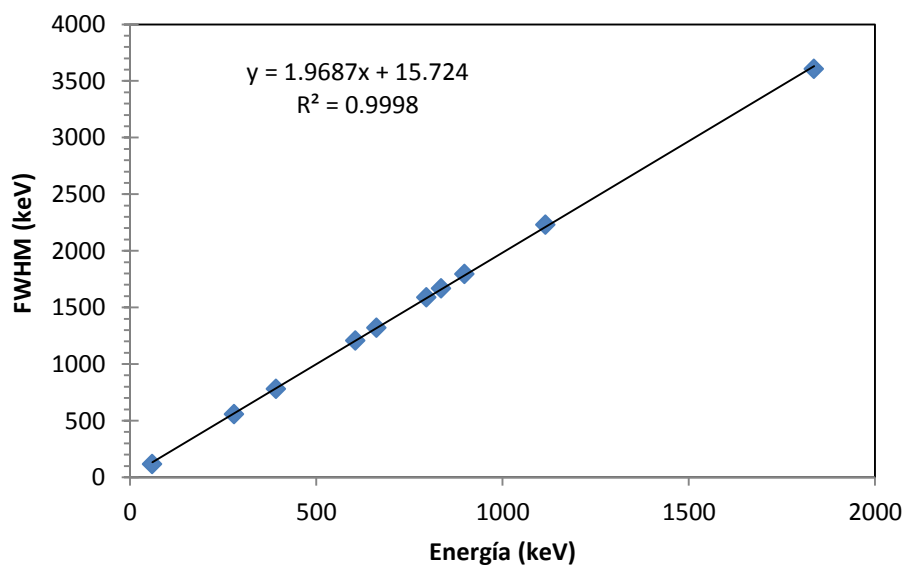


Figura 20. Calibración de la resolución (FWHM) del detector utilizado en este trabajo.

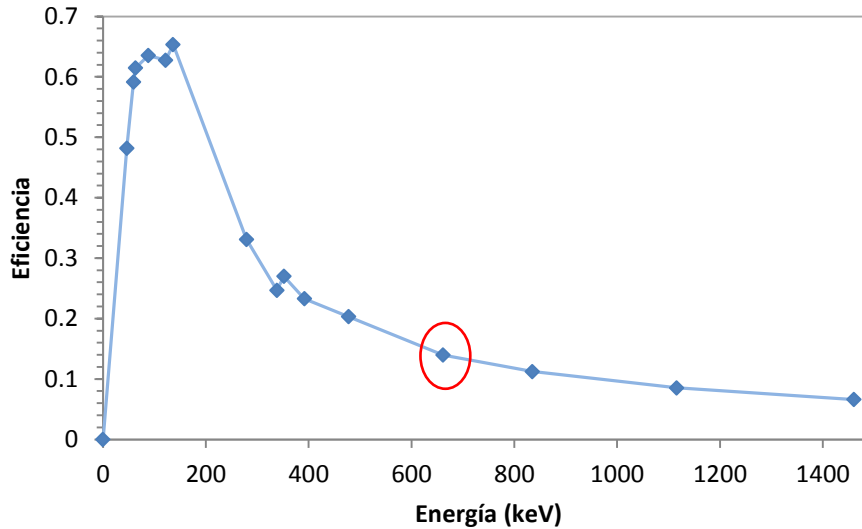


Figura 21. Calibración en eficiencias del detector utilizado en este trabajo.

El rayo gamma emitido por la muestra interacciona con los electrones del material detector a través de diversos procesos físicos (efecto fotoeléctrico, efecto Compton y creación de pares). Los electrones producidos son transportados al cátodo del detector, produciendo una pequeña corriente eléctrica que es procesada para dar información sobre la energía del fotón incidente y almacenada como espectro energético. A partir del espectro, la actividad de la muestra se calcula con la siguiente expresión:

$$A = \frac{n}{t p(E) \varepsilon(E) m}$$

donde n es el número neto de cuentas (Figura 22), $p(E)$ es la probabilidad de emisión de fotones para la energía de interés, t es el tiempo de medida, $\varepsilon(E)$ es la eficiencia intrínseca para la energía de interés, la cual está corregida por desintegración, auto-atenuación y suma aleatoria, y m es la masa de la muestra.

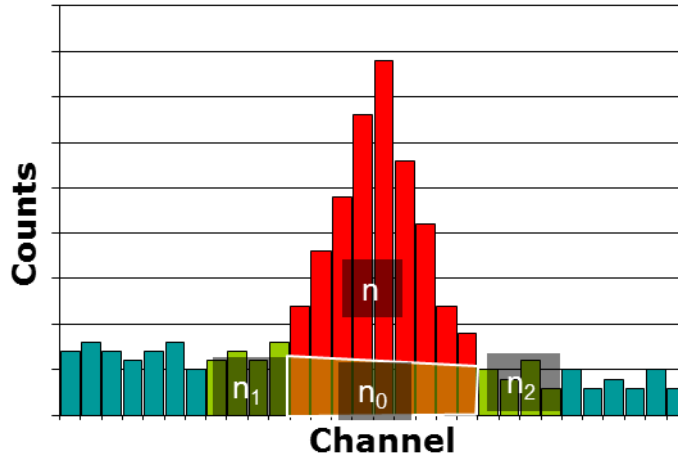


Figura 22. Esquema que muestra cómo se realiza el cálculo del área neta de un fotopico en un espectro gamma. Fuente: ORTEC.

La muestra líquida obtenida, con un volumen próximo a 4 mL, es transferida a un vial de polipropileno de geometría bien conocida y calibrada. Cada muestra fue medida por unos 90 000 segundos (1 día). Una vez finalizada la medida, se procedió a su análisis mediante el programa de ORTEC Gamma-Vision, el cual requiere de la siguiente información (para la geometría utilizada): archivo de calibración en energías, archivo de calibración en eficiencias, archivo de calibración en resolución energética, librería de radionúclidos específica al estudio, volumen original de la muestra analizada, fecha de recolección y recuperación del procedimiento analítico. Todos estos valores deben ser utilizados con su incertidumbre (1 sigma).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Agua de mar

4.1.1. Comparación de métodos

En la Tabla 11 se muestran los resultados obtenidos del análisis de muestras obtenidas bajo diferentes condiciones experimentales: tipo de AMP utilizado y método de recolección. En primer lugar, se observó que la recuperación de cesio con el AMP sintetizado por nosotros es similar a las recuperaciones obtenidas con el AMP comercial. Además, se observó que las actividades observadas en todos los casos son equivalentes dentro del intervalo de confianza (95%; t de Student: $t_{calculada} 1.0 < t_{tabla} 6.3$). Dado que el AMP comercial tiene un elevado precio y es considerado peligroso para su transporte aéreo, se recomienda sintetizarlo en proyectos futuros.

Tabla 11. Actividades de ^{137}Cs en agua de mar de Mazatlán, Sinaloa, analizados con diferentes métodos de muestreo y tipo de AMP (Alfa Aesar: comercial; Sintetizado: sintetizado en el laboratorio).

Fecha	Método de muestreo	Tipo de AMP	Volumen (L)	Recuperación (%)	^{137}Cs (mBq L ⁻¹)
27/04/2015	B/O PUMA (UNAM)	Alfa Aesar	106.07 ± 0.42	65 ± 2	1.24 ± 0.09
11/05/2015	Bomba de la UA Mazatlán	Alfa Aesar	104.92 ± 0.28	74 ± 2	1.04 ± 0.07
11/05/2015	Bomba de la UA Mazatlán	Sintetizado	104.24 ± 0.23	66 ± 2	1.09 ± 0.06

Las actividades en aguas recolectadas con el B/O PUMA de la UNAM y con la bomba de la U.A. Mazatlán son también iguales dentro del intervalo de confianza (95%; análisis t student $t_{calculada} 0.96 < t_{tabla} 6.3$) por lo que se decidió implementar un monitoreo de niveles de ^{137}Cs en agua de mar mediante el uso de la bomba de la U.A. Mazatlán, que sigue su curso hasta el presente momento.

De forma similar, se compararon las actividades de ^{137}Cs de la Bahía de Ensenada en su zona externa (mediante lancha) a 19.48 km de la costa, y en su zona interna (mediante bomba de laboratorio) a 0.30 km de la costa (Tabla 12). Al igual que en el caso de Mazatlán, se observó que las actividades son estadísticamente indistinguibles (95%, análisis t student: $t_{calculada} 1.0 < t_{tabla} 6.3$), por lo que es adecuado un monitoreo utilizando la bomba de laboratorio.

Tabla 12. Actividades de ^{137}Cs en agua de mar de Ensenada, Baja California, con diferentes métodos de recolección.

Fecha	Método de recolección	Volumen (L)	Recuperación (%)	^{137}Cs (mBq L ⁻¹)
03/07/2015	Lancha (bahía externa)	21.13 ± 0.05	90 ± 4	1.06 ± 0.06
03/07/2015	Bomba de laboratorio (bahía interna)	21.25 ± 0.04	91 ± 16	1.02 ± 0.24

4.1.2. Actividad de ^{137}Cs en el Pacífico Mexicano

En la Tabla 13 se presentan los resultados del análisis de ^{137}Cs en las estaciones a lo largo del Pacífico Mexicano, que representan el primer conjunto de datos de esta naturaleza obtenidos en México. Se debe hacer notar que, por razones logísticas, la muestra de Ensenada fue recolectada en el año 2015, más de un año después de las otras muestras. Sin embargo, dado que se espera que las variaciones de actividad sean lentas, se incluyó en este trabajo.

Las recuperaciones estuvieron dentro del intervalo 77-100%, lo cual indica que la calidad del procedimiento analítico de separación es adecuada. Por otro lado, el uso de grandes volúmenes con recuperaciones satisfactorias y la alta eficiencia de detección del sistema de espectrometría gamma para la configuración diseñada, permite obtener un remarcable nivel de detección de la técnica (MDA ≈ 0.05 mBq L⁻¹). Como consecuencia de la estrategia desarrollada, concluimos que en la actualidad es posible detectar ^{137}Cs en muestras de 20 L, y posiblemente menores.

Tabla 13. Actividades de ^{137}Cs en aguas costeras del Pacífico Mexicano.

Estación	Fecha	Distancia (km)	Volumen (L)	Recuperación (%)	^{137}Cs (mBq L ⁻¹)	MDA (mBq L ⁻¹)
Ensenada*	03/07/2015	0	21.13 ± 0.05	90 ± 4	1.06 ± 0.06	0.05
Mazatlán*	28/02/2014	1632	105.08 ± 0.32	86 ± 3	1.00 ± 0.06	0.07
Puerto Vallarta	28/02/2014	1802	106.49 ± 0.22	86 ± 3	0.87 ± 0.05	0.04
Acapulco	02/03/2014	2542	105.08 ± 0.26	100 ± 3	0.82 ± 0.04	0.04
Golfo de Tehuantepec	05/03/2014	3055	105.15 ± 0.23	77 ± 3	0.96 ± 0.06	0.05
<i>Media</i>				88	0.94	0.05
<i>Desviación estándar</i>				16	0.09	0.02
<i>Intervalo de confianza (95%)</i>					0.75 – 1.14	

MDA (Actividad mínima detectable).

* Muestra correspondiente a la bahía externa (tomada con embarcación).

Las actividades de ^{137}Cs en aguas del Pacífico mexicano se distribuyen en un intervalo de 0.82 ± 0.04 (Acapulco) a 1.06 ± 0.06 (Ensenada) mBq L^{-1} (Tabla 13 y Figura 23). De acuerdo con la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $W_o(0.97) > W_t(0.86, 0.05)$, por lo que los datos de la muestra siguen una distribución normal. Las actividades de ^{137}Cs en aguas costeras del Pacífico Mexicano (2014-2015; Tabla 13) mostraron un promedio de $0.94 \pm 0.09 \text{ mBq L}^{-1}$ y un intervalo de confianza al 95% de $0.75\text{-}1.14 \text{ mBq L}^{-1}$, valores que representan el nivel de referencia del radionúclido en la aguas de la región. Desde un punto de vista estadístico, concluimos que la observación de un valor mayor a 1.14 mBq L^{-1} podría ser indicativo de contaminación, si bien la presencia de ^{134}Cs sería una evidencia directa de la contaminación procedente de Fukushima. En ninguna de las muestras se observó la presencia de ^{134}Cs ($\text{MDA} \approx 0.07 \text{ mBq L}^{-1}$), si bien no se descarta que sea observado en un futuro próximo.

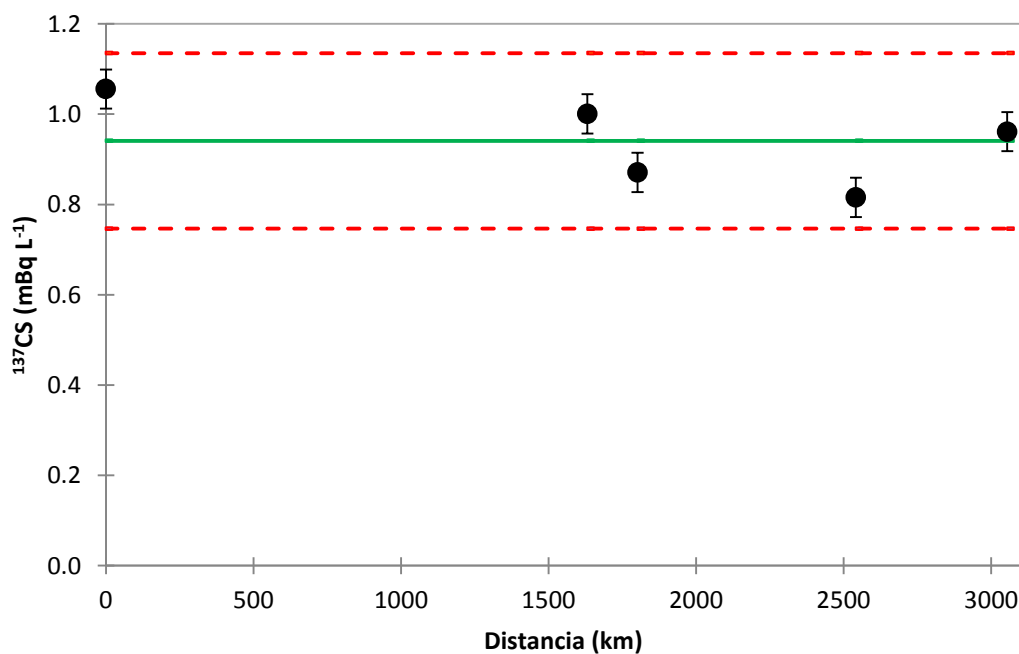


Figura 23. Actividades de ^{137}Cs en agua de mar costera a lo largo del Pacífico Mexicano. El origen de distancias se tomó en la bahía de Ensenada. La línea verde indica el promedio, y las rojas discontinuas el intervalo de confianza al 95%.

Si bien se debe descartar una hipotética tendencia Norte-Sur debido a que la correlación actividad-distancia no es estadísticamente significativa ($r = -0.64$, $p > 0.05$), son notables las menores actividades en algunas estaciones. Efectivamente, el Pacífico

Mexicano está caracterizado por la presencia de surgencias, que son especialmente intensas en la Alberca Cálida, que incluye las estaciones de Puerto Vallarta y Acapulco, y el Golfo de Tehuantepec. Son también conocidos eventos de surgencia en Mazatlán durante la temporada de invierno-primavera (CA Salomón-Aguilar. *et al*, 2009). Dado que en la región las actividades de ^{137}Cs en aguas subsuperficiales son menores que en la superficie (Figura 23), la mezcla producida por las surgencias tiene como consecuencia la disminución de las actividades superficiales, congruente con la distribución de ^{137}Cs observada. La menor actividad observada en Acapulco indica que se trataría de la zona con mayor intensidad de surgencias, en una escala temporal de décadas.

4.1.3. Comparación con valores históricos

Los resultados presentados tienen un enorme valor científico pues se añaden a la serie temporal de actividades de ^{137}Cs en la región, históricamente muy afectada por la deposición y transporte de ^{137}Cs procedente de la detonación atmosférica de armas nucleares. Estos resultados son útiles desde el punto de vista radiológico y para validar modelos de circulación oceánica.

En colaboración con del Dr. Michio Aoyama (Universidad de Fukushima, Japón), y utilizando la base de datos HAM (Aoyama y Hirose, 2004), obtuvimos los datos históricos de las actividades de ^{137}Cs en aguas superficiales del Pacífico Mexicano dentro de la región 10-40° N, 30-90°O (Figura 24). En total, se dispone de 559 datos del período 1959-2012. La evolución temporal de las actividades de ^{137}Cs en aguas superficiales de la región (Figura 25) muestra un máximo alrededor del año 1966. Esta observación es contradictoria con el máximo de 1963 publicado por la UNSCEAR (Figura 2), el cual está basado en actividades atmosféricas (troposfera) en latitudes medias. En efecto, las aguas superficiales de esta región fueron además afectadas por el transporte oceánico del ^{137}Cs depositado en el Pacífico central y occidental, donde la deposición fue máxima (Aoyama *et al*, 2006), que provocó un retraso de aproximadamente 3 años en las actividades observadas.

Después del máximo, las actividades disminuyen de forma aproximadamente exponencial hasta nuestros días. Una extrapolación exponencial ($R^2 = 0.93$, $N = 46$, $p \ll 0.01$, Figura 26) de esos datos hasta el 1/3/2014, proporciona una estimación de actividad de $1.4 \pm 1.1 \text{ mB L}^{-1}$, que contiene al intervalo de confianza observado en este trabajo. La ausencia de ^{134}Cs detectable en las muestras y la consistencia con los estudios

anteriores, nos llevaron a concluir que los valores observados son, en efecto, una buena estimación del valor de referencia de ^{137}Cs en agua de mar del Pacífico Mexicano. Desde el punto de vista de calidad analítica, y dado que no se dispone de un material de referencia de agua de mar para ^{137}Cs debido a la imposibilidad de importarlo a México, la coherencia de nuestros resultados con la proyección temporal de los datos históricos en lugares cercanos al Pacífico Mexicano, confirma que nuestros resultados tienen la calidad adecuada para este tipo de estudios.

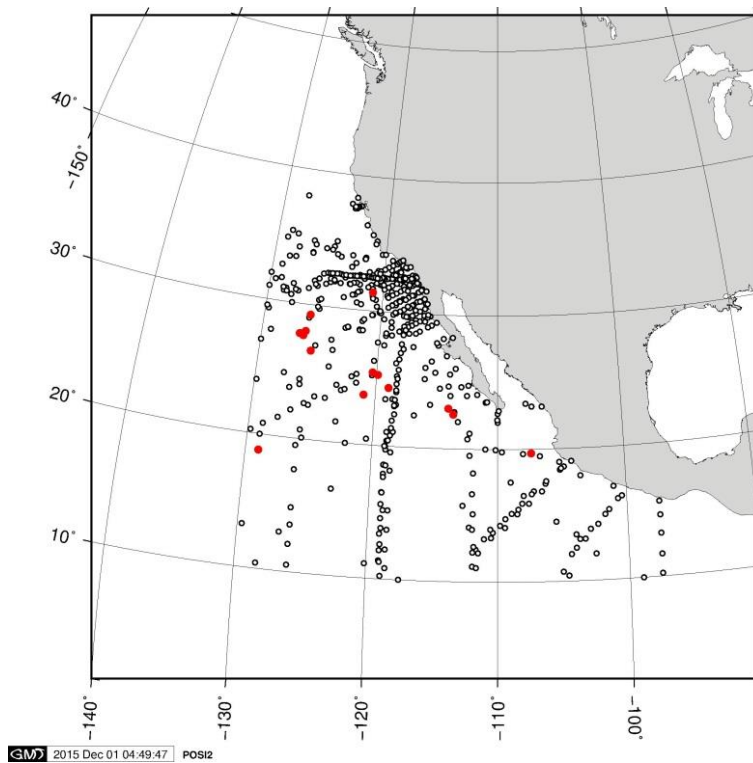


Figura 24. Estaciones del Pacífico Noreste (10-40° N, 30-90°O) con información de actividades de ^{137}Cs . Fuente: Dr. Michio Aoyama, comunicación personal.

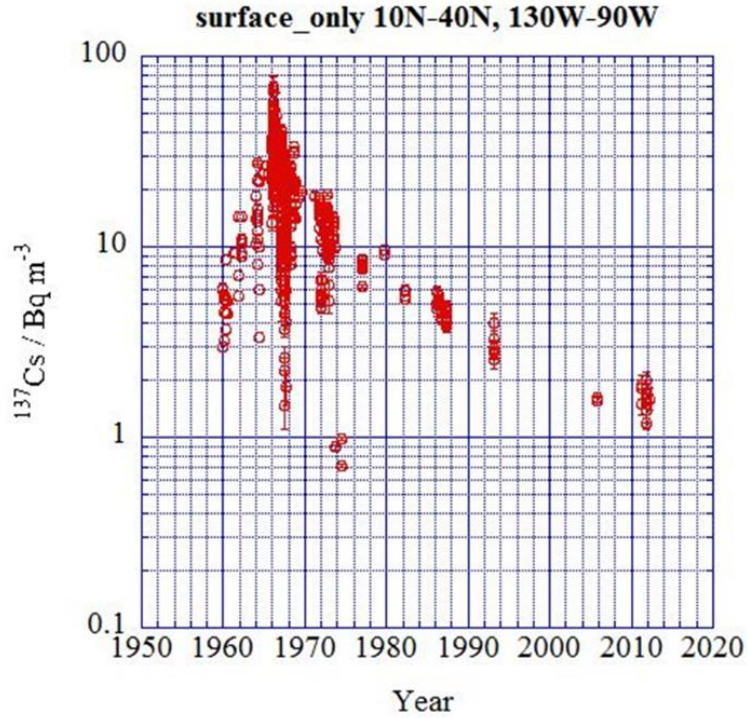


Figura 25. Evolución temporal de ^{137}Cs en el Pacífico Noreste ($10\text{-}40^\circ \text{N}$, $30\text{-}90^\circ \text{O}$). Fuente: Dr. Michio Aoyama, comunicación personal.

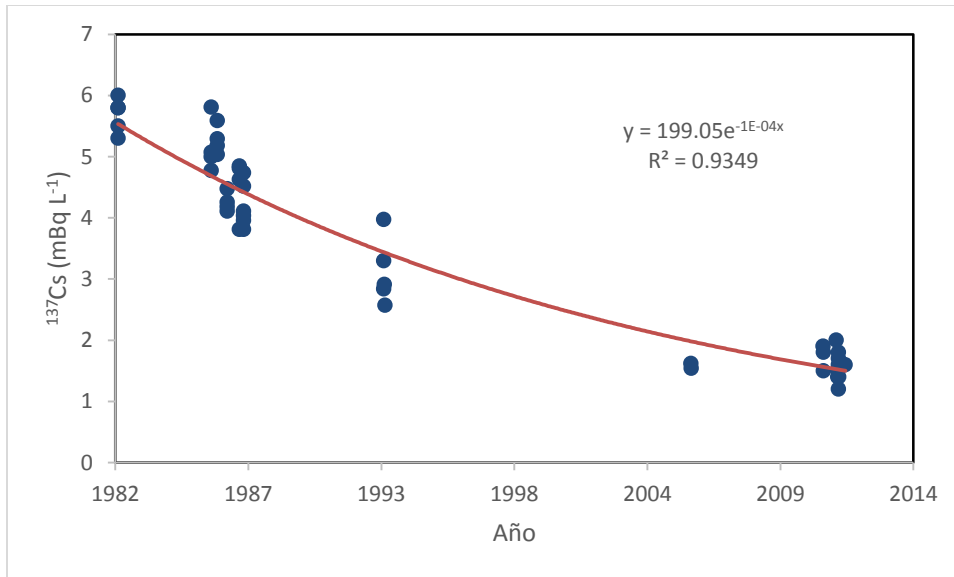


Figura 26. Correlación y regresión exponencial de las actividades de ^{137}Cs en agua de mar desde 1980 hasta la actualidad en la región de Pacífico Noreste $10\text{-}40^\circ \text{N}$, $30\text{-}90^\circ \text{O}$.

4.1.4. Evolución temporal en Mazatlán

Desde el mes de abril de 2015 se han recolectado mensualmente muestras de 100 L de agua de mar superficial con la bomba de la U.A. Mazatlán. Los resultados obtenidos hasta diciembre de 2015 se muestran en la Tabla 14 y Figura 27. De acuerdo con la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $W_0 (0.94) > W_t (0.57, 0.05)$, los datos de la muestra se distribuyen de manera normal. Las actividades de ^{137}Cs observadas durante los muestreos mensuales en la bahía de Mazatlán (Figura 27) estuvieron en el intervalo $0.73 - 1.47 \text{ mBq L}^{-1}$, con una media de $1.03 \pm 0.23 \text{ mBq L}^{-1}$ y un intervalo de confianza (95%) de $0.59 - 1.48$. Estos valores constituyen los niveles de referencia en Mazatlán para el año 2015. Un valor superior a 1.48 mBq L^{-1} en Mazatlán debería ser considerado como un posible indicador de contaminación y requería de una inspección cuidadosa de los niveles de ^{134}Cs , indicativos de presencia de contaminación radiactiva reciente, probablemente procedente de Fukushima. Los niveles observados no son estadísticamente diferentes (t de Student, $p = 0.49$) a los observados en el conjunto de muestras del Pacífico Mexicano, y confirman la relativa homogeneidad de las actividades de ^{137}Cs en aguas del Pacífico Mexicano, unos 50 años después del máximo de detonaciones nucleares atmosféricas.

Tabla 14. Actividades de ^{137}Cs en aguas de la bahía de Mazatlán (U.A. Mazatlán) obtenidas mediante bomba. La muestra de 27/4/2015 fue recolectada con el B/O Puma UNAM.

Fecha de muestreo	Volumen (L)	Recuperación (%)	^{137}Cs (mBq L ⁻¹)	MDA (mBq L ⁻¹)
27/04/2015	106.70 ± 0.42	65 ± 2	1.24 ± 0.09	0.10
11/05/2015	104.92 ± 0.28	74 ± 2	1.04 ± 0.07	0.07
17/06/2015	109.58 ± 0.29	85 ± 3	0.92 ± 0.06	0.07
27/07/2015	109.20 ± 0.19	75 ± 2	1.08 ± 0.08	0.10
14/08/2015	107.52 ± 0.19	50 ± 2	1.47 ± 0.12	0.22
21/09/2015	107.89 ± 0.20	58 ± 2	1.06 ± 0.08	0.18
14/10/2015	108.09 ± 0.19	77 ± 2	0.98 ± 0.07	0.17
16/11/2105	105.97 ± 0.19	99 ± 2	0.73 ± 0.05	0.12
14/12/2015	106.43 ± 0.18	100 ± 2	0.73 ± 0.04	0.08
<i>Media</i>		68	1.03	0.12
<i>Desviación estándar</i>		23	0.22	0.13
<i>Intervalo de confianza (95%)</i>			0.59 – 1.48	0 – 0.25

MDA (Actividad mínima detectable).

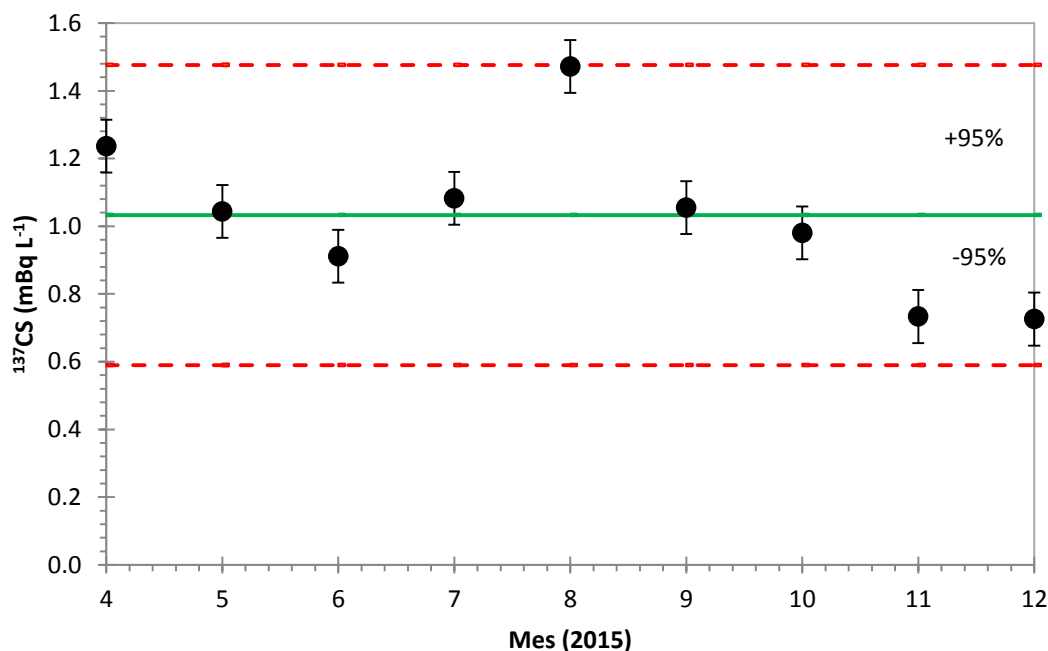


Figura 27. Evolución temporal de las actividades de ^{137}Cs en la bahía de Mazatlán desde abril hasta diciembre de 2015. La línea verde indica el promedio y las rojas discontinuas el intervalo de confianza al 95%.

La variabilidad observada en Mazatlán no es alta y puede ser atribuida a la evolución de la contribución de aguas del Golfo de California y a la influencia temporal de las surgencias en esta zona, que se registran durante las temporadas de primavera e invierno (Salomón Aguilar. *et al*, 2009). Efectivamente, la actividad más alta de ^{137}Cs se observa en el mes de Agosto (1.47 mBq L^{-1}) y los niveles más bajos son observados en el mes de Noviembre y Diciembre (0.73 mBq L^{-1}), que pueden ser indicativos de surgencias especialmente activas en este periodo. Sin embargo, no se observó una relación de la actividad del ^{137}Cs con la salinidad de las muestras.

4.2. Túnidos

4.2.1. ^{137}Cs en tejido muscular

Con la estrategia de tiempo de conteo se logró cuantificar con suficiente precisión aquellas muestras con actividad superior al límite de detección (MDA, por sus siglas en inglés), que fue en promedio de 1.5 Bq kg^{-1} (ceniza). El promedio del MDA equivalente para tejido para las muestras secas fue de 0.19 Bq kg^{-1} (peso seco; p.s.) y para muestras

húmedas fue de 0.06 Bq kg^{-1} (p.h.), que es la magnitud utilizada para calcular dosis por ingestión. Como punto de referencia, el límite de actividad de ^{137}Cs en alimentos establecido por la Comisión de Codex Alimentarius FAO/OMS es de 1000 Bq kg^{-1} , en su forma de consumo (que en nuestro caso es peso húmedo, por tratarse de tejido fresco) por lo que nuestra estrategia permite detectar actividades muy inferiores a ese límite.

En las Tablas 15-16 se presentan los resultados obtenidos de los análisis de radionúclidos en las muestras de tejido muscular, que es la fracción consumida, en túnidos del Pacífico Mexicano. En 17 de las 18 muestras se detectó la presencia de ^{137}Cs . El conjunto de especímenes muestra para ^{137}Cs una distribución normal (test de Shapiro-Wilks: $p = 0.07 > 0.05$, por lo que no se puede rechazar la hipótesis nula, es decir que la distribución es normal). Sin embargo, la distribución de ^{40}K para el conjunto de especímenes no es normal (test de Shapiro-Wilks: $p = 0.02 < 0.05$). Una inspección de los datos sugiere que el espécimen AAA 20-30 ESP1 pudiera presentar un valor extremo, por lo que fue eliminado de cálculos estadísticos posteriores.

Si analizamos las especies por separado, ambas variables para *Thunnus albacares* presentan una distribución normal (^{137}Cs $p = 0.76 > 0.05$, ^{40}K $p = 0.35 > 0.05$). En el caso de *Katsuwonus pelamis*, se observa normalidad en la distribución con la eliminación de la talla superior (^{137}Cs $p = 0.40 > 0.05$, ^{40}K $p = 0.78 > 0.05$), pues las 2 tallas inferiores muestran unos niveles de concentración de ^{40}K muy homogéneos. Con este conjunto de datos, el análisis de varianza de un factor entre ^{137}Cs y ^{40}K y las dos especies indica que ambas muestran distribuciones diferentes (^{137}Cs : $p < 0.05$; ^{40}K : $p < 0.05$), por lo que en el análisis se consideró a ambas especies por separado.

El promedio de actividad de ^{137}Cs y ^{40}K en *Thunnus albacares* fue de $0.25 \pm 0.12 \text{ Bq kg}^{-1}$ ($n=9$) y $151 \pm 68 \text{ Bq kg}^{-1}$ ($n=9$), respectivamente (Tabla 15). En promedio, la actividad del radionúclido natural ^{40}K fue unas 600 veces superior a la del ^{137}Cs . Los promedios para *Katsuwonus pelamis* fueron de $0.16 \pm 0.05 \text{ Bq kg}^{-1}$ ^{137}Cs y $73 \pm 63 \text{ Bq kg}^{-1}$ ^{40}K , unas 450 veces superior. Estos resultados indican que las actividades de ^{137}Cs son muy inferiores a las del radionúclido natural ^{40}K . En todos los casos, la actividad de ^{134}Cs fue inferior al límite de detección (*Thunnus albacares* MDA = 0.10 Bq kg^{-1} p.h.; *Katsuwonus pelamis* MDA = 0.15 Bq kg^{-1} p.h.), lo cual indica que el ^{137}Cs detectado en las muestras no es derivado del accidente de Fukushima ni de contaminaciones recientes procedentes de la industria nuclear en la región.

Tabla 15. Actividades de ^{137}Cs en tejido muscular de *Thunnus albacares* (atún aleta amarilla: AAA) capturados en el Pacífico Mexicano.

ESPECIMEN	Edad (años)	Distancia (km)	^{137}Cs			^{40}K		
			Bq kg ⁻¹ p.h.	u	MDA	Bq kg ⁻¹ p.h.	u	MDA
AAA 05-12 ESP. 1	1.5	3063	0.24	0.04	0.04	172	6	0.8
AAA 05-12 ESP. 2	1.5	3063	0.13	0.03	0.03	82	3	0.6
AAA 05-12 ESP. 3	1.5	3063	0.11	0.04	0.05	72	3	0.9
AAA 12-20 ESP. 1	1.8	2291	0.20	0.04	0.04	136	4	0.6
AAA 12-20 ESP. 2	1.9	2291	0.18	0.03	0.03	131	4	0.7
AAA 12-20 ESP. 3	1.7	2291	0.24	0.04	0.05	158	5	0.8
AAA 20-30 ESP.1	2.1	1504	0.55	0.05	0.06	320	10	1.0
AAA 20-30 ESP.2	2.2	1504	0.35	0.03	0.03	164	5	0.5
AAA 20-30 ESP.3	2.7	1504	0.26	0.04	0.05	125	4	0.9
<i>Media</i>			0.25			151		
<i>Desviación Estándar</i>			0.12			68		
<i>Intervalo de confianza (95%)</i>			0.00 - 0.50					

MDA (Actividad mínima detectable).

4.2.2. Relación entre variables

Si bien somos conscientes de que la cantidad de datos obtenidos en túnidos son limitados para obtener conclusiones firmes, en esta sección intentamos obtener la máxima información posible de ellos, restringiendo el análisis a la relación con las actividades de ^{137}Cs y ^{40}K . Sólo estudios con más números de individuos y con mayor control en su lugar de captura pueden confirmar estos primeros resultados.

Relación entre ^{137}Cs y ^{40}K

Si bien de forma estricta deberíamos utilizar métodos estadísticos no paramétricos para este conjunto de datos, observamos que la correlación entre ^{137}Cs y ^{40}K en todos los especímenes de ambas especies es alta ($R^2 = 0.93$, número de grados de libertad $df = 15$,

$F(194) > F_{\text{crítica}} (5.4 \cdot 10^{-10})$, $p < 0.05$). Esta simple observación tiene dos implicaciones importantes. Primero, confirma que la geoquímica marina de ambos elementos en el medio marino es similar y que, en el tejido muscular de las dos especies, ambos elementos son acumulados mediante procesos similares. Segundo, la presencia de ^{137}Cs procedente de una contaminación puntual o regional causaría una desviación de este comportamiento debido a un exceso de ^{137}Cs , que no es observada en la regresión (Figura 28).

Tabla 16. Actividades de ^{137}Cs en tejido muscular de *Katsuwonus pelamis* (barrilete: BT) capturados en el Pacífico Mexicano.

ESPECIMEN	Edad (años)	Distancia (km)	^{137}Cs			^{40}K		
			Bq kg ⁻¹ p.h.	u	MDA	Bq kg ⁻¹ p.h.	u	MDA
BT 02-3.5 ESP. 1	1.2	NA			0.11	40	2.6	2.6
BT 02-3.5 ESP. 2	1.3	NA	0.07	0.05	0.07	36	1.7	1.3
BT 02-3.5 ESP. 3	1.4	NA	0.06	0.04	0.05	34	1.6	1.2
BT 3.5-05 ESP. 1	1.7	1658	0.08	0.03	0.05	38	1.6	1.1
BT 3.5-05 ESP. 2	1.7	1658	0.10	0.04	0.05	39	1.6	1.0
BT 3.5-05 ESP. 3	1.8	1658	0.10	0.04	0.05	35	1.5	1.0
BT 05+ ESP. 1	2.0	1658	0.40	0.07	0.11	205	7.3	2.2
BT 05+ ESP. 2	2.0	1658	0.30	0.04	0.05	172	5.6	1.0
BT 05+ ESP. 3	2.0	1658	0.14	0.05	0.06	58	2.3	1.3
<i>Media</i>			0.16			73		
<i>Desviación Estándar</i>			0.12			63		
<i>Intervalo de confianza (95%)</i>			0.00 – 0.39					

MDA (Actividad mínima detectable).

Efectos con la talla/edad en Thunnus albacares

La matriz de correlación de variables (Tabla 17) confirma la presencia de una fuerte correlación entre las actividades de los dos radionúclidos ($r = 0.95$, $p < 0.05$). Se obtiene el mismo resultado con la prueba no-paramétrica de Spearman por rangos ($r = 0.94$, $p <$

0.05). Para analizar el posible efecto de la talla en las actividades de ^{137}Cs , se realizó un análisis de varianza de los especímenes agrupados por talla (Figura 29), donde se observó que ninguna de las distribuciones era estadísticamente diferente (^{137}Cs : $p = 0.06$; ^{40}K : $p = 0.5$; $N = 9$; grados de libertad = 2). Aunque aparentemente las concentraciones son mayores en los especímenes de mayor talla, se requiere el análisis de un mayor número de muestras para poder afirmar o rebatir esta observación.

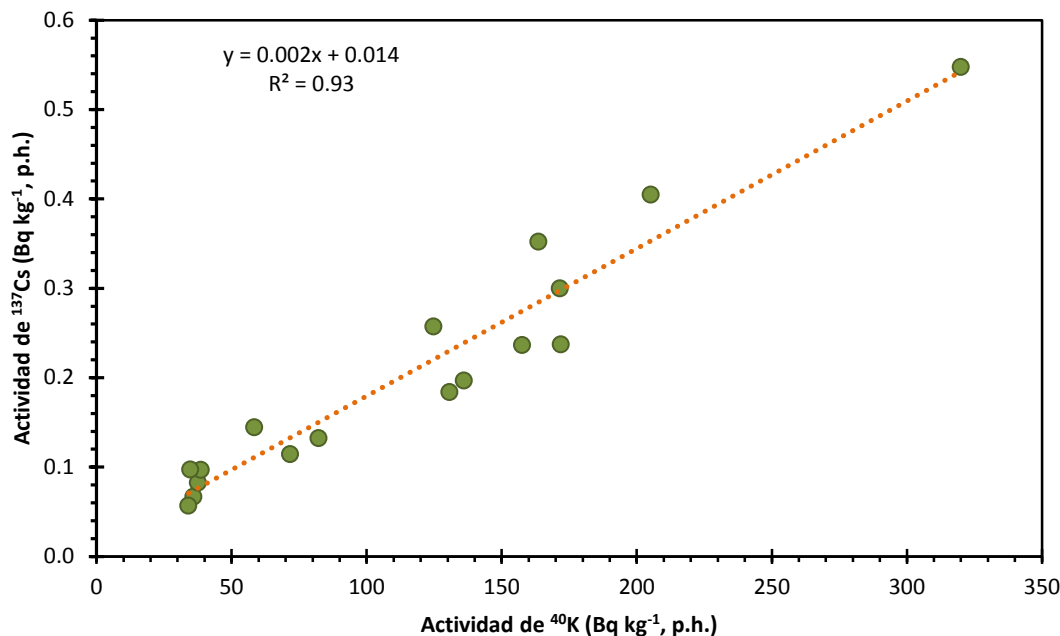


Figura 28. Regresión entre las actividades de ^{137}Cs y ^{40}K en túnidos del Pacífico Mexicano.

Tabla 17. Matriz de correlación de variables en *Thunnus albacares* en el Pacífico Mexicano. Los valores en negrita son estadísticamente significativos ($p < 0.05$).

	Talla	Edad	Distancia	^{137}Cs	^{40}K
Talla	1				
Edad	1.00	1			
Distancia	-0.99	-0.89	1		
^{137}Cs	0.74	0.47	-0.74	1	
^{40}K	0.56	0.27	-0.57	0.95	1

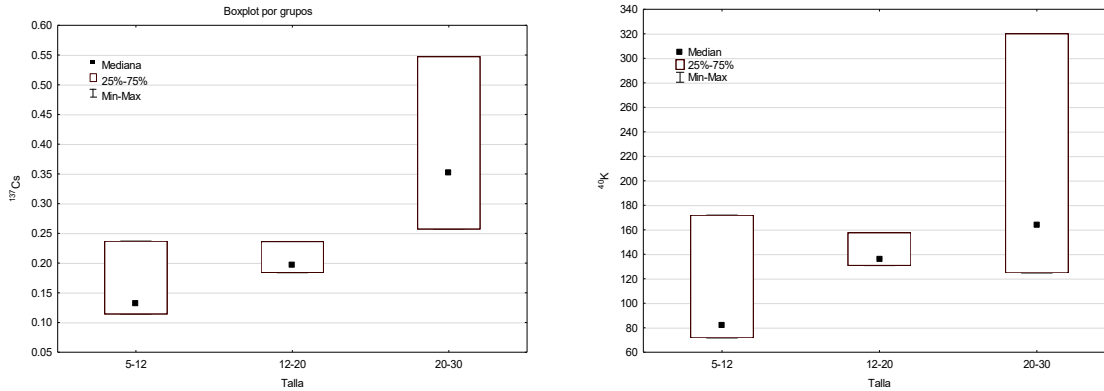


Figura 29. Análisis de Kruskal-Wallis para ^{137}Cs (izquierda; $p = 0.06$) y ^{40}K (derecha; $p = 0.5$) en función de la talla de *Thunnus albacares*.

Efectos de la talla/edad en *Katsuwonus pelamis*

En el caso de *Katsuwonus pelamis* la matriz de correlación (Tabla 18) confirma la presencia de una fuerte correlación entre las actividades de los dos radionúclidos ($r = 0.96$, $p < 0.05$). Se observó una correlación significativa entre ^{137}Cs versus talla (0.74 , $p < 0.05$) y ^{137}Cs versus edad (0.72 , $p < 0.05$). Para analizar el posible efecto de la talla en las actividades de ^{137}Cs y de ^{40}K , se realizó un análisis de varianza de Kruskal-Wallis por rango de los especímenes agrupados por talla (Figura 30), donde se observó que las concentraciones de ^{137}Cs dependen de la talla ($p = 0.04$; $N = 8$, grados de libertad = 2). En el caso de ^{40}K no se encontró que esa relación fuera estadísticamente significativa ($p = 0.06$; $N = 9$; grados de libertad = 2).

Tabla 18. Matriz de correlación de variables en *Katsuwonus pelamis* en el Pacífico Mexicano. Los valores en negrita son estadísticamente significativos ($p < 0.05$).

	Talla	Edad	Distancia	^{137}Cs	^{40}K
Talla	1				
Edad	1.00	1			
Distancia	0.94	0.92	1		
^{137}Cs	0.74	0.72	0.56	1	
^{40}K	0.56	0.59	0.41	0.96	1

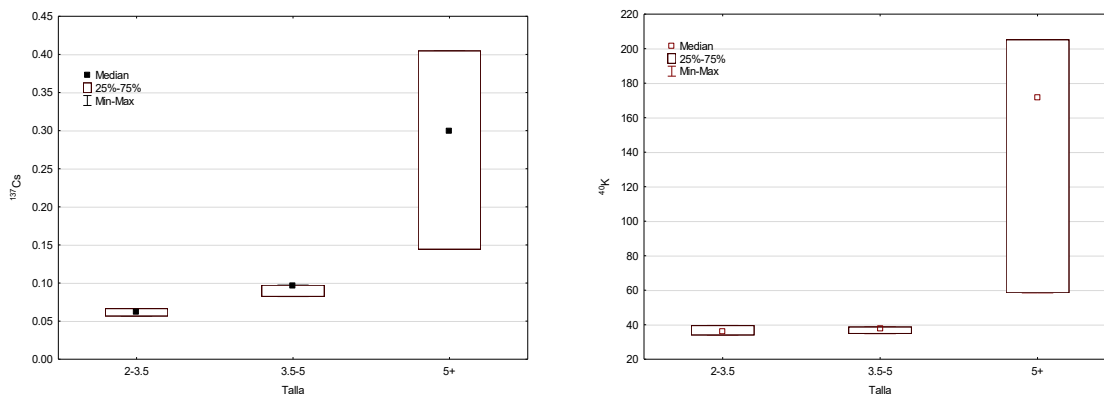


Figura 30. Análisis de varianza de Kruskal-Wallis por rangos para ^{137}Cs ($p = 0.04$) y ^{40}K ($p = 0.6$) en función de la talla de *Katsuwonus pelamis*.

4.2.3. Distribución espacial de ^{137}Cs en *Thunnus albacares*

Para confirmar la posible tendencia geográfica en las concentraciones de ^{137}Cs en *Thunnus albacares* se realizó la prueba no-paramétrica de Spearman por rangos, cuyos resultados ($r = -0.79$, $p < 0.05$) indican que, efectivamente, los atunes más al sur de Ensenada muestran niveles de ^{137}Cs menores. Si bien se podría inferir que los atunes capturados más al norte muestran mayores niveles de ^{137}Cs debido a un gradiente de actividades sur-norte, este hecho se podría también deber a que los túnidos de mayor talla, capturados más al norte, concentraran de forma progresiva el ^{137}Cs a lo largo de su vida. En futuros trabajos, se recomienda prestar especial atención a especímenes capturados en aguas tan al norte como sea posible.

4.2.4. Comparación de actividades

Desde el accidente de Fukushima se han realizado y publicado algunos estudios sobre la actividad de radionúclidos derivados del accidente en organismos marinos. En la Tabla 19 se presenta un resumen de las actividades de ^{137}Cs y ^{40}K en peces en todo el mundo desde el año 2011. Se registraron niveles relativamente altos en Japón, claramente afectados por el accidente de Fukushima, y en la costa este de California, debido al impacto del accidente (Madigan *et al*, 2012). El intervalo de actividades de ^{137}Cs en peces, no afectados por el accidente de Fukushima, es de $0.06 - 1.53 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ p.h.}$ Nuestros resultados se encuentran dentro del intervalo de las actividades de ^{137}Cs en zonas tan sólo afectadas por el depósito radioactivo global.

Tabla 19. Actividades de ^{40}K y ^{137}Cs (Bq kg^{-1} p.h.) en peces de todo el mundo.

Región	País	Especie(s)	Nombre común	^{137}Cs (Bq kg^{-1} p.h.)	^{40}K (Bq kg^{-1} p.h.)	Referencia
	Japón	<i>Thunnus orientalis</i>	Pacific bluefin tuna	15	25	Fisher <i>et al</i> , (2013)
Pacífico oeste	Japón	-	Atún aleta azul Productos pesqueros	7	-	Chen, (2013)
Pacífico noreste	USA	<i>Thunnus albacares</i>	Pacific bluefin tuna	0.22*	12.2*	Madigan <i>et al</i> , (2012)
	USA	<i>Thunnus albacares</i>	Yellowfin tuna	0.3*	11.7*	Madigan <i>et al</i> , (2012)
	USA	<i>Thunnus orientalis</i>	Atún aleta amarilla Pacific bluefin tuna	1.5	85	Fisher <i>et al</i> , (2013)
	Canadá		Atún aleta azul	<0.2	-	Chen <i>et al</i> , (2015)
Pacífico noroeste	Turquía			0.06 - 1.53	35 - 127	Korkmaz Gorur <i>et al</i> , (2012)
	Qatar			0.07 - 0.11	123 - 151	Al-Qaradawi <i>et al</i> , (2015)
Pacífico este	México	<i>Thunnus albacares</i>		0.25 ± 0.12^1 ($N = 9$)	151 ± 68 ($N = 9$)	<i>Este trabajo</i>
		<i>Katsuwonus pelamis</i>		0.16 ± 0.12^2 ($N = 8$)	73 ± 63 ($N = 8$)	

* Valores obtenidos al utilizar la razón de peso seco/peso húmedo empleado en la realización de este proyecto.

4.2.5. Factores de concentración

Para la estimación de la dosis radioactiva al ser humano, y en ausencia de datos de actividad en los alimentos marinos, es habitual utilizar el factor de concentración (CF, por sus siglas en inglés) definido como:

$$CF = \frac{\text{Actividad en el organismo } (\text{Bq kg}^{-1} \text{ p.h.})}{\text{Actividad en agua } (\text{Bq kg}^{-1})}$$

y por lo tanto es adimensional. El CF recomendado por el OIEA (2014) para Cs en peces es de 50-100.

Habitualmente, los factores de concentración se obtienen de experimentos de laboratorio, sujetos a un elevado error debido a la necesidad de replicar las condiciones naturales, o a muestreos simultáneos y a lo largo del tiempo de agua de mar y túnidos, de

un gran costo experimental. Los resultados de este trabajo indican que hay una relativa homogeneidad de actividades a lo largo de la costa mexicana y a lo largo del tiempo en Mazatlán. Si bien no podemos realizar ese mismo tipo de aseveración en relación con las aguas de mar abierto, los valores históricos en una amplia región del Pacífico Este (Figura 26) indican que las actividades de ^{137}Cs en aguas superficiales de la región son en la actualidad, unos 50 años después del máximo, relativamente homogéneos (dentro de un intervalo de 1 a 2 mBq L^{-1}) en toda la región, por lo cual es una aproximación razonable asumir que las actividades obtenidas en este trabajo son similares a las propias de los ambientes de los túnidos muestreados.

En consecuencia, para calcular el factor de concentración de ^{137}Cs en tejido muscular de túnidos, utilizamos los valores promedio de actividad en agua observadas en la zona costera del Pacífico Mexicano (convertidos a actividad por unidad de masa utilizando la densidad del agua) y los promedios de las actividades observadas para cada especie (Tabla 20). Dada la alta variabilidad de las actividades observadas, los valores obtenidos (aproximadamente 300 y 200 para *Thunnus Albacares* y *Katsuwonus pelamis*, respectivamente) deben ser considerados como estimaciones aproximadas de los CF reales. En ambos casos, los CF estimados son compatibles con el intervalo recomendado por el OIEA.

Tabla 20. Estimación de los factores de concentración de ^{137}Cs en túnidos del Pacífico Mexicano.

	Actividad (Bq kg^{-1} , p.h.)	CF
<i>Thunnus albacares</i>	0.25 ± 0.12	272 ± 137
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.16 ± 0.12	170 ± 130
Agua (Bq kg^{-1})	$(9.20 \pm 0.85)10^{-4}$	

4.2.6. Cálculo de dosis

Una de las preocupaciones principales en relación a la presencia de elementos radioactivos artificiales en el medio ambiente es la dosis radioactiva que puede recibir el ser humano por su exposición a la radiación, bien sea por fuentes externas o internas (principalmente ingestión e inhalación). La información obtenida en este trabajo nos permite realizar una estimación de la dosis recibida por el público Mexicano por el consumo de tejido muscular de túnidos. Para ello es necesario conocer además el consumo medio de la población Mexicana, el consumo del grupo crítico y el factor de

dosis (Sv Bq^{-1}). De forma comparativa, calculamos también la dosis equivalente efectiva recibida por la ingestión del radionúclido natural ^{40}K .

No existen estudios específicos sobre el consumo medio de túnidos por la población Mexicana. Para obtener una estimación, se consultó la base de datos de la FAO (2016) sobre las capturas y consumo aparente de túnidos en México en el año 2010 (Tabla 21). El consumo aparente, sobre el que se basa esta estimación, es el volumen total de las entregas netas en un país o región, al que se añaden las importaciones y del que se deducen las exportaciones.

Tabla 21. Captura y consumo de túnidos en México (FAO, 2016).

	<i>Thunnus albacares</i>	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Total
Captura anual (kg/año)	105,436,000	3,057,000	108,493,000
Consumo anual aparente (kg/año)	134,489,622	3,899,378	138,389,000
Población nacional			112,336,538
Consumo anual per cápita (kg/año)	1.20	0.03	1.23
Consumo de la población crítica (kg)	70	2	72

Por otra parte, es práctica habitual en protección radiológica identificar a un grupo crítico, definido como la comunidad de personas más expuestas al riesgo radiológico estudiado, en este caso al consumo de atún. Con esto se asume que la protección al grupo crítico garantiza la protección a la población en general.

Si bien tampoco existen estudios específicos sobre la población crítica para el consumo de atún, identificamos a un posible grupo crítico como los deportistas de alto rendimiento, y en particular a los fisicoculturistas (“body builders” en inglés). La dieta alimentaria de estas personas es alta en carbohidratos y proteínas, entre las que destacan la de atún, por ser un producto que se encuentra habitualmente envasado. Si bien sabemos de fuentes informales que algunas de estas personas en Mazatlán pueden ingerir hasta 3 latas de atún envasado al día (360 g), hemos asumido para los cálculos una estimación mundial de 196 g al día (Vega and Jackson, 1996), es decir 71.6 kg al año.

La estimación realizada (Tabla 22) indica que las dosis recibidas por la población Mexicana por el consumo de atún es muy pequeña ($4.0 \cdot 10^{-6} \text{ mSv año}^{-1}$), más de 200 000 veces inferior a la dosis anual efectiva máxima recomendada por la ICRP (1 mSv año^{-1}). Comparativamente, calculamos la dosis anual efectiva debida al consumo del radionúclido natural ^{40}K , que fue de $1.1 \cdot 10^{-3} \text{ mSv año}^{-1}$, valor 237 veces superior a la dosis debida al ^{137}Cs y valor casi 3,000 veces inferior a la dosis efectiva media mundial por fuentes

naturales (3 mSv año⁻¹). Es evidente que el consumo del ¹³⁷Cs contenido en el atún Mexicano no representa ningún riesgo para la salud.

En el caso del grupo crítico considerado, la dosis anual efectiva recibida por el ¹³⁷Cs contenido en el atún es de 2.3 10⁻⁴ mSv año⁻¹, casi 4,000 veces inferior al límite anual recomendado por la ICRP. Sin embargo, para el ⁴⁰K la dosis anual efectiva recibida por el ⁴⁰K es de 0.06 mSv año⁻¹, un 2% de la dosis anual efectiva media mundial. Si bien esta es ya una fracción significativa de la dosis total recibida, los sistemas de protección radiológica no consideran las fuentes de origen natural y, en todo caso, el riesgo debido al contenido de otros contaminantes no radioactivos sea posiblemente mucho mayor.

Tabla 22. Estimación de la dosis anual efectiva por ingestión de túnidos en México.

	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
<i>Factor de dosis (Sv Bq⁻¹)</i>		
	1.30 10 ⁻⁸	6.20 10 ⁻⁹
<i>Actividad (Bq kg⁻¹, p.h.)</i>		
<i>Thunnus albacares</i>	0.25	151
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.16	73
Dosis anual efectiva (mSv yr⁻¹)		
<i>Población nacional</i>		
<i>Thunnus albacares</i>	3.9 10 ⁻⁶	1.1 10 ⁻³
<i>Katsuwonus pelamis</i>	7.0 10 ⁻⁸	1.6 10 ⁻⁵
Total	4.0 10 ⁻⁶	1.1 10 ⁻³
<i>Grupo crítico</i>		
Thunnus albacares	2.3 10 ⁻⁴	6.5 10 ⁻²
Katsuwonus pelamis	4.1 10 ⁻⁴	9.1 10 ⁻⁴
Total	2.3 10 ⁻⁴	6.6 10 ⁻²

5. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

En este trabajo se determinan, por primera vez en México, valores de referencia de ^{137}Cs en aguas costeras y ténidos de México. Ello permitirá en el futuro detectar la presencia de contaminación procedente de la industria nuclear, como por ejemplo el accidente de Fukushima o vertidos de la industria nuclear en la región.

La metodología y estrategias analíticas utilizadas fueron adecuadas al estudio propuesto. En efecto, el uso de grandes volúmenes de agua (100 L), las recuperaciones químicas obtenidas (72-100%) y el uso de una configuración de detección de pozo (eficiencia absoluta para el ^{137}Cs = 14%) permitieron cuantificar las actividades de ^{137}Cs en agua de mar del Pacífico Mexicano con buena precisión y bajo límite de detección (0.05 mBq L⁻¹). Es posible realizar determinaciones satisfactorias de ^{137}Cs en agua de mar con muestras de 20L. El AMP sintetizado en este trabajo fue de calidad similar al comercial, por lo que se recomienda su uso en el futuro. También fueron indistinguibles las actividades de ^{137}Cs en aguas tomadas en mar abierto con las obtenidas mediante las bombas de las estaciones de Mazatlán y Ensenada, por lo que es viable un monitoreo continuado en ambas estaciones.

El nivel de referencia para al Pacífico Mexicano en los años 2014-2015 fue de 0.94 ± 0.09 mBq L⁻¹ (intervalo 0.82 – 1.06 mBq L⁻¹, intervalo de confianza al 95% 0.75-1.14 mBq L⁻¹). Actividades superiores a 1.14 mBq L⁻¹ en la costa Pacífica Mexicana podrían ser indicativas de contaminación y requerirían una inspección detallada de la presencia de ^{134}Cs como indicador de contaminación radiactiva de origen nuclear reciente. El nivel de referencia en Mazatlán (año 2015) es de 1.03 ± 0.23 mBq L⁻¹ (intervalo 0.73 – 1.47 mBq L⁻¹, intervalo de confianza al 95% de 0.59 – 1.48 mBq L⁻¹), por lo que el valor de alerta en Mazatlán sería de 1.48 mBq L⁻¹. Los valores inferiores de las distribuciones espacial y temporal de ^{137}Cs podrían estar relacionados con la presencia de surgencias, pero conclusiones sólidas requerirían estudios específicos y más completos de los fenómenos.

Los valores obtenidos en este trabajo son consistentes con las proyecciones de medidas históricas en aguas del océano abierto lo cual, de forma indirecta, confirma la validez de las medidas realizadas. Los valores históricos indican que la actividad máxima de ^{137}Cs en aguas superficiales de la región se produce en el año 1966, 3 años más tarde del máximo de actividades troposféricas en el hemisferio norte, debido al transporte de la contaminación con las corrientes del Pacífico Noreste.

La estrategia de medida de ^{137}Cs en tejido muscular de túnidos también demostró ser eficiente: la medida de muestras incineradas en un detector con configuración de pozo permitió obtener límites de detección muy inferiores al límite de actividad establecido por la OMS. En el caso de *Thunnus albacares* las actividades medias fueron de $0.25 \pm 0.12 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$ y $151 \pm 68 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{40}\text{K}$, y para *Katsuwonus pelamis* fueron de $0.16 \pm 0.12 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$ y $73 \pm 63 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{40}\text{K}$. Los factores de concentración de Cs estimados fueron aproximadamente 300 y 200, para *Thunnus albacares* y *Katsuwonus pelamis*, respectivamente, algo mayores pero comparables a los recomendados por el OIEA.

La dosis anual efectiva comprometida fue extremadamente pequeña tanto para la población nacional ($4.0 \cdot 10^{-6} \text{ mSv yr}^{-1}$) como para el grupo crítico, ($2.3 \cdot 10^{-4} \text{ mSv yr}^{-1}$), confirmando que el consumo del ^{137}Cs contenido en el tejido muscular de los túnidos estudiados no representa un riesgo para la salud. La ausencia de ^{134}Cs indicó que el accidente de Fukushima no es detectable en los individuos capturados.

Este primer trabajo sobre la presencia de ^{137}Cs en el medio marino Mexicano es parte de un proyecto a más largo término cuyo objetivo es crear las capacidades para, en caso de necesidad, cuantificar la contaminación por radiocesio en agua y productos marinos en México. Las limitaciones de este primer trabajo son importantes, de las cuales mencionaremos algunas de las acciones que pueden mejorar nuestro conocimiento en el futuro: obtención de muestras del Golfo México y Caribe; establecimiento de un monitoreo de agua de mar en la entrada a México de la corriente de California (Ensenada); aumento de la densidad de muestreo de agua en las zonas costeras de México; análisis de otras especies de consumo; incremento de individuos, talla y procedencia analizados.

De estas acciones, y con el objetivo de informar a la sociedad del posible impacto futuro del accidente de Fukushima en el medio marino Mexicano, se recomienda continuar el monitoreo mensual de las actividades de ^{137}Cs en agua de mar en Mazatlán y Ensenada. En caso de detección de trazas de ^{134}Cs en agua de mar, se recomienda analizar la actividad de ^{137}Cs y ^{134}Cs en *Thunnus albacares* y otros productos marinos de consumo masivo.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, R.A. Geografía General. Corrientes Marinas. 2da edición. Editorial Pearson. 2004. Universidad de Guadalajara, México.
- Al-Qaradawi I, Abdel-Moati M, Al-Ansi Al-Yafei M, Al-Ansari E, Al-Maslamani I, Holm E, Al-Shaikh I, Mauring A, Pinto PV, Abdulmalik D, Amir A, Miller M, Yigiterhan O, Persson B. Radioactivity levels in the marine environment along the Exclusive Economic Zone (EEZ) of Qatar. *Mar Pollut Bull* 90:323–329; 2015.
- Aoyama, M., Hirose, K. (2004) Artificial radionuclides database in the Pacific Ocean: HAM database. *ScientificWorldJournal* 4, 200-215.
- Aoyama, M., Hirose, K., Igarashi, Y., 2006. Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout. *Journal of Environmental Monitoring* 8, 431–438.
- Aoyama M, Fukasawa M, Hirose K., Hamajima Y., Kawano T, Povinec P.P., Sanchez-Cabeza, J.A., 2011. Cross equator transport of ^{137}Cs from North Pacific Ocean to South Pacific Ocean (BEAGLE2003 cruises) *Prog. Oceanogr.* 89, 7-16.
- Aoyama, M., Povinec, P.P., Sanchez-Cabeza, J.A. The Southern Hemisphere Ocean Tracers Studies (SHOTS) project. *Progress in Oceanography* (2011) 89, 1-6.
- Buesseler, K., Aoyama M. & Fukasawa M. Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on Marine Radioactivity, *Environmental Science & Technology* 45 (2011) 9931-9935.
- Buesseler, Ken O. Fishing for answers off Fukushima, *Science*. Vol.338. 26 de Octubre del 2012.
- CA Salomón-Aguilar, CJ Villavicencio-Garayzar, H Reyes-Bonilla (2009). Shark breeding grounds and seasons in the Gulf of California: Fishery management and conservation strategy. *Ciencias Marinas*, Vol. 35, No. 4.
- Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC) (2015). Manual de instrucciones y procedimientos. Procedimiento para la determinación de ^{137}Cs en volúmenes de agua. 4 pp.
- Chen J. Evaluation of radioactivity concentrations from the Fukushima nuclear accident in fish products and associated risk to fish consumers. *Radiat Protect Dosim* 157:1–5; 2013.
- Chen J, CookeMW, Mercier J-F, Ahier B, Trudel M, Workman G, Wyeth M, Brown RA. A report on radioactivity measurements of fish samples from the West Coast of Canada. *Radiat Protect Dosim* 163:261–266; 2015.
- Collette, B.B., and C.E. Nauen. 1983. FAO species catalogue. Vol. 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, and related species known to date. FAO Fish. Synop. 125, Vol. 2: 137 pp.
- Copeam, Guillermo J. Atlas pesquero de atún. 1985. Instituto nacional de pesca. Secretaria de pesca. México, D. F.

- Daza Ma. J., Quintana B., Barba p., Bernardes C. A. y Corrochano A. 1998. The use of ^{137}Cs in intertidal sediments dating. An example of the Aveiro estuary (Portugal). *GEOGACETA*, 24, 1998.
- DDEP (Decay Data Evaluation Project) LNE-LNHB/CEA – Table de Radionucléides. Consultado de http://www.nucleide.org/DDEP_WG/DDEPdata.htm el 25/11/2014.
- Delvan R. Neville, A. Jason Phillips, Richard D. Brodeur and Kathryn A. Higley. Trace Levels of Fukushima Disaster Radionuclides in East Pacific Albacore. *Environmental Science Technology*. 2014, 48: 4739-4743
- Doi, H., T. Takahara, and K. Tanaka. 2012. Trophic position and metabolic rate predict the longterm decay process of radioactive cesium in fish: A meta-analysis. *PLoS ONE* 7:e29295, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0029295>.
- Dong-Kwon Keum & Byeong-Ho Kim & Kwang-Muk Lim & Yong-Ho Choi. 2013. Radiation exposure to Marine biota around the Fukushima Daiichi NPP. *Environ Monit Assess* (2014) 186:2949.
- Dwiponggo, A., T. Hariati, S. Banon, M.L.D. Palomares and D. Pauly, 1986. Growth, mortality and recruitment of commercially important fishes and penaeid shrimps in Indonesian waters. *ICLARM Tech. Rep.* 17, 91 p.
- Erzini, K., 1991. A compilation of data on variability in length-age in marine fishes. Fisheries Stock Assessment, Title XII, Collaborative Research Support Program, University of Rhode Island. Working paper 77, 36p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1983. *Fao species catalogue. Vol. 2 scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, united nations development programme food and agriculture organization of the united nations and related species known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Volume 2.*
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2016. Producción mundial de captura del atún por población. *Global tuna Nominal Catches. Referencias a los datos de captura de atún durante en 2010.* <http://www.fao.org/fishery/statistics/tuna-catches/query/es>
- Filipovic-Vincekovic, N., Barisic, D., Masic, N., and Lulic, S. (1991). Distribution of Fallout radionuclides through soil surface layer. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 148, 53–62.
- FishBase. 2014 32900 Species, 303000 Common names, 54800 Pictures, 51400 References, 2150 Collaborators, 800000 Visits/Month. Consultado en fishbase.org
- Fisher NS, Beaugelin-Seiller K, Hinton TG, Baumann Z, Madigan DJ, Garnier-Laplace J. Evaluation of radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident to marine biota and human consumers of seafood. *Proc Natl Acad Sci USA* 110:10670–10675; 2013.
- Hampton, J., 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(5):1002-1010.

- Hennemuth, R.C., 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 5(1):1-112.
- IAEA (1995) Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS). IAEA-TECDOC-838. IAEA, VIENNA, 1995.
- ICRP (2012) Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. *Ann. ICRP* 41(Suppl.).
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México en Cifras. Información Nacional, por Entidad Federativa y Municipios. 2010. Consultado en: www.inegi.org.mx
- Ingles, J. and D. Pauly, 1984. An atlas of the growth, mortality and recruitment of Philippines fishes. ICLARM Tech. Rep. 13. 127 p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Karmenik J. Dulaiova H., Buessler K. O., Pike S. M. and St'astrná K. (2013) Cesium-134 and 137 activities in the central North Pacific Ocean after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. European Geosciences Union.
- Katz A, Brough AR, Kirkpatrick RJ, Struble LJ, Sun GK, Young JF (2001) *Waste Manag* 21(6):543–553.
- Kawasaki, T., 1963. The growth of skipjack on the northeastern Sea of Japan. *Bull. Tohoku Res. Fish. Lab.* (23):44-60.
- Korkmaz Gorur F, Keser R, Akcay N, Dizman S. Radioactivity and heavy metal concentrations of some commercial fish species consumed in the Black Sea Region of Turkey. *Chemosphere* 87:356–361; 2012.
- Lee WE, Ojovan MI, Stennett MC (2006) *Adv App Ceram* 105:3–12
- Madigan D.J., Baumann Z., Fisher N.S. Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California *PNAS* 2012; published ahead of print May 29, 2012, doi:10.1073/pnas.1204859109.
- Ministry of Health, Labour and Welfare (MHLW), Japan, 2012. Sum up of radionuclide test results carried out since 19 March 2011. www.mhlw.go.jp
- Molony, B., 2008. Fisheries biology and ecology of highly migratory species that commonly interact with industrialized longline and purse-seine fisheries in the western and central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC4-2008/EB-IP-6. 228 p.
- Muhammad Aqeel Ashraf, Shatirah Akib, Mohd. Jamil Maah, Ismail Yusoff & Khaled S. Balkhair (2014) Cesium-137: Radio-Chemistry, Fate, and Transport, Remediation, and Future Concerns, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44:15, 1740-1793, DOI: 10.1080/10643389.2013.790753

- Niiler, P. (2001). The world ocean surface circulation. Ocean Circulation and Climate, G. Siedler, J. Church, and J. Gould, eds., Academic Press, volume 77 of International Geophysics Series, 193–204.
- NIST. National Institute of Standards and Technology. Guidelines for Evaluation and Expresssion the Uncertainty of NIST Measurement Results. 1994 Edition NIST Technical Note 1297.
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIAE). 1989. Measurement of radionuclides in food and environment. IAEA Technical Report Series No. 295. Vienna, 23 pp
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIAE). 2004. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. IAEA Technical Report Series No. 422. Vienna, 103 pp
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIAE). Escala internacional de sucesos nucleares y radiológicos. Live chart of nuclides. 2014. Consultado en www-nds.iaea.org.
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIAE). Escala internacional de sucesos nucleares y radiológicos. Colección de Información / División de Información Pública (2008). 08-26943 / S Corr.
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIAE)(2015). Laboratorio Ambiental. Preconcentración de Cs en agua de mar. Mónaco. 23 pp.
- Pauly, D., 1978. A preliminary compilation of fish length growth parameters. Ber. Inst. Meereskd. Christian-Albrechts-Univ. Kiel (55):1-200.
- P. P. Povinec, M. Aoyama, D. Biddulph, R. Breier, K. Buesseler, C. C. Chang, R. Golser, X. L. Hou, M. Jeřskovsk'y, A. J. T. Jull, J. Kaizer, M. Nakano, H. Nies, L. Palcsu, L. Papp, M. K. Pham, P. Steier, and L. Y. Zhang. Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters – a comparison of the Fukushima impact with global fallout. *Biogeosciences*, 10, 5481–5496, 2013
- Rocco, G., Broecker, W.S., 1963. The vertical distribution of cesium 137 and strontium 90 in the oceans. *J. Geophys. Res.* 68, 4501±4512.
- Rodríguez L., Los Arcos J.M., Grau A.C. Calibración del $^{137}\text{Cs}+^{137}\text{mBa}$ por centelleo líquido. Informes Técnicos Ciemat. (1995) ISSN: 0214-087X
- Romero–Centeno R, Zavala J, Gallegos A, Obrien J. 2003. Isthmus of Tehuantepec wind climatology and ENSO signal. *J. Clim.* 16: 2628—2639.
- Ruiz-Fernández A.C., F. Páez-Osuna, J. Urrutia-Fucugauchi, M. Predac and I. Rehault. Historical trace metal fluxes in the Mexico City Metropolitan Zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Journal of Environmental Monitoring* 2004, 6, 473–480.
- Rypina, I.I., S.R. Jayne, S. Yoshida, A.M. Macdonald, E. Douglass, and K. Buesseler. 2013. Short-term dispersal of Fukushima-derived radionuclides off Japan: Modeling efforts and model-data intercomparison. *Biogeosciences Discussions* 10:1,517–1,550, <http://dx.doi.org/10.5194/bgd-10-1517-2013>.

- Schulz WW, Bray LA (1987). Solvent-extraction of Cs- 137 and Sr-90 from HNO₃ solutions. Sep Sci Tech 22(2):191–214
- Smith, J. N., Brown, R. M., Williams, W. J., Robert, M., Nelson, R., & Moran, S. B. (2015). Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(5), 1310-1315.
- Sun, Ch., W. Wang & S. Yeh. 2005. Reproductive biology of yellowfin tuna in the central and western Pacific Ocean. Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Chinese-Taipei. Document submitted at the first Meeting of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC1, August 8-19, 2005, Noumea, New Caledonia.
- Suss M, Pfrepper F (1981). Stability constants of metal-ions complexes, volume Suppl.No.1. Radiochim Acta 29:33–40
- Tandog-Edralin, D.D., E.C. Cortez-Zaragoza, P. Dalzell and D. Pauly, 1990. Some aspects of the biology and population dynamics of skipjack (*Katsuwonus pelamis*) in Philippine waters. Asian Mar. Biol. 7:15-29.
- Torres-Orozco E. (1993). Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). 80pp.
- Trasviña A., D. Lluch-Cota, A.E. Filonov y A. Gallegos (1999). Oceanografía y El Niño. Capítulo 3 de Los Impactos del Niño en México. Editado por V. Magaña (UNAM), 1999.
- Trasviña A, Barton E. 2008. Summer circulation in the Mexican tropical Pacific. Deep–Sea Res. I 55: 587—607
- Trasviña A, Barton E, Vélez H, Brown J. 2003. Frontal subduction of a cool surface water mass in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. Geofis. Int. 42: 101—114.
- Tykva, R. y Sabol, J. 1995. Low-level environmental radioactivity. Sources en evaluation. Chapter 1. Radionuclides and radiation emitted. United States Of America. 1-120 pp.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR, 2000. Report to the General Assembly, with scientific annexes, Vol. I. Sources and effects of ionizing radiation. Annex C. Exposures to the Public from Man-made Radiations.
- Valles, I., Camacho, A., Ortega, X., Serrano, I., Blázquez, S., and Pérez, S. (2009). Natural and anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona (Spain). Journal of Environmental Radioactivity 100, 102–107.
- Vega F. y Jackson Rt. 1996. Dietary habits of bodybuilders and other regular exercisers. Nutrition research, Volume 16, pp. 3-10. 0271-5317/96
- Volpe, A. M., Bandong, B. B., Esser, B. K., & Bianchini, G. M. (2002). Radiocesium in North San Francisco Bay and Baja California coastal surface waters. Journal of environmental radioactivity, 60(3), 365-380.

- Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth. (Inquiries on growth laws II). Hum. Biol. 10:181-213.
- Wild, A., 1994. A review of the biology and fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. p. 52-107. In R.S. Shomura, J. Majkowski and S. Langi (eds.). Interactions of Pacific tuna fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 336(2):439p.
- Yasunari, T. J., Stohl, A., Hayano, R. S., Burkhart, J. F., Eckhardt, S., and Yasunari, T. (2011). Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 108, 19530–19534.
- Yoshitome, R., Kunito, T., Ikemoto, T., Tanabe, S., Zenke, H., Yamauchi, M., & Miyazaki, N. (2003). Global distribution of radionuclides (^{137}Cs and ^{40}K) in marine mammals. Environmental science & technology, 37(20), 4597-4602.

7. ANEXOS

7.1. Procedimiento para la síntesis de AMP (Molibdofosfato de amonio)

La siguiente metodología da como resultado final una producción de 100 g de AMP (CEAC, 2015).

- Preparar una solución de molibdato de amonio.
 - 127.5 g de molibdato de amonio en 475 ml de agua destilada
 - Mezclar por agitación y calentamiento hasta que esté completamente disuelto.
 - Esperar a que enfríe la solución.
- Preparar una solución de HNO_3
 - 500 ml de HNO_3 en 1200 ml de agua
 - Mezclar cuidadosamente (al ser una reacción exotérmica, hay liberación de calor)
 - Esperar a que enfríe la solución.
- Añadir la solución de molibdato de amonio a la solución de HNO_3 , agitando constantemente, hasta que las soluciones estén homogéneas.
- Dejar estabilizar la mezcla en un lapso de 24 horas.
- Filtrar por succión a través de fibra de vidrio.
- Transferir el filtrado a un vaso precipitado de 5 l y calentar a 50°C ($T < 55^\circ\text{C}$, para evitar la formación de Anhídrido Molibídico).
- Retirar del calor.
- Añadir 30.55 g de fosfato de potasio dibásico.
- Mezclar durante 5 minutos, con agitación ocasional.
- Dejar que se asiente el precipitado (aproximadamente 30 minutos).
- Centrifugar a 3500 rpm 10 minutos.
- Descartar el sobrenadante.
- Secar el AMP a una temperatura de 110°C durante 5 horas.
- Transferir el AMP en un envase de plástico y almacenar en refrigeración.

7.2. Determinación de Cs en 100 L de agua de mar

Este anexo describe el método para la concentración de Cesio de unos 100 L de agua de mar (OIEA, 2015).

1. Preparación de soluciones

- **Cs⁺ 30mg/mL**

- 7.6 g CsCl en 200 mL de agua.

En un matraz volumétrico de clase A colocar el CsCl, y llevar a 200 mL con agua destilada. Mezclar y transferir al envase de almacenamiento.

- **NaOH 10 M**

- 400 g de NaOH.
- 1 L de agua destilada.

En un vaso de precipitado colocar el NaOH y adicionar agua destilada. Agitar con ayuda de un agitador de vidrio hasta que el NaOH se encuentre totalmente disuelto. Dejar enfriar y transferir al envase de almacenamiento (previamente etiquetado)

- **Agua acidificada**

- 2 mL de HCl concentrado.
- 500 mL de agua destilada

En un matraz volumétrico de 500 mL, colocar el HCl concentrado y aforar con agua destilada. Mezclar bien y transferir al envase de almacenamiento (previamente etiquetado)

2. Primera precipitación

Materiales

- Balanza digital
- Tanque de precipitación
- pHímetro portátil
- Agitador automático
- Micropipeta de 1mL
- Guantes para laboratorio
- Charolas para pesar
- Solución de Cs⁺ 8 mg/mL
- HNO₃ concentrado

- Molibdofosfato de Amonio
- Agua destilada

Procedimiento:

- Pesar y anotar el peso del bidón vacío para conocer el peso del agua de mar.
- Transferir el agua al tanque de precipitación.
- Pesar el bidón lleno. Calcular el peso (kg) total de agua transferida.
- Con un pHímetro portátil y calibrado, medir el pH del agua de mar ($\text{pH} < 2$). , adicionar HNO_3 concentrado si es necesario (para 100L se requieren aproximadamente 250mL de HNO_3 concentrado).
- Agregar 1 mL de la solución de Cs^+ 30 mg/mL.
- Mezclar bien durante 5 minutos.
- Colocar 20 g de AMP en una charola, resuspenderlo en agua destilada y añadir la solución a la muestra.
- Mezclar vigorosamente la muestra durante 5 minutos.
- Tapar el bidón y esperar la precipitación de AMP (normalmente el siguiente día).

3. Segunda precipitación

Materiales

- Bomba de transferencia
- Tubo fino y rígido
- Manguera
- Recipientes de 5L
- Agua destilada

Procedimiento:

- Extraer con cuidado el sobrenadante usando una bomba (LEESON A4S17NB8B) y un tubo fino y rígido acoplado a la manguera de entrada a la bomba. En este paso se debe descartar tanta agua como sea posible (inclinando con cuidado el bidón al final) y, a la vez, evitar la pérdida de muestra.
- Transferir el AMP a un recipiente de 5L. Para obtener los últimos restos, ayudarse de pequeñas cantidades de agua destilada en una piseta.
- Esperar a que el AMP precipite (cuando el sobrenadante es transparente y el AMP se encuentra en el fondo).

Disolución del AMP

Materiales:

- Manguera delgada
- Punta de pipeta de 10 mL
- Tubos para centrifuga de 50 mL
- Centrifuga

- Vortex
- Plancha de calentamiento
- Vaso precipitado de 1 L
- Probeta de 50 mL
- Papel filtro Whatman #41
- Embudo
- Agua destilada
- NaOH 10 M
- HCl concentrado

Procedimiento:

- Extraer el sobrenadante mediante sifoneo con una manguera delgada, en cuyo extremo se ha acoplado una punta de pipeta de 10 mL.
- Transferir el AMP a tubos para centrifuga de 50 mL, y centrifugar a 3000 rpm durante 10 minutos.
- Descartar el sobrenadante.
- Agregar 20 mL de agua acidificada. Mezclar el agua y el AMP con ayuda de un Vortex.
- Centrifugar según el mismo procedimiento.
- Descartar el sobrenadante.
- Disolver el AMP con NaOH 10 M (aproximadamente 25 ml) con ayuda de un Vortex.
- Centrifugar según el mismo procedimiento.
- Transferir el sobrenadante a un vaso precipitado de 1 L.
- Enjuagar el residuo en el tubo de centrifuga con 10 mL NaOH 10 M.
- Mezclar y centrifugar el residuo.
- Transferir el sobrenadante al mismo vaso precipitado de 1 L.
- Descartar el residuo del tubo.
- En una campana de humos, calentar el vaso de precipitado a 80-100°C, para eliminar el NH₃.
- Cuando cesa la emisión de NH₃, revisar si hay partículas sin disolver. Si es así,
 - Diluir a 200 mL con agua destilada, agregar HCl concentrado para neutralizar el NaOH a pH 7.
 - Filtrar a través de papel filtro Whatman #41.
 - Enjuagar el vaso precipitado con agua destilada y filtrar el enjuague a través del mismo filtro.

3. Tercera precipitación:

Materiales:

- Varilla de vidrio
- HCl concentrado
- Molibdofosfato de amonio

- Agua destilada
- Balanza digital
- Charolas para pesar

Procedimiento:

- Diluir (la muestra) a 450 mL con agua destilada.
- Agitando con una varilla de vidrio, agregar HCl concentrado hasta que la solución sea de color amarillo y turbio ($\text{pH} < 2$). De esta forma se ha precipitado el AMP.
- Para recuperar el Cs^+ disuelto en la muestra por el cambio de pH, agregar 0.5 g de AMP (en suspensión en agua destilada).
- Mezclar manualmente, con una varilla de vidrio, durante 5 minutos.
- Esperar (depende de la muestra, mejor al día siguiente) a que el AMP precipite.

4. Disolución final:

Materiales:

- Punta de pipeta de 10 mL
- Manguera delgada y transparente
- Pipetas Pasteur
- Tubos de 50 mL para centrifuga
- Centrifuga
- Vortex
- Geometría 4 mL para espectrometría gamma
- Balanza digital
- Agua destilada
- Agua acidificada

Procedimiento:

- Descartar el sobrenadante con un tubo y punta de pipeta de 10mL.
- Transferir el AMP a tubos de 50 mL de centrifuga. Ayudarse con una pipeta Pasteur y con gotas de agua acidificada, hasta lograr transferir lo máximo posible de AMP del vaso de precipitado al tubo de centrifuga.
- Centrifugar a una velocidad de 3000 rpm durante 10 minutos.
- Descartar el sobrenadante.
- Agregar 1 mL de NaOH 10M (adicionar 0.5 mL más, si es necesario para diluir el AMP).
- Mezclar con ayuda de un Vortex para disolver el AMP.
- Pesar una geometría 4 mL para medición en espectrometría gamma y marcar el nivel de llenado.
- Transferir la solución a la geometría para espectrometría gamma.
- Si es posible, enjuagar el tubo de centrifuga con 0.5mL de agua destilada y mezclar bien.
- Pesar de nuevo la geometría para espectrometría gamma (con la muestra).
- Medir y analizar por espectrometría gamma.

7.3. Recuperación de Cs por espectrometría de absorción atómica (flama)

1. Preparación de la muestra

Materiales:

- Pipeta de 100 μ L
- Matraz volumétrico clase A de 50 mL
- Tubos de 50 mL para centrifuga
- Agua destilada
- Agua des-ionizada

Procedimiento

- Con una pipeta calibrada de 100 μ L, tomar 15 μ L de la solución y reemplazarlos con 15 μ L de agua destilada.
- Transferir a un matraz volumétrico clase A (imprescindible) de 50 mL.
- Aforar a 50 mL con agua des-ionizada. Mezclar bien.
- Transferir a un tubo de 50 mL para centrifuga.

2. Curva de calibración

- Se emplea una solución estándar de CsCl 1000 ppm.
- Se emplea una solución estándar de CsCl 1000 ppm.
- Se hace una curva con los puntos 0, 4, 8, 10, 12, 14 y 16 ppm de la solución estándar.
- Adicionar 75 μ L de NaOH 10M a cada solución de la curva.
- La alícuota tomada de la solución estándar se afora a 10 mL con agua acidificada.

3. Recta de calibración

- Se realiza el análisis de las soluciones de la curva de calibración, iniciando con la de menor concentración hasta la de mayor concentración.
- Se obtiene la absorbancia de cada una de las soluciones de la curva.
- Mediante el uso de la concentración conocida y la absorbancia detectada en el equipo, se genera un gráfico de dispersión, el cual debe presentar una $R \geq 0.999$.

4. Análisis por espectrometría de absorción atómica

- Se enciende el equipo para de espectrometría de absorción atómica y se instala la lámpara de Cs
- El análisis se realiza con flama, por lo que se deben abrir las llaves de gas acetileno.
- Se prepara el equipo para realizar el análisis a una longitud de onda de 852.1 nm, en la que el intervalo óptimo de análisis es de 0.04-5 ppm.
- Para el análisis de las muestras, se inicia con la lectura de la curva de menor a mayor concentración, y posteriormente se realiza la lectura de las muestras.
- Para la lectura se toma el contenedor con la muestras a analizar y se coloca el tubo delgado (del equipo de espectrometría) la muestra es analizada.
- Entre cada lectura de las muestra se debe realizar un lavado del tubo con agua desionizada.
- Durante el análisis se debe de recabar la absorbancia e incertidumbre de esta, correspondientes al análisis de la curva y de la muestras analizadas.

5. Cálculo de recuperación

- Utilizando los valores de absorbancia y la concentración conocida de las soluciones de la curva de calibración, en Excel se realiza el análisis de datos por medio de una regresión.
- Se obtiene el coeficiente y error típico de la variable X (concentración ppm) de la curva de calibración.
- Para conocer la concentración en mg/L Cs en cada una de las muestras, se debe dividir la absorbancia de la muestra entre el valor del coeficiente de la variable X.

$$C_{S_m} = \frac{\text{absorbancia}}{\text{coeficiente X}}$$

- Con los valores obtenidos del pesado del vial vacío, lleno y sin 15 μ L, se realiza una resta.
 - Para conocer la masa de la solución (mg) de debe restar el valor del vial vacío al del vial lleno.

$$MS = \text{vial lleno} - \text{vial vacio}$$

- Para conocer la masa de la alícuota (mg) se debe restar el valor de vial sin 15 μ L al valor del vial lleno.

$$MA = \text{vial lleno} - \text{vial sin } 15\mu L$$

- Para conocer la masa de Cs (mg) determinada por espectrometría de absorción atómica (AAS), se debe de multiplicar la concentración de Cs en la muestra por el volumen final de la muestra analizada (en este caso 50 mL), esto se divide entre un litro, con la finalidad de eliminar los mL y solo mantener la mg para conocer la masa.

$$CS\ AAS = \frac{C_{S_m} * V_f}{V_u}$$

- Para conocer la masa del Cs en el vial, que será analizado por espectrometría gamma, se debe multiplicar la masa de Cs AAS por la masa de la solución y dividirse entre el valor de la masa de la alícuota.

$$Cs\ vial = \frac{Cs\ AAS * MS}{MA}$$

- El valor de la masa inicial (M_1) corresponde a la concentración de Cs en el trazador en este caso la concentración es de 40.202 mg Cs.
- La recuperación se calcula al realiza la división de la masa del Cs en el vial entre la masa inicial.

$$Recuperación = \frac{Cs\ vial}{M_1}$$

6. Calculo de incertidumbre

- Se debe calcular la incertidumbre de todas las medidas y cálculos realizados.
- Para el cálculo de la incertidumbre existen dos formula, de la cual una es para calcularse en caso de suma y resta, y la otra en caso de división y multiplicación.

- Suma y resta

$$\left. \begin{array}{l} a + b \\ a - b \end{array} \right\} \mu = \sqrt{\mu(a)^2 + \mu(b)^2}$$

- División y multiplicación

$$\left. \begin{array}{l} \delta = a \cdot b \\ \delta = a/b \end{array} \right\} \mu = \delta \cdot \sqrt{\left(\frac{\mu(a)}{a}\right)^2 + \left(\frac{\mu(b)}{b}\right)^2}$$

- En el caso de incertidumbre instrumental, se debe tomar la incertidumbre proporcionada por el proveedor del equipo, y en caso de no existir esta, se era hacer la siguiente operación.

$$\mu = \frac{resolucion\ intrumental}{\sqrt{3}}$$