UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE
MADRID

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
DE MINAS Y ENERGÍA

ESTUDIO DEL RADÓN EN VIVIENDAS MEDIANTE MODELOS DE MINERÍA DE DATOS BASADOS EN CUBOS OLAP

TESIS DOCTORAL

JAVIER GARCÍA TOBAR

Ingeniero de Minas

Madrid, 2016

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

DEPARTAMENTO DE ENERGÍA Y COMBUSTIBLES
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE
MINAS Y ENERGÍA

ESTUDIO DEL RADÓN EN VIVIENDAS MEDIANTE MODELOS DE MINERÍA DE DATOS BASADOS EN CUBOS OLAP

Autor:

JAVIER GARCÍA TOBAR

Ingeniero de Minas

(Email: jgtobar@ies.es)

Directores:

LUIS FELIPE MAZADIEGO MARTINEZ

Dr. Ingeniero de Minas

LUIS SANTIAGO QUINDÓS PONCELA

Dr. Ciencias Físicas

Madrid, 2016

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

A mi familia

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	I
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE TABLAS.....	XIII
ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS.....	XV
RESUMEN	XVII
ABSTRACT	XIX
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN.....	1
1 OBJETO DE LA TESIS Y ANTECEDENTES	1
1.1 Objeto	1
1.2 Antecedentes	2
2 OBJETIVOS.....	3
3 PROBLEMÁTICA DEL RADÓN EN LABORATORIOS DE ESPECTROMETRÍA GAMMA	3
3.1 Caracterización del nivel de radón en laboratorios.....	4
3.2 Factores externos.....	7
3.2.1 Condiciones meteorológicas	7
3.2.2 Condiciones ambientales	9
3.3 Análisis matemático	10
3.4 Métodos de reducción de radón	11
3.5 Comentarios.....	13
4 ESQUEMA.....	14
5 REFERENCIAS	16

CAPÍTULO II EL GAS RADÓN: GENERALIDADES, SISTEMAS DE MEDIDA Y APLICACIONES	23
1 DEFINICIONES Y CONCEPTOS	23
2 GENERALIDADES	29
2.1 Descubrimiento del radón. Propiedades	29
2.2 Radiactividad natural. El radón en las series naturales	31
2.3 Radón y cáncer de pulmón.....	35
3 EL CICLO DE VIDA DEL RADÓN	37
3.1 Génesis del radón en rocas y suelos	38
3.2 Emanación y movilidad del radón	40
3.2.1 Emanación.....	41
3.2.2 Movilidad.....	42
3.3 Mecanismos de transporte	43
3.3.1 Difusión.....	44
3.3.2 Convección	45
3.3.3 Entrada de radón en la vivienda.....	45
3.4 Variabilidad del radón en espacios interiores y en el fondo radiactivo natural	46
3.4.1 Variabilidad diaria y estacional	47
3.4.2 Variabilidad del fondo radiactivo natural	48
4 SISTEMAS DE MEDIDA DE RADÓN	49
4.1. Clasificaciones	49
4.1.1. Sistemas de medidas para exposiciones cortas	51
4.1.2. Sistemas de medidas para exposiciones largas	52
4.2. Equipos para medir radón	53
4.2.1. Sistemas de medida en continuo	53
4.2.2. Sistemas de medida integrados	54
4.3. Técnicas de medida	56
4.3.1. Centelleo líquido	56
4.3.2. Cámara de ionización gaseosa	58
4.3.2.1. Principio de funcionamiento	58
4.3.2.2. Detector AlphaGUARD.....	60
4.3.2.3. Detector Radon Scout	62
4.3.3. Espectrometría gamma	64
5 APLICACIONES	76

6	REFERENCIAS	77
 CAPÍTULO III EL MARCO NORMATIVO Y LEGISLATIVO SOBRE RADIATIVIDAD DE ORIGEN NATURAL		
1	INTRODUCCIÓN	81
2	ÁMBITO INTERNACIONAL.....	87
2.1	ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DEL TRABAJO (OIT, EN INGLÉS ILO).....	87
2.2	COMISIÓN INTERNACIONAL DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA (EN INGLÉS, ICRP) ..	88
2.2.1	ICRP 26: “Recommendations of the ICRP” (1977)	88
2.2.2	ICRP 39: “Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation” (1984)	89
2.2.3	ICRP 60: “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection” (1990).....	89
2.2.4	ICRP 65: “Protection against ²²² Rn at home and at work” (1993).....	93
2.2.5	ICRP 82: “Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure” (1999)	94
2.2.6	ICRP 103: “The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”.....	95
2.3	ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE LA ENERGÍA ATÓMICA (OIEA, EN INGLÉS IAEA) ..	97
2.4	ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS, EN INGLÉS WHO)	99
3	ESTADOS UNIDOS	99
4	EUROPA.....	101
4.1	TRATADO EURATOM.....	101
4.2	LEGISLACIÓN RELATIVA AL RADÓN EN AGUAS DE CONSUMO HUMANO	103
4.2.1	Directiva 98/83/CE.....	103
4.2.2	Recomendación 2001/928/Euratom.....	104
4.2.3	Directiva 2013/51/Euratom	104
4.3	DIRECTIVA 2013/59/EURATOM	105
4.3.1	Introducción	105
4.3.2	Estructura y contenido	106
4.3.3	Protección contra el radón.....	110
4.4	REGULACIÓN SOBRE RADÓN EN PAÍSES EUROPEOS	113
4.4.1	Introducción	113
4.4.2	Reino Unido	114
4.4.3	Irlanda.....	114
4.4.4	Países nórdicos	114

5	ESPAÑA	115
5.1	RD 783/2001	116
5.2	Consejo de Seguridad Nuclear	117
5.2.1	<i>Introducción</i>	<i>117</i>
5.2.2	<i>Normativa específica sobre el radón</i>	<i>117</i>
5.3	Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo	119
5.3.1	<i>NTP 440: Radón en ambientes interiores.</i>	<i>120</i>
5.3.2	<i>NTP 533: El radón y sus efectos sobre la salud.</i>	<i>120</i>
5.3.3	<i>NTP 607: Calidad de aire interior: contaminantes químicos.</i>	<i>121</i>
5.3.4	<i>NTP 614: Radiaciones ionizantes. Normas de protección.</i>	<i>122</i>
5.3.5	<i>NTP 728: Exposición laboral a radiación natural.</i>	<i>123</i>
6	LA TASA DE EXHALACIÓN DE RADÓN EN MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN: SU IMPORTANCIA DESDE EL PUNTO DE VISTA RADIOLÓGICO	124
6.1	Introducción	124
6.2	NORM en materiales de construcción.....	125
6.2.1	<i>Concentraciones de radionucleidos en materiales de construcción</i>	<i>126</i>
6.2.2	<i>Exhalación de radón en materiales de construcción.....</i>	<i>128</i>
7	REFERENCIAS.....	135
 CAPÍTULO IV EL MAPA PREDICTIVO DE EXPOSICIÓN AL RADÓN EN ESPAÑA EN LENGUAJE PYTHON.....		
1	INTRODUCCIÓN	139
1.1	Tipos de mapas	139
1.2	Los mapas de radón en España	141
1.3	Lenguaje de programación Python	143
2	METODOLOGÍA	145
2.1	<i>Convertir el mapa MARNA a formato netCDF</i>	<i>146</i>
2.2	<i>Importar el archivo NetCDF a Python. Resolución de problemas menores.</i>	<i>150</i>
2.3	<i>Uso de librerías gráficas de Python</i>	<i>153</i>
2.4	<i>Elaboración del Mapa Predictivo de Exposición al Radón.....</i>	<i>155</i>
2.5	<i>Crear archivo netCDF con referencias temporales.....</i>	<i>157</i>
3	REFERENCIAS	160

**CAPÍTULO V COMPARACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL RADÓN INTERIOR
ENTRE UNA VIVIENDA OCUPADA Y OTRA VACÍA DE MADRID, ESPAÑA..... 161**

1	INTRODUCCIÓN	161
2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	162
2.1	Equipos.....	162
2.2	Selección del lugar	162
2.3	Estabilidad atmosférica	164
2.3.1	Índices de estabilidad de Pasquill	164
2.3.2	La altura de la capa límite planetaria.....	169
2.4	Método de Regresión Lineal Múltiple.....	169
2.5	Método de Lomb-Scargle.....	171
2.6	Método de la Transformada Wavelet.....	174
2.6.1	Introducción	174
2.6.2	Formulación matemática	175
2.6.3	Descripción de los cálculos	176
2.7	Método basado en los coeficientes Hurst	180
2.7.1	Introducción	180
2.7.2	Formulación matemática	181
2.7.3	Descripción de los cálculos	183
2.8	Método de “Gradient Boosted Regression Trees”	185
2.8.1	Introducción	185
2.8.2	Formulación matemática	187
2.8.3	Descripción de los cálculos	189
2.9	Método de Savitzky-Golay	193
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	193
3.1	Datos de series temporales.....	193
3.2	Método de Regresión Lineal Múltiple.....	197
3.3	Análisis espectral y espectro-temporal	199
3.3.1	Método de Lomb-Scargle	199
3.3.2	Método de la Transformada Wavelet	201
3.4	Método de los coeficientes de Hurst.....	204
3.5	Método de “Gradient Boosted Regression Trees”	205
4	CONCLUSIONES	210

4.1	Método de Regresión Lineal Múltiple y análisis espectral (Lomb-Scargle)	210
4.2	Análisis espectro-temporal: Transformada Wavelet	210
4.3	Método de los coeficientes Hurst	211
4.4	Método de “Gradient Boosted Regression Trees”	211
5	REFERENCIAS	212
CAPÍTULO VI ESTUDIO DEL RADÓN EN VIVIENDAS MEDIANTE CUBOS OLAP Y MODELOS DE MINERÍA DE DATOS		217
1	INTRODUCCIÓN	217
2	EL PROCESAMIENTO ANALÍTICO EN LÍNEA.....	218
2.1	Definiciones previas.....	218
2.2	Modelos multidimensionales y tabulares	220
2.2.1	Tamaño de los datos y del modelo.....	220
2.2.2	Compatibilidad con lenguajes de scripting y consulta	221
2.2.3	Comentarios	222
2.3	Cubos OLAP	222
2.3.1	Concepto	222
2.3.2	Esquema de una base de datos multidimensional.....	224
2.4	Aplicaciones	225
2.4.1	Estudios medioambientales	225
2.4.2	Comentarios	226
3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	229
3.1	Condiciones atmosféricas.....	229
3.2	Cubos OLAP y minería de datos.....	230
3.2.1	Algoritmo de agrupamiento	230
3.2.2	Algoritmo de asociación	231
4	RESULTADOS.....	233
4.1	Cubos OLAP	233
4.1.1	Consulta MDX del radón sobre la presión y la altura de la capa límite planetaria.....	236
4.1.2	Consulta MDX del radón sobre los índices de Pasquill y las condiciones ambientales de presión y temperatura.....	237
4.2	Algoritmo de clustering	240
4.3	Algoritmo de asociación.....	243

5 CONCLUSIONES	246
6 REFERENCIAS.....	247
<i>CAPÍTULO VII</i> CONCLUSIONES Y LÍNEAS DE FUTURO.....	249
1 CONCLUSIONES	249
1.1 Cambios normativos	249
1.2 Experimento	251
2 LÍNEAS DE FUTURO	253
2.1 Mapas dinámicos de radón	253
2.2 Sistema de monitorización de radón basado en cubos OLAP y modelos de minería de datos	254
3 RESULTADOS	255

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Proceso básico de adhesión de los descendientes del radón a un aerosol.....	9
Figura 2. Esquema sobre el desarrollo de la tesis doctoral en donde se muestran los métodos aplicados (izquierda) y los resultados principales que se han obtenido (derecha)	16
Figura 3. Serie natural del uranio-238 (el radón está destacado en negrita).	33
Figura 4. Serie natural del uranio-235 (el actinón está destacado en negrita).....	34
Figura 5. Serie natural del torio-232 (el torón está destacado en negrita).	34
Figura 6. Actividad relativa de radón-222 y de sus descendientes de la cadena de desintegración en función del tiempo.	35
Figura 7. Tríptico del día del radón europeo celebrado el 7 de noviembre de 2015.	37
Figura 8. Esquema sobre la generación y transporte del gas radón.	38
Figura 9. Esquema de la desintegración de un átomo de radio en un átomo de radón.	39
Figura 10. Granos de mineral y espacios porosos llenos con agua, aire y radón. En color naranja se identifica el átomo de radio y en rojo el átomo formado de radón.	41
Figura 11. Movilización del radón en el agua subterránea a través de una fractura. En naranja el átomo de radio y en rojo el átomo de radón formado.	43
Figura 12. Influencia de la precipitación en la tasa de dosis ambiental (Fuente: EC, 2005).	48
Figura 13. Esquema del detector <i>RAD7</i> conectado a una cámara de radón.....	52
Figura 14. Esquema sencillo de una cámara de ionización.	54
Figuras 15. Equipos de medida de radón: (a) <i>Safety Siren Pro Series 3</i> , (b) <i>Radon Scout</i> , (c) <i>Sarad RTM-2100</i> y (d) <i>AlphaGUARD</i>	55
Figura 16. Curva característica de la variación de la amplitud del impulso con respecto a la tensión que se aplica a un detector de ionización gaseosa.....	59
Figura 17. Componentes básicos de un detector de ionización gaseosa.	59
Figura 18. Esquema de la variación de la corriente que atraviesa una cámara de ionización cilíndrica, en función de la tensión aplicada.	60
Figura 19. Esquema de un detector <i>AlphaGUARD</i> y una bomba <i>AlphaPUMP</i> conectados a una cámara de radón.	61
Figura 20. Elementos situados en el frontal de un detector <i>Radon Scout</i>	63
Figura 21. Esquema de un sistema de espectrometría gamma de alta resolución.	65
Figura 22. Mecanismo de dispersión Compton.	68
Figura 23. Mecanismo de producción de pares.	69
Figura 24. Interfaz del programa de adquisición y análisis de espectros <i>Genie-2000</i>	73
Figura 25. Esquema sobre la relación de dependencia entre ICRP, otros organismos internacionales y los Estados miembro en la regulación en materia protección radiológica.	82
Figura 26. Esquema cronológico y por ámbitos de actuación de la normativa en materia de protección radiológica.....	91
Figura 27. Esquema del contenido del artículo 75 de la Directiva 2013/59/Euratom.....	108
Figura 28. Esquema sobre la relación existente entre el artículo 75 y los Anexos VIII y XIII de la Directiva 2013/59/Euratom.	109
Figura 29. El Mapa de Radiación Gamma Natural (unidad $\mu\text{R/h}$).	142

Figura 30. Mapas de Madrid del MARNA (a) y su equivalente de exposición al radón en viviendas (b) cuyas unidades son $\mu\text{R/h}$ y Bq/m^3 , respectivamente.	143
Figura 31. Proceso para representar el MARNA mediante el lenguaje <i>Python</i>	145
Figura 32. <i>ArcToolbox</i> y las herramientas multidimensionales para la conversión de archivos (por ej., ráster a formato <i>netCDF</i>).	147
Figura 33. Herramienta <i>ncView</i> para visualizar el contenido de un archivo <i>NetCDF</i>	147
Figura 34. Visualización en <i>ArcMap</i> de los valores correspondientes a la capa del MARNA.	152
Figura 35. Parámetros de la clase <i>Time</i>	159
Figura 36. (a) Imagen tomada en el año 2013, que muestra la fachada del edificio. Una flecha señala la localización de la ventana del salón de la vivienda 'A'. Este marcador puede utilizarse como punto de referencia visual, porque está también marcado en la siguiente figura. (b) El plano con la planta de las viviendas.	163
Figura 37. Esquema simplificado del código utilizado en R para el cálculo de la Transformada Wavelet.	178
Figura 38. Esquema de las técnicas de aprendizaje automático.	186
Figura 39. Procedimiento de cálculo del modelo GBRT.	189
Figura 40. Las series temporales de concentración de radón, presión barométrica (P), diferencia de humedad (H) y diferencia de temperatura (T) para viviendas etiquetadas como ocupada ('A') y no ocupada ('B').	194
Figura 41. Las series temporales de promedio diario de radón entre 13 de diciembre de 2014 hasta 15 de febrero de 2015 para la vivienda etiquetada como ocupada ('A') y no ocupada ('B').	196
Figura 42. Datos de medidas de radón en la vivienda 'A' y 'B' que se han cargado dentro del programa <i>Minitab</i>	197
Figura 43. Opciones disponibles dentro del programa <i>Minitab</i> para el MRLM.	197
Figura 44. Resultados del programa <i>Minitab</i> entre mayo y diciembre de 2014 para (a) vivienda 'A' y (b) vivienda 'B'.	198
Figura 45. Resultados del programa <i>Minitab</i> entre mayo y junio de 2014 para (a) vivienda 'A' y (b) vivienda 'B'.	199
Figura 46. Medidas de radón obtenidas en la vivienda A y su visualización con el programa <i>Peranso</i>	200
Figura 47. Métodos de análisis espectral que hay disponibles en el programa <i>Peranso</i>	200
Figura 48. Opciones de ejecución disponibles en el programa <i>Peranso</i> para el método de Lomb-Scargle.	201
Figura 49. Periodograma de Lomb-Scargle para (a) los datos de radón de la vivienda A y (b) los de la vivienda B.	201
Figura 50. (a, c) Los espectros wavelet de potencia CWT de las series temporales de radón de la vivienda 'A' y 'B', (b) presión, y (d) la diferencia de densidad del aire entre la vivienda 'A' – 'B'. Las unidades de tiempo se han expresado por grupos de tres horas [h*], esto puede referirse igualmente al número de medidas o multiplicando por tres para obtener horas [h]. El COI, que indica la zona fuera del contorno que puede estar afectada por efectos de borde, está delimitado con una línea gruesa blanca. La línea negra es el contorno del 95 %, que muestra el máximo local del espectro wavelet de potencia. La barra de color muestra el espectro de potencia wavelet normalizado por la varianza.	202
Figura 51. (a) Espectro wavelet de potencia WCo entre el radón en la vivienda 'A' y 'B', y (b) WCo entre el radón en la vivienda 'A' y presión. Las flechas representan la relación de	

fase entre las series temporales: derecha = en fase, izquierda = antifase (un desfase de 180° entre las series temporales), arriba o abajo = una de las series temporales está con un desfase de 90° respecto a la otra. Las unidades de tiempo y los contornos se han explicado en el letrero de la figura anterior.	203
Figura 52. El dendrograma de disimilitud del espectro de potencia wavelet de las siguientes series temporales: (1) radón 'A', (2) radón 'B', (3) presión, y (4) diferencia de la densidad de aire.	204
Figura 53. Evolución temporal de los coeficientes Hurst para la vivienda 'A' (ocupada, línea de color azul) y 'B' (desocupada, línea de color verde).	205
Figura 54. Diagrama de importancia de las variables (modelo GBRT de la vivienda 'A').	206
Figura 55. Diagrama de la desviación del conjunto de datos de entrenamiento y de test (para el modelo GBRT de la vivienda 'A', pero el resultado es similar para los datos de la vivienda 'B').	207
Figura 56. Diagramas de dependencias parciales para el modelo GBRT de la vivienda 'A' (ocupada)	208
Figura 57. Diagramas de dependencias parciales múltiples para el modelo GBRT de la vivienda 'A' (ocupada).	208
Figura 58. Diagramas de dependencias parciales para el modelo GBRT de la vivienda 'B' (vacía).	209
Figura 59. Diagramas de dependencias parciales múltiples para el modelo GBRT de la vivienda 'B' (vacía).	209
Figura 60. Diagrama esquemático con tres clústeres con un número distinto de miembros.	231
Figura 61. Esquema en estrella del cubo OLAP.	233
Figura 62. Estructura de los cubos OLAP: (a) Cubo 1 y (b) Cubo 2.	236
Figura 63. Tablas de medidas y de dimensiones de los cubos OLAP: (a) Cubo 1 y (b) Cubo 2.	236
Figura 64. Diagramas de contorno de concentraciones acumuladas de radón distribuidas según la temperatura e índice de Pasquill y la presión e índice de Pasquill para el (a) cubo 1 y (a) cubo 2.	239
Figura 65. Diagrama con los clústeres obtenidos a partir del cubo 1.	241
Figura 66. Diagrama con los clústeres obtenidos a partir del cubo 2.	241
Figura 67. Resultado de la consulta sobre los datos del cubo 1 de la vivienda 'A'	243
Figura 68. Resultado de la consulta sobre los datos del cubo 2 de la vivienda 'B'	244

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Laboratorios de espectrometría gamma.....	6
Tabla 2. Tipos de desintegración beta.	25
Tabla 3. Propiedades físicas y químicas del radón.	31
Tabla 4. Características de las series radiactivas.....	31
Tabla 5. Características radiológicas del radón y de algunos de sus productos de desintegración.....	33
Tabla 6. Concentraciones de uranio y torio en diferentes suelos.	39
Tabla 7. Concentraciones de uranio en diferentes rocas.....	40
Tabla 8. Concentraciones de uranio en diferentes minerales.....	40
Tabla 9. Clasificación de los equipos de medida de radón según sean activos o pasivos y sus características.....	50
Tabla 10. Clasificación de los equipos de medida de radón según el tiempo de exposición.....	53
Tabla 11. Especificaciones técnicas del detector <i>AlphaGUARD</i>	61
Tabla 12. Especificaciones técnicas del detector <i>Radon Scout</i>	63
Tabla 13. Radionucleidos emisores gammas en un espectro gamma.....	74
Tabla 14. Legislación, normativa y recomendaciones de aplicación en relación con la radiactividad ambiental y, en particular, con el radón.	84
Tabla 15. Normas y regulaciones de EE UU y de ámbito internacional para radón en aire.	100
Tabla 16. Límites de índices de concentración de actividad (I) según el uso del material de construcción y el criterio de dosis.....	110
Tabla 17. Recomendaciones de protección radiológica frente a radiación natural.	115
Tabla 18. Criterios para acciones correctoras y medidas de protección radiológica frente a la exposición por radón-222.	118
Tabla 19. Rango de concentración de actividad de materiales naturales usados comúnmente en la construcción.	126
Tabla 20. Rango de concentración de actividad de materiales de construcción que contienen productos TENORM.....	126
Tabla 21. Rango de concentración de actividad en materiales comunes de construcción.....	127
Tabla 22. Rango de concentración de actividad en materiales de construcción destinados para recubrimientos.....	127
Tabla 23. Exceso de dosis efectiva anual generada por la radiación gamma natural de los materiales de construcción en cuatro hipótesis diferentes de intensidad de actividad radioactiva.....	128
Tabla 24. Características principales de los experimentos realizados con cámaras de radón.....	130
Tabla 25. Situaciones atmosféricas típicas en periodos de alta contaminación en Madrid.....	165
Tabla 26. Índice de irradiación como una función de la altitud solar.....	166
Tabla 27. Índice modificado <i>i</i> de irradiación.	167
Tabla 28. La clasificación de estabilidad de la atmósfera de Turner.....	167
Tabla 29. El índice de irradiación como una función de la altitud solar.....	168

Tabla 30. El factor de corrección ΔI	168
Tabla 31. Clases de estabilidad de Turner (del 1 al 7) en función del índice de irradiación y de la velocidad del viento.	168
Tabla 32. Funciones de pérdida para la regresión y clasificación.....	188
Tabla 33. Las correlaciones de Pearson entre el radón y todas las variables medidas a partir de series temporales cada tres horas.....	195
Tabla 34. Resumen de las estadísticas agrupadas por mes para concentraciones de radón basadas en casi siete meses de medidas en dos viviendas y las variables atmosférica (categoría de Pasquill y PBL) por el modelo atmosférico de la NOAA.....	196
Tabla 35. Parámetros optimizados y calidad del ajuste para el modelo GBRT aplicado a los datos de la vivienda 'A' y 'B'.....	206
Tabla 36. Tablas de hechos del (a) cubo 1 y (b) del cubo 2.....	234
Tabla 37. Tabla de la dimensión condiciones ambientales.....	234
Tabla 38. Tabla de la dimensión condiciones atmosféricas.....	235
Tabla 39. Resultado de la consulta MDX sobre el cubo 1.	237
Tabla 40. Hojas de cálculo que confirman el resultado obtenido de la consulta MDX de la tabla anterior.	237
Tabla 41. Resultado de la consulta MDX sobre el cubo 2.	237
Tabla 42. Comprobación de resultados dados para la consulta MDX (presión e índices Pasquill) entre 904 y 910 hPa mediante (a) programación C# y (b) el programa SSAS (captura de pantalla).	238
Tabla 43. <i>Clústeres</i> obtenidos en los cubos 1 y 2.	242
Tabla 44. Códigos identificadores ID de las condiciones ambientales para distintos valores de temperatura, presión y humedad para la vivienda 'A'.	244
Tabla 45. Códigos identificadores ID de las condiciones ambientales para distintos valores de temperatura, presión y humedad.	245
Tabla 46. Registro de medidas para las condiciones ambientales ID 3297 y 3298 y su correspondencia con las condiciones atmosféricas.	246
Tabla 47. Correspondencia entre las condiciones atmosféricas dadas por ID y distintos valores del modelo de NO AA.	246
Tabla 48. Resultados de la tesis doctoral.....	255
Tabla 49. Publicaciones previstas como resultado de la tesis doctoral.	256

Acrónimos y abreviaturas¹

AEMET	Agencia Estatal de Meteorología
AG	“AlphaGUARD” (detector)
ALARA	“As Low As Reasonably Achivable” (criterio de protección radiológica)
BSS	“Basic Safety Standards”
BUFR	“ <u>B</u> inary <u>U</u> niversal <u>F</u> orm for the <u>R</u> epresentation of meteorological data” (formato de archivo)
CEDEX	Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
CELLAR	“Collaboration of European Low-Level underground LAboRatories”
CETA	Centro de Técnicas Aplicadas
CIEMAT	Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas
CRM	“Continuous Radon Monitors”
CSN	Consejo de Seguridad Nuclear
CTE	Código Técnico de Edificación
DSS	“Decision Support Systems”
EC	“European Comission”
ECMWF	“European Centre for Medium-Range Weather Forecast”
EE UU	Estados Unidos
EPA	“Environmental Protection Agency”
ETL	“Extract, Transform and Load”
FWHM	“Full Width at Half Maximum”
GFE	“Graphical Forecast Editor”
GBRT	“Gradient Boosted Regression Trees” (método)
GRIB	“ <u>G</u> R <u>I</u> dded <u>B</u> inary” (formato de archivo)
GS	Guía de Seguridad (del CSN)
HPGe	“High Purity Germanium”
IAEA	“International Atomic Energy Agency”
IARC	“International Agency for Research on Cancer”
ICRP	“International Commission on Radiological Protection”

¹ Se han definido los acrónimos y abreviaturas la primera vez que se usan en el texto. Los organismos internacionales se han referenciado en el texto por su acrónimo en inglés, que resulta en general más fácilmente reconocible para el lector.

IGME	Instituto Geológico y Minero de España
INSHT	Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo
IT	Instrucción Técnica (del CSN)
JRC	“Joint Research Centre”
NCRP	“National Council on Radiation Protection and Measurements”
OIT	Organización Internacional del Trabajo
OLAP	“On-Line Analytical Processing”
OLTP	“On-Line Transaction Processing”
OSHA	“Occupational Safety and Health Administration”
PBLH	“Planetary Boundary Layer Height”
REM	“Radiactivity Environmental Monitoring”
SSAS	“SQL Server Analysis Services”
LaRUC	Laboratorio de Radiactividad ambiental de la Universidad de Cantabria
LET	“Linear Energy Transfer”
LS	Lomb-Scargle (Método de)
MRLM	Método de Regresión Lineal Múltiple
netCDF	“Network Common Data Form” (formato de archivo)
NO AA	“National Oceanic and Atmospheric Administration”
NORM	“Naturally Occurring Radioactive Materials”
NTP	Nota Técnica de Prevención (del INSHT)
RD	Real Decreto
RPSRI	Reglamento de Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes
SIG	Sistemas de Información Geográfica (o en inglés, GIS)
TENORM	“Technologically Enhanced Natural Occurring Radioactive”
TW	Transformada Wavelet (Método de)
UE	Unión Europea
UPM	Universidad Politécnica de Madrid
WHO	“World Health Organization”
WL	“Working Levels”

Resumen

En esta tesis doctoral se estudian las variaciones de radón en el interior de dos viviendas similares de construcción nueva en Madrid, una de ellas ocupada y la otra no, que forman parte del mismo edificio residencial. La concentración de radón y los parámetros ambientales (presión, temperatura y humedad) se midieron durante ocho meses. La monitorización del gas radón se realizó mediante detectores de estado sólido. Simultáneamente, se adquirieron algunas variables atmosféricas de un modelo atmosférico.

En el análisis de los datos, se utilizó principalmente el método de la Transformada Wavelet. Los resultados muestran que el nivel de radón es ligeramente más alto en la vivienda ocupada que en la otra. A partir del análisis desarrollado en este estudio, se encontró que había un patrón específico estacional en la concentración de radón interior. Además, se analizó también la influencia antropogénica. Se pudieron observar patrones periódicos muy similares en intervalos concretos sin importar si la vivienda está ocupada o no.

Por otra parte, los datos se almacenaron en cubos OLAP. El análisis se realizó usando unos algoritmos de agrupamiento (*clustering*) y de asociación. El objetivo es descubrir las relaciones entre el radón y las condiciones externas como la presión, estabilidad, etc. Además, la metodología aplicada puede ser útil para estudios ambientales en donde se mida radón en espacios interiores.

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

Abstract

The present thesis studies the indoor radon variations in two similar new dwellings, one of them occupied and the other unoccupied, from the same residential building in Madrid. Radon concentration and ambient parameters were measured during eight months. Solid state detectors were used for the radon monitoring. Simultaneously, several atmospheric variables were acquired from an atmospheric model.

In the data analysis, the Wavelet Transform Method was mainly used. The results show that radon level is slightly higher in the unoccupied dwelling than in the other one. From the analysis developed in this study, it is found that a specific seasonal pattern exists in the indoor radon concentration. Besides, the anthropogenic influence is also analysed. Nearly periodical patterns could be observed in specific periods whether dwelling is occupied or not.

Otherwise, data were stored in cubes OLAP. Analysis was carried out using clustering and association algorithms. The aim is to find out the relationships among radon and external conditions like pressure, stability, etc. Besides, the methodology could be useful to assess environmental studies, where indoor radon is measured.

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

Capítulo I Introducción

SUMARIO: 1 Objeto de la tesis y antecedentes. 2 Objetivos. 3 Problemática del radón en laboratorios de espectrometría gamma. 4 Esquema. 5 Referencias.

1 OBJETO DE LA TESIS Y ANTECEDENTES

1.1 Objeto

Como resultado de su actividad profesional, el autor ha podido conocer el área de la Seguridad Nuclear y, especialmente, el área de la Protección Radiológica. En relación con la experiencia adquirida en la segunda área de conocimiento, destaca el Proyecto I+D “Estudios para la mejora de la determinación de emisores gamma mediante detectores de semiconductor y su aplicación a la medida de la radiactividad ambiental en muestras de agua” que se desarrolló íntegramente en el Área de Aplicaciones Isotópicas del Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas CETA) del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (en adelante, CEDEX). La investigación proporcionada por este Proyecto se centró en la medida de radiactividad ambiental en muestras de agua y en la atmósfera, que resulta necesaria para garantizar la protección radiológica de las personas y el medio ambiente. Esta necesidad se apoya en el artículo 35 y 36 del Tratado de Euratom, en la Directiva Europea 98/83/CE, de 3 de noviembre, y en el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, que transpone la citada directiva a la legislación interna española².

La tesis se origina como consecuencia de la propia especialización del autor en el campo de las medidas de la radiactividad ambiental y se ha realizado en el Departamento de Explotación de Recursos Minerales y Obras Subterráneas de la Escuela de Minas y Energía de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM). Como resultado de una reorganización de departamentos a nivel de universidad, la nueva denominación es Departamento de Energía y Combustibles. Antes de indicar el objeto de la tesis, se describen a continuación los dos problemas que hay asociados al radón.

- 1) El radón en espacios interiores (viviendas, lugar de trabajo, etc.) constituye la fuente natural más importante de exposición a la radiación ionizante. Este aspecto está regulado en España en el Título VII del Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes (BOE 26/07/2001). Por otra parte, la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2009) considera que la inhalación de radón y sus descendientes es la segunda causa de cáncer de pulmón. Se tiene más información en Barros Dios y Pérez Ríos (2012).
- 2) La presencia de gas radón debe ser controlada en un laboratorio con equipos de espectrometría gamma porque contribuye al fondo radiactivo de los detectores y puede afectar a las medidas (Bossey, 2005). La investigación realizada en el CEDEX se suscitó por esta segunda problemática (ver sección 3 del presente

² Actualmente, se está a la espera que se transponga la Directiva 2013/59/Euratom a la legislación española y que deroga, entre otras, a la Directiva 98/83/CE.

capítulo), porque el laboratorio de radiactividad ambiental del CEDEX tiene equipos de medida de radiactividad ambiental (detectores de germanio y detectores de centelleo líquido). Este tema se aborda en el artículo publicado por el autor en la revista Ingeniería Civil.

La tesis doctoral se enmarca dentro de una línea de investigación que estudia el comportamiento del radón en lugares cerrados. Teniendo presente que el radón es cancerígeno y desde un punto de vista de protección radiológica, resulta de interés conocer la concentración de radón en estos espacios porque en determinadas condiciones (concentración, tiempo de permanencia, tasa de renovación del aire, etc.) este gas puede ser perjudicial para la población.

En esta tesis se aborda también el problema que conlleva poder obtener información de interés a partir de un gran volumen de datos. Es relativamente corriente que una organización cualesquiera y, sin ir más lejos en un laboratorio, se genere con el transcurso del tiempo una ingente cantidad de información que en sí tiene un gran valor pero que no se puede aprovechar en bruto sin una organización previa de los datos y su posterior análisis. Para llevar esto a cabo se ha organizado la información en cubos OLAP para después aplicar sobre ellos modelos de minería de datos. El uso de esta tecnología en investigación es limitado y, aún más, en el campo de medidas de radiactividad.

El experimento principal de la tesis se ha llevado a cabo con dos detectores *Sarad* prestados por el Dr. Quindós Poncela del Laboratorio de Radiactividad ambiental de la Universidad de Cantabria (LaRUC) de la Universidad de Cantabria. Con estos dos equipos se midió durante meses la concentración de radón en el interior de dos viviendas similares de un edificio residencial situado en Madrid. La característica más importante y diferenciadora del experimento con respecto a otros similares consiste en que una de las viviendas estuvo habitada mientras que la otra estuvo deshabitada durante el tiempo en el cual se prolongaron las medidas. El interés del experimento radica en que el registro de medidas de radón que se llevó a cabo en la vivienda desocupada se considera libre de cualquier tipo de influencia antropogénica. En esta situación, se ha podido comparar los registros de medidas en ambas viviendas para así poder comprobar, entre otros aspectos, si la presencia del ser humano afecta de forma significativa al nivel de radón en lugares cerrados.

1.2 Antecedentes

Si bien ya se ha indicado el origen de la tesis y el objeto de la misma, ahora se tratarán los antecedentes de la investigación. En esta tesis no se han realizado medidas de la concentración de radón en espacios exteriores cuyo interés radica, por ejemplo, cuando se utiliza el radón como trazador en procesos atmosféricos. Sin embargo, se han tomado como referencia algunos estudios llevados a cabo en el exterior debido a la especificidad de la investigación. Se ha considerado que las variaciones de radón en el interior son análogas a las que habría en el exterior, por lo que los resultados pueden ser extrapolables. De no ser así, el alcance de la investigación no habría sido adecuado porque nos habríamos impuesto limitaciones antes de empezar.

En particular, la investigación se ha apoyado en el artículo publicado por Galmarini (2006), que precisamente analiza el nivel de radón en el exterior, y en los trabajos realizados por

el grupo de investigación del Laboratorio de Física de Serbia (por ejemplo, Udovicic et al., 2009 y 2011). También se han tenido presente los trabajos realizados, entre otros, por Martin Bulko en la Universidad Comenius de Bratislava que analizan el radón en el exterior y su relación con la estabilidad de la atmósfera (Bulko, 2004; Bulko et al., 2007). En cuanto al uso de la tecnología OLAP y de los modelos de minería de datos, se han empleado básicamente libros de referencia y algún artículo que se citará en el correspondiente capítulo.

El autor ha publicado dos artículos sobre el comportamiento del radón en el interior de un laboratorio de medida de radiactividad ambiental (García-Tobar y Pujol, L., 2014; García-Tobar, 2014). En estos artículos se utilizó el Método de Regresión Lineal Múltiple (MRLM) y el Método de Lomb-Scargle (LS). La justificación de esta investigación surge en torno a la problemática asociada al radón en laboratorios de espectrometría gamma. Por esta razón, se presenta un estado del arte sobre esta problemática en la sección 3. Este no es el tema principal de la tesis que pivota en torno a las medidas realizadas en las dos viviendas. Sin embargo, se ha estimado conveniente hacer referencia a ello puesto que estos trabajos (y su correspondiente estado del arte) constituyen los inicios de investigación presentada en este capítulo. Prueba de ello es que se trabajase inicialmente con el método de LS para después optar por el Método de la Transformada Wavelet (TW). Ambos métodos son diferentes y aportan una información complementaria, pero está claro que el método TW es más completo. Como resultado de aplicar el método de TW a las medidas realizadas en las dos viviendas, el tema principal de la tesis, se publicó un artículo en la revista Internacional “Solid State Phenomena” (García Tobar et al., 2015).

2 OBJETIVOS

En relación con lo expuesto en el apartado anterior, los objetivos principales de la tesis son:

- Ampliar el conocimiento sobre el comportamiento del radón en lugares cerrados y, en concreto, en el interior de dos viviendas con distinta tasa de ocupación.
- Conocer las relaciones entre el radón y otros parámetros (ambientales, atmosféricos, etc.).
- Establecer una metodología basada en cubos OLAP y minería de datos para su aplicación en medidas de radón en viviendas.
- Aplicación de otras metodologías que puedan servir de apoyo en la puesta en práctica (uso de lenguaje de programación *Python* y archivos netCDF).

3 PROBLEMÁTICA DEL RADÓN EN LABORATORIOS DE ESPECTROMETRÍA GAMMA

Dado que se han realizado medidas de concentración de radón y sus descendientes en el interior de un laboratorio, en este capítulo se presenta un “estado del arte” de la problemática del radón en laboratorios de espectrometría gamma que incluye la caracterización de los niveles debido a su contribución al fondo radiactivo (1), los factores externos que influyen en la variabilidad del nivel de radón en el interior del laboratorio (2),

el análisis matemático de las series temporales formadas por los niveles de radón (3), los métodos empleados para reducir la concentración de radón (4).

3.1 Caracterización del nivel de radón en laboratorios

En la bibliografía consultada se ha comprobado que existen varias clasificaciones de los laboratorios de espectrometría gamma atendiendo a su profundidad, para lo cual se utiliza a menudo la unidad “m.w.e.” (“metre water equivalent”) o, en castellano, metros equivalentes de agua. Esta unidad, relacionada con la densidad superficial, se calcula al dividir una determinada masa por unidad de área por la densidad superficial de agua de tal forma que un m.w.e. equivale a 100 g/cm^2 . La profundidad de un laboratorio expresada en metros equivalentes de agua cuantifica el nivel de atenuación de la radiación cósmica que tiene el laboratorio debido a la protección que proporciona la cobertera material, la capa atmosférica y el propio blindaje del detector. Niese (1998) clasifica los laboratorios de espectrometría gamma según su profundidad en:

- Laboratorios profundos situados por debajo de 3.000 m.w.e, los cuales se suelen emplazar en antiguas minas, se localizan lejos de los centros de investigación. En estos laboratorios se estudian fenómenos particulares de la física de partículas y de la astrofísica.
- Laboratorios con una profundidad media que se localizan normalmente en los propios centros de investigación o en sus cercanías. Este tipo de laboratorios se utilizan para medir la radiactividad ambiental de muestras. Un ejemplo se tiene en el laboratorio subterráneo de “Felsenkeller” en Dresden (Alemania) que al estar encajonado bajo una roca de 47 m. de espesor proporciona una protección de 110 m.w.e. A esta profundidad, el flujo de los rayos cósmicos se reduce en un 98% con respecto a la exposición alcanzada en la superficie terrestre. En Niese (2008) se citan algunos laboratorios con una profundidad equivalente en agua comprendida entre 10 y 40 m.w.e. y en donde la radiación cósmica se reduce considerablemente.

La clasificación que propone Niese muestra que los experimentos sobre fenómenos astrofísicos (desintegraciones doble beta, materia oscura, etc.) se suelen realizar en laboratorios profundos por una simple imposición técnica que consiste en reducir al máximo la influencia de los rayos cósmicos en los experimentos que se realizan. Con esto se consigue que el fondo debido a rayos cósmicos que se obtiene en estos laboratorios sea muy bajo. En estos laboratorios es fundamental reducir la contribución del fondo por la radiación cósmica para realizar con éxito los experimentos, aunque también es conveniente reducir el fondo debido al radón (Heusser et al., 1992). Sin embargo, esto no es así en los laboratorios de radiactividad ambiental en donde no se precisa reducir el fondo por radiación cósmica hasta unos niveles tan bajos. Por esta razón, los laboratorios de medida de radiactividad ambiental por espectrometría gamma no se suelen instalar a una gran profundidad. Hult (2007) realiza también una clasificación de laboratorios de espectrometría gamma basada en los laboratorios que constituyen la red CELLAR (“Collaboration of European Low-Level underground LABoratories”). El objetivo de esta red es promover la mayor sensibilidad y calidad en medidas de radiactividad en niveles de fondo ultrabajos para la mejora de la gestión de crisis, el medio ambiente, la salud y las normas europeas de protección al consumidor.

En la red CELLAR (2011) se distinguen laboratorios superficiales (entre 10 y 100 m.w.e.), semiprofundos (100 a 1.000 m.w.e.) y laboratorios subterráneos profundos (> 1.000 m.w.e.). El fondo, a menudo, condiciona el uso principal del laboratorio. Los laboratorios superficiales están, en su mayoría, destinados a medir la radiactividad ambiental en un gran número de muestras durante un corto periodo de tiempo no superior a 10 días, mientras que los laboratorios más profundos miden muestras durante un periodo de tiempo mayor (del orden de semanas o meses). En los laboratorios subterráneos profundos se realizan experimentos físicos que requieren unas condiciones de muy bajo fondo (Laubenstein et al., 2004).

Para aquellas aplicaciones relacionadas con la astrofísica se requieren niveles muy bajos de fondo, para lo cual se precisa reducir al máximo la contribución al fondo que tienen los rayos cósmicos debido, entre otros, a los neutrones, protones y muones (Niese, 2008). El efecto de los protones puede considerarse despreciable para aquellos laboratorios situados a una profundidad mayor de 10 m.w.e. mientras que para evitar el efecto de los muones se requieren profundidades superiores a 1.000 – 2.000 m.w.e. Sobre el efecto de los neutrones, se ha comprobado que el flujo neutrónico es cinco veces inferior en un laboratorio semiprofundo (500 m.w.e.) que en uno superficial (15 m.w.e.) y, además, se ha observado que el flujo neutrónica fluctúa con el tiempo según una componente estacional debido al ciclo solar y una componente a corto plazo por las variaciones de presión atmosférica del aire (Wordel et al., 1996). En relación con esto último, el flujo neutrónico, que contribuye al fondo como radiación cósmica, es máximo con bajas presiones atmosféricas. El fondo por rayos cósmicos puede atenuarse en un laboratorio superficial mediante el blindaje del detector. Esto permite obtener un fondo similar al captado por un detector en un laboratorio emplazado a mayor profundidad. Este es el caso del laboratorio de espectrometría gamma de IAEA-MEL, situado en Mónaco a una profundidad de 35 m.w.e., que consiguió un fondo similar a laboratorios con una profundidad equivalente de 250 m.w.e. al instalar un blindaje especial contra la radiación cósmica (Povinec, 2004).

Hult considera que un laboratorio es subterráneo si tiene una profundidad mínima de 10 m.w.e. Se entiende que la profundidad mínima recomendada por Hult no tiene en cuenta la protección que proporciona la atmósfera, ya que ésta es a nivel del mar de 10,3 m.w.e., sino la atenuación proporcionada exclusivamente por el material comprendido entre la superficie terrestre y el detector inclusive los blindajes.

En general, todos los laboratorios subterráneos tienen un problema en común que es la contribución del radón al fondo radiactivo. El radón es un gas inherente y notorio en espacios subterráneos que no cuentan con una buena ventilación o un aislamiento adecuado que obstaculice la entrada del gas procedente del terreno. La concentración de radón no crece exponencialmente con la profundidad sino que depende fundamentalmente de la tasa de exhalación que tiene el terreno geológico en el cual se emplaza el laboratorio. Los laboratorios de espectrometría gamma tienen niveles de radón fluctuantes en el tiempo, motivado por la propia naturaleza del gas. La mayoría de los laboratorios persiguen reducir o bien mantener la concentración de radón en niveles bajos. En la Tabla 1 se indican los niveles de radón registrados en varios laboratorios de espectrometría gamma. En estos laboratorios se ha medido la concentración de radón por su contribución al fondo radiactivo de los detectores, independientemente de su área de investigación (medida de radiactividad ambiental, astrofísica,...).

Tabla 1. Laboratorios de espectrometría gamma.

Laboratorio	País	Áreas de investigación	Profundidad	Condiciones ambientales	Niveles medios de radón	Referencias
Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX	España	Laboratorio de radiactividad ambiental. Medida por espectrometría gamma en muestras de agua.	10 m. 22 m.w.e.	T = 21 °C H _r = 55 %	115 ± 17 Bq/m ³	Pujol et al., 2008
Instituto de Física de Belgrado	Serbia	Espectrometría gamma. Experimentos para reducir el nivel de radón en el laboratorio.	12 m.	T = 22 °C H _r = 60 % P = 2 mbar	15,6 ± 10,8 Bq/m ³	Udovičić et al., 2009 Udovičić et al., 2011
Universidad de AlbaNova	Suecia	Espectrometría gamma. Estudios astrofísicos.			3 ± 2 Bq/m ³	Jabor et al., 2008
Felsenkeller	Alemania	Medida de radiactividad ambiental en muestras de agua procedentes de minas de uranio y Experimentos sobre astrofísica.	47 m. 110 m.w.e.		60 ± 20 Bq/m ³	Köhler et al., 2009 Hult, 2007 Niese et al., 1998
UDO "Underground laboratory for dosimetry and spectrometry"	Alemania	Dosimetría de dosis muy bajas y espectrometría gamma con un fondo ultra-bajo.	925 m. 2100 m.w.e.		10 a 20 Bq/m ³	Neumaier et al., 2009
Gran Sasso	Italia	Espectrometría gamma y alfa, desarrollo de nuevas técnicas para detectores de radiación y medida de radón.	1400 m. 3400 m.w.e		20 a 40 Bq/m ³	Bassignani et al., 1995 Bassignani et al., 1997 Heusser et al., 1992 Hult, 2007
Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares	México	Laboratorio calibrado para medir radón.		Condiciones de temperatura y humedad variables	Mínimo: 25 Bq/m ³ Máximo: 150 Bq/m ³	Balcázar et al., 2002
Canfranc	España	Estudios astrofísicos sobre la interacción de los neutrinos de origen cósmico con las partículas que constituyen la "materia oscura".	850 m. 2450 m.w.e.	11 m ³ /h (aire del exterior del túnel) 25 m ³ /h (aire acondicionado filtrado)	50 a 100 Bq/ m ³	Niese, 2008

3.2 Factores externos

La concentración de radón en un laboratorio varía diariamente y estacionalmente (Udovičić et al., 2009), debido en gran parte a cambios en los parámetros atmosféricos. En concreto, el nivel de radón está influenciado por la situación meteorológica local (presión atmosférica, temperatura, humedad relativa, viento y precipitaciones) y por las condiciones ambientales del propio laboratorio (sobrepresión, tasa de renovación del aire, temperatura y humedad).

3.2.1 Condiciones meteorológicas

Después del análisis de la bibliografía consultada para redactar el presente informe, cabe destacar que el comportamiento del radón muestra de forma reiterada las siguientes pautas:

- En cuanto al comportamiento del radón a largo plazo, la concentración de radón es mayor en invierno que en verano (Miles et al., 1988; Marley et al., 2001; Bossew et al., 2007; Chan et al., 2010; Podstawczyńska et al., 2010; Cuculeanu et al., 2011). Según Bossew (2007), esta componente estacional del radón puede expresarse con simples funciones sinusoidales.
- La variación del nivel radón a corto plazo presenta niveles máximos a primera hora de la mañana mientras que los mínimos de concentración se alcanzan por la tarde (Kolarz et al., 2009; Chan et al., 2010; Llerena et al., 2010; Podstawczyńska et al., 2010).

En la bibliografía se indican varios artículos en donde se ha pretendido relacionar las variables meteorológicas con los niveles de radón en el interior del laboratorio (Jarvosek et al., 2010; Kojima et al., 2000; Cuculeanu et al., 2011). Para el presente estudio, se considera la presión atmosférica como el parámetro meteorológico más relevante ya que aglutina en ella otras variables de las cuales depende. Por ejemplo, la temperatura de la atmósfera afecta a su densidad, la cual determina el peso de la columna de aire que está encima de la superficie sobre la cual se ejerce este peso, es decir; la presión atmosférica. En Kojima (2000) se considera el viento como el factor que más afecta a la tasa de exhalación de radón del terreno mientras que la temperatura ambiental tiene una menor influencia. Sin embargo, el viento se origina básicamente por la diferencia de presiones en la atmósfera.

La presión atmosférica varía regularmente según un fenómeno conocido por marea barométrica que consiste en la oscilación de la presión a lo largo del día, y la cual suele ocurrir a determinadas horas. A esta variación regular de la presión atmosférica se añade una variación más impredecible que está motivada, por ejemplo; por la llegada de un frente. Es evidente que la presión atmosférica en el interior del laboratorio es igual que la presión atmosférica en el exterior más la presión debida a la columna de aire que hay entre la superficie y el laboratorio. Además, hay que tener en cuenta la sobrepresión que puede introducir un sistema de ventilación mecánico en el interior del laboratorio (Antanasijevic et al., 1999; Udovičić et al., 2009).

El Consejo de Seguridad Nuclear recomienda, CSN (2010), evitar realizar medidas en un laboratorio durante periodos de condiciones meteorológicas adversas como tormentas fuertes y vientos intensos, que pueden provocar modificaciones sustanciales en los niveles habituales de radón.

El comportamiento del radón, ya sea en su componente estacional o diurna, se explica fundamentalmente por el fenómeno meteorológico denominado inversión térmica de la atmósfera (Chan et al., 2010). Este fenómeno se manifiesta como una capa atmosférica en contacto con la superficie terrestre en donde el gradiente vertical de temperatura de la atmósfera es negativo, es decir; la temperatura del aire aumenta con la altura.

La formación de la capa de inversión térmica está estrechamente relacionada con los ciclos de la radiación solar que incide sobre la superficie terrestre. De hecho, la inversión térmica en la atmósfera se origina cuando la superficie se enfría más rápidamente que la atmósfera. Se ha observado que la tasa de exhalación de radón corresponde con las variaciones diarias de temperatura (Ortega et al., 1996). En la capa de inversión térmica no hay movimientos atmosféricos verticales que provoquen el ascenso del radón desde el terreno a capas más altas de la atmósfera. En definitiva, la capa de inversión térmica proporciona condiciones favorables de acumulación de radón en el terreno. En esta situación, en el interior de un laboratorio subterráneo habrá un aumento del nivel de radón.

La capa de inversión térmica se forma todos los días con el atardecer, cuando la radiación solar no incide con tanta intensidad sobre la superficie terrestre. También puede formarse esta capa por la presencia de nubes cuyo albedo evita que parte de la radiación solar alcance la Tierra. Esta capa se deteriora a lo largo del día, cuando la superficie terrestre aumenta su temperatura. El nivel de radón máximo en un laboratorio ocurre a primera hora de la mañana. A partir de entonces, la capa de inversión térmica ya deteriorada permite movimientos atmosféricos verticales que favorece que el radón ascienda hasta las capas más altas de la atmósfera.

Esta capa también se forma en los meses fríos del año ya que, como ocurría en el caso anterior, se enfría la superficie terrestre más que el aire. El nivel de radón en el interior del laboratorio suele ser mayor en invierno que en verano debido a la presencia de la capa de inversión térmica que propicia la acumulación de radón en el terreno.

La precipitación, junto a la presión atmosférica, es otro factor significativo que influye en la concentración de radón atmosférico y en la tasa de dosis gamma ambiental. Ambos parámetros aumentan con la precipitación. En concreto, la concentración máxima de radón en la superficie se suele dar entre 2 y 3 horas después del máximo de precipitación (Chan et al., 2010). También se observó que la tasa de dosis gamma ambiental tenía una respuesta más rápida que el radón atmosférico, posiblemente porque los descendientes del radón se adhieren a los aerosoles (Papastefanou, 2008). Aunque esta investigación se centra en el radón atmosférico, podría explicar incrementos notorios de la concentración de radón del laboratorio ante precipitaciones en el exterior. Tanto el mal tiempo como las precipitaciones conllevan descensos en la

presión atmosférica. Esta situación particular favorece que el nivel de radón aumente especialmente en el interior del laboratorio.

3.2.2 Condiciones ambientales

El sistema de climatización que dispone el laboratorio de radiactividad ambiental del CETA-CEDEX garantiza que las condiciones ambientales en su interior permanezcan relativamente estables a una temperatura de 21°C y una humedad relativa del 55%. Sin embargo, se ha observado que hay laboratorios de espectrometría gamma que tienen fluctuaciones muy notorias de temperatura y humedad en su interior. En los experimentos realizados en laboratorios con condiciones ambientales no estables se ha comprobado que el comportamiento del radón está estrechamente relacionado con las fluctuaciones de temperatura y humedad del laboratorio (Balcázar et al., 2002). A raíz de las medidas de concentración de radón realizadas en el Laboratorio del Instituto de Física de Belgrado, (Udovičić et al., 2011), se concluye que:

Los niveles máximos de radón se obtienen cada día a primera hora de la mañana mientras que los mínimos de concentración se alcanzan por la tarde.

Existe una correlación entre la concentración media del radón, tomando valores medios mensuales, y la humedad y la temperatura del laboratorio.

En relación con los descendientes radiactivos del radón, la humedad del laboratorio favorece que estos radionucleidos se asocien a los aerosoles y permanezcan en el aire del laboratorio.

En aquellos laboratorios donde sus condiciones de temperatura y humedad permanecen constantes, la fluctuación en la concentración de radón está dominada principalmente por las condiciones meteorológicas en vez de por las condiciones ambientales del laboratorio.

Es comprensible que el nivel de radón esté vinculado con la humedad, porque éste se encuentra en el aire en equilibrio con sus descendientes de vida corta (^{214}Pb y ^{214}Bi), ya que éstos se adhieren a los aerosoles en suspensión, tal y como se muestra en la Figura 1 (Papastefanou, 2008). Se ha observado que el nivel de radón registrado en sótanos es mayor en aquellas estaciones del año con una mayor humedad ambiental (De Francesco et al., 2010).

Figura 1. Proceso básico de adhesión de los descendientes del radón a un aerosol.

3.3 Análisis matemático

El conjunto de medidas de concentración de radón tomadas en el interior de un laboratorio de espectrometría gamma constituyen una serie temporal. Esta variabilidad temporal se manifiesta no sólo en el radón sino también en sus descendientes emisores-gamma. En el estudio realizado por Bossew (2005) se sumó el fondo espectral gamma registrado con un detector HPGe entre 1983 y 2003. Se identifican los emisores gamma del espectro. A raíz del análisis temporal de los fondos, se comprueba que existe una gran variabilidad temporal en los fotopicos del ^{214}Pb y ^{214}Bi en comparación con las líneas espectrales de otros radionucleidos presentes en el medio ambiente (^{40}K , ^{238}U , ^{235}U ,...) y en los materiales del detector.

Para estudiar la periodicidad de las series temporales formadas por la concentración del radón, en el Laboratorio Nuclear del Instituto de Física de Belgrado se ha optado por analizar espectralmente estas series utilizando el método de Lomb-Scargle (Udovičić et al., 2009 y 2011), cuyo fundamento teórico basado en la Transformada Discreta de Fourier se expuso inicialmente en Scargle (1982). En Udovičić (2011) se citan dos ventajas del método de Lomb-Scargle:

Este método de análisis está diseñado para tratar series de datos no equidistantes, aunque también es válido para datos distribuidos uniformemente.

El periodograma, que se obtiene al aplicar el método, tiene una sencilla interpretación estadística.

Como resultado de los citados artículos de Udovičić, se concluye que el radón muestra una periodicidad a corto plazo de 24 horas y un periodo de un año correspondiente a su componente estacional. Esta misma periodicidad diurna se obtuvo en Groves-Kirkby (2006) a partir del análisis de Fourier de la serie de niveles de radón, cuyas medidas también se analizaron a través de correlaciones cruzadas ("cross-correlations").

El método de Lomb Scargle también se utiliza en el análisis espectral de series radiactivas. En Javorsek (2010) se determinó que el ^{226}Ra fluctuaba con un periodo igual a un año. Aunque este artículo no tiene una relación directa con la problemática del radón, resulta de gran interés porque también se comparan los resultados obtenidos con la temperatura local, presión atmosférica, humedad relativa, distancia de la Tierra al Sol,...

En Planinic (2004) se determinó el periodograma acumulado de una serie temporal de valores de concentración de radón, que consiste en la integral de la densidad espectral de potencial con respecto la frecuencia. En este mismo artículo también se emplearon métodos fractales para estudiar el comportamiento del radón y otras variables meteorológicas con respecto el tiempo. Se determinó el coeficiente de Hurst y el de Lyapunov lo que mostró que el radón, respectivamente, presenta un comportamiento no persistente en el tiempo y caótico.

Los valores de concentración de radón se suelen correlacionar con las variables meteorológicas (temperatura del aire, precipitación, viento, presión atmosférica,

temperatura del suelo y humedad relativa) por medio de los coeficientes de Pearson. Así se hizo en Cuculeanu (2011), aunque las medidas de radón no se realizaron en el interior de un laboratorio. En Llerena (2010) se determinaron los coeficientes de Pearson entre los pares de variables: temperatura-humedad, temperatura-presión y presión-humedad. En este trabajo también se relacionó la temperatura con la concentración de radón, obteniéndose un óptimo coeficiente de determinación entre ambas variables cuando se corrigió la temperatura con la humedad tal y como se muestra en la siguiente expresión.

$$T' = T + 0,6 (H-35) \quad [1]$$

, siendo:

$T'(^{\circ}\text{C})$ = temperatura corregida

$T(^{\circ}\text{C})$ = temperatura

$H(\%)$ = humedad relativa

En Groves-Kirkby (2009) se emplearon las herramientas de análisis de la curva de Lorenz y los coeficientes Gini para investigar y cuantificar las variaciones estacionales que experimenta la concentración de radón en el aire.

En Bossew (2007) se aplicó el método Fisher, o también conocido por LSD (“Least Significant Difference”), para así comparar las concentraciones de radón registradas en diferentes localizaciones.

3.4 Métodos de reducción de radón

Un objetivo que se persigue en la espectrometría gamma es reducir la cantidad mínima detectable (MDA) del sistema de detección, por ejemplo; para obtener más estadística en menos tiempo. El parámetro MDA es inversamente proporcional a la eficiencia del detector y directamente proporcional a la raíz cuadrada del número de cuentas del fondo del pico de interés, tal y como se indica en la siguiente expresión.

$$MDA \propto \frac{\sqrt{\text{fondo}}}{\text{Eficiencia}} \quad [2]$$

En esta sección se describen una serie de actuaciones a seguir para reducir el fondo del laboratorio y así obtener la cantidad mínima detectable deseada.

El fondo debido a los rayos cósmicos puede reducirse seleccionando el material adecuado para el blindaje y su espesor en los equipos de espectrometría gamma.

El radón también contribuye al fondo. Ante esta problemática, en un laboratorio de este tipo se suelen tomar las siguientes actuaciones para reducir el nivel de radón:

El sistema de ventilación introduce aire fresco en el interior del laboratorio. Con este método se reduce considerablemente el nivel de radón del laboratorio (Udovičić et al., 2009). En Niese (2008) se cita como ejemplo el laboratorio de “Felsenkeller” que

presentaba una concentración de radón en torno a 200 Bq/m^3 hasta que se instaló un sistema de ventilación que redujo el nivel hasta 27 Bq/m^3 . También se puede filtrar el aire para evitar que éste tenga descendientes radiactivos del radón (Bassignani et al., 1995). El sistema de ventilación suele estar asociado a un sistema de climatización que garantice que el laboratorio se encuentre en condiciones estables de temperatura y humedad. Es conveniente que haya renovación del aire, evitando que estos sistemas mecánicos originen diferencias de presión no deseadas con respecto al exterior (Antanasijevic et al., 1999).

El laboratorio se suele rodear con una capa de aluminio que evite la entrada de radón procedente del terreno o de los materiales de construcción. Las grietas y juntas que pueda haber se sellan con una resina para así garantizar la hermeticidad del laboratorio (Antanasijevic et al., 1999). Como método adicional, también se puede ventilar con una corriente de aire el espacio comprendido entre el blindaje que rodea el laboratorio y las paredes del mismo. Así se hizo en un laboratorio universitario que consiguió reducir el nivel medio de radón hasta una concentración de 6 Bq/m^3 (Jabor et al., 2008).

Estas medidas que se han citado están destinadas a reducir el nivel medio de radón del laboratorio, pero también pueden implementarse medidas más localizadas que actúen directamente sobre el detector HPGe. En concreto, se suele ventilar con un gas inerte el interior de la cámara de recuento de un equipo de espectrometría gamma para así desplazar el radón lejos del detector. Este método para reducir el nivel de radón es ampliamente utilizado (García et al., 1998; Gehrke et al., 2005; Heusser et al., 1992; Heusser et al., 2006; Hurtado et al., 2006; Hult, 2007; Laubenstein et al., 2004; Niese et al., 1998; Sýkora et al., 2008; Verplancke, 1992). También se recomienda que la corriente de gas inerte se aproxime cerca del detector para lograr que la concentración de radón presente dentro del volumen de detección sea la menor posible (Neumaier et al., 2009). En Sýkora (2008) se añade que el blindaje del equipo de espectrometría gamma debe ofrecer un cierre hermético, que evite la entrada de radón procedente de la atmósfera del laboratorio al interior de la cámara de recuento.

El método de reducción de radón por ventilación de la cámara de recuento con un gas inerte es el más empleado y con el cual se obtiene una reducción óptima del radón. Por esta razón, se detalla a continuación el método.

La cámara de recuento es el compartimento formado por las paredes del blindaje de plomo y la propia puerta del equipo. El blindaje cuenta con una perforación que lo atraviesa. Por este agujero se introduce un gas inerte que desplaza el radón, localizado en el compartimento, hacia el exterior de la cámara.

En el laboratorio de radiactividad ambiental del CETA-CEDEX se ha optado por recircular el nitrógeno en estado vapor, procedente del recipiente criogénico, al interior de la cámara de recuento. Como se ha indicado, el radón contribuye al fondo de las medidas por lo que es deseable que su concentración en el interior de la cámara sea el menor posible. Con esta actuación se aprovecha un subproducto de la propia refrigeración del detector que de no utilizarse para tal fin se perdería directamente al ambiente. Además, se evita tener que utilizar una bombona complementaria de un gas

inerte que, si bien podría ofrecer una mayor evacuación del radón de la cámara, encarecería el coste operativo del equipo.

La ventilación de la cámara de recuento con un gas inerte reduce satisfactoriamente el nivel de radón. Se ha observado experimentalmente que el cociente de $^{214}\text{Pb}/e^+-e^-$ o el $^{214}\text{Bi}/e^+-e^-$ disminuye con el venteo, lo cual indica que se reduce el fondo debido al radón ya que el pico de aniquilación no varía. El efecto del nitrógeno para desplazar el gas radón en el interior del blindaje es similar al de una adecuada ventilación en el laboratorio (Pujol et al., 2008).

3.5 Comentarios

Como resultado del estado del arte sobre la problemática del radón en laboratorios de espectrometría gamma se han obtenido las siguientes conclusiones:

- 1) La concentración de radón en el interior de un laboratorio de vigilancia radiológica muestra una tendencia diurna y otra estacional. El análisis espectral de series temporales de radón, correspondientes a medidas tomadas en el interior de un laboratorio subterráneo, ha concluido que la componente diurna del radón tiene una periodicidad igual a un día mientras que el periodo de su componente estacional es de un año (Udovičić et al., 2011).
- 2) La concentración de radón es, por lo general, mayor en los meses fríos y a primera hora de la mañana mientras que el nivel mínimo se alcanza en los meses cálidos y por la tarde. Esta afirmación cuenta con un gran consenso internacional.
- 3) El fenómeno meteorológico que explica, principalmente, el comportamiento fluctuante del radón es la formación de una capa atmosférica de inversión térmica muy próxima a la superficie terrestre que proporciona condiciones favorables de acumulación de radón en el terreno (Chan et al., 2010).
- 4) El comportamiento del radón en un laboratorio, por lo general, queda a expensas de sus condiciones ambientales de temperatura y humedad, según se comprobó empíricamente en Balcázar et al. (2002). Esto es válido para aquellos laboratorios con condiciones de temperatura y humedad muy variables. En caso contrario, el comportamiento del radón en un laboratorio con condiciones estables de temperatura y humedad se rige, fundamentalmente, por las condiciones meteorológicas de la zona. En concreto, los parámetros atmosféricos más relevantes son la presión atmosférica, humedad relativa del aire y la temperatura (Chan et al., 2010).
- 5) La concentración de radón en el interior de un laboratorio se reduce considerablemente por acción de la ventilación (Udovičić et al., 2009). Se debe procurar que la extracción del aire del laboratorio no genere una presión negativa que succione el radón colindante del terreno. Por esta razón, se recomienda que no haya diferencias de presión importantes entre el laboratorio y el terreno.
- 6) El nivel de radón en el interior de un laboratorio experimenta siempre variaciones con respecto al tiempo aunque la concentración de radón conseguida sea baja por efecto de la ventilación (Udovičić et al., 2009).

7) La suma de los espectros de fondo medidos durante años con un detector de espectrometría gamma indica que los fotopicos correspondientes a los descendientes emisores-gamma del ^{222}Rn experimentan una gran variabilidad temporal con respecto a los fotopicos de otros radionucleidos, por ejemplo, ^{40}K . Esto se ha comprobado experimentalmente en Bossew (2005).

8) Ventilar la cámara de recuento de un detector HPGe con venteo, procedente del nitrógeno que se evapora del recipiente Dewar, es una buena medida para reducir el fondo debido al radón. El efecto del nitrógeno para desplazar el gas radón en el interior del blindaje es similar al de una adecuada ventilación en el laboratorio (Pujol et al., 2008).

9) La elección de un detector de germanio puro para un laboratorio de espectrometría gamma depende de la aplicación al cual está destinado el detector. Se persigue tener una eficiencia máxima para detectar un determinado emisor gamma. La eficiencia del detector depende de la energía del emisor gamma, la geometría de la muestra y, también, de las características geométricas del detector. No siempre elegir un tamaño mayor de detector conlleva tener asociado una mejoría significativa de la eficiencia, ya que también se capta más fondo. Se requiere un detector adecuado, aunque no sea el tamaño máximo disponible en el mercado, que proporcione una eficiencia óptima de los radionucleidos que se vayan a analizar.

10) Para un laboratorio de radiactividad ambiental, se recomienda que el tamaño del detector de HPGe que garantice una eficiencia óptima sea tal que el diámetro del cristal no exceda el diámetro de la fuente y que el volumen del cristal sea el más pequeño posible (Barnes et al., 2009).

11) No compensa instalar detectores de centelleo líquido en laboratorios subterráneos porque la contribución del fondo por radiación cósmica no supone una reducción significativa del fondo total, al contrario que en los detectores de espectrometría gamma (Niese, 2008). En este sentido, se recomienda reducir el nivel de radón que aporta un fondo considerable en centelleo líquido (Plastino et al., 2006).

4 ESQUEMA

La investigación se apoya en datos experimentales. Estos datos se obtuvieron principalmente del experimento que consistió en medir la concentración de radón en el interior de dos viviendas similares de Madrid (una de ellas ocupada y otra vacía) y que se prolongó desde el 11 de mayo de 2014 hasta el 15 de febrero de 2015. Las medidas se realizaron cada tres horas hasta el 13 de diciembre y a partir de esta fecha se tomaron cada hora. El método de *boosting* ha utilizado las medidas comprendidas entre el 13 de diciembre hasta 15 de febrero de 2015. En el caso de OLAP y los modelos de minería de datos se utilizó el registro completo de medidas entre mayo de 2014 hasta febrero de 2015 debido a que se requería la máxima cantidad de datos posibles. El resto de los métodos (LS, TW y Hurst) ha utilizado las medidas del 11 de mayo a 12 de diciembre de 2014.

Las medidas se han analizado mediante diversos métodos matemáticos. En este apartado se citan los métodos empleados, donde se aplicaron y cual es su finalidad. En los capítulos siguientes se describirá cada método en detalle.

- Gestión de datos mediante Python: Para representar datos de radón espaciales/temporales debidamente georreferenciados y para realizar operaciones básicas con ellos.
- Método de regresión lineal múltiple (MRLM): Este método se aplicó en las medidas de radón del laboratorio del CEDEX y en el experimento llevado a cabo en las viviendas. Se trata de un método sencillo que permitió conocer relaciones sencillas (lineales) entre el radón y parámetros ambientales como la presión, temperatura y humedad. Cuando se hace referencia a los resultados del laboratorio del CEDEX se debe consultar las publicaciones correspondientes (revista Ingeniería Civil y Nova Scintia).
- Métodos de análisis espectral y espectro-temporal: Método de Lomb-Scargle (LS) y de la Transformada Wavelet (TW). Se aplicó con las medidas de radón correspondiente al experimento realizado en las viviendas. Se utilizaron para estudiar el comportamiento periódico del nivel de radón en aquellas medidas realizadas en los dos apartamentos.
- Método de coeficientes Hurst: Se aplicó exclusivamente con las medidas de radón realizadas en las viviendas.
- Método de “Gradient Boosted Regression Trees” (GBRT): Se aplicó exclusivamente con las medidas de radón realizadas en las viviendas.
- Cubos OLAP y modelos de minería de datos (algoritmo de *clustering* y de asociación). La organización de los datos en cubos y posterior análisis se utilizó exclusivamente en las medidas de datos realizadas en las dos viviendas.

El método que conlleva una mayor complejidad y alcance es el último relativo al uso de cubos OLAP y modelos de minería de datos. Este es el método principal de la tesis tal y como se puede deducir porque es el citado en el título. Para finalizar el capítulo introductorio, se resume la actividad investigadora que se ha llevado a cabo en la tesis doctoral en la Figura 2.

Figura 2. Esquema sobre el desarrollo de la tesis doctoral en donde se muestran los métodos aplicados (izquierda) y los resultados principales que se han obtenido (derecha)

5 REFERENCIAS

- [1] Antanasijevic, R., Anicin, I., Bikit, I., Banjanac, R., Dragic, A., Joksimovic, D., Krmpotic, D., Udovičić, V y Vukovic, J. (1999). Radon measurements during the building of a low-level laboratory. *Radiation Measurements* 31, 371-374.
- [2] Balcázar, M., López, A., Streil, T. y Chávez, A. (2002). Radon leakage assessment in a controlled radon laboratory. *Geofísica Internacional* 41, 281-284.
- [3] Barnes, E.M., Long, S.A. y Tinker, R.A. (2009). Difficulties in obtaining an HPGe detector for low-level measurements. *Applied Radiation and Isotopes* 67, 692-695.

- [4] Barros Dios, J.M. y Pérez Ríos, M. (2012). Radón y cáncer de pulmón. Santiago de Compostela: Ediciones de la Universidad de Santiago de Compostela. 196p. ISBN: 978-84-9887-948-3.
- [5] Bassignani, A., Bam, B.B., Colombo, G., Dekhissi, H., Fresca Fantoni, R., Giacomelli, G., Maltoni Giacomelli, G. y Sartorio, C. (1995). Review of long term radon studies at the Gran Sasso Underground Laboratory. *Radiation Measurements* 25, 557-560.
- [6] Bassignani, A., Bam, B.B., Colombo, G., Fresca Fantoni, R., Giacomelli, G., Mascoli, M., Fracchetta, V., Patrizii, L. y Sartorio, C. (1997). Measurements of radon concentration and gamma ray activity in Hall B of the Gran Sasso Laboratory. *Radiation Measurements* 28, 609-612.
- [7] Bossew, P. (2005). A very long-term HPGe-background gamma spectrum. *Applied Radiation and Isotopes* 62, 635–644.
- [8] Bossew, P. y Lettner, H. (2007). Investigations on indoor radon in Austria, Part 1: Seasonality of indoor radon concentration. *Journal of Environmental Radioactivity* 98, 329-345.
- [9] Bulko, M. (2004). Analýza variácií ^{222}Rn v atmosfére Bratislavy. *Diploma thesis. Bratislava, FMFI UK*, p. 80.
- [10] Bulko, M., Holý, K., Polásková, A., Hrvol', J. y Šimon, J. (2007). Outdoor radon as an indicator of atmospheric stability. *Acta Facultatis Ecologicae* 16 (1), 37-43.
- [11] CELLAR (2011). Collaboration of European Low-Level Underground Laboratories. <<http://www.mpi-hd.mpg.de/personalhomes/zuzel/web/lowlevel/gtml/cellar.pdf>>
- [12] Chan, S.W., Lee, C.W. y Tsui, K.C. (2010). Atmospheric radon in Hong Kong. *Journal of Environmental Radioactivity* 101, 494-503.
- [13] CSN (2010). Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radon. Guía de Seguridad 11.01.
- [14] Cuculeanu, V., Simion, F., Simion, E. y Geicu, A. (2011). Dynamics, deterministic nature and correlations of outdoor ^{222}Rn and ^{220}Rn progeny concentrations measured at Bacau, Romania. *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 703-712.

- [15] De Francesco, S., Tommasone, F.P., Cuoco, E. y Tedesco, D. (2010). Indoor radon seasonal variability at different floors of buildings. *Radiation Measurements* 45, 928-934.
- [16] Galmarini, S. (2006). One year of ^{222}Rn concentration in the atmospheric surface layer. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 2865–2886.
- [17] García, E., González, D., Morales, A., Morales, J., Ortiz de Solórzano, A., Puimedón, J., Sáenz, C., Salinas, A., Sarsa, M.L. y Villar, J.A. (1998). Analysis of airborne radon in an ultra-low background experiment. *Applied Radiation and Isotopes* 49, 1749-1754.
- [18] García-Tobar, J. (2014). Influencia de las condiciones meteorológicas sobre el nivel de radón a corto plazo en un laboratorio subterráneo. *Nova Scientia* 6(12), 78-107.
- [19] García-Tobar, J. y Pujol, L. (2014). Influencia de la meteorología en el nivel de radón en un laboratorio de medidas de radioactividad ambiental. *Ingeniería civil* 174, 61-70.
- [20] García-Tobar, J., Mazadiego, L.F. y Quindos-Poncela, L.S. (2015). A Comparison of Preliminary Results of Indoor Radon Behaviour between one Occupied and one Unoccupied Dwelling in Madrid, Spain. *Solid State Phenomena* 238, 140-150.
- [21] Gehrke, R. y Davidson, J. (2005). Acquisition of quality γ – ray spectra with HPGe spectrometers. *Applied Radiation and Isotopes* 62, 479-499.
- [22] Groves-Kirkby, C.J., Denman, A.R., Crockett, R.G.M., Phillips, P.S. y Gillmore, G.K. (2006). Identification of tidal and climatic influences within domestic radon time-series from Northamptonshire, UK. *Science of The Total Environment* 367, 191-202.
- [23] Groves-Kirkby, C.J., Denman, A.R. y Phillips, P.S. (2009). Lorenz Curve and Gini Coefficient: Novel tools for analysing seasonal variation of environmental radon gas. *Journal of Environmental Management* 90, 2480-2487.
- [24] Harb, S., Din, K.S. y Abbady, A. (2008). Study of Efficiency Calibrations of HPGe Detectors for Radioactivity Measurements of Environmental Samples, Proceedings of the 3rd Environmental Physics Conference, 207-218.

- [25] Heusser, G. y Wojcik, M. (1992). Radon suppression in Low-Level Counting. *Applied Radiation and Isotopes* 43, 9-18.
- [26] Heusser, G., Laubenstein, M. y Neder, H. (2006). Low-level germanium gamma-ray spectrometry at the level and future developments towards higher sensitivity. *Radionuclides in the Environment* 8, 495-510.
- [27] Hurtado, S., Garcialeon, M., Garciatenorio, R.N (2006). Optimized background reduction in low-level gamma-ray spectrometry at a surface laboratory. *Applied Radiation and Isotopes* 64, 1006-1012.
- [28] Hult, M. (2007). Low-level gamma-ray spectrometry using Ge-detectors. *Metrologia* 44, S87.
- [29] Jabor, A., Bargholtz, C., Honn, E., Norlin, L., Tegner, P., Wachtmeister, S. (2008). A new surface laboratory for measurements of low-level radioactivity. *Applied Radiation and Isotopes* 66, 1443-1449.
- [30] Javorsek II, D., Sturrock, P.A., Lasenby, R.N., Lasenby, A.N., Buncher, J.B., Fischbach, E., Gruenwald, J.T., Hoft, A.W., Horan, T.J., Jenkins, J.H., Kerford, J.L., Lee, R.H., Longman, A., Mattes, J.J., Morreale, B.L., Morris, D.B., Mudry, R.N., Newport, J.R., O'Keefe, D., Petrelli, M.A., Silver, M.A., Stewart, C.A. y Terry, B. (2010). Power spectrum analyses of nuclear decay rates. *Astroparticle Physics* 34, 173-178.
- [31] Kalin, R.M., Wright, L., Devine, J.M. y Long, A. (1991). Statistical Considerations of Very Low Background Count Rates in Liquid Scintillation Spectrometry with Applications to Radiocarbon Dating, in Liquid Scintillation Counting and Organic Scintillators, Proc. of the Int. Conf. on New Trends in Liquid Scintillation Counting and Organic Scintillators, (Ed.) Lewis Publishers, 489-494.
- [32] Keyser, R.M. (2002). Efficiency and Resolution of Germanium Detectors as a Function of Energy and Incident Geometry, 9th International Symposium on Environmental Radiochemical Analysis, (Ed.) The Royal Society of Chemistry, 38-44.
- [33] Keyser, R.M. (2004). Resolution and sensitivity as a function of energy and incident geometry for germanium detectors. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 213, 236-240.

- [34] Köhler, M., Degering, D., Laubenstein, M., Quirin, P., Lampert, M.O., Hult, M., Arnold, D., Neumaier, S. y Reyss, J.L. (2009). A new low-level γ – ray spectrometry system for environmental radioactivity at the underground laboratory Felsenkeller. *Applied Radiation and Isotopes* 67, 736-740.
- [35] Kojima, H. y Nagano, K. (2000). Dependence of barometric pressure, wind velocity and temperature on the variation of radon exhalation. *Proceedings of 2000 International Radon Symposium*, 70-79.
- [36] Kolarz, P.M., Filipovic, D.M. y Marinkovic, B.P. (2009). Daily variations of indoor air-ion and radon concentrations. *Applied Radiation and Isotopes* 67, 2062-2067.
- [37] Laubenstein, M., Hult, M., Gasparro, J., Arnold, D., Neumaier, S., Heusser, G., Köhler, M., Povinec, P., Reyss, J.L., Schwaiger, M. y Theodórsson, P. (2004). Underground measurements of radioactivity. *Applied Radiation and Isotopes* 61, 167-172.
- [38] Llerena, J.J., Cortina, D., Durán, I. y Sorribas, R. (2010). An approach to the subslab depressurization remedial action in a high ^{222}Rn concentration dwelling. *Journal of Environmental Radioactivity* 101, 219-225.
- [39] Marley, F. (2001). Investigation of the influences of atmospheric conditions on the variability of radon and radon progeny in buildings. *Atmospheric Environment* 35, 5347-5360.
- [40] Miles, J.C.H. (1988). Variations in radon-222 concentrations. *Journal of Radiological Protection* 8, 103-105.
- [41] Neumaier, S., Wojcik, M., Dombrowski, H. y Arnold, D. (2009). Improvements of a low-level gamma-ray spectrometry system at the underground laboratory "UDO". *Applied Radiation and Isotopes* 67, 726-730.
- [42] Niese, S., Koehler, M. y Gleisberg, B. (1998). Low-level counting techniques in the underground laboratory "Felsenkeller" in Dresden. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 233, 167-173.
- [43] Niese, S. (2008). Underground laboratories for low-level radioactivity measurements, in: Pavel, P.P. (Ed.), *Radioactivity in the Environment*. Elsevier, 209-239.

- [44] Ortega, X. y Vargas, A. (1996). Characteristics and temporal variation of airborne radon decay progeny in the indoor environment in Catalonia (Spain). *Environment International* 22, 149-159.
- [45] Papastefanou, C. (2008). Chapter 4 Residence time of tropospheric aerosols in association with radioactive nuclides, in: *Constantin, P. (Ed.), Radioactivity in the Environment. Elsevier*, 71-84.
- [46] Planinic, J., Vukovic, B. y Radolic, V. (2004). Radon time variations and deterministic chaos. *Journal of Environmental Radioactivity* 75, 35-45.
- [47] Plastino, W. y Kaihola, L. (2006). Radiocarbon measurement by liquid scintillation spectrometry at the Gran Sasso National Laboratory. *Radionuclides in the Environment* 8, 520-528.
- [48] Podstawczyńska, A., Kozak, K., Pawlak, W. y Mazur, J. (2010). Seasonal and diurnal variation of outdoor radon (^{222}Rn) concentrations in urban and rural area with reference to meteorological conditions. *Nukleonika* 55, 543-547.
- [49] Povinec, P., Comanducci, J., Levy-Palomo, I. y Auaullee, F. (2006). IAEA-MEL's underground counting laboratory – The design and main characteristics. *Radionuclides in the Environment* 8, 538-553.
- [50] Povinec, P. (2004). IAEA-MEL's underground counting laboratory in Monaco: background characteristics of HPGe detectors with anti-cosmic shielding. *Applied Radiation and Isotopes* 61, 85-93.
- [51] Pujol, L. y González, R. (2008). Estudios para la mejora en la medida de espectrometría gamma en el laboratorio de radiactividad ambiental del CEDEX. Parte 1: caracterización del fondo radiactivo. *Ingeniería Civil*.
- [52] Scargle, J.D. (1982). Studies in astronomical time series analysis. II - Statistical aspects of spectral analysis of unevenly spaced data. *Astrophysical Journal* 263, 835-853.
- [53] Sýkora, I., Ješkovský, M., Janík, R., Holý, K., Chudý, M. y Povinec, P. (2008). Low-level single and coincidence gamma-ray spectrometry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 276, 779-787.
- [54] Udovičić, V., Grabež, B., Dragić, A., Banjanac, R., Joković, D., Panić, B., Joksimović, D., Puzović, J. y Aničin, I. (2009). Radon problem in an underground low-level laboratory. *Radiation Measurements* 44, 1009-1012.

- [55] Udovičić, V., Aničin, I., Joković, D., Dragić, A., Banjanac, R., Grabež, B. y Veselinović, N. (2011). Radon time-series analysis in the underground low-level laboratory in Belgrado, Serbia. *Radiation Protection Dosimetry*, 1-4.
- [56] Vargas, M., Timón, A., Díaz, N. y Sánchez, D. (2002). Influence of the geometrical characteristics of an HpGe detector on its efficiency. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 253, 439-443.
- [57] Verplancke, J. (1992). Low level gamma spectroscopy: low, lower, lowest. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment* 312, 174-182.
- [58] Wordel, R., Mouchel, D., Altitzoglou, T., Heusser, G., Arnes, B.Q. y Meynendonckx, P. (1996). Study of neutron and muon background in low-level germanium gamma-ray spectrometry. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment* 369, 557-562.
- [59] World Health Organization, WHO (2009). WHO Handbook on Indoor Radon: A Public Health Perspective. World Health Organization. WHO Press, Geneva, Switzerland.

Capítulo II El gas radón: generalidades, sistemas de medida y aplicaciones

SUMARIO: 1 Definiciones y conceptos. 2 Generalidades. 3 El ciclo de vida del radón. 4 Sistemas de medida de radón. 5 Aplicaciones. 6 Referencias.

1 DEFINICIONES Y CONCEPTOS

En esta sección se presentan las definiciones y conceptos más relevantes que son de aplicación en esta tesis. Esta sección recuerda a la lista de definiciones que suele haber en las primeras páginas de las Guías Técnicas del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) y, de hecho, en algunos casos se han empleado las mismas definiciones o se han modificado algunas de ellas sin alterar la idea principal³. Sin embargo, en esta ocasión se han explicado en detalle algunos conceptos de especial interés que, a pesar de poder considerarse básicos, son fundamentales para el entendimiento pleno de la materia. En particular, nos estamos refiriendo al concepto de “equilibrio secular” que es tan característico del radón y de otros radionucleidos en sus mismas condiciones. Después de estos comentarios, se muestran por orden alfabético las definiciones de algunas magnitudes y sus unidades así como algunos conceptos que pueden considerarse transversales en materia de protección radiológica.

Actividad: Se denomina actividad de una sustancia radiactiva al número de átomos que se desintegran por unidad de tiempo. La actividad es proporcional al número de átomos existentes (N). La constante de proporcionalidad se denomina constante de desintegración y se denota con la letra λ .

$$A = \frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad [3]$$

La unidad en el Sistema Internacional (SI) es el becquerelio (1 Bq = desintegración/segundo). También puede aparecer la unidad curio (Ci), que ya está en desuso y que equivale a la actividad inicial que presenta 1 gramo de Radio (1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq). El curio es demasiado grande por lo que se emplean submúltiplos como el milicurio (mCi) y el picocurio (pCi).

Actividad volumétrica: actividad por unidad de volumen de aire. Se expresa en (Bq/m³). La actividad se puede expresar en términos de concentración para un volumen o masa en concreto. Para referirse a la concentración de actividad de un

³ También es recomendable consultar las definiciones que se presentan en los primeros artículos de las directivas europeas. En particular, la Directiva más reciente sobre protección radiológica es la Directiva 2013/59/Euratom que se tratará en el capítulo sobre normativa.

material en aire o en agua se recurre al volumen obteniéndose como unidad el Bq/l o Bq/m³ (becquerelios por metro cúbico), mientras que para un material sólido se utiliza la masa resultando Bq/kg. Estas unidades también pueden expresarse en curies, siendo la unidad de concentración en el sistema cegesimal⁴ el pCi/l (1 pCi = 10⁻¹² Ci).

Área pro-radón: Este concepto está relacionado con el potencial geogénico del radón que es una medida de la capacidad de la Tierra por emitir radón. Un nivel alto de potencial geogénico implica que hay una mayor facilidad de infiltrarse radón en el interior de un edificio por razones geogénicas, relacionadas con las fuentes de radón (geoquímica) y con la movilidad (que está relacionada con la permeabilidad).

Una vez que se ha definido lo que se conoce por potencial geogénico del radón, entonces es posible definir un área o zona pro-radón, que es una traducción del término anglosajón *radon prone*. La definición es sencilla, un área pro-radón es aquella en la cual el potencial geogénico del radón supera un umbral determinado. Por ejemplo, una región en la que la probabilidad de que el radón en un lugar cerrado (en el interior de un edificio/vivienda) supere un límite que es un número de veces mayor que la media nacional. Destacamos que no hay una sola definición de área pro-radón para todos los países, sino que se tienen en cuenta las peculiaridades específicas de cada una de ellas (por ej., geología).

Cámara de radón⁵: contenedor hermético donde los operadores pueden realizar ensayos para calibrar equipos de medida de radón o viales de muestras o realizar experimentos, por ejemplo, que estudien la tasa de exhalación de materiales que se introducen en el interior de la cámara. En cualquiera de las aplicaciones, los equipos de medida se introducen dentro de la cámara o, por el contrario, se colocan en el exterior pero comunicándose directamente con el interior de la cámara a través de unas tuberías. Las cámaras más complejas suelen disponer de sensores para medir continuamente y/o controlar las condiciones ambientales. Para calibrar los equipos o viales se requiere una fuente radiactiva de radón, cuya concentración puede ser controlada por los operadores. En el caso del estudio de materiales, éstos se introducen dentro de la cámara y, antes de iniciar las medidas, se ventila previamente la cámara con aire envejecido o con vapor procedente de un recipiente con nitrógeno líquido. Con la ventilación de la cámara se asegura que el nivel de radón en el interior de la cámara sea inicialmente muy próximo a cero.

Concentración de radón: También se denomina nivel de radón y corresponde con la actividad volumétrica de radón-222. Cuando se mide la concentración de radón en aire se utiliza la unidad Bq/m³, mientras que en el caso del nivel de radón en agua se

⁴ La actividad expresada en unidades del sistema c.g.s es el pCi/l, que se utiliza en Estados Unidos. Sin embargo, en Canadá y en Europa se emplea Bq/m³ en unidades del S.I. Para convertir la actividad de un sistema de medida a otro se recurre a la siguiente equivalencia: 1 pCi/l = 37 Bq/m³.

⁵ La cámara de radón es un equipo importante para estimar la tasa de exhalación de los materiales. En un principio, en esta tesis doctoral se iba a calcular experimentalmente la tasa de exhalación de algunos materiales de construcción. A pesar de que no se pudieron realizar dichas medidas, se ha considerado interesante mantener esta definición debido a que medidas de este tipo se van a requerir (ver sección 6 del Capítulo III). Esta información podrá ser de interés para futuras investigaciones.

emplea Bq/l. La unidad de concentración se divide entre el tiempo cuando nos referimos a la tasa de exhalación de radón.

Descendientes de vida corta del radón-222 (^{222}Rn): radionucleidos de periodo de desintegración inferior a una hora producidos tras la desintegración del radón (^{222}Rn) en polonio-218 (^{218}Po), plomo-214 (^{214}Pb), bismuto-214 (^{214}Bi) y polonio-214 (^{214}Po). Los descendientes del radón que son emisores gamma son el ^{214}Pb y ^{214}Bi .

Desintegraciones (tipos de): Hay tres tipos de desintegraciones nucleares: alfa, beta y gamma.

La desintegración alfa es la emisión de núcleos de ^4_2He (que se denominan α) y se caracteriza por la gran energía de ligadura que tienen las partículas alfa. Por ejemplo, ^{210}Po tiene una energía igual a 5,305 MeV.

En la desintegración α , los números másicos (A) y atómico (Z) de los elementos cumplen con la siguiente expresión:

Por ejemplo, $^{226}_{88}\text{Ra} \rightarrow ^{222}_{86}\text{Rn} + \alpha$ (4,8 MeV) que tiene $t_{1/2}=1.600$ años.

En la desintegración beta se emiten electrones (e^-) y positrones (e^+) por parte de núcleos alejados de la línea de estabilidad. El proceso consiste en una interacción débil en la que uno de los nucleones en exceso (protón o neutrón) se transforma en otro, emitiendo un e^+ o un e^- para que se conserve la carga. En estas reacciones se emiten partículas nucleares como los neutrinos y los antineutrinos. La desintegración beta tiene tres variantes (β^+ , β^- y captura electrónica o CE). En la Tabla 2 se muestra el proceso y un ejemplo de cada tipo de desintegración nuclear beta.

Tabla 2. Tipos de desintegración beta.

Tipo	Proceso	Ejemplo	$t_{1/2}$
β^+	$n \rightarrow p + e^- + \bar{\nu}_e$	$^{23}\text{Ne} \rightarrow ^{23}\text{Na} + e^- + \bar{\nu}_e$ (Q = 4,38 MeV)	37,2 s.
β^-	$p \rightarrow n + e^+ + \nu_e$	$^{25}\text{Al} \rightarrow ^{25}\text{Mg} + e^+ + \nu_e$ (Q = 3,26 MeV)	7,2 s.
CE	$p + e^- \rightarrow n + \nu_e$	$^{41}\text{Ca} + e^- \rightarrow ^{41}\text{K} + \nu_e$ (Q = 0,42 MeV)	10^5 años

Aunque hay emisores beta puros (por ejemplo, ^3H o ^{14}C), en la mayoría de los casos se obtiene un núcleo final en estado excitado dando lugar a desintegraciones de tipo gamma.

La desintegración gamma es un proceso de desexcitación por el que un núcleo excitado (X^*) pasa a otro de menor energía (X), a través de emisión de fotones gamma y sin que varíe el tipo de núcleo.

La energía de los fotones está comprendida entre 0,1 y 10 MeV. Por ejemplo, los emisores gamma del radón son el ^{214}Pb y ^{214}Bi que emiten principalmente a 351 keV y 609 keV. Estos radionucleidos, como en otros casos, también presentan otras líneas de energía con menor probabilidad de emisión.

Detector activo: referido a la medida de radón, detector que necesita de un sistema electrónico de lectura en funcionamiento mientras es irradiado para obtener la señal (por ejemplo, una cámara de ionización). En este tipo de detectores se incluyen los detectores de medida en continuo (ver definición, método de medida en continuo).

Detector contador: aquel detector cuya señal se obtiene a partir de las interacciones de una sola partícula individual. Pueden ser activos (contador Geiger, centelleador,...) o pasivos (CR-39, detector de burbujas, etc.).

Detector de radón: es un instrumento para la detección de radón o de sus descendientes de vida corta, que consiste en cualquier medio material activo o pasivo. Por tanto, este término engloba a los detectores de tipo pasivo (electretes, detectores de carbón activo, etc.) y a los equipos de medida activos (cámaras de Lucas, cámaras de ionización, etc.). También es conocido por monitor de radón para aquellos equipos que realizan una monitorización del gas radón en continuo.

Detector integrador: aquel detector cuya señal que ofrece es el resultado de integrar todos los efectos de múltiples interacciones individuales. Pueden ser a su vez, activos (cámara de ionización) o pasivos (placa radiográfica).

Detector pasivo: referido a la medida de radón, instrumento para la detección de este gas o de sus descendientes de vida corta que no incorpora partes móviles (como bombas), y no utiliza electricidad durante la medida o proceso de irradiación. La obtención de la medida no es inmediata, sino que requiere un análisis posterior del material pasivo. El muestreo se produce generalmente por difusión. Los detectores pasivos son idóneos para medir a bajo coste la concentración de radón en un gran número de viviendas. Entre los detectores pasivos que existen destacan los electrómetros.

Dosis: Hay diferentes tipos de dosis: absorbida, equivalente y equivalente efectiva. La dosis absorbida (D) es la energía depositada por cualquier radiación ionizantes por unidad de masa de material irradiado. La dosis equivalente (H) mide los efectos de la radiación sobre los seres vivos. Se calcula como el producto de un factor de peso (que depende del tipo de radiación) por la dosis absorbida. La dosis equivalente efectiva (H_e) se define como la media ponderada de la dosis equivalente recibida en distintos órganos. Se basa en que el daño producido por la radiación depende del tipo de órgano.

La unidad de dosis absorbida es el gray (Gy) que es igual a julio por kilogramo de masa. La unidad de dosis efectiva y equivalente es el sievert (Sv) que, al igual que el gray, es igual a J/kg. Al tratarse de una unidad muy grande para su uso en protección radiológica, se utiliza normalmente el milisievert (10^{-3} Sv) y el microsievert (10^{-6} Sv).

Equilibrio secular: Dada una cadena de desintegración radiactiva que se puede representar por:

, donde $\lambda_A, \lambda_B, \lambda_C, \dots$ representan las cadenas de desintegración de los respectivos radionucleidos. La cadena finalizará en un radionucleido estable. El problema consiste en conocer el número de átomos que van quedando con el tiempo. Consideramos el caso más simple de cadena de desintegración en donde $\lambda_C = 0$.

A partir de la ley de desintegración radiactiva aplicada a cada radionucleido y después de combinar expresiones, se obtiene la expresión [7] formada por el cociente de actividades A y B. Se trata de la ecuación de Bateman para una cadena formada por dos radionucleidos.

$$\frac{A_B}{A_A} = \frac{\lambda_B}{\lambda_B - \lambda_A} \cdot (1 - e^{-(\lambda_B - \lambda_A)t}) \quad [7]$$

Esta expresión nos permite estudiar como varía con el tiempo la relación entre las actividades del radionucleido progenitor A y su descendiente B, dada la condición inicial que no haya núcleos de B. Al comparar los periodos de semidesintegración de A y B, se pueden dar los siguientes casos:

- El radionucleido progenitor se desintegra más rápidamente que el descendiente.
- El radionucleido descendiente se desintegra más rápidamente que su progenitor.
- El radionucleido descendiente se desintegra considerablemente más rápido que su progenitor.

El radón y sus descendientes se encuentran dentro del tercer caso, por lo que se procede a desarrollar teóricamente.

Dado que $\lambda_A \ll \lambda_B$, la expresión [8] se simplifica a:

$$A_B = A_A \cdot (1 - e^{-\lambda_B t}) \quad [8]$$

En el instante $t = t_e$ se alcanza el equilibrio ideal (máxima actividad del descendiente), por lo que la actividad del descendiente se iguala a la actividad de su progenitor.

Para $t > t_e$ se cumple [9], esta situación se conoce por equilibrio secular que se caracteriza porque la actividad del descendiente está regulada solamente por la velocidad de desintegración de su progenitor. En este tipo de equilibrio radiactivo se cumple que la relación de actividades de los radionucleidos es igual a la unidad.

$$\lambda_B \cdot N_B = \lambda_A \cdot N_A \quad [9]$$

La expresión anterior se convierte en:

$$A_B = \lambda_A \cdot N_{A,0} \cdot e^{-\lambda_A \cdot t} \quad [10]$$

Exposición de la medida/muestra: (o simplemente tiempo de medida) referido a la medida de radón, es aquel tiempo en el cual un detector, ya sea un equipo de medida en continuo o un detector pasivo, realiza una medida de radón. En relación con los detectores pasivos, el tiempo de exposición es el tiempo en el cual se deja un vial (por ejemplo, de centelleo) en contacto con la atmósfera para que en ese tiempo capture radón. En cuanto a los detectores que miden de forma continua, obtienen un gran número de medidas que tienen el mismo tiempo de exposición.

Fondo: referido a un sistema o instrumento de medida, es la respuesta de un sistema o instrumento determinado cuando no se mide ninguna muestra, lo cual se denomina fondo. Un ejemplo típico de fondo es el que se realiza en un detector semiconductor cuando se obtiene el espectro gamma sin que haya ninguna muestra en el interior de la cámara de recuento. El fondo es un dato importante porque es necesario para el cálculo de actividad de una muestra. En espectrometría gamma se requiere la medida periódica de los fondos y llevar un control de los mismos, para así comprobar que el fondo del detector no ha variado y/o que el detector está en condiciones óptimas de medida. El fondo puede variar, entre otros factores, por una contaminación del detector o la cámara de recuento, una variación significativa en el nivel de radón o que haya alguna anomalía en el detector.

Método de medida en continuo: referido a la medida de radón, aquel consistente en tomar muestras de manera continua, o en intervalos repetitivos, y en un análisis simultáneo que se realiza de forma automática.

Método de medida integrado: referido a la medida de radón, aquel consistente en un muestreo cuya duración comprenda al menos un ciclo completo de las fluctuaciones periódicas en la concentración de radón (ejemplo: un día completo) y una medida realizada a la finalización del muestreo. En ocasiones, se indica que un detector de medida de radón realiza una medida integrada cada hora para referirse que la medida horaria se ha obtenido a partir de seis medidas más cortas diezminutales.

Ley de desintegración radiactiva: La ley de desintegración radiactiva se deduce de la definición de actividad, obteniéndose:

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad [11]$$

, siendo N_0 es el número de átomos iniciales ($t = 0$). Esta misma ley se cumple para la actividad.

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad [12]$$

Periodo de semidesintegración: El periodo de semidesintegración ($t_{1/2}$) se define como el tiempo que debe transcurrir para que el número de átomos se reduzca a la mitad, es decir: $N = N_0/2$. El periodo de semidesintegración se puede expresar en función de la vida media.

$$t_{1/2} = 0,693 \cdot \tau \quad [13]$$

Radiactividad natural: Aquella radiactividad que existe en la naturaleza sin intervención del ser humano. Las fuentes de radiactividad natural son: la radiación cósmica, los radionucleidos primordiales y, por último, los radionucleidos artificiales que se generan en la atmósfera. Las tres familias o series radiactivas naturales son la del torio, la del uranio-radio (uranio-238) y la del uranio-actinio (uranio-235). De forma artificial se ha preparado una nueva familia que es la del neptunio.

Radionucleido: Se utiliza indistintamente la palabra radionucleido y radionúclido para referirse a un isótopo radiactivo que caracterizamos por su símbolo químico y su número másico. No se recoge en el Diccionario de la Academia porque no incluye términos técnicos, sino solo los que son de uso general. La forma preferida por las normas españolas es radionucleido⁶.

2 GENERALIDADES

La radiactividad se descubrió a finales del S. XIX a partir de fenómenos que ocurrían en determinados elementos naturales. Básicamente, la radiactividad natural no difiere del comportamiento de centenares de radionucleidos artificiales. Si bien es cierto que la radiactividad natural y su conocimiento ha afectado al desarrollo de la física nuclear. El estudio de los minerales de uranio ha sido esencial para que se descubrieran los primeros indicios de radiactividad. En este marco, destaca el protagonismo del gas radón cuyo descubrimiento está ligado a los primeros pasos que se dieron en esta ciencia. Posteriormente, la minería ha tenido un papel protagonista para reconocer y concienciar sobre la peligrosidad de la radiactividad natural y, en particular, del radón en su contacto prolongado con el ser humano.

En este apartado se introducen algunos conceptos generales sobre radiactividad con el fin de poder introducir aspectos específicos del radón. En primer lugar, se describe el descubrimiento del radón y se introducen sus propiedades físico-químicas más relevantes. En segundo lugar, se resume brevemente lo que se conoce por radiactividad natural y se destaca la presencia del radón en sus diversas formas isotópicas dentro de las series naturales radiactivas. Por último, se trata el radón como carcinógeno humano.

2.1 Descubrimiento del radón. Propiedades

Los seres humanos somos parte de la naturaleza, con lo que estamos expuestos a radiaciones procedentes de varias fuentes naturales, desde las que tienen origen en el

⁶ Respuesta dada por Fundéu (Fundación del BBVA) a una consulta formulada sobre el uso de la palabra radionucleido.

espacio a las asociadas al sustrato sobre el que vivimos. La radiación intervino en el Big Bang que dio nacimiento al universo hace unos 20.000 millones de años y desde entonces se ha difundido por el cosmos, de modo que los materiales radiactivos se convirtieron en parte integrante de la Tierra desde el momento mismo de su formación, por lo que nuestro planeta contiene diferentes tipos de especies radiactivas de origen natural (Katherine, 1984).

El radón (^{222}Rn) es un gas radiactivo de origen natural de la familia de los gases nobles y, por tanto, es químicamente inerte. El radón fue identificado formalmente en 1910 por el escocés Sir William Ramsay y por el químico británico Robert Whytlaw-Gray. Sin embargo, los primeros indicios de la existencia de este gas se deben al matrimonio Curie que observaron que el aire alrededor del radio se volvía radiactivo. A partir de este hallazgo, los científicos británicos Ernest Rutherford y Frederick Soddy comprobaron empíricamente que del radio emanaba una “energía radiactiva inmaterial”, lo que era realmente un gas radiactivo. En base a esta última investigación, el químico alemán Friedrich Ernst Dorn advirtió que el torio al igual que el radio producía una emanación radiactiva. Cada científico denominó al gas radiactivo de una forma hasta que finalmente se denominó radón⁷.

En la mayoría de textos se otorga a Dorn el merecido reconocimiento de haber descubierto el radón en el año 1900. Sin embargo, resulta difícil atribuir a una única persona este reconocimiento debido a la vorágine de experimentos (y avances) que en muy poco tiempo se realizaron en este campo por científicos de reconocido prestigio.

Los isótopos más conocidos del radón⁸ son: el Rn^{222} , con un período de semidesintegración de 3,8 días, al que se denomina simplemente **radón**, y que procede de la serie radiactiva del uranio U^{238} (ver Figura 3). Los otros dos isótopos son el Rn^{220} , denominado **torón**, con un período de semidesintegración de 54,5 segundos y perteneciente a la serie radiactiva del torio Th^{232} , y el tercer isótopo es el Rn^{219} , con un período de semidesintegración de 3,19 segundos, al que se llama **actinón**, y que procede de la serie radiactiva del actinio U^{235} . Esta información ha sido obtenida de DOE (2008). De estos tres isótopos el de mayor trascendencia radiológica es el radón. De hecho, el radón es la fuente más importante de radiación natural porque contribuye en torno a un 50 % del total de radiación que recibe el ser humano en su vida.

En la Tabla 3 se resumen algunas propiedades del radón, de las cuales cabe destacar su alta densidad para ser un gas. También es de interés que el radón sea soluble en solventes orgánicos⁹, que es la base de los métodos de detección de radón mediante viales y su posterior análisis mediante la técnica de medida de centelleo líquido. Esta

⁷ En un principio, Dorn denominó al radón simplemente como emanación de radio porque “fluye o emana a partir del radio”. El nombre procede de la palabra latina *emanare* que significa fluir hacia fuera. Ramsay lo denominó por nitón que procede de *nitens* que significa brillante. Finalmente se denominó radón en 1923 a propuesta de un grupo de científicos internacionales. La palabra radón parece estar formada por la combinación de la palabra radio y emanación.

⁸ Hay más isótopos que no se citan en este texto como todos aquellos comprendidos entre radón-193 y radón-231.

⁹ Un disolvente o solvente es una sustancia que permite la dispersión de otra sustancia en esta a nivel molecular o iónico.

técnica es un método de medida estándar para medir radón, especialmente el radón en agua. Como se ha indicado, es posible llevar a cabo esta técnica debido a la solubilidad del radón en solventes orgánicos. Esta técnica también puede aplicarse para medir radón en el aire.

Tabla 3. Propiedades físicas y químicas del radón.

Propiedad	Radón
Peso molecular	222 (radón), 220 (torón), 219 (actinón)
Color	Incoloro
Estado físico	Gas a 0 °C y 760 mm Hg (1 atm)
Punto de fusión	-71 °C
Punto de ebullición	-61,8 °C
Densidad a -20 °C	$9,96 \times 10^{-3} \text{ g/cm}^3$
Olor	Sin olor
Solubilidad:	
Agua a 20 °C	230 cm ³ /L
Solventes orgánicos	Líquido orgánico, ligeramente soluble en alcohol
Presión de vapor a 25 °C	395,2 mm Hg

Fuente: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>>

2.2 Radiactividad natural. El radón en las series naturales

Las fuentes de la radiactividad natural pueden clasificarse, en general, en tres grandes grupos: radiación cósmica, radiación procedente de radionucleidos de larga vida que persisten en la Tierra desde que se creó (nos estamos refiriendo a los nucleidos primordiales) y los radionucleidos artificiales que se forman en la atmósfera (destacando: hidrógeno-3 y carbono-14). Hecha esta matización, el discurso se centra en la segunda de las fuentes por lo que se puede considerar que la radiactividad natural se produce por las desintegraciones que ocurren en las cadenas de los elementos pesados, resultando la familia o serie natural radiactiva del torio, neptunio (artificial), uranio y actinio. En la Tabla 4 se indican las características de las series radiactivas: nombre, número másico, radionucleido inicial (con su periodo de semidesintegración) y final (Ferrer-Soria, 2006).

Tabla 4. Características de las series radiactivas.

Nombre de la serie	Nº másico	Inicio	Periodo (años)	Fin
Torio	4n	²³² Th	$1,4 \times 10^{10}$	²⁰⁸ Pb
Neptunio	4n+1	²³⁷ Np	$2,1 \times 10^6$	²⁰⁹ Bi
Radio	4n+2	²³⁸ U	$4,5 \times 10^9$	²⁰⁶ Pb
Actinio	4n+3	²³⁵ U	$7,1 \times 10^8$	²⁰⁷ Pb

Nota: n es un número entero.

La cadena de desintegración del torio-232 se conoce comúnmente como familia radiactiva del torio y así sucesivamente. Las series radiactivas naturales más importantes son las del uranio-238, torio-232 y uranio-235. La serie del uranio-238 se conoce por serie del radio o uranio-radio, mientras que la serie del uranio-235 se conoce por serie del actinio o uranio-actinio. Se conoce que en la Tierra hubo originariamente lo que se conoce como radionucleidos extintos que, por su vida media no existen actualmente en la naturaleza. A modo de ejemplo citar que el tecnecio es un elemento extinto. Se ha discutido si existió en su origen la serie radiactiva natural del neptunio-237. Esta serie se ha preparado artificialmente y se ha incluido junto a las series radiactivas naturales propiamente dichas. A estas cadenas naturales de elementos radiactivos hay que incluir el potasio-40, cuyo elemento es muy abundante en la corteza terrestre.

Aunque hay diferencias entre estas series, los procesos de desintegración consisten principalmente en la emisión de partículas alfa y beta. Las series tienen su origen en radionucleidos cuyas vidas son largas, en comparación con la edad de la Tierra. Todas las series terminan con la formación de un núcleo estable. Las tres series naturales¹⁰ finalizan en isótopos del plomo, lo cual provoca que haya plomo (y helio) en los minerales radiactivos (Burcham, 1974). Rutherford señaló que en estas familias radiactivas naturales había emanación de un gas inerte (isótopos del radón).

Desde un punto de vista de salud pública, el elemento más importante por su problemática asociada es el gas radón. Los isótopos principales¹¹ del Rn son el radón (^{222}Rn), el actinón (^{219}Rn) y el torón (^{220}Rn) que proceden respectivamente de la desintegración del ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th . Cada isótopo pertenece a una cadena radiactiva natural diferente, cuyas cabezas de serie tienen una concentración natural muy dispar. Además, el periodo de semidesintegración ($t_{1/2}$) del radón es igual a 3,8 días, mientras que para el torón es 55 segundos y para el actinón es de tan solo 4 segundos. Desde un punto de vista de protección radiológica, el radón y el torón son los únicos isótopos con interés y en especial el primero de ellos. En la siguiente Tabla se resumen las propiedades del radón y sus descendientes.

¹⁰ Aquí no se incluye la serie del Neptunio, que originariamente se encontraba en la Tierra de forma natural pero que ha desaparecido debido a su vida media tan pequeña en comparación con la edad de la Tierra. Sin embargo, el neptunio se puede generar artificialmente.

¹¹ El radón tiene treinta y tres isótopos, que son inestables y cuyo periodo de semidesintegración está comprendido entre 0,27 microsegundos (radón-214) y 3,82 días (radón-222).

Tabla 5. Características radiológicas del radón y de algunos de sus productos de desintegración.

Isótopo	$t_{1/2}$	Tipo de desintegración	Energía*
radon-222	3,82 d	Alfa	5,49 MeV
polonio-218	3,05 min	Alfa	6 MeV
plomo-214	26,8 min	Beta	1 MeV
bismuto-214	19,7 min	Beta	3,3 MeV
polonio-214	164 μs	Alfa	7,7 MeV

Nota*: La energía cinética se expresa en MeV ($1 \text{ eV} = 1,6 \times 10^{-19} \text{ C}$)

En la Figura 3 se representa la serie natural del ^{238}U , en donde se observa que el ^{222}Rn se forma a partir del ^{226}Ra . Antes de desintegrarse en polonio (^{218}Po), el radón puede liberarse a la atmósfera desde su lugar de origen. Como se observa en la cadena de desintegración del ^{238}U , hay desintegraciones alfa, beta y gamma. En esta serie también están presentes los emisores gamma ^{214}Pb y ^{214}Bi , que son descendientes del ^{222}Rn .

Figura 3. Serie natural del uranio-238 (el radón está destacado en negrita).

A continuación, se muestran las cadenas de desintegración del ^{235}U y ^{232}Th en donde aparece el actinón y el torón, respectivamente.

En el caso concreto del ^{222}Rn , éste tiene un periodo de semidesintegración considerablemente mayor que el de sus descendientes (ver Figura 6). De igual forma, esta situación se repite entre el radio y el radón.

A partir de las ecuaciones de Bateman¹², el equilibrio radiactivo entre el radio y sus productos de desintegración se alcanza en 4 semanas. Por otra parte, el equilibrio entre el radón y sus productos de desintegración ocurre para el ^{218}Po en 20 minutos y para el resto de descendientes (^{214}Pb y ^{214}Bi) en aproximadamente 4 horas. Una vez transcurrido el tiempo de equilibrio (t_e), la actividad de los productos es igual a la actividad del progenitor. En la Figura 6 se muestra la actividad de radón y de sus descendientes en función del tiempo.

Figura 6. Actividad relativa de radón-222 y de sus descendientes de la cadena de desintegración en función del tiempo.

2.3 Radón y cáncer de pulmón

El radón es la mayor fuente natural de exposición a la radiación ionizante para el ser humano en la mayoría de los países. Para la mayor parte de la población, la

¹² Consultar el concepto de equilibrio secular en la primera sección.

exposición ocurre principalmente en espacios interiores (UNSCEAR, 2000). Ha sido declarado carcinógeno humano por la Agencia Medio Ambiental de Estados Unidos (EPA) y por la Agencia Internacional de Investigación en Cáncer (IARC), que es una delegación de la Organización Mundial de la Salud (WHO).

El ^{222}Rn y la inhalación de los descendientes emisores alfa con un alto LET han sido asociados con el cáncer de pulmón debido a la dosis absorbida en el epitelio traqueobronquial. En concreto, el radón residencial constituye la primera causa de cáncer de pulmón entre los no-fumadores y la segunda para los fumadores. Como hito reseñable, el “Código Europeo contra el cáncer” en la revisión de octubre de 2014 incluyó en su recomendación novena para evitar el cáncer que se comprobase si se está expuesto a niveles altos de radón en la vivienda y, en tal caso, tomar las acciones oportunas para reducir dichos niveles.

Los primeros estudios epidemiológicos se realizaron en trabajadores de minería y posteriormente para la población en general. Se observó que el riesgo de padecer cáncer de pulmón aumentaba conforme el nivel de radón era mayor. Se realizaron varias investigaciones en Europa y EE UU que motivaron el “International Radon Project” de WHO en 2005 y, como resultado del proyecto, la publicación de un libro de referencia en radón (WHO, 2009). En esta publicación se redujo la concentración de radón residencial hasta 100 Bq/m³ para considerarse como segura.

En España se han realizado cuatro estudios de casos y controles, tres en Galicia y uno en Cantabria (Ruano-Raviña et al., 2014). Los tres estudios gallegos han observado riesgo ya a partir de bajas concentraciones de radón, y una fuerte sinergia con el consumo de tabaco. El estudio de Cantabria no encontró asociación, debido probablemente a que Cantabria no es una zona de alta exposición al radón residencial (al contrario que en Galicia) o a su bajo tamaño muestral.

Para concienciar a la población sobre el problema de salud pública que está asociado al radón, se imparten charlas y se celebran días especiales. Destacamos el día del radón en España que se celebró el 11 de mayo de 2014 en Torreldones (Madrid). Recientemente, el 7 de noviembre de 2015 se ha celebrado el primer día europeo del radón. Se adjunta tríptico.

Figura 7. Tríptico del día del radón europeo celebrado el 7 de noviembre de 2015.

3 EL CICLO DE VIDA DEL RADÓN

Como señala León Garzón Ruipérez¹³, el radón no posee como otras sustancias naturales de un ciclo evolutivo. Se caracteriza porque el proceso de su desintegración al ser irreversible, no permite volver a su estado inicial. Sin embargo, se utiliza el término ciclo para referirnos a los distintos caminos que el radón puede seguir desde su origen por la desintegración del radio-226 hasta el destino final de sus descendientes.

El radón tiene su origen en el suelo. Debido a que el radón tiene una excelente solubilidad en el agua también se encuentra en el medio acuático, lo cual facilita que recorra grandes distancias en su seno a través de las aguas subterráneas. Por su naturaleza gaseosa, el radón tiende a liberarse a la atmósfera y, en su camino hacia el exterior, puede acumularse en el interior de los edificios y, en concreto, en las viviendas. El radón se adhiere a aerosoles, polvo y otras partículas suspendidas en el aire, pero no reacciona con ellas al tratarse de un gas inerte. También hay radón en el

¹³ Catedrático emérito de Energía Nuclear de la Universidad de Oviedo (Garzón Ruipérez, 1992).

aire libre y, en concreto, en la troposfera. En definitiva, hay radón en el suelo, el agua y en el aire.

3.1 Génesis del radón en rocas y suelos

En las rocas donde hay átomos de uranio, éstos generan átomos de radio. Al ser ambos sólidos, ninguno de los dos tiene la posibilidad de desplazarse individualmente, si no es junto con la roca o suelo del que forman parte. Desde su localización en el suelo y en función de su concentración, contribuirán en mayor o menor medida a la exposición de dosis que procede del suelo (Quindós, 1995).

Figura 8. Esquema sobre la generación y transporte del gas radón.

El ^{222}Rn es un gas radiactivo que se produce a partir de la desintegración del ^{226}Ra . Ambos radionucleidos están presentes en suelos y rocas. Un átomo de radón generado por desintegración alfa del ^{226}Ra posee una energía de retroceso de 86 keV que facilita su emisión de grano de mineral hacia los espacios porosos. Este proceso se denomina emanación. Sólo una fracción de los átomos de radón generados puede escapar del grano del mineral en el que se han generado, conociéndose como porcentaje de radón emanado.

Sin embargo, algunos átomos de ^{222}Rn que se forman a partir del átomo de radio van a poder salir del grano de mineral y movilizarse debido a su carácter gaseoso. El

átomo de radio se desintegra a radón por la liberación de una partícula alfa, que contiene dos neutrones y dos protones, a partir de su núcleo (ver Figura 9) ¹⁴.

Figura 9. Esquema de la desintegración de un átomo de radio en un átomo de radón.

Al ser el gas radón producido durante la desintegración de elementos radiactivos presentes en la corteza terrestre, es obvio considerar que será necesario realizar un estudio geológico con el fin de estimar los niveles de exhalación de radón a la atmósfera. Dado que este gas radiactivo pertenece a la serie de desintegración del uranio ^{238}U , cuanto mayor sea la concentración de uranio en suelo, mayor podría ser también la exhalación de radón, si bien habrá que valorar otras propiedades como la permeabilidad y la humedad del suelo.

El uranio ^{238}U se encuentra en los suelos terrestres en una concentración media de 4 ppm y está presente en la composición mineralógica de diferentes rocas. En la Tabla 6 se resume la concentración media de uranio ^{238}U en diferentes tipos de suelos.

Tabla 6. Concentraciones de uranio y torio en diferentes suelos.

Tipo de suelo	Concentración media de U^{238}	Concentración media de Th^{232}
Basálticas	1,0	4,0
Graníticas	5,0	12,0
Arcillas	3,7	11,0
Arenas	0,5	1,7

Nota: Concentraciones expresadas en ppm.

En las siguientes tablas se resumen los valores de concentración del uranio en diferentes tipos de rocas.

¹⁴ Tanto esta figura como la siguiente son de elaboración propia, pero se han basado en dos imágenes similares que se encuentran en la Página Web del Servicio Geológico de Estados Unidos USGS y cuyo uso está ampliamente extendido en Internet y en publicaciones especializadas.

Tabla 7. Concentraciones de uranio en diferentes rocas.

Tipo de roca	Concentración de uranio (ppm)
Rocas ígneas	
Ultrabásicas	0,02
Intrusivas efusivas básicas	0,6
Intrusivas efusivas intermedias	2,0
Intrusivas efusivas ácidas	4,5
Rocas sedimentarias	
Arenitas y raditas	1,5
Lutitas (arcillas y pizarras)	3,5
Calizas, dolomías y sideritas	1,5
Evaporitas (yesos y anhidritas)	0,1
Evaporitas (halita y silvina)	0,1
Rocas metamórficas	
Filitas y pizarras	2,5
Mármoles y dolomitas	0,5
Esquistos de rocas ígneas	2,0
Esquistos sedimentarios	2,0
Gneises	3,0
Serpentinitas	0,02

Tabla 8. Concentraciones de uranio en diferentes minerales.

Tipo de mineral	Concentración de uranio (ppm)
Cuarzo	1,7
Feldespatos	2,7
Biotita	8,1
Moscovita	11,8
Alanita	200
Apatito	65
Monacita	3.000
Esfena	280
Circón	1.330

3.2 Emanación y movilidad del radón

La diferencia entre emanación y exhalación de radón es bastante sutil. Se entiende por emanación al proceso que consiste en la liberación de radón que pasa del sólido (en donde se encuentra la fuente) a los poros del material o del suelo. Por otra parte, el proceso de exhalación es aquel por el cual el radón escapa a la atmósfera. En este aspecto, la tasa de exhalación de radón no sólo dependerá del contenido de ^{226}Ra del suelo, sino también de otros factores que pueden afectar a la movilidad del radón. En primer lugar se trata la emanación de radón y en segundo lugar la movilidad del radón, en donde interviene la exhalación de radón.

3.2.1 Emanación

Las rocas contienen uno o más minerales con distintos grados de cohesión. El uranio está presente en todas las rocas y suelos. Hay radio y radón porque ambos son productos que se forman a partir de la propia cadena de desintegración radiactiva del uranio. Cada átomo de radio que se desintegra expulsa de su núcleo una partícula alfa compuesta de dos neutrones y dos protones.

Al ser la partícula alfa expulsada, el átomo de radón (que se acaba de formar) retrocede en la dirección opuesta. Hay dos factores que determinan si el átomo de radón se deposita en el espacio poroso entre los granos de mineral o si se incrusta en la superficie de los granos: 1) la localización del átomo de radio en el mineral, entendiéndose como la proximidad del átomo a la superficie del grano mineral, y 2) la dirección de retroceso del átomo de radón, que determinará si el átomo se mueve hacia el interior del grano o, por el contrario, hacia la superficie.

En la Figura 10 se muestran varios granos de mineral y posibles localizaciones de los átomos de radón en función de la posición inicial de los átomos de radio. Se observa que en el medio en donde se encuentran los granos de mineral (color gris), no todos los poros están llenos de agua (se destaca con el gradiente azul de izquierda a derecha).

Figura 10. Granos de mineral y espacios porosos llenos con agua, aire y radón. En color naranja se identifica el átomo de radio y en rojo el átomo formado de radón.

Si un átomo de radio se sitúa en una localización muy profunda en el interior de un grano mineral, entonces no se liberará el radón a partir de dicho grano con independencia que la dirección de retroceso. Incluso, en el caso que el átomo de radio se situase cerca de la superficie del mineral, el retroceso podría enviar el átomo de radón a un lugar más profundo dentro del mineral si la dirección de retroceso se dirige hacia el núcleo del grano en vez de hacia el exterior. Se han descrito aquellos casos, en los cuales el átomo de radón no se libera del grano de mineral. Sin embargo, el retroceso de algunos átomos de radón que están situados cerca de la superficie de un grano también se puede dirigir hacia la superficie del grano. Cuando esto ocurre, el radón recién formado se libera de la matriz del mineral y se introduce en el espacio poroso que se encuentra entre los granos o las fracturas en las rocas. Entre el 10 y el 50 % de los átomos de radón generados en la desintegración del radio terminan en los espacios porosos de la roca (Wilson, 1994). En el caso concreto de liberación de

radón, se distinguen dos situaciones en función de que el espacio poroso esté lleno de agua (poros saturados) o de aire (poros no saturados):

- Si los poros están saturados de agua, entonces el átomo de radón se frena rápidamente por el medio siendo más que probable que el átomo permanezca en el espacio poroso.
- Si los poros no están saturados, es decir; hay aire, el átomo de radón podría recorrer por completo el poro e incluso incrustarse en la superficie de otro grano cercano.

3.2.2 Movilidad

El radón tiene una gran movilidad comparado con el radio, torio o el uranio, ya que estos se quedan incrustados en los granos de minerales de las rocas. En cambio, el radón puede moverse fácilmente a través de los espacios porosos y fracturas, y desplazarse una distancia considerable antes de desintegrarse. Finalmente, puede concentrarse en recintos cerrados, como los sótanos de una casa.

La concentración del radón atmosférico al nivel del suelo está regida por dos procesos:

- El proceso de emanación, que es la fracción de radón que pasa del sólido a los poros del terreno. Se mide en porcentaje de radón emanado.
- El proceso de exhalación, que es aquella cantidad de radón que, una vez que se ha generado y ha pasado a los espacios porosos, se escapa a la atmósfera. La tasa de exhalación, además de depender del contenido de radio-226 del suelo, dependerá de otros factores que pueden afectar la movilidad del radón.

Hay distintos factores que pueden influir en el transporte de radón desde los poros hasta la capa de la atmósfera más próxima al suelo (Quindós, 1995; López-Martínez, 2008).

- La cantidad de agua en los espacios porosos control.
- La porosidad de los suelos.
- La permeabilidad del suelo, que nos indica la mayor o menor dificultad que los mismos presentan al paso de fluidos, es un factor muy importante. Suelos altamente permeables permiten una mayor movilidad, mientras que suelos menos permeables, como arcillas, impedirán la movilidad del radón. Por ejemplo, en rocas muy fracturadas y permeables como pueden ser las calcáreas, que tienen un contenido de uranio en torno 5 ó 10 veces más bajo que las arcillas, el radón se desplaza fácilmente y puede alcanzar la superficie del suelo en una mayor proporción (Quindós; 1995).
- Meteorología.

Un requisito para que el radón sea transportado en el agua subterránea es la presencia de fracturas y el grado en que estas fracturas están conectadas a la roca

madre. Como se ha explicado en la sección anterior, solo una parte de los átomos de radón emanados son emitidos a una zona fracturada y se movilizan. La distancia de retroceso de los átomos de radón depende de la densidad y la composición del material, pero es corta y del orden de 0,02-0,07 mm. En consecuencia, está justificado suponer que solo una capa de pocos milímetros de la roca que está cerca de la fractura puede contribuir a incrementar la concentración de radón en las aguas subterráneas, provocando un desequilibrio en el sistema roca-agua. Así pues, la actividad del radón en el agua subterránea puede ser diferente de la actividad de la fuente de la que procede (Skeepström, 2007). La migración de radón de la roca madre al agua subterránea a través de una fractura se ilustra en la Figura 11.

Figura 11. Movilización del radón en el agua subterránea a través de una fractura. En naranja el átomo de radio y en rojo el átomo de radón formado.

En la Figura 11 se muestra una fractura (destacada en color azul) en el interior de la roca madre, que a su vez está compuesta por granos (para simplificar la figura no se han incluido). Como en el caso de la Figura 10 se utiliza la misma simbología: en naranja el átomo de radio y en rojo el átomo de radón formado. Se observa que no todos los átomos de radón que se forman alcanzan la fractura pasando a formar parte del flujo de agua que circula por la fractura. A esto se conoce por movilización del radón. De esta forma, el agua subterránea se enriquece de radón y éste puede transportarse en su medio hasta una larga distancia.

3.3 Mecanismos de transporte

El radón tiene su origen en el suelo. Debido a que el radón tiene una excelente solubilidad en el agua también se encuentra en el medio acuático, lo cual también facilita que recorra grandes distancias a través de las aguas subterráneas. Por su naturaleza gaseosa, el radón tiende a liberarse a la atmósfera y, en su camino hacia el exterior, puede acumularse en el interior de los edificios y, en concreto, en las viviendas. El radón se adhiere a aerosoles, polvo y otras partículas suspendidas en el aire, pero no reacciona con ellas al tratarse de un gas inerte. También hay radón al aire libre y, en concreto, hasta aproximadamente en los primeros 20 km de la atmósfera que corresponde con la troposfera. En definitiva, hay radón en el suelo, el agua y en el aire. Los materiales de construcción también pueden exhalar radón.

El transporte o desplazamiento de radón se realiza por medio de dos mecanismos: 3.3.1) difusión y 3.3.2) convección. La difusión se produce por el gradiente de concentración, ya que los átomos tienden a moverse hacia donde la concentración es

menor. La convección está inducida por cambios de presión. En este apartado nos centramos en los mecanismos de radón en viviendas, razón por la cual se finaliza con d.3) entrada del radón en una vivienda.

Para la redacción de los apartados d.1) y d.2) se han utilizado las referencias Ramírez et al. (1999) y Jiránek (2000), mientras que en el apartado d.3) se utilizó Ramírez et al. (2011). También se ha complementado esta sección con información de la tesis doctoral de Lluís Font Guiteras (1987).

3.3.1 Difusión

En condiciones normales el aire contiene radón que procede del suelo y que se introduce en el edificio a través de las grietas, agujeros y juntas que hay en la propia estructura. Tanto la difusión como el flujo forzado contribuyen a la entrada de radón en el interior de un edificio. La importancia que tiene cada componente (difusión o convección) es un tema de controversia en la comunidad científica. Existen modelos matemáticos para simular el transporte por difusión o convección en el interior de una vivienda. En base a estos modelos de predicción se puede averiguar qué contribución es predominante ante determinadas circunstancias (por ej., la presencia de más o menos grietas en la base de la vivienda).

El mecanismo de difusión es predominante cuando los materiales de construcción son la fuente de radón más importante. Como se ha indicado, este mecanismo ocurre desde zonas de mayor a menor concentración de radón. La evolución del radón viene determinada por la ecuación de difusión, siendo de especial importancia la longitud de difusión (se define como la distancia media que el radón recorre en un determinado material antes de desintegrarse). En el caso de un material tan común como es el hormigón, la longitud de difusión oscila entre 0,1 m y 0,2 m.

La difusión dentro del agua o el gas del poro tiene características diferentes para cada isótopo. El ^{222}Rn tiene una longitud de difusión de 2,2 m en aire, 1,55 m en poros de granos y 0,02 m en agua. La densidad de flujo de radón a través de una superficie, incluyendo también la contribución por el terreno, tiene la siguiente expresión:

$$J_d = C_{Ra} \cdot \lambda_{Rn} \cdot f \cdot \rho \cdot \left(\frac{D_e}{\lambda_{Rn} \cdot \varepsilon} \right)^{0,5}$$

, donde:

- C_{Ra} (Bq Kg⁻¹) es la concentración de actividad de ^{226}Ra .
- λ_{Rn} (2,1 10⁶ s⁻¹) es la constante de desintegración de ^{222}Rn .
- f es la fracción de emanación.
- ρ (Kg m⁻³) es la densidad del material.
- D_e (m² s⁻¹) es el coeficiente de difusión efectiva para el material.
- ε es la porosidad del material.

[15]

En la ecuación, el término situado entre paréntesis corresponde con la longitud de difusión. Esta expresión cambia si se añaden otras contribuciones (por elementos de construcción).

3.3.2 Convección

En el caso de que la fuente de radón proceda principalmente del terreno en donde está ubicada la vivienda, entonces se tiene que considerar la contribución por el mecanismo de convección (en ocasiones, se denomina advección). Como se indicó, ocurre por las diferencias de presiones entre el suelo y el interior de los recintos. Estas diferencias de presiones pueden estar provocadas por los sistemas de climatización (aire acondicionado o bombas de calor) o sistemas de extracción de aire destinados a ventilación. Los cambios de presión atmosférica pueden llegar a ser significativos y también pueden estar motivados por la meteorología. Para calcular el flujo de radón debido al mecanismo de convección se puede utilizar la siguiente expresión:

$$U = (3,6 \cdot 10^3 \cdot S_b \cdot J_a) / V$$

Siendo:

- U (Bq/m³/h) es la tasa de entrada de radón.
- S_b (m²) es el área de la superficie considerada.
- J_a (Bq/m²/h) es el flujo a través de una superficie.
- V (m³) es el volumen del recinto cerrado.

[16]

La emanación (ver apartado c.1), desde el grano de un sólido hasta los poros o grietas del terreno y de los materiales de construcción, dependerá de la concentración de radio (el radio en su desintegración emite una partícula α y un átomo de radón) y del tamaño de los granos. La distancia media de desplazamiento dentro del sólido podemos estimarla comprendida en el intervalo de 20 a 70 nm. En cambio, la convección permite al radón desplazarse distancias significativas en el subsuelo, del orden de 100 m. Este mecanismo de desplazamiento es el predominante en subsuelos, y si los materiales de construcción básicos utilizados se han extraído de zonas con elevadas concentraciones de radiación natural.

3.3.3 Entrada de radón en la vivienda

El radón en el interior de un edificio puede tener varias fuentes: los materiales de construcción, el tipo de suelo, los depósitos o tuberías de agua y el propio aire de la atmósfera (Eaton y Scott, 1984). El nivel de radón varía en función de la ventilación de la casa, barreras arquitectónicas que impidan la entrada de radón (por ejemplo, suelo impermeable y/o muros y suelos con doble cámara de aire), la presencia de determinados factores externos (terremotos, tormentas), etc. Es un gas más pesado que el aire por lo que suele estratificarse en las zonas más bajas de los edificios. Al contrario de lo que se suele pensar, el radón no está presente únicamente

en la planta baja de un edificio o en sus sótanos sino también en el resto de las plantas del edificio.

En construcciones aisladas o en las plantas bajas de edificios sin sótano, la fuente más importante de radón es el radio presente en el terreno, estando la concentración de radio en el suelo comprendida en el intervalo de 10 y 50 Bq/kg, aunque puede alcanzar valores muy superiores. Podemos considerar que el valor promedio es de alrededor 40 Bq/kg. Por otra parte, las concentraciones de radón en suelos varían entre 10.000 y 50.000 Bq/m³ radón puede venir, además, aumentada por la existencia en la zona de materiales de desecho.

La cantidad de radón que entra en un interior a partir del suelo depende principalmente de la concentración de ²²⁶Ra en el subsuelo y de la permeabilidad de éste. Por lo tanto, tendremos que en recintos cerrados el mecanismo difusivo es el más significativo, siendo en este caso determinante la longitud de difusión, definida como la distancia media que el radón puede recorrer en un determinado material antes de desintegrarse. Cuando la principal fuente de radón procede del suelo hay que considerar también el mecanismo de convección.

El radón procedente del terreno y de los materiales pasa al aire interior por difusión molecular. En una fase inicial, por desintegración del radio se forma una fracción de radón que emana del medio sólido y ocupa los poros existentes pudiendo, a partir de ellos, desplazarse hasta alcanzar la superficie y pasar al aire. Este mecanismo vendrá afectado por el valor de la longitud de difusión, que para un suelo normal es de alrededor de 1 m. Este proceso puede ser acelerado por las diferencias de presión existentes entre el gas del suelo y el interior de la casa. A menudo la existencia de mecanismos extractores de ventilación o intercambiadores de aire para calefacción hace que en las habitaciones se generen corrientes de aire y depresiones que favorecen el paso de radón desde el suelo y desde la propia estructura a través de los poros y fisuras existentes, pasando al aire en cantidades importantes, lo que explica las elevadas concentraciones que se han encontrado en algunos interiores.

Los materiales de construcción son, en general, la segunda fuente en importancia de radón en interiores. La emisión de radón a partir de los materiales de construcción depende no sólo de la concentración de radio en los mismos sino también de factores tales como la fracción de radón producido que es liberado del material, la porosidad del material y la preparación de la superficie y el acabado de las paredes. Es frecuente encontrar entre los materiales de construcción productos con un contenido en radio y torio de hasta 50 Bq/kg. Algunos, conteniendo subproductos de yeso y hormigón con alumbre bituminoso, pueden presentar, incluso, concentraciones superiores.

3.4 Variabilidad del radón en espacios interiores y en el fondo radiactivo natural

Hay factores externos e internos que influyen en el nivel de radón en espacios interiores. Dentro de los factores externos intervienen parámetros meteorológicos

como la presión atmosférica, la temperatura, la humedad relativa, la precipitación, la velocidad y dirección del viento. El nivel de radiación gamma puede ser disminuido o incrementado con la presencia o ausencia de factores por lo que la tasa de exposición a la radiación gamma natural puede variar. Los factores más importantes son la humedad del suelo, la presencia de nieve y las variaciones del contenido de gas radón en el aire.

El aumento de la humedad del suelo en un 30 % produce una disminución del nivel de radiación gamma de un 30 % para la radiación procedente del torio y del potasio. En el caso del uranio, que como promedio contribuye solamente con un 10 a 20 % del nivel de radiación total, el problema es más complejo por la influencia del radón presente en el suelo y sus condiciones de liberación al aire. Como se observa hay factores ambientales que afectan al radón (Shapiro et al., 1985). En cuanto a la nieve, esta actúa como una pantalla que atenúa la radiación emitida por el suelo. Sin embargo esa atenuación no es proporcional al espesor de la nieve, sino a la densidad de la misma, es decir a su contenido en agua. Es decir, en un granito con una cubierta de nieve equivalente a un espesor de 8 cm de agua, el nivel de radiación gamma se reduce en un 50 %. Sin embargo, es necesario un espesor de 50 cm de nieve ligera o poco densa para reducir en un 50 % el nivel de radiación. Este mismo efecto se alcanza con solo 15 cm de nieve densa.

Dentro de los factores externos, también se encuentra la inestabilidad atmosférica (Dueñas et al., 1996; Podstawczyńska et al., 2010) o los movimientos sísmicos (Ulomov y Mavashev, 1967; Wakita et al., 1980; Virk et al., 2000; Weinlich et al., 2006) que provocan un aumento inusual del nivel de radón. Los factores internos comprenden las características del edificio y de su ubicación como, por ejemplo: las condiciones ambientales en su interior, el tipo de materiales de construcción y de recubrimiento de los suelos y paredes, el sistema de climatización y ventilación que influye en la tasa de renovación del aire y la geología de la zona definida por el tipo de rocas y distribución de las estructuras geológicas (Ball et al., 1991).

3.4.1 Variabilidad diaria y estacional

La concentración de gas radón, tanto dentro como fuera de los edificios, viene caracterizada por su variabilidad temporal, cubriendo escalas que van, desde ciclos diarios, hasta ciclos estacionales anuales (Podstawczyńska et al., 2010). La comprensión de estos ciclos es necesaria de cara a conocer los métodos de medida adecuados para cada fin, poder comparar resultados, y conocer la exactitud de las medias anuales estimadas en base a cada uno de ellos (Llerena, 2006).

Simplificando, se tiende a explicar los ciclos diarios, por las variaciones de temperatura día/noche, con importantes influencias debidas a la ocupación de los locales de medición (Llerena, 2006). Por ejemplo, en se ha observado que las variaciones diarias en una mina son especialmente importantes en la época de año cuando la diferencia de temperaturas entre el exterior y el interior de la mina cambia de signo durante las

24 horas. El resultado es un mínimo durante la noche y un máximo durante el día (UNSCEAR, 1982).

Los ciclos mayores de tres días y los ciclos estacionales anuales, parecen depender de la climatología del lugar donde se llevan a cabo las medidas. Aunque la mayor parte de la bibliografía apunta hacia valores superiores a la media anual en verano, e inferiores a la misma en invierno (Llerena, 2006). Respecto a las variaciones estacionales en una mina, se han encontrado máximos durante el verano y mínimos durante el invierno (UNSCEAR, 1982).

3.4.2 Variabilidad del fondo radiactivo natural

La variación del fondo radiactivo natural se origina por la exhalación del radón del suelo. Esta exhalación depende de las condiciones meteorológicas, especialmente la lluvia es un factor importante que influye en los niveles del radón y sus descendientes. La fuente natural más importante de aumento de radiactividad es por la escorrentía (“wash out”) y la deposición húmeda o lavado (“rain out”) de los descendientes del radón. Por ejemplo, después de llover ocurre un incremento en la tasa de dosis ambiental. Este aumento puede ser debido al radón y a sus descendientes que se encuentran en el aire y se depositan con la lluvia. También se observa otro efecto periódico relacionado con el radón, este es el aumento periódico de la actividad alfa en el aire. Debido al decrecimiento de la capa de inversión durante la noche la concentración de radón en la capa baja de la atmósfera decrece drásticamente (EC, 2005). Efectivamente, se observa en la Figura 12 que la tasa de dosis ambiental aumenta considerablemente cuando hay precipitación. En el intervalo de precipitación de las 12 h del día 4 es ligeramente superior que el intervalo correspondiente a las 15 h, lo cual también influye en una tasa de dosis mayor por los fenómenos ya explicados.

Figura 12. Influencia de la precipitación en la tasa de dosis ambiental (Fuente: EC, 2005).

El radón se mide con detectores de radiación específicos que utilizan diversas técnicas de medida como las cámaras de ionización, diodos semiconductores, detectores pasivos de carbón activo, etc. En la siguiente sección se muestra información sobre los detectores de radiación.

4 SISTEMAS DE MEDIDA DE RADÓN

En esta sección se describen los detectores de radiación que se han utilizado en el transcurso de la tesis. En primer lugar, se muestran los detectores de radón y el principio de funcionamiento de algunos de ellos. En segundo lugar, se describe el detector de germanio que realiza medidas de actividad por la técnica de espectrometría gamma. En relación con esto último, también se comentan las operaciones básicas que requiere un sistema de espectrometría gamma.

4.1. Clasificaciones

En la Guía 7.1 del CSN se define el sistema de detección como “ el conjunto formado por los elementos sensibles a la radiación y por los equipos que permiten la transformación de parámetros suministrados por dichos elementos, en términos de exposición, dosis absorbida, equivalente de dosis, fluencia, flujo, impulsos por unidad de tiempo, etc.” En definitiva, los sistemas de detección miden magnitudes que permiten evaluar la radiación ionizante.

En el campo de la detección de partículas se denominan detectores a los dispositivos contadores de partículas y si además miden la energía de los sucesos ionizantes se denominan espectrómetros. Hay distintos tipos de clasificación atendiendo al diseño (sistemas integradores o contadores), tecnología (sistemas de detección directa o indirecta), procedimiento de medida (por ejemplo, sistemas activos o pasivos), etc. Según el tipo de principio físico empleado se pueden clasificar los sistemas de detección de ionización de gas, centelleo, semiconductor, película radiográfica, termoluminiscencia, etc. Hay un detector adecuado para cada tipo de radiación e intensidad que se desea medir.

Por tanto, existe una gran variedad de clasificaciones de detectores de radiación como así ocurre con los equipos de medida de radón. Field (2011) clasifica los equipos de medida de radón según sean activos o pasivos (ver Tabla 9). Se entiende que un detector pasivo es aquel que no tiene partes móviles y no utiliza electricidad durante la medida. En cambio, un detector de tipo activo requiere electricidad para realizar la medida ya sea a través de baterías o corriente eléctrica.

Tabla 9. Clasificación de los equipos de medida de radón según sean activos o pasivos y sus características.

Activo/pasivo	Tipo de detector	Intervalo típico de muestreo	Coste	Ejemplos de detectores
Pasivo	Detectores de traza	1 - 12 meses	Bajo	PADC / CR-39 Makrofol LR-115
	Detectores de carbón activo o <i>canisters</i>	2 - 7 días	Bajo	
	Electrete (detector electrostáticamente cargado)	2 días – año	Medio	E-PERM
Activo	Detectores basados en electrónica (estado sólido)	2 días – año/s	Medio	“Safety Siren Pro Series 3”
	Sistema de medida en continuo de radón	2 días – año/s	Alto	AlphaGUARD Atmos 12x SARAD RAD7

Fuente: Field (2011) con modificaciones.

En la Guía de Seguridad 11.01 del CSN (en adelante, GS 11.01) se clasifican los equipos de medida en función del tiempo de exposición en sistemas de medida para exposiciones cortas y largas. Se entiende por tiempo de exposición o de muestreo a aquel tiempo destinado por el detector para obtener una medida. En función del tiempo de exposición, los métodos de medida también se pueden clasificar en instantáneos, de lectura continua e integrados, tal y como se indica en la Norma Técnica de Prevención del INSHT sobre radón en ambientes interiores (NTP 440).

- Métodos instantáneos: aquellos que realizan medidas en intervalos cortos de tiempo, generalmente entre 1 segundo y 20 minutos. Por ejemplo, un detector de este tipo consistiría en un pequeño contenedor o vial con un célula de centelleo en su interior, que tras finalizar la medida se procede a su análisis en un laboratorio.
- Métodos de medida o lectura continua: se realizan medidas con tiempos de exposición variables que pueden ser desde minutos a horas.
- Métodos integrados: con estos métodos se obtiene información sobre las concentraciones promedio durante un tiempo que puede ser corto (días) o largo (semanas o meses). Son métodos asequibles si se comparan con los métodos de lectura continua.

Los sistemas de medida en continuo corresponden con un tiempo de exposición corto, mientras que los sistemas integrados a un tiempo de exposición largo. A continuación, se desarrolla la clasificación dada en la GS 11.01.

4.1.1. *Sistemas de medidas para exposiciones cortas*

Los sistemas de medidas en continuo, también denominados CRM (“Continuous Radon Monitors”), se caracterizan por tener un tiempo de integración relativamente corto que comprende desde algunos minutos hasta las horas.

Los sistemas de medidas en continuo son útiles para estudiar el comportamiento fluctuante del radón a corto y largo plazo o para localizar focos de exhalación de radón en un edificio para así planificar acciones correctivas. Además, puede ser de interés para monitorizar a tiempo real el nivel de radón en laboratorios de radiactividad ambiental, ya que es recomendable tener controlada la concentración de este gas porque puede afectar al fondo radiactivo de algunos detectores (por ejemplo, detectores de germanio puro).

Estos equipos de medida en continuo tienen una pantalla para visualizar las medidas y/o una memoria en donde se almacenan los datos. También suelen disponer de sensores para medir la presión atmosférica, temperatura y humedad relativa del ambiente.

Los sistemas de medida en continuo se denominan activos porque, en general, emplean la circulación forzada del aire para la captación de la muestra (aire con radón). Este es el caso del detector comercial *RAD7* que dispone de un sistema de bombeo y de tubos de plástico para recoger y transportar la muestra hasta el interior del equipo. En la Figura 13 se muestra un esquema del detector *RAD7* conectado a una cámara de radón. El equipo *AlphaGUARD* también dispone de un sistema activo cuando se activa la opción para medir en modo flujo, que consiste en un sistema de bombeo para favorecer que el flujo de radón dirigido al interior de la cámara de ionización sea mayor. Esta opción se activa para mejorar la medida del torón.

Fuente: Chao et al. (1996)

Figura 13. Esquema del detector *RAD7* conectado a una cámara de radón.

Entre los equipos que se han mencionado, el equipo *AlphaGUARD* es una cámara de ionización por corriente al igual que el detector *RAD7*. El equipo *SARAD* se incluye dentro de las cámaras de centelleo.

Hasta ahora se han tratado los sistemas para medir radón en aire. En sentido estricto se sigue la misma técnica para medir el radón en muestras de agua. Lo único que cambia es la metodología que está adaptada para conseguir burbujear el agua y medir el radón que contienen dichas burbujas. Para llevar esto a cabo se suele utilizar un sistema específico formado por probetas de vidrio, tubos de plástico y una bomba.

4.1.2. Sistemas de medidas para exposiciones largas

Los sistemas que realizan medidas en intervalos largos de exposición que pueden ser del orden de días a meses. Estos sistemas son de utilidad cuando se requiere una evaluación rápida de una localización o en campañas que debido a su magnitud requiere de una selección preliminar de los puntos de muestreo. Se suelen emplear para determinar el nivel medio de radón en viviendas o lugares de trabajo a lo largo de meses o un año. Estos sistemas requieren del uso de instrumentación adicional para determinar la concentración de radón, lo cual ralentiza el proceso para obtener una medida. Por esta razón, se denominan sistemas de medida pasivos.

En definitiva, se tratan de equipos más económicos que los sistemas de medidas en continuo, por lo que resultan convenientes para realizar campañas de medida con un gran número de puntos de muestreo. Dentro de esta categoría de detectores se tienen, entre otros, los detectores de trazas y los detectores de carbón activo.

En la Tabla 10 se resumen los aspectos más relevantes de esta clasificación: tiempo de exposición, sistema de medida, aplicación y ejemplos.

Tabla 10. Clasificación de los equipos de medida de radón según el tiempo de exposición.

Tiempo de exposición	Sistema de medida	Aplicación	Ejemplos
Corto (minutos a horas)	Continuo	Investigación, medidas de remedio, protección radiológica y utilización en los laboratorios de referencia	Cámaras de ionización Electrodeposición polonio-218 Cámaras de centelleo o de Lucas (ZnS)
Largo (días a meses)	Integrado	Campañas de medida a gran escala en viviendas, lugares de trabajo, minas, cuevas, balnearios, ...	Detectores de carbón activo Detectores de traza Electretes

4.2. Equipos para medir radón

En este apartado se describen los equipos más corrientes para medir radón en aire, que se han clasificado en sistemas de medida en continuo e integrados. Se aborda el funcionamiento técnico de los equipos y aquellos aspectos más específicos de la propia medida.

4.2.1. *Sistemas de medida en continuo*

En general, hay cuatro tipos de detectores de radón para la medida en continuo: cámara de centelleo, cámara de ionización por pulsos y corriente y detectores de estado sólido.

Cámara de centelleo o celda de Lucas

La celda de Lucas es un tipo de detector de centelleo. La muestra, en estado gaseoso, atraviesa un filtro especial que captura las partículas radiactivas. El interior de la cámara de gas está revestida con una lámina de ZnS(Ag) que produce destellos cuando chocan en él las partículas alfa que proceden del filtro. Un tubo fotomultiplicador, situado en la parte superior de la cámara, cuenta los fotones emitidos por la lámina y guarda este número de cuentas.

Cámara de ionización¹⁵

El radón se puede medir a través de la detección de las partículas alfa más energéticas que se emiten en una desintegración radiactiva. Como se mostró en la Tabla 5, la partícula alfa del radón tiene una energía cinética igual a 5,49 MeV, por lo que el aire se ioniza cuando lo atraviesa. Para ionizar el aire se requiere en torno a 34 eV.

¹⁵ Para la redacción de este apartado se ha utilizado principalmente la descripción sobre cámaras de ionización dada en el artículo de Paul Neher titulado "Radon Monitor". El artículo, dividido en dos partes, se publicó en la revista "Electronics Now" (Neher, 1994).

Una cámara de ionización consiste en un ánodo (+) y un cátodo (-). En el interior de la cámara se establece un campo eléctrico entre dos electrodos, provocado por la diferencia de tensión entre ambos. Como resultado de la ionización del aire por parte del radón se originan un par de iones. Los electrones cargados negativamente son atraídos por el ánodo, cargado positivamente, mientras que los iones positivos son atraídos por el cátodo, que tiene carga negativa. Las cámaras pueden ser cilíndricas o planas según la geometría de los electrodos. En la Figura 14 se muestra una cámara de ionización de tipo cilíndrica, en la que el cátodo corresponde con el recipiente cilíndrico y el ánodo con el filamento que está en su interior.

Figura 14. Esquema sencillo de una cámara de ionización.

Aunque depende del diseño, el interior de la cámara puede estar en contacto con el aire de la atmósfera o, por el contrario, ser hermético y relleno de un gas inerte que favorezca la ionización del medio. En el primer caso, el aire que se introduce en el interior de la cámara suele desecarse previamente, filtrándolo a través de una columna desecante. La cámara de ionización es sensible a cambios en las condiciones ambientales que puedan afectar a la calibración inicial del detector. La electrónica asociada consiste en amplificar la señal recibida porque la carga recogida en el ánodo es muy pequeña.

4.2.2. *Sistemas de medida integrados*

Los sistemas pasivos de detección pueden tener un tiempo de exposición corto (del orden de días) o más largo (meses). Dentro de los sistemas pasivos se tienen los siguientes equipos:

Cámara de carbón activo

El detector consiste en un pequeño contenedor con carbón activo que captura el radón del ambiente. El tiempo de exposición de estos detectores varía entre 2 y 7 días porque este tiempo está limitado por el periodo de desintegración del radón ($t_{1/2}=3,8$ días). La muestra con radón debe analizarse en el laboratorio en las 24 horas posteriores.

Electrete

Un electrete consiste en una cámara con un disco cargado (electrete). Esta cámara se abre cuando se inicia la medida y se cierra cuando finaliza. Durante el tiempo de medida, el radón y sus descendientes reducen el voltaje que tiene inicialmente el

detector. Este voltaje se obtiene a partir de un lector de voltaje, que a través de un factor de calibración determina la concentración de radón. El tiempo de exposición es muy variable porque puede ser corto (días) o más largo (meses a 1 año).

Detector de trazas

El detector de trazas es un método pasivo muy utilizado para medir radón durante un intervalo largo de tiempo. Se basa en que el radón y sus descendientes dejan una huella (o traza) sobre el material plástico (nitrato de celulosa, carbonato o policarbonato) que se sitúa en el interior de un contenedor. Las trazas visibles del plástico se contabilizan mediante microscopía, siendo su número proporcional a la concentración de radón durante la exposición. Al igual que otros sistemas pasivos de detección, el tiempo de exposición para calcular el valor promedio de radón puede variar desde meses a años. En la actualidad, la mayoría de los detectores de radón son de tipo electrónico. En las Figuras 15 se muestran varios equipos comerciales de medida de radón. Los equipos proporcionan medidas de radón en unidades de concentración de actividad (Bq/m^3 o en unidades americanas pCi/l).

Figuras 15. Equipos de medida de radón: **(a)** Safety Siren Pro Series 3, **(b)** Radon Scout, **(c)** Sarad RTM-2100 y **(d)** AlphaGUARD.

El usuario debe elegir un equipo acorde a sus necesidades. Por ejemplo, el detector *Safety Siren Pro Series 3* es idóneo para tener un orden de magnitud del radón de una vivienda¹⁶. Los modelos *Radon Scout* y *AlphaGUARD* se recomiendan para medir y registrar el radón en el aire tanto a corto como a largo plazo. En cambio, el detector *Sarad RTM-2100* se utiliza para medir concentraciones altas de radón en el suelo.

Existen numerosos métodos para la determinación del radón en aire, suelo y agua. De entre los distintos métodos que se pueden utilizar para la medida del radón en agua, en este trabajo se describen los siguientes: centelleo líquido y cámara de ionización.

4.3. Técnicas de medida

En este apartado se presentan las técnicas de medida para medir radón. Se describe el equipo *AlphaGuard* y el detector *Radon Scout* que son los dos detectores de radón que se han utilizado en la presente investigación. En concreto, se utilizó el primer detector para medir el nivel de radón en un laboratorio subterráneo mientras que el segundo tipo de detector se empleó para monitorizar la concentración de radón en el interior de dos viviendas. Ambos detectores de radón son conocidos y utilizados en todo el mundo, por lo que también se han empleado en numerosas intercomparaciones.

También se incluye la técnica de espectrometría gamma porque no solo permite medir los descendientes gamma del radón sino también el índice de concentración de actividad gamma. El autor ha trabajado con las técnicas de espectrometría gamma y de centelleo líquido en donde se ha estudiado la posible influencia del radón en las medidas rutinarias que se realizan en un laboratorio¹⁷.

4.3.1. Centelleo líquido

El principio de funcionamiento de los detectores de centelleo se basa en la propiedad que tienen algunas sustancias denominadas luminiscentes de emitir luz visible cuando son expuestas a radiación ionizante, como por ej. la emisión de partículas alfa o beta. Esta radiación produce una excitación molecular seguida de una desexcitación rápida denominada fluorescencia o centelleo. Mediante un transductor adecuado, como una célula fotoeléctrica sensible a esas emisiones de luz (fotones), puede convertir esa señal lumínica en una señal eléctrica.

Los centelleadores son sustancias que son capaces transformar parte de la energía del fotón incidente en ionizaciones y excitaciones, que van seguidas de emisión de ondas electromagnéticas o fotones de menor energía que la partícula incidente, en la región de del visible y del ultravioleta. Los centelleadores pueden ser orgánicos e

¹⁶ Este equipo proporciona medidas anómalas de radón si se utiliza en ambientes húmedos (por ejemplo, en el exterior de edificios junto a zonas ajardinadas con riego automático). El equipo proporciona medidas de radón promediadas por lo que no es apto para investigación. Además, no dispone de un sistema para almacenar los datos por lo que es preciso una modificación del equipo usando, por ejemplo, un controlador como *Arduino*.

¹⁷ En relación con el artículo publicado en la revista Ingeniería Civil (García-Tobar y Pujol, 2014).

inorgánicos. Dentro de los inorgánicos los más empleados son los de sulfuro de zinc activado con plata (ZnS (Ag)) o yoduro sódico con talio (NaI (Tl)), siendo los primeros los más utilizados en la detección de partículas alfa. En cuanto a los centelleadores orgánicos suelen ser compuesto aromáticos, como antracenos o estilbenos, en disoluciones líquidas. En ambos casos es necesario un sistema de detección adecuado capaz de transformar la señal luminosa del centelleo en una señal eléctrica proporcional (Gómez, 2008).

En el caso de los equipos detectores de centelleo líquido, el sistema de detección de luz se basa en un tubo fotomultiplicador. Es un dispositivo electrónico que convierte la señal lumínica en pulsos de corriente detectables. Está constituido por un cátodo semitransparente (fotocátodo), una región recolectora de fotoelectrones entre el cátodo y el primer ánodo, una zona multiplicadora de electrones (dínodo) y un ánodo recolector de la carga amplificada. Su función por tanto es convertir los fotones en electrones de baja energía y de aumentar su número para incrementar la señal.

Además, estos equipos están diseñados para reducir el fondo al máximo y de esta forma poder medir muestras con actividades bajas, por lo que tienen un blindaje pasivo y otro activo, que permite minimizar las diferentes contribuciones del fondo (ruido electrónico, radiación cósmica natural, gas radón, etc.). A pesar de estos sistemas de reducción del fondo, éste no puede eliminarse completamente por lo que se requiere conocer y controlar el fondo de las medidas. En este aspecto es recomendable el control sistemático del fondo para así asegurar la calidad de las medidas. Este tipo de detectores se caracterizan por disponer de un sistema electrónico que permite la discriminación de las señales producidas por desintegraciones alfa de las betas.

Los equipos de centelleo líquido tienen la ventaja de poder medir la fluorescencia de radionucleidos adheridos en la superficie de un plástico o de un cristal centelleador (centelleador sólido), (L'Annunziata, 2003). Como se ha mencionado anteriormente, existen algunos sólidos capaces de emitir fotones, cuando son excitados por partículas alfa. Uno de estos materiales sólidos más utilizados, es el sulfuro de zinc, en forma cristalina activado con pequeñas concentraciones de plata, designando a este material ZnS (Ag). Cuando inciden sobre su superficie partículas alfa, éste emite fotones que es lo que se conoce comúnmente como centelleo. El contador alfa de ZnS, se presentan en dos formatos, uno en forma de células centelleadoras para la medida de radón, cuyo interior está recubierto por una capa fina de ZnS, o en forma de película fina acoplada a un tubo fotomultiplicador para la medida de muestras sólidas alfa. El ZnS se dispone en forma de polvo policristalino, con un tamaño de cristal entre 7-20 μm y como su densidad específica de 4,1 g/cm^3 una capa monocristalina tendrá un espesor de 3-10 mg/m^2 . Una capa de ZnS policristalino dispersará la luz y absorberá parte de ella. Esa emisión de fotones es la que recogen los tubos fotomultiplicadores del sistema detector que los transformará en una señal eléctrica, es decir el funcionamiento es similar al sistema de detección por centelleo líquido (Theodórsson, 1996).

4.3.2. Cámara de ionización gaseosa

4.3.2.1. Principio de funcionamiento

En este apartado se describen las cámaras de ionización gaseosa, que es un tipo de detector de ionización gaseosa en cuyo fundamento se basan la mayoría de los detectores para medir la concentración de gas radón en el aire¹⁸. Antes de proceder a la descripción de la cámara de ionización gaseosa es necesario mostrar la curva característica de amplitud del impulso, en donde se distinguen los siguientes tramos (ver Figura 16):

- Zona 1 de crecimiento del impulso con la tensión.
- Zona 2 de cámara de ionización.
- Zona 3 de proporcionalidad.
- Zona 4 de proporcionalidad limitada (crecimiento deja de ser lineal).
- Zona 5 Geiger “la descarga ocasionada por la particular ionizante se extiende a todo el volumen del contador”.
- Zona 6 de descarga continua, en donde el detector puede dañarse si opera en esta zona durante cierto tiempo.

Los detectores de ionización gaseosa trabajan en una de las tres zonas útiles de la curva. En nuestro caso, la cámara de ionización trabaja en la zona 2 de la curva. Los detectores de ionización gaseosa están esencialmente constituidos por un recinto lleno de un gas a presión conveniente, en el que se dispone dos electrodos mutuamente aislados, a los que se aplica una tensión de polarización (ver Figura 17).

El detector de ionización gaseosa consiste en un recinto relleno de un gas conveniente a la presión oportuna en que se encuentran dos electrodos aislados eléctricamente entre sí y a los que se aplica una tensión eléctrica. El gas debe ser aislante y con un bajo potencial de ionización, por el que en ausencia de radiación no circulará ninguna corriente eléctrica apreciable. Por esta razón, se emplean gases nobles. Sin embargo, el paso de una radiación ionizante produce un cierto número de pares de iones. Estos iones al haber un campo eléctrico no se recombinan completamente entre sí sino que las cargas se mueven hacia el electrodo del signo contrario. De esta forma se origina una señal eléctrica que es recogida en los electrodos y cuya amplitud es proporcional al número de iones acumulados de cada signo. El ión positivo se dirige hacia el cátodo (electrodo negativo) y el electrón hacia el ánodo (electrodo positivo). El ión positivo se recombina con un electrón del cátodo y es como si se transportara un electrón del cátodo al ánodo. De esta forma se origina en el circuito de detección un breve paso de corriente, o impulso de corriente que puede ser medido y, en consecuencia, revela la llegada de radiación al detector.

¹⁸ Este apartado se ha redactado, en parte, con información del Máster en Ingeniería Nuclear y Aplicaciones MINA del CIEMAT y, en concreto, con la lección sobre “detectores de ionización gaseosa” (CIEMAT, 2006).

Figura 16. Curva característica de la variación de la amplitud del impulso con respecto a la tensión que se aplica a un detector de ionización gaseosa..

Figura 17. Componentes básicos de un detector de ionización gaseosa.

La amplitud del impulso y su comportamiento depende de la tensión de polarización que hay entre los electrodos (cátodo y ánodo). En función de la tensión aplicada se tienen distintos detectores de ionización gaseosa: cámara de ionización, contador proporcional y contador *Geiger-Müller*, siendo éste último el detector que requiere una tensión más alta.

Como ya se ha descrito, la cámara de ionización está constituida por un recinto lleno de gas en el que se disponen dos electrodos aislados eléctricamente. Se define como un detector de ionización gaseosa que trabaja polarizado en la zona de saturación. Al trabajar en este orden de tensiones, existe en ella una meseta (la misma amplitud del impulso) en la que se debe operar para trabajar en condiciones adecuadas. En la Figura 18 se muestra un esquema de la región de funcionamiento de las cámaras de ionización.

Figura 18. Esquema de la variación de la corriente que atraviesa una cámara de ionización cilíndrica, en función de la tensión aplicada.

En estos detectores los impulsos son pequeños, por lo que estos detectores se aprovechan para medir grandes actividades o exposiciones. Se utilizan para detectar partículas con un alto poder de ionización, como las partículas alfa u otros iones pesados, cuyos impulsos son tan elevados que pueden distinguirse del ruido de la instrumentación electrónica asociada.

Las cámaras de ionización se clasifican, atendiendo a la forma de los electrodos, en planas o cilíndricas, según estén dotadas de electrodos plano-paralelos, o cilíndricos (formados por un electrodo en forma de cilindro hueco y el otro, un alambre o varilla en disposición coaxial).

Por su forma de operar se dividen también en cámaras de corriente o cámaras de impulsos. Las primeras están proyectadas para medir la intensidad media de corriente que circula por la cámara, que es, en general, proporcional al flujo de radiación que interactúa. Por el contrario, en las cámaras de impulsos se detectan individualmente los impulsos correspondientes a la llegada de cada partícula ionizante que interactúa en el detector.

4.3.2.2. Detector AlphaGUARD

El equipo *AlphaGUARD*, modelo *PQ2000PRO*, es una cámara de ionización portátil que permite obtener medidas integradas cada hora. El procedimiento de medida se basa en la espectrometría alfa del radón y sus descendientes del aire que ha entrado en el volumen de detección de una cámara de ionización y que previamente ha sido filtrado para permitir únicamente la entrada del gas radón. El equipo también dispone de sensores para medir las condiciones ambientales de presión, temperatura y humedad. El software del detector se denomina *DataExpert* y permite descargar las medidas (concentración de radón, presión, temperatura y humedad) en el ordenador. En la Tabla 11 se resumen las especificaciones técnicas destacables del equipo.

Tabla 11. Especificaciones técnicas del detector *AlphaGUARD*.

Fabricante	Genitron Instruments (Alemania)
Tipo de detector	Cámara de ionización, modelo <i>AlphaGUARD</i>
Volumen activo detector	0,56 litros
Modo de operación	Modo difusión (radón en aire): cada 10 min durante un ciclo de 60 min
Rango de operación	Nivel de radón: desde 2 Bq/m ³ hasta 2·10 ⁶ Bq/m ³

Fuente: Manual de Genitron Instruments

Este monitor de radón permite realizar medidas de radón en aire, pero también en el interior del suelo y en agua con los respectivos complementos que ofrece el fabricante. Los accesorios del detector *AlphaGUARD*: bomba de aspiración *AlphaPUMP*, una sonda de suelo y una caja hermética para medir la exhalación de radón de materiales. Con la bomba *AlphaPUMP* se transporta el radón del suelo a través de la sonda hasta el detector de radón, que está en la superficie. La tasa de bombeo se puede regular entre 0,03 y 1 L/min. Este dispositivo de bombeo no sólo se utiliza para medir radón en suelos sino también como accesorio en una cámara de radón (ver Figura 19).

Fuente: Manual de Genitron Instruments

Figura 19. Esquema de un detector *AlphaGUARD* y una bomba *AlphaPUMP* conectados a una cámara de radón.

Con este conjunto de dispositivos es posible calcular la tasa de exhalación de radón de materiales de construcción. Esto mismo también es posible realizarlo con una caja hermética, en donde se introduce el material, que se acopla directamente al monitor *AlphaGUARD*. Con este método se realizan medidas rápidas, pero presenta la desventaja de tener limitado el volumen de la muestra al tamaño máximo de la celda. Para realizar determinados experimentos se requerirá una fuente de radio, aunque también es posible emplear el radón procedente del suelo (Al-Azmi, 2009).

Con este detector de radón también se puede medir la concentración de radón en agua. Este gas radiactivo puede estar presente tanto en aguas subterráneas como en aguas superficiales. Sin embargo, su concentración es menor en aguas superficiales porque hay una mayor aireación de la masa de agua. La etapa de muestreo es

importante porque a partir de dichas muestras se determinará la concentración de radón. Igual de importante es el transporte y almacenamiento de las aguas hasta su lugar de medida. Con estos equipos es posible medir el radón *in situ* por lo que nos evitamos la manipulación y transporte de las muestras. Además, para medir el radón en agua es recomendable realizar la medida cuanto antes para asegurarnos que los resultados se ajustan a la realidad. La toma de muestras es más sencilla cuando se realiza en aguas superficiales porque en aguas subterráneas se requiere el uso de equipos complementarios como son las bombas.

Por norma general, la etapa de muestreo debe estar programada con suficiente antelación para así tener la siguiente información básica: el lugar del muestreo, la frecuencia con la que se realiza la toma de muestras, el método para llevar a cabo el muestreo, el volumen de la muestra que debe ser suficiente para realizar el análisis pertinente y número de recipientes y otro material fungible (pegatinas, tapaderas, etc.) que se va a emplear durante el muestreo. Dentro de la información más propia de la operación se encuentra el tiempo necesario para realizar el muestreo y su posterior medida ya sea en el campo o en el laboratorio. Esto último es de especial importancia porque se debe minimizar el tiempo que transcurre desde que se recoge la muestra hasta que se mide debido al periodo de desintegración relativamente corto que tiene el radón. En el caso de transportar las muestras también se debe seguir un procedimiento específico para su transporte (por ejemplo, evitar que las muestras de agua estén en contacto directo con el sol y se encuentren a una temperatura adecuada). Estas actuaciones están encaminadas a conseguir que la muestra sea representativa evitando posibles variaciones por una incorrecta recogida de la muestra o transporte.

La medida de radón en agua puede realizarse por espectrometría gamma introduciendo directamente el recipiente dentro de la cámara de recuento del equipo. Como se ha mostrado en el esquema anterior, la medida de radón también puede realizarse *in situ* mediante el monitor de radón.

4.3.2.3. Detector Radon Scout

La información que se presenta en este apartado se ha obtenido principalmente del Manual del Usuario del modelo *Radon Scout* de la empresa *Sarad* (versión 10/2009). En esta tesis se utilizaron dos modelos *Radon Scout*, uno el básico y el otro *PLUS* que dispone de sensores para medir las condiciones ambientales.

4.3.2.1 Generalidades

El detector *Radon Scout* es un equipo versátil, fácil de usar y diseñado para la detección del radón-222 en el aire. Además de la concentración de actividad de radón, también es posible medir la temperatura, humedad y presión barométrica del aire si se dispone de la versión *PLUS*. Dependiendo del modelo se puede ajustar el tiempo en el cual se prolonga una medida individual de concentración de radón.

El detector dispone de una memoria interna para realizar medidas en continuo durante al menos 4 meses en función del tiempo de muestreo seleccionado (cuanto menor sea

el tiempo indicado, entonces se generarán más datos y antes se llenará la memoria del dispositivo). Entre las ventajas que dispone este equipo es su facilidad de uso, software sencillo, posibilidad de mostrar no solo los datos en bruto sino también en formato de gráficas.

En la Figura 20 se muestran los elementos del detector. Se observan los siguientes elementos: botón de encendido y apagado, puerto de cable en serie (para conectar el equipo al ordenador personal), el lugar donde se depositan las pilas, previa apertura de un tapón de rosca y un LED luminoso. Es un dispositivo de pequeñas dimensiones como se puede apreciar en alguna de las fotografías que se muestran en la presente tesis doctoral.

Fuente: Manual del detector Radon Scout

Figura 20. Elementos situados en el frontal de un detector *Radon Scout*.

Aunque la duración depende del tipo de batería empleada, las pilas suelen durar aproximadamente tres meses y pueden ser del tipo de NiCd y NiMH con un voltaje de 1,2 V o, por el contrario, pilas de un voltaje superior (1,5 V) de manganeso-alcalina o carbón-zinc. Las baterías de NiMH ofrecen una energía de hasta 8.000 mAh mientras que las de NiCd tienen como máximo una energía de 5.000 mAh. Se recomienda no utilizar pilas de litio. En relación con el LED, hay un código de colores que indica si el funcionamiento del equipo es el correcto o, por ejemplo, si se necesita cambiar las pilas del detector.

4.3.2.2 Especificaciones técnicas

A continuación, se muestra en la Tabla 12 con las especificaciones técnicas de los equipos.

Tabla 12. Especificaciones técnicas del detector *Radon Scout*.

Medida	Cámara de medida con recogida de carga por HV (alto voltaje) y detector de silicio para la detección de partículas alfa
Tipo de muestreo	Por difusión
Sensibilidad	1,8 cpm/kBq/m ³ (4 cph/pCi/L)
Rango de medida	0 ... 2 MBq/m ³

Error asociado a la medida	± 5 % dentro de un intervalo más o menos ancho
Condiciones ambientales	-10 ... 40 °C, 0 ... 100 % de humedad si no se produce condensación, lo cual podría dañar el interior de la cámara.
Temperatura (sensor)	-20 ... + 80 °C
Humedad (sensor)	0 ... 100 % H
Presión (sensor)	800 ... 1200 mbar (o hPa)
Memoria (número de datos para el modelo RADON-SCOUT-PLUS 2047)	672
Alimentación	Dos pilas de tamaño D con un voltaje 1,5V/1,2V
Tipo de conexión con el equipo	RS232 o adaptador USB, en función del modelo del equipo (la tendencia actual es utilizar este último)
Tiempo de autonomía	3 meses para una batería alcalina (17.000 mAh) para una temperatura de 20 °C
Peso y dimensiones	800 g (incluyendo el peso de las baterías) y las dimensiones 175x135x55 mm

4.3.3. *Espectrometría gamma*¹⁹

4.3.3.1 Introducción

Cuando se requiere realizar medidas no destructivas, no es posible la separación de los elementos de la muestra por métodos químicos o radioquímicos. En este tipo de casos, la medida se tiene que hacer por la técnica de espectrometría gamma. Para la redacción de este capítulo se han utilizado las siguientes referencias: Gilmore y Hemingway (2003), Pujol y Navarro (2003) y Knoll (2010).

Por medio de espectrometría gamma se permite el análisis y cuantificación de los diversos isótopos gamma presentes en una muestra, mediante la utilización de un sistema de detección que representa los resultados en un analizador multicanal. Dichos canales se calibran en función del rango de energías gamma de los isótopos buscados, obteniéndose un espectro dentro de un margen de energías bastante amplio. La espectrometría gamma con detectores de semiconductor constituye en la actualidad una de las técnicas de medida utilizada para el estudio de las

¹⁹ En este apartado se trata exclusivamente los detectores de semiconductor de germanio puro. Si bien los fundamentos teóricos son similares para los detectores de silicio, que poco a poco han ido perdiendo terreno desde la llegada de los detectores basados en germanio.

concentraciones de actividad de radionucleidos emisores gamma en muestras ambientales. En este campo, la zona de interés suele estar comprendida entre 15 keV y 2 MeV. En la Figura 21 se presenta un esquema típico de un sistema de espectrometría gamma de alta resolución.

Figura 21. Esquema de un sistema de espectrometría gamma de alta resolución.

El mecanismo de detección se explica a continuación. El preamplificador convierte la carga recolectada en un impulso de voltaje proporcional a la energía depositada por el fotón incidente. Posteriormente, la señal se conforma y amplifica con lo que se consigue mejorar la relación señal-ruido. Esta señal pasa por un convertidor analógico digital (ADC) que asigna un canal a cada señal en función de la amplitud de ésta. El ADC se conecta a un estabilizador de picos que permite corregir pequeños desplazamientos de los picos que pueden deberse, principalmente, por las fluctuaciones de temperatura de la sala donde están ubicados los detectores. El módulo AIM (“Acquisition Interface Module”) recibe la señal del ADC y envía la información al ordenador donde está instalado el programa de análisis de espectros *Genie-2000*.

Un sistema de espectrometría gamma está constituido por:

- Un detector de semiconductor con un sistema de refrigeración (nitrógeno líquido). En espectrometría gamma de alta resolución se utilizan detectores de germanio puro (HPGe, “High-Purity Germanium”). El detector es el primer elemento de la cadena de medida que se utiliza para convertir la emisión gamma (energía) de los isótopos en variaciones de carga y posteriormente en pulsos de intensidad proporcional a la energía incidente. La emisión de energía es fija, de tal forma que cada elemento tiene una o varias líneas de energía características. Para que el detector funcione tiene que estar refrigerado y cargado mediante una fuente de alta tensión.
- Un blindaje pasivo formado por una capa de plomo (por ejemplo, 10 cm) para reducir el fondo radiactivo del detector (en algunos casos también se utilizan blindajes de hierro), recubierto internamente por otro blindaje de cobre de 2

mm que se utiliza para atenuar los rayos X procedentes del blindaje de plomo. El hueco que está comprendido entre las paredes del blindaje se denomina cámara de recuento y en su interior y en contacto con el detector se sitúa la muestra. En el esquema representado, la muestra es agua contenida en un recipiente con una geometría de tipo *Marinelli*.

- Una fuente de tensión de alto voltaje, para la polarización del detector.
- Un sistema electrónico de amplificación y conformación de la señal.
- Un convertidor analógico-digital.
- Un analizador multicanal de los impulsos (puede incluir el convertidor analógico-digital) que cuenta con una memoria en cuyas direcciones se distribuyen y almacenan los impulsos obtenidos.
- Un ordenador personal para la visualización de los espectros de medida y para el tratamiento de los datos. El ordenador tiene que tener instalado un sistema de adquisición y análisis de los datos, que consiste en un programa informático que se suministra junto al detector. El sistema *Genie-2000* es un conjunto de aplicaciones que facilitan la adquisición y el tratamiento matemático de diferentes tipos de espectros basado en el entorno Windows. El programa da soporte a diferentes tipos de analizadores, detectores y electrónica de medida. Sin embargo, la presentación del espectro y el proceso de adquisición del mismo es independiente del tipo de analizador empleado. La aplicación informática principal del sistema *Genie-2000* es el Programa de Adquisición y Análisis de Espectros ("Gamma Acquisition & Analysis").

El sistema de espectrometría gamma es capaz de registrar espectros muy complejos en los que están presentes numerosas energías de emisión gamma. Una vez instalado un sistema de espectrometría gamma se requieren dos operaciones básicas que deben hacerse periódicamente y que son la calibración en energía y la calibración en eficiencia.

La espectrometría gamma consiste en la obtención del espectro de energías de las radiaciones gamma emitidas por los radionucleidos. En un principio, la espectrometría gamma estuvo asociada a los detectores de centelleo, especialmente con los cristales de yoduro de sodio dopados con talio NaI(Tl). La espectrometría gamma de centelleo se basa en que la respuesta del detector es proporcional a la energía del rayo gamma detectado, lo cual permite obtener su espectro de energías. Con el desarrollo de los semiconductores, aparecieron los detectores de germanio-litio y, más recientemente, los detectores de germanio puro. A los detectores de germanio puro también se denominan detectores HPGe, acrónimo en inglés de "High Purity Germanium". Este tipo de detectores son los que se han utilizado en la presente investigación, por lo que nos centraremos en ellos.

4.3.3.2 Mecanismos de interacción

Un haz de radiación gamma (o rayos X) puede considerarse que está formado por fotones que viajan a la velocidad de la luz y que cada uno de ellos tiene una energía dada por la relación de Planck. La emisión de fotones gamma es un fenómeno asociado a la desexcitación nuclear: un núcleo cuando queda en estado excitado tiene al estado fundamental mediante la emisión de fotones. En este apartado se describen los mecanismos de interacción de la radiación gamma con la materia. Como resultado de esta interacción se liberan electrones secundarios. Estos mecanismos de interacción son un caso particular dentro de la interacción de la radiación con la materia.

A efectos prácticos, se considera que el material es el propio detector destinado a medir la radiación. La selección del material del detector se basa en el tipo de radiación que deseamos medir. Para el rango de energías de interés (desde unos pocos keV hasta MeV), el detector debe ser capaz de medir la radiación gamma, que interacciona con la materia por medio de los siguientes mecanismos: a) efecto fotoeléctrico, b) efecto Compton y c) producción de pares.

La probabilidad de que ocurra cada uno de estos procesos depende de la energía del fotón. Los mecanismos de interacción son muy dependientes de la energía del fotón. La interacción fotoeléctrica es dominante a bajas energías (< 100 keV), el efecto Compton para energías entre 100 y 1.000 keV y la creación de pares para energías superiores a 1 MeV. La Figura muestra esta dependencia energética para el caso particular del germanio y el aluminio.

a) Efecto fotoeléctrico

El efecto fotoeléctrico es uno de los mecanismos por el cual el fotón puede ceder energía al material (detector). El fotón es absorbido completamente y toda su energía se transmite al electrón, que se libera del átomo al que estaba ligado. El electrón es expulsado de su órbita con una energía cinética (E_k) que es igual a la diferencia entre la energía del fotón incidente (E) y su energía de ligadura del átomo (E_b , *binding*) que corresponde con la capa en la cual orbitaba el electrón (ver siguiente expresión).

$$E_k = E_\gamma - E_b \quad [17]$$

Esta expresión no es rigurosamente correcta. Para que se cumpla la conservación del momento (que ocurre al liberarse el electrón), una parte de la energía debe cederse al átomo en forma de energía de retroceso. Sin embargo, esta cantidad de energía es tan pequeña que se suele despreciar.

Tras el impacto, el átomo queda en estado excitado con un exceso de energía correspondiente a E_b y tiene dos alternativas para volver al equilibrio. En primer lugar, el átomo redistribuye su exceso de energía entre el resto de electrones del átomo. Como resultado de esta opción, el átomo puede liberar más electrones lo cual se conoce por efecto de cascada Auger y, por ende, el detector recibe una fracción mayor de la energía procedente de la radiación

gamma. En segundo lugar, la vacante que ha dejado el electrón se cubre por otro electrón que procede de un estado energético mayor, emitiéndose una fluorescencia de rayos-X. Esto último podría desencadenar nuevas absorciones por efecto fotoeléctrico hasta que se absorbiera por completo toda la radiación gamma.

El efecto fotoeléctrico es más probable cuanto más ligado se encuentre el electrón, es decir; que para un mismo átomo es más probable que ocurra con electrones de la capa K que con electrones situados en capas exteriores. Si la energía disponible no es suficiente para liberar un electrón de la capa K, entonces se desprenderá en su lugar electrones de la capa L o M. Esto origina discontinuidades en las curvas de absorción fotoeléctrica.

b) Efecto Compton

La dispersión Compton es el mecanismo por el cual un fotón es dispersado por un electrón (libre). Como resultado de este choque elástico y por norma general, el fotón dispersado tiene menor energía que el fotón incidente y se produce un electrón de retroceso.

Figura 22. Mecanismo de dispersión Compton.

La energía del electrón es la diferencia entre la energía del rayo gamma incidente y el dispersado.

$$E_e = E_\gamma - E_\gamma^* \quad [18]$$

Si desarrollamos la expresión anterior, se obtiene:

$$E_e = E_\gamma \cdot \left[1 - \frac{1}{1 + \frac{E_\gamma}{m_0 \cdot c^2} \cdot (1 - \cos \theta)} \right] \quad [19]$$

, siendo:

E_e = la energía comunicada al electrón.

E_γ = la energía del fotón incidente.

E_γ^* = la energía del fotón dispersado (tras chocar con el electrón).

$m_0 \cdot c^2$ = la relación de Einstein que relaciona la energía con la masa en reposo del electrón (m) y la velocidad de la luz (c).

θ = es el ángulo que forma el fotón incidente con el dispersado.

Como puede observarse, la cantidad de energía cedida del fotón al electrón depende del ángulo formado entre el fotón incidente y el dispersado. Para un ángulo $\theta = 0^\circ$, el fotón dispersado no varía su trayectoria inicial y no se transfiere energía al electrón. Para ángulos muy pequeños, el fotón varía ligeramente su trayectoria y se cede muy poca energía al electrón. En el caso contrario ($\theta = 180^\circ$) se produce la transferencia máxima de energía del fotón al electrón. En este caso extremo ocurre la retrodispersión del fotón, es decir; el fotón dispersado adquiere el sentido contrario al que tenía originariamente.

c) Producción de pares electrón-positrón

A diferencia de los dos mecanismos anteriores, la producción de pares resulta de la interacción del fotón con el átomo. Como resultado del proceso, el fotón desaparece creándose un par electrón-positrón (e^-e^+). Para que ocurra este mecanismo, el fotón debe tener una energía mínima igual a 1,022 MeV (el doble de la energía en reposo del electrón).

Este proceso se esquematiza en la Figura 23. El fotón incide con un núcleo, que no absorbe casi energía, con lo que la energía en exceso sobre 1,022 MeV se transmite por igual en forma de energía cinética al electrón y al positrón. Ambos pierden rápidamente su energía y se originan un par de rayos gamma (cada uno de 0,511 MeV), que parten en direcciones opuestas cumpliéndose el principio de conservación de la cantidad de movimiento.

Figura 23. Mecanismo de producción de pares.

Cuando ambos fotones son absorbidos por el detector entonces no hay pérdida neta de energía y, por lo tanto, el suceso incrementa el área del pico de absorción total. Si uno de los fotones no interacciona con el detector, se observa un pico de escape simple situado en una energía igual a E-511 keV.

Por el contrario, si ambos fotones escapan sin interaccionar con el detector se observa un pico de escape doble en E-1022 keV. La amplitud de los picos de escape con respecto al pico de absorción total depende de las condiciones de medida y del tipo de detector.

4.3.3.3 Calibración en energías

En esta sección se describe la operación básica de calibración en energías. En la siguiente sección se tratará otra operación básica que es la calibración de eficiencias.

Los impulsos que provienen del detector, una vez se han amplificado y conformado, pasan al convertidor analógico-digital. En este proceso se determinan las amplitudes de los impulsos por intervalos discretos de tensión denominados canales. Como resultado del mismo, se obtiene un histograma de amplitud de impulsos, que indica el número de sucesos registrados en función del canal.

La calibración en energías tiene como objetivo la determinación de una relación entre los números de los canales del analizador multicanal y la energía de los fotones. Para la calibración en energías del sistema se suele utilizar una mezcla de radionucleidos emisores gamma monoenergéticos, aunque también se pueden utilizar fuentes radiactivas con un multiemisor gamma, cuyos fotones cubran el intervalo de energías de interés del sistema.

La ecuación de calibración puede obtenerse de diversas maneras, pero todas ellas tienen en común que se necesitan pares de datos energía-número del canal. Estos puntos pueden obtenerse a partir del espectro que se analiza, siempre que se hayan identificado algunos de sus componentes más característicos (por ejemplo, el fotopico del potasio-40 situado en 1460,81 keV).

La resolución en energía de un detector viene dado por su capacidad para discriminar entre sucesos de distintas energías. Debido a la propia naturaleza de la desintegración radiactiva y del fenómeno de detección, los espectros gamma están formados por picos situados a determinadas energías y que presentan un ancho específico. El ancho de pico delimita la resolución del detector para una energía dada y se define como la anchura a mitad de altura o el parámetro FWHM ("Full Width at Half Maximum"). Un sistema tendrá mejor resolución cuanto menor sea el FWHM.

4.3.3.4 Calibración en eficiencias

La calibración en eficiencias permite establecer la relación entre la actividad de un radionucleido emisor gamma en la fuente y el recuento del correspondiente fotopico, en función de la energía del fotón emitido. La calibración en eficiencias debe realizarse en las mismas condiciones que se van a utilizar en la medida de las fuentes reales. En particular, se debe asegurar que la selección de los valores relativos a la electrónica del sistema (tensión de polarización y ganancia de amplificación), la geometría de la

fuelle y la posición de la fuente respecto del detector, sean idénticas. Para la calibración en eficiencias del sistema, también se suele utilizar una mezcla de radionucleidos emisores gamma monoenergéticos, aunque también se pueden utilizar fuentes radiactivas con un multiemisor gamma, cuyos fotones cubran el intervalo de energías de interés del sistema.

La eficiencia de recuento así definida, eficiencia de fotopico o eficiencia del pico de absorción total, depende de la geometría de la fuente analizada y de la posición relativa de la fuente respecto al detector. Para cada configuración, se obtiene una curva de eficiencia frente a la energía. A continuación, se muestra la expresión para determinar la eficiencia absoluta del fotopico²⁰ que se define como el cociente entre el número de eventos cuando la energía E se deposita en el detector y el número de fotones de energía E emitidos desde la fuente.

$$\varepsilon(E) = \frac{N}{t \cdot Y(E) \cdot A} \cdot f_d \quad [20]$$

, donde:

- ε es la eficiencia del fotopico para la línea gamma de energía;
- N son las cuentas netas del fotopico de la fuente de calibración, en cuentas;
- t es el tiempo de recuento, en segundos;
- $Y(E)$ es la probabilidad de emisión del radionucleido a la energía E;
- A es la actividad de referencia del radionucleido que emite en la línea gamma de energía;
- f_d es el factor de corrección por la desintegración.

A partir de la anterior expresión, se puede calcular la actividad que se obtiene, entre otros parámetros, a partir del número neto de cuentas registradas entre los canales que definen el fotopico correspondiente, N.

$$A = \frac{N}{t \cdot Y(E) \cdot \varepsilon(E)} \cdot f_d \quad [21]$$

Al igual que sucedía con la calibración en energía, los sistemas de análisis de espectros cuentan con programas de cálculo que permiten realizar un tratamiento de los espectros adquiridos y obtener las curvas de calibración correspondientes. La eficiencia del detector es una función compleja que depende de diversos parámetros y es necesario hacer la calibración de forma experimental y que tenga en cuenta todas las variables que pueden dividirse en dos grupos: los que dependen de la geometría de la muestra y aquellos que dependen de la energía del fotón. De esta forma, la

²⁰ En inglés, "Absolute full energy peak efficiency"

calibración consiste en obtener la función que relaciona la eficiencia en función de la energía para el tipo de geometría de la muestra.

Una forma habitual de la curva de eficiencia-energía viene expresada mediante la función siguiente:

$$\ln \varepsilon = \sum_{i=0}^{i=n} a_i \ln \left(\frac{E}{E_0} \right)^i \quad [22]$$

, donde:

- ε es la eficiencia del detector.
- E la energía del fotopico.
- $E_0 = 1$ keV, factor que se introduce para dar carácter adimensional a los datos de entrada para el ajuste.
- a_i coeficientes que se determinan en el proceso de calibración.

Además de las operaciones de calibración, es conveniente que haya un programa de calidad asociado a espectrometría gamma en el que se incluya el control del fondo radiactivo del detector, el control del calibrado en energía, el control de la resolución de los picos y el control del calibrado en eficiencia. La mayoría de estas operaciones de control pueden realizarse de forma automática con el programa de control de calidad QA (*"Quality Assurance"*) de Canberra/Arava.

4.3.3.5 Análisis de los espectros gamma del fondo

El análisis de los espectros gamma es otra operación básica. En esta sección se describe brevemente el análisis de espectros correspondientes al fondo radiactivo de los detectores (es decir, sin ninguna muestra en el interior de la cámara de recuento). Este análisis es más sencillo que el necesario para analizar una muestra, en donde ya intervienen varias etapas más, como por ejemplo; la calibración en eficiencias al estar contenida la muestra en una geometría bien definida. El objetivo de este análisis es obtener los parámetros de los picos (entre otros, el ancho de pico y la tasa de recuento) para controlar el correcto funcionamiento de los detectores, variaciones del fondo, etc. El análisis espectral de un fondo consiste en la localización de picos, el cálculo de su área y la identificación de fotopicos. Para analizar los espectros gamma, ya sean de muestras o de fondo, se puede utilizar el módulo "Gamma Acquisition & Analysis" del programa Genie-2000.

En la Figura 27 se indican algunos de los elementos que definen un fotopico, que corresponde con una línea de emisión de un determinado radionucleido. En definitiva, la región de interés o ROI de un pico se delimita por dos marcadores, que el usuario puede cambiarlos de posición.

Figura 24. Interfaz del programa de adquisición y análisis de espectros *Genie-2000*.

Como recomendación antes de proceder a la localización de los picos, es imprescindible partir de un espectro convenientemente calibrado en energía y con el correspondiente ajuste del ancho a mitad de altura de los fotopicos.

La localización de los picos, o mejor dicho la determinación de sus centroides, se realiza en *Genie-2000* por varios métodos. El método de la segunda derivada es el más corriente de todos. Cuando se selecciona este método, es necesario indicar el canal inicial y final del espectro, lo cual delimita la zona del espectro donde se localizarán los picos. Por otra parte, se rellenan otros datos como el umbral ("Significance threshold") que es el valor utilizado para eliminar los picos correspondientes a variaciones de fondo. La tolerancia ("Tolerance") es el valor que determina la variación mínima entre un pico del espectro y uno existente en la librería de picos del programa, para que no se reconozca como un nuevo pico. Este valor puede estar asociado a energías o a ancho de pico a mitad de altura (FWHM), según la opción que se seleccione en la ventana.

Para la identificación de los radionucleidos se puede utilizar librerías, existentes en el programa o bien creadas por el propio usuario según sus necesidades. El sistema de identificación por librerías se basa en buscar y comprobar si coinciden los picos del espectro con los picos de la librería. El uso de librerías resulta de utilidad al analizar espectros más complejos que los de un fondo de laboratorio (por ejemplo, espectro gamma de una muestra de agua procedente de una central nuclear). En cualquier caso, es recomendable crear una librería específica para cada tipo de análisis que se vaya a realizar. En el programa *Genie-2000*, las librerías son archivos con extensión *.NLB.

4.3.3.6 Medidas por espectrometría gamma

La determinación de radón-222 en muestras (agua/sólidas) se puede determinar mediante sistema de espectrometría gamma de alta resolución utilizando detectores de semiconductor de germanio. La concentración de radón en los edificios fluctúa debido a las condiciones ambientales: presión atmosférica, temperatura, humedad y velocidad del viento. Si el fondo y la muestra se miden en diferentes condiciones ambientales, la sustracción del fondo se puede realizar de forma incorrecta. Este problema es especialmente importante cuando se miden muestras de NORM ("Naturally Occurring Radioactive Material"). Los descendientes del radón, como son el ^{214}Pb y el ^{214}Bi , pueden fluctuar, mientras que los restantes picos del fondo permanecen constantes. El radón-222 no tiene ningún fotopico con una probabilidad de emisión suficientemente alta para ser observado por espectrometría gamma, por lo que su detección se produce a través del equilibrio secular con sus descendientes emisores gamma: plomo-214 y bismuto-214. Los fotopicos de más probabilidad son el de 351,92 keV para el plomo-214 y el de 609,31 keV para el bismuto-214, aunque existen muchos otros fotopicos con menor probabilidad.

Por otra parte, la técnica de espectrometría gamma permite el cálculo del índice de concentración de actividad para la radiación gamma emitida por los materiales de construcción. Según la Directiva 2013/59/Euratom, el índice viene dado por una expresión que es función de las concentraciones de actividad de los radionucleidos radio-226, torio-232 y potasio-40.

En la Tabla 13 se muestran los radionucleidos que pueden aparecer en los espectros gamma. Se indica la energía de referencia, el posible radionucleido, su origen y la probabilidad de emisión (PE).

Tabla 13. Radionucleidos emisores gammas en un espectro gamma.

E. ref. (keV)	Posible radionucleido	Origen del radionucleido	PE (%)
46,54	^{210}Pb	Natural (uranio-238)	4,25
53,53	$^{73\text{m}}\text{Ge}$	Rayos cósmicos	10,34
59,54	^{241}Am	Artificial	35,9
63,29	^{234}Th	Natural (uranio-238)	4,8
66,59	$^{73\text{m}}\text{Ge}$	Rayos cósmicos	
74,81	RX Plomo	Rayos X	
77,11	RX Plomo	Rayos X	
84,21	^{231}Th	Natural (uranio-235)	6,6
86,83	RX Plomo	Rayos X	
87,30	RX Plomo	Rayos X	
92,38	^{234}Th	Natural (uranio-238)	2,8
92,80	^{234}Th	Natural (uranio-238)	2,8
122,06	$^{57\text{r}}\text{Fe}$	Rayos cósmicos	
139,68	$^{75\text{m}}\text{Ge}$	Rayos cósmicos	39,35
143,76	^{235}U	Natural (uranio-235)	10,9
159,70	^{77}Ge	Rayos cósmicos	10,3
163,33	^{235}U	Natural (uranio-235)	5

E. ref. (keV)	Posible radionucleido	Origen del radionucleido	PE (%)
186,10	²²⁶ Ra	Natural (uranio-238)	3,5
185,72	²³⁵ U	Natural (uranio-235)	57,5
198,39	^{71m} Ge	Rayos cósmicos	
205,31	²³⁵ U	Natural (uranio-235)	5
238,63	²¹² Pb	Natural (torio-232)	43,6
241,98	²¹⁴ Pb	Natural (uranio-238)	7,5
278,24	⁶⁴ Cu	Rayos cósmicos	
295,21	²¹⁴ Pb	Natural (uranio-238)	18,5
338,32	²²⁸ Ac	Natural (torio-232)	11,3
351,92	²¹⁴ Pb	Natural (uranio-238)	35,8
511,00	e ⁺ e ⁻	Pico de aniquilación	
510,77	²⁰⁸ Tl	Natural (torio-232)	22,6
558,46	^{114*} Cd	Rayos cósmicos	
569,70	^{207*} Pb	Rayos cósmicos	
583,19	²⁰⁸ Tl	Natural (torio-232)	84,5
595,85	^{74*} Ge	Rayos cósmicos	
609,31	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	44,8
651,26	^{114*} Cd	Rayos cósmicos	
661,65	¹³⁷ Cs	Artificial	85,12
665,45	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	1,29
727,33	²¹² Bi	Natural (torio-232)	6,67
766,36	^{234m} Pa	Natural (uranio-238)	0,294
768,36	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	4,8
803,06	²⁰⁶ Pb	Rayos cósmicos	
805,89	^{114*} Cd	Rayos cósmicos	
846,77	⁵⁶ Fe	Rayos cósmicos	
911,21	²²⁸ Ac	Natural (torio-232)	26,6
934,06	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	3,03
968,97	²²⁸ Ac	Natural (torio-232)	16,2
1001,03	^{234m} Pa	Natural (uranio-238)	0,59
1120,09	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	14,8
1173,22	⁶⁰ Co	Artificial	100
1238,11	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	5,86
1238,28	⁵⁶ Fe	Rayos cósmicos	
1332,49	⁶⁰ Co	Artificial	100
1377,67	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	3,92
1407,98	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	2,8
1460,81	⁴⁰ K	Primordial	10,67
1509,23	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	2,12
1592,70	²⁰⁸ Tl (es)	Natural (torio-232)	
1729,60	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	2,88
1764,49	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	15,36
1847,42	²¹⁴ Bi	Natural (uranio-238)	2,04

Fuente: Gilmore y Hemingway (2003)

5 APLICACIONES

En ocasiones, el radón es calificado como un “enemigo invisible” por las siguientes razones:

- Es un enemigo porque la inhalación del radón (y sus descendientes) puede provocar cáncer de pulmón, que precisamente es un tipo de cáncer con una alta tasa de mortalidad.
- Es invisible porque se trata de un gas incoloro, inodoro e insípido. De aquí que sea completamente invisible al ser humano y se utilicen detectores de radiación para conocer básicamente su localización y concentración.

En efecto, el radón es un gas indeseable para el ser humano porque produce cáncer. Sin embargo, la investigación del radón puede ser beneficiosa para el hombre en campos tan dispares como la prospección de hidrocarburos, la detección de fallas y fracturas en el suelo, la predicción de terremotos, su utilización como trazador natural en procesos atmosféricos, etc. Por su relación con la minería y geología, destacamos las siguientes aplicaciones:

- Trazador natural para estudiar procesos de transporte hidrológico.
- Estudio de las interacciones aguas subterráneas-aguas superficiales.
- Análogo natural de almacenamiento geológico profundo del CO₂.
- Predicción de terremotos.

6 REFERENCIAS

- [1] Al-Azmi, D. (2009). The use of soil gas as radon source in radon chambers. *Radiation Measurements* 44, 306-310.
- [2] Ball, T.K., Cameron, D.G., Colma, T.B. y Roberts, P.D. (1991). Behavior of radon in the geological environment: a review. *The Quarterly Journal of Engineering Geology* 24, 169–182.
- [3] Burcham, W.E. (1974). Física Nuclear. Capítulo 2: radiactividad natural y el descubrimiento del núcleo. Editorial Reverte (2 edición). 18-46.
- [4] CIEMAT (2006). Máster en Ingeniería Nuclear y Aplicaciones MINA. Lección sobre detectores de ionización gaseosa.
- [5] CSN (2010). Guía de Seguridad GS 11.01: Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire (publicado por el CSN el 27 de enero de 2010).
- [6] CSN (2012a). Instrucción IS-33, de 21 de diciembre de 2011 sobre Criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural. (BOE nº 22 de 26 de enero de 2012).
- [7] CSN (2012b). Guía de Seguridad GS 11.02: Control de la exposición a fuentes naturales de radiación (publicado por el CSN el 18 de enero de 2012).
- [8] Directiva 2013/59/Euratom del Consejo de 5 de diciembre de 2013 por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes, y se derogan las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom.
- [9] Eaton, R.S. y Scott, A.G. (1984). Understanding radon transport into houses. *Radiation Protection Dosimetry* 7, 251–253.
- [10] Dueñas, C., Pérez, M., Fernández, M.C. y Carretero, J. (1996). Radon concentrations in surface air and vertical atmospheric stability of the lower atmosphere. *Journal of Environmental Radioactivity* 31, 87–102.
- [11] Ferrer Soria, A. (2006). Física Nuclear y de partículas. Universidad Politécnica de Valencia (2 Ed.)
- [12] Field, R.W. (2011). Radon: An Overview of Health Effects, in: Editor-in-Chief: Jerome, O.N. (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, Burlington, 745-753.

- [13] Font Guiteras, L. (1987). Radon generation, entry and accumulation indoors. Tesis doctoral de la Universitat Autònoma de Barcelona. Departament de Física.
- [14] Garzón Ruipérez, L. (1992). El radón y sus riesgos. ISBN 84-7468-513-3.
- [15] Gilmore, G. y Hemingway, J. (2003). Practical Gamma-Ray Spectrometry. Wiley, Chichester, UK.
- [16] Jiránek, M. (2000). Diffusive and Convective Transport of Radon through Cracks in the Building Understructure. Radon investigations in the Czech Republic VIII and the fifth international workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping, Praga, 65 – 70.
- [17] Katherine, R.L. (1984). Radioactivity in the Environment: Sources, Distribution and Surveillance. Harwood Academic Publishers, Chur, UK.
- [18] Knoll, G. (2010). Radiation Detection and Measurement. Wiley, New York.
- [19] López Martínez, J. y G. Berenguer García (2008). Riesgos por gases naturales radiactivos: el radón. Central de Emergencias 2º Semestre: 44-54.
- [20] Neher P. (1994). Radon Monitor. *Electronics Now*, January & February.
- [21] Ortega, X. y Jorba, J. (1996). Las radiaciones ionizantes: su utilización y riesgos. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona.
- [22] Podstawczyńska, A., Kozak K., Pawlak, W. y Mazur, J. (2010). Seasonal and diurnal variation of outdoor radon (^{222}Rn) concentrations in urban and rural area with reference to meteorological conditions. *Nukleonika, International Journal of Nuclear Research* 55, 543–547.
- [23] Pujol, L. y Navarro, J.A. (2003). Prácticas de laboratorio de radiactividad ambiental. Cuadernos de investigación del CEDEX – Ministerio de Fomento.
- [24] Quindós, L. (1995). Radón: un gas radiactivo de origen natural en su casa. Servicio de Publicaciones Universidad de Cantabria.
- [25] Ramírez, M.P., Correa, E. y Sancho, C. (1999). Medida de Radón y Descendientes en el Desmantelamiento de una Instalación Nuclear del CIEMAT. Informe Técnico del CIEMAT 902.
- [26] Ramírez, M.P., Morón, C., García, A. y Correa, E. (2011). Estudio de las concentraciones y mecanismos de desplazamiento de radón y descendientes en recintos cerrados. Congreso de Innovación Tecnológica en la Edificación CITE.
- [27] Ruano-Raviña, A., Quindós-Poncela, L., Sainz Fernández, C. y Barros-Dios, J.M. (2014). Radón interior y salud pública en España. Tiempo para la acción. *Gaceta Sanitaria*.

- [28] Shapiro, M.H., Rice, A., Mendenhall, M.H., Melvin, J.D. y Tombrello, T.A. (1985). Recognition of environmentally caused variations in Radon time series. *Pure and Applied Geophysics* 122, 311–326.
- [29] Skeppstrom, K. y Olofsson, B. (2007). Uranium and radon in groundwater. *European Water* 17/18, 51-62.
- [30] Ulomov, V.I. y Mavashev, B.Z. (1967). A Precursor of a strong tectonic earthquake. *Academy Science, USSR. Earth Science Section* 176, 9–11.
- [31] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR (2000), Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York.
- [32] Virk, H.S., Walia, V., Sharma, A.K., Kumar, A. y Kumar, R. (2000). Correlation of radon anomalies with microseismic events in Kangra and Chamba valleys of N-W Himalaya. *Geofísica Internacional* 39, 221–227.
- [33] Wakita, H., Nakamura, Y., Notsu, K., Noguchi, M. y Asada, T. (1980). Radon Anomaly: A Possible Precursor of the 1978 Izu-Oshima-kinkai Earthquake. *Science* 22, 882–883.
- [34] Weinlich, F.H., Faber, E., Bouskova, A., Horalek, J., Teschner, M. y Poggenburg, J. (2006). Seismically induced variations in Mariánské Lázně fault gas composition in the NW Bohemian swarm quake region, Czech Republic – A continuous gas monitoring. *Tectonophysics* 421, 89–110.
- [35] Wilson, W.F. (1994). NORM: a guide to naturally occurring radioactive material. PennWell Books. Tulsa, Oklahoma.

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

Capítulo III El marco normativo y legislativo sobre radiactividad de origen natural

SUMARIO: 1 Introducción. 2 Ámbito internacional. 2.1 Organización Internacional del Trabajo. 2.2 Comisión Internacional de Protección Radiológica. 2.3 Organismo Internacional de la Energía Atómica. 2.4 Organización Mundial de la Salud. 3 Estados Unidos. 4 Europa. 5 España. 6 La tasa de exhalación de radón en materiales de construcción. 7 Referencias.

1 INTRODUCCIÓN

Bien es sabido que la exposición de la población a las fuentes naturales de radiación es inevitable y, en la mayoría de los casos, excede a la debida a fuentes artificiales. Esta situación provoca un aumento en la dosis efectiva anual de los seres humanos y especialmente por encontrarse en lugares cerrados, que dependerá en parte del tipo de materiales de construcción, geología del terreno, tasa de renovación del aire, etc. En particular, los materiales de construcción contribuyen a la exposición de forma externa e interna.

- La exposición externa está causada por la radiación gamma directa. Los materiales de construcción naturales contienen radionucleidos de las series del uranio (^{238}U) y el torio (^{232}Th), y del potasio (^{40}K). Estos materiales se denominan NORM ("Naturally Occurring Radioactive Materials") o Materiales Radiactivos de Origen Natural porque emiten radiaciones de forma natural.

Según el documento "Radiation Protection 112" de la UE, las concentraciones medias de uranio, torio y potasio son 40 Bq/kg, 40 Bq/kg y 400 Bq/kg, respectivamente. A partir de estos radionucleidos es posible calcular un índice que permita clasificar a los materiales de construcción en cuanto a la exposición que potencialmente pueden emitir.

- La exposición interna ocurre por la inhalación de radón, torón y sus descendientes de vida media corta. Debido a la presencia de trazas de uranio en los materiales de construcción, éstos exhalan radón. Además, si la construcción se encuentra situada en un lugar con presencia de radón en el terreno, este gas podría penetrar en el interior y acumularse. Dado que según la Organización Mundial de la Salud (WHO, en inglés), el gas radón es, tras el tabaco, la segunda causa para contraer cáncer de pulmón, es obvio el interés de estas investigaciones. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer, que es una delegación de la WHO, ha publicado recientemente (octubre 2014) la cuarta edición del "Código Europeo contra el cáncer"²¹, que

²¹ Las recomendaciones se han publicado en la Página Web: <<http://cancer-code-europe.iarc.fr>>

es una iniciativa de la Comisión Europea, en donde se incluye como recomendación 9 para evitar el cáncer que se compruebe si se está expuesto a niveles altos de radón en la vivienda y, en tal caso, tomar las acciones oportunas para reducir dichos niveles. La exposición interna en espacios cerrados no es debida exclusivamente a los materiales de construcción sino también a otros factores como la geología del terreno, ventilación, diseño de la construcción, etc. El radón en espacios interiores (viviendas, lugar de trabajo, etc.) constituye la fuente natural más importante de exposición a la radiación ionizante.

Después de explicar que la exposición puede ser interna y externa y cómo se originan, se comprueba que desde un punto de vista de protección radiológica el radón es sólo una parte del problema y que puede afectar a la población en el día a día. La protección a la exposición frente al radón en viviendas y en lugares de trabajo ha tenido un importante desarrollo legislativo y normativo en los últimos años. Este interés se inició como consecuencia del análisis de los estudios epidemiológicos sobre radón en viviendas. De forma complementaria, los nuevos estudios de exposición al radón en minas contribuyeron significativamente a evaluar mejor el riesgo asociado con el cáncer de pulmón. En base a estos estudios, WHO lanzó el "International Radon Project"²² en el año 2005 en donde participaron expertos en la materia de más de 40 países. Aprovechando este importante acontecimiento, todas las organizaciones internacionales relacionadas con la protección radiológica emitieron nuevos documentos, recomendaciones y regulaciones sobre el radón. En particular, WHO, el Comité Científico de Naciones Unidas sobre los Efectos de la Radiación Atómica (UNSCEAR), las autoridades de protección radiológica de los países nórdicos, la Comisión Internacional de Protección Radiológica, el Organización Internacional de la Energía Atómica (IAEA) y otras organizaciones internacionales. La relación de dependencia entre las distintas organizaciones se esquematiza en la Figura 20.

Fuente: Basado en ponencia de J.L. Martín Matarranz del CSN (julio de 2008).

Figura 25. Esquema sobre la relación de dependencia entre ICRP, otros organismos internacionales y los Estados miembro en la regulación en materia protección radiológica.

En la mayoría de los países, estas organizaciones trabajaron en estrecha colaboración para así emitir recomendaciones consistentes entre sí. A diferencia de lo que ocurre

²² El producto final del "International Radon Project" es la publicación "WHO handbook on indoor radon", que se ha incluido en la Tabla 14 como un documento básico de consulta (WHO, 2009).

en otras disciplinas técnicas, las normas de protección radiológica son similares en los países porque se basan en unos principios y criterios universales.

Con respecto a los Estado miembro de la UE, el marco de las regulaciones nacionales en radón se basó previamente en la Recomendación europea 90/143/Euratom sobre radón en viviendas y en la Directiva del Consejo 96/29/Euratom sobre radón en lugares de trabajo. El trabajo para elaborar la nueva Directiva BSS empezó después de la publicación en el año 2007 de las nuevas recomendaciones de la ICRP, que se conocen comúnmente como Publicación 103.

Para cumplir con el requisito dado en el **art. 31** del Tratado de Euratom, un grupo de expertos presentó su opinión en el año 2010 para que sirviera como base para que la Comisión Europea se pronunciase sobre la primera nueva Directiva que se propuso en el 2011. Con posterioridad, esta propuesta fue discutida en detalle por el Grupo de Trabajo del Consejo sobre Asuntos Nucleares²³ hasta mayo de 2013. Finalmente, el Consejo de la Directiva 2013/59/Euratom incluyó la exposición al radón en viviendas, edificios con acceso al público y lugares de trabajo que se aprobó en diciembre de 2013.

La legislación española en materia nuclear tuvo su origen en la ley 25/1964 de 29 de abril sobre Energía Nuclear y en sus reglamentos de desarrollo. Teniendo como referencia el modelo regulador de EE UU, se creó el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) mediante la ley 15/1980 de 22 de abril y, actualmente, también se rige por el RD 1440/2010 de 5 de noviembre por el que se aprueba su estatuto (deroga y sustituye al anterior de 1982). Existen varios reglamentos que regulan ámbitos concretos dentro de las competencias propias del CSN. La radiación de origen natural es un aspecto regulado en España en el Título VII “Fuentes naturales de radiación” del Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes, RPSRI, (BOE 26/07/2001), modificado por el Real Decreto 1439/2010 de 5 de noviembre. El CSN ha publicado la “Instrucción IS-33, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural”, que complementa las disposiciones del RPSRI.

En la Tabla 14 se resume por orden cronológico la legislación, normativa y recomendaciones que son de aplicación en la presente investigación. Se ha pretendido organizarlas atendiendo a sus principales objetivos, tipo de exposición y a las fechas de implantación.

²³ “Council Working Party on Atomic Questions”

Tabla 14. Legislación, normativa y recomendaciones de aplicación en relación con la radiactividad ambiental y, en particular, con el radón.

Título	Objetivos	Tipo de exposición	Fechas
Código Europeo contra el Cáncer (WHO).	Como medidas para evitar el cáncer se recomienda conocer el nivel de radón de la vivienda y, en caso de ser alto, realizar las actuaciones oportunas para reducirlo.	Interna	Publicación de la cuarta edición: octubre 2014.
Directiva 2013/59/Euratom (Europa).	Entre otros aspectos, se obliga a los Estados miembros a establecer niveles nacionales de referencia para las concentraciones de radón en recintos cerrados.	Externa e interna	Publicación DOUE: 17/01/14. Entrada en vigor: 20 días después de su publicación. Plazo de transposición a legislación nacional: 6/2/18.
Notas Técnicas de Prevención (NTP) del Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT). - NTP 440: Radón en ambientes interiores (2003). - NTP 533: El radón y sus efectos sobre la salud (2003). - NTP 607: Calidad de aire interior: contaminantes químicos (2003). - NTP 614: Radiaciones ionizantes. Normas de protección (2003). - NTP 728: Exposición laboral a radiación natural (2003).	Las NTP son guías de buenas prácticas. Sus indicaciones no son obligatorias salvo que estén recogidas en la normativa vigente. En particular, la NTP 440 resume las propiedades del radón, fuentes (materiales de construcción), métodos de medida y formas de reducir la concentración de radón.	Interna, salvo en NTP 614 y NTP 728 que también afecta a exposición externa.	Las NTP del INSHT en relación con el gas radón se publicaron en el año 2003.
- Guía de Seguridad 11.01. Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire. - Guía de Seguridad 11.02 sobre control de exposición a fuentes naturales de radiación. - Guía de Seguridad 11.04 sobre metodología para la evaluación de la exposición al radón en los lugares de trabajo (todas, del CSN de	Las Guías de Seguridad (GS) del CSN tiene carácter no obligatorio (es decir; recomendatorio). Ambas GS están relacionadas entre sí. En la primera se indica, entre otros aspectos, cómo se hacen las medidas. En la segunda guía se indican los criterios para acciones correctoras y medidas de protección radiológica. Por último, en la tercera guía se establecen los criterios metodológicos para los estudios que deben realizar los titulares de las actividades laborales en	Interna, salvo la GS 11.02 que también es externa.	Publicación GS 11.01: 27/01/10. Publicación GS 11.02: 18/01/12. Publicación GS 11.04: 12/12/12. Entrada en vigor: no aplicable.

Título	Objetivos	Tipo de exposición	Fechas
España).	las que exista un considerable riesgo potencial de exposición al radón y sus descendientes.		
Instrucción IS-33, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural (España, recomendación CSN).	Las instrucciones del CSN tienen carácter vinculante, una vez publicadas en el BOE. El objeto de esta instrucción es establecer criterios radiológicos sobre los siguientes aspectos relacionados con la exposición a la radiación natural en lugares de trabajo. Se establecen niveles de referencia de radón.	Externa e interna	Publicación BOE: 26/01/12. Entrada en vigor: 27/01/12.
"WHO Handbook on indoor radon" o conocido informalmente como el gran libro del radón (Internacional, WHO).	Este libro de referencia se centra en el radón en viviendas (es decir, en espacios interiores o "indoor radon") y, entre otros aspectos, se proponen métodos para reducir la concentración de radón.	Interna	Se inició en el año 2005 y se publicó en septiembre de 2009.
ICRP 103 "The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection" (Internacional, ICRP).	El objetivo fundamental es contribuir al nivel adecuado de protección de las personas y del medio ambiente, de los efectos perjudiciales de la exposición a la radiación sin limitar indebidamente las acciones humanas beneficiosas que pueden estar asociadas a tal exposición.	Externa e Interna	2007
Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes, modificado por el RD 1439/2010 de 5 de noviembre (España).	Este Reglamento tiene por objeto establecer las normas relativas a la protección de los trabajadores y de los miembros del público contra los riesgos que resultan de las radiaciones ionizantes, de acuerdo con la Ley 25/1964, de 29 de abril, sobre Energía Nuclear. Establece en los artículos 62 y 63 del título VII, disposiciones relativas las fuentes naturales de radiación.	Externa e interna	Publicación BOE: 26/07/01. Entrada en vigor: 27/07/01. Vigencia (última modificación): 19/11/10.
Documento de protección radiológica RP-112: "Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building	Este documento se centra en la exposición externa e interna que recibe la población por materiales de construcción.	Externa e interna	Publicación: 1999.

Título	Objetivos	Tipo de exposición	Fechas
Materials" (Europa).			
Real Decreto 1630/1992, de 29 de diciembre, por el que se dictan disposiciones para la libre circulación de productos de construcción, en aplicación de la Directiva 89/106/CEE (España).	Este RD afecta a las construcciones y a libre circulación de bienes y servicios. Se indica que las obras deberán proyectarse y construirse de forma que no supongan una amenaza para la higiene o para la salud de los ocupantes o vecinos, en particular como consecuencia de cualquiera de las siguientes circunstancias: a) Fugas de gas tóxico; b) Presencia de partículas o gases peligrosos en el aire; c) Emisión de radiaciones peligrosas, etc.	Externa e interna	Publicación: 09/02/93. Entrada en vigor: 10/02/93. Vigencia (última modificación): 20/08/95.
Convenio nº 115 relativo a la protección contra las radiaciones ionizantes (Internacional, OIT)	Se aplica a todas las actividades que entrañen la exposición de trabajadores a radiaciones ionizantes en el curso de su trabajo. No se aplica a las sustancias radiactivas, precintadas o no, ni a los aparatos generadores de radiaciones ionizantes.	Externa e interna	Ratificado por España: 17/07/62. Publicación BOE: 05/06/67.
Ley 25/1964, de Energía Nuclear (España).	Tiene un doble objeto: 1) Establecer el régimen jurídico para el desarrollo y puesta en práctica de las aplicaciones pacíficas de la energía nuclear y de las radiaciones ionizantes en España, de manera que se proteja adecuadamente a personas, cosas y medio ambiente. 2) Regular la aplicación de los compromisos internacionales adquiridos por el Estado en materia de energía nuclear y radiaciones ionizantes.	Externa e interna	Publicación BOE: 04/05/64. Entrada en vigor: 05/05/64. Vigencia (última modificación): 29/05/11.
Tratado constitutivo de la Comunidad Europea de la Energía Atómica o, también conocido, Tratado de Euratom, el cual fue modificado entre otros por el Tratado de la UE y el Tratado de Ámsterdam (Europa).	Favorecer las condiciones necesarias para la creación de una industria nuclear en el territorio de sus Estados Miembros, y establecer las medidas necesarias para la existencia de un mercado común en materia nuclear.	Externa e interna	Creación por el Tratado de Roma (firma): 05/03/57. Adhesión de España: 20/09/85.

2 ÁMBITO INTERNACIONAL

2.1 ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DEL TRABAJO (OIT, EN INGLÉS ILO)

La Organización Internacional del Trabajo (en castellano, OIT) es una organización que promueve la justicia social y los derechos humanos y laborales reconocidos a nivel internacional. Se caracteriza por tener una estructura tripartita formada por el gobierno y las organizaciones de trabajadores y empleadores. Esta organización, a través de su órgano denominado Conferencia Internacional del Trabajo, discute y adopta Convenios y Recomendaciones que la mayoría de ellos están relacionados con cuestiones de seguridad e higiene en el trabajo. Los Convenios son instrumentos que crean obligaciones al ser ratificados, por lo que un Estado se compromete a aplicar las disposiciones de dicho Convenio y a que se sometan a una supervisión internacional. La Recomendaciones son una guía para la acción nacional en un determinado campo y también pueden complementar los Convenios.

A partir de la Recomendación de la OIT nº 97 relativa a la protección de la salud de los trabajadores de 1953 y, de forma complementaria, la Recomendación nº 112 relativa a los servicios de medicina en los lugares de trabajo, se inicia una nueva etapa de regulación que se centra en aspectos más específicos. Como resultado se publicó, entre otros, el Convenio nº 115 relativo a la protección contra las radiaciones ionizantes de 1960. Este Convenio, que consta de 23 artículos, fue ratificado por España el 17 de julio de 1962 y publicado en el BOE de 5 de junio de 1967.

El objetivo de la Recomendación nº 97 fue promover que cada Estado miembro legislase sobre los métodos para prevenir, reducir o eliminar los riesgos de enfermedad en los lugares de trabajo, e incluso sobre los métodos específicos que debieran aplicarse en el caso de riesgos especiales que afecten a la salud de los trabajadores. En este mismo instrumento normativo se sugiere que los Estados miembros deben instar a los empleadores a que informen y consulten con los trabajadores sobre las medidas a tomar en la actividad productiva.

En relación con el Convenio nº 115 sobre radiaciones ionizantes se regula en su **art. 9.2** la obligación de instruir a los trabajadores sobre las medidas de prevención ante los respectivos riesgos. En este aspecto, parece que hay unas connotaciones más profundas que el mero hecho de informar.

En el Convenio nº 115 se trata la prevención de riesgos derivados de las radiaciones ionizantes que pueden producir enfermedades profesionales, por lo que se imputa al empleador: la aplicación de medidas de tipo técnico en la prevención de riesgos y la adopción de todas las medidas apropiadas para que las condiciones del lugar de trabajo aseguren una protección adecuada de la salud de los trabajadores. La Recomendación nº 114 (1960) complementa a este Convenio porque, entre otros aspectos, indica que debe darse preferencia a los métodos de protección colectivos ya sean de tipo material u organizativo del trabajo.

2.2 COMISIÓN INTERNACIONAL DE PROTECCIÓN RADIOLÓGICA (EN INGLÉS, ICRP)

La Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP²⁴ por sus siglas en inglés o “la Comisión”) es una organización científica no gubernamental que, según se recoge en su estatuto, tiene asignada por la comunidad científica internacional las siguientes misiones: asesorar a las autoridades reguladoras en materia de protección radiológica, orientar a entidades e individuos con responsabilidad en la toma de decisiones a la hora de adoptar prácticas que conlleven exposición a las radiaciones ionizantes y proporcionar una protección adecuada para el ser humano sin que ello implique limitaciones en aquellas aplicaciones que usan radiaciones y resultan beneficiosas para la humanidad.

Las primeras recomendaciones de la Comisión se destinaron para proteger la salud de los trabajadores de las minas de uranio y de todas aquellas minas en las que pudiera haber exposición al radón. Las recomendaciones se han ido revisando cada cierto tiempo, por lo que se han introducido cambios dentro de la relativa continuidad que caracteriza a estas publicaciones. La Comisión ha publicado recomendaciones en tres ocasiones en los últimos 30 años: ICRP 26 (o simplemente Publicación 26) en 1977, Publicación 60 en 1990 y la Publicación 103 en 2007. En los siguientes apartados se resumen los aspectos más importantes de algunas de ellas, centrándonos en aquellos aspectos relacionados con el gas radón. Por su interés tanto por su relación directa con el radón y/o actualidad, se desarrolla con un mayor nivel de detalle las publicaciones 65 y 103.

2.2.1 ICRP 26: “Recommendations of the ICRP” (1977)

En la Publicación 26, la Comisión observó que la mayoría de las decisiones sobre las actividades humanas se basan de forma implícita en el equilibrio entre costes y beneficios, llegando a la conclusión que la realización de la práctica que se elige es aquella que vale la pena. Como menos corriente, se reconoció que la realización de la práctica debería optimizarse para maximizar el beneficio individual o de la sociedad. El principio de optimización de protección radiológica tiene su origen en la Publicación 26, a partir de la cual se sometió a posteriores revisiones para dar como resultado una reducción considerable de la dosis recibida por los trabajadores. La Comisión consideró que era posible empezar a formalizar esas decisiones para hacer procedimientos en protección radiológica. Con este ideario se introdujo el sistema de limitación de dosis, cuyas características principales se exponen a continuación:

- Ninguna práctica se adoptará a menos que su realización produzca un beneficio neto positivo.

²⁴ En algunos textos en castellano se conoce por CIPR, pero se ha preferido utilizar la denominación en inglés ICRP que es más reconocible. De forma análoga se emplea en el texto WHO y IAEA en vez de OMS y OIEA, respectivamente.

- Todas las exposiciones serán tan bajas como sea razonablemente posible, los factores económicos y sociales se tendrán en cuenta, y
- La dosis equivalente para los individuos no excederá de los límites recomendados para las circunstancias apropiadas por la Comisión.

Los principios anteriores se conocen actualmente como los principios de justificación, optimización y limitación.

Las Recomendaciones de 1977 se relacionaron con operaciones rutinarias y la Comisión a partir de la década de los 90 extendió sus consejos fuera de la limitación de dosis del núcleo de la central para tratar con otras situaciones de exposición. Estas situaciones incluyen: 1) el radón, para la cual se desarrolló una filosofía que no incluía límites de dosis, 2) los criterios para residuos sólidos, en donde las exposiciones no eran seguras que ocurriesen y los eventos son probabilísticos, así que los límites de dosis de nuevo no son aplicables, y 3) los principios de protección al público en emergencias donde otra vez los límites de dosis no se aplican. En las Recomendaciones de 1990, la Comisión intentó agrupar todas aquellas situaciones diferentes en un Sistema de Protección Radiológica.

2.2.2 ICRP 39: “Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation” (1984)

Señala como fuente predominante de exposición en interiores al ^{222}Rn y genera una serie de recomendaciones a tener en cuenta respecto a esa fuente tanto en situaciones de exposición existente como futura.

- Exposición espacios existentes. Nivel de acción: 400 Bq/m³.
- Exposición espacios futuros. Nivel de referencia: 200 Bq/m³.

2.2.3 ICRP 60: “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection” (1990)

2.2.3.1 Introducción

En este apartado se describe el Sistema de Protección Radiológica establecido en las recomendaciones de ICRP 60, centrándose en aquellos aspectos concernientes con el radón. Estas recomendaciones de carácter básico han dejado de estar vigentes desde marzo de 2007, fecha en la cual se aprobó la Publicación 103. Sin embargo, se incluye estas recomendaciones con la finalidad de dar una visión general sobre la normativa en materia de protección radiológica y porque hay normas españolas e internacionales que aún se basan en las recomendaciones básicas de la Publicación 60. Actualmente, las nuevas normas se adaptan al Sistema de Protección Radiológica establecido en ICRP 103. Teniendo en cuenta este nuevo marco, la Directiva 2013/59/Euratom²⁵ se

²⁵ Posteriormente, se tratará la Directiva 2013/59/Euratom por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes. La Directiva del 2013 es la más reciente y deroga, entre otras, a la Directiva 96/29/Euratom.

atiene al enfoque basado en la situación que se presenta en la Publicación 103 y que diferencia entre las situaciones de exposición existente, planificadas y de emergencia. Hay otros cambios significativos como la nueva metodología para calcular las dosis.

La Comisión establece en la Publicación 60 un Sistema de Protección Radiológica, que se introdujo en 1977 mediante la ICRP 26, que comprende tres principios básicos (justificación, optimización y limitación) en cuya aplicación práctica se tienen en cuenta aquellos aspectos específicos del tipo de exposición (ocupacional, del público y médica) en diversas situaciones (prácticas, intervenciones y exposiciones potenciales). Un aspecto importante de la Publicación 60 fue la revisión a la baja de algunos límites de dosis con respecto a los límites dados en la ICRP 26. También se rebajó el límite de dosis para el feto (en mujeres gestantes) de 10 a 1 mSv.

La Comisión en la Publicación 60 adoptó la aplicación práctica de los principios básicos de protección radiológica mediante la distinción entre prácticas, intervención y exposiciones potencial. Esta diferenciación se explicó porque se consideraba que algunas de las actividades aumentan la exposición global a la radiación mediante la incorporación de nuevas fuentes, rutas e individuos, por la modificación de la red de fuentes existentes para el hombre. Aquellas actividades que incorporan exposición a la radiación o riesgos se denominan prácticas. Otras actividades humanas pueden reducir la exposición global por la eliminación de la fuente, modificando la ruta o reduciendo el número de individuos expuestos. Aquellas actividades que reducen la exposición a las radiaciones se denomina intervención. Las exposiciones potenciales se definen como aquellas actividades en donde hay una probabilidad de exposición a radiaciones aunque no hay certeza de que se produzca.

En base a las recomendaciones de la Publicación 60 se introdujeron nuevos conceptos y matices en el principio de optimización (uno de los principios de protección radiológica) y unos límites de dosis distintos con respecto a los anteriores establecidos por la Publicación 26. En consecuencia, estos cambios se tuvieron en cuenta en las Directivas 96/29/Euratom y 97/47/Euratom y posteriormente con su transposición en la legislación nacional mediante el Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se establece el “Reglamento sobre la protección sanitaria contra las radiaciones ionizantes” (también conocido por las siglas RPSRI). Con posterioridad se aprobaron unas nuevas recomendaciones en el año 2007 (Publicación 103) que han sido, a su vez, la base de la nueva Directiva BSS del 2013. Es conveniente destacar que esta Directiva BSS, es decir; la Directiva 2013/59/Euratom, deroga, entre otras, a las anteriores directivas por lo que se preveé la publicación, en un plazo no superior a cuatro años desde su aprobación, de un nuevo RD o de una ley para así cumplir con la transposición. Para resumir lo comentado en el presente párrafo se muestra un esquema en la Figura 26.

Figura 26. Esquema cronológico y por ámbitos de actuación de la normativa en materia de protección radiológica

2.2.3.2 El Sistema de Protección Radiológica para prácticas

En el ámbito de las prácticas se aplican los tres principios básicos (la definición de cada principio se ha destacado en cursiva):

- **Justificación:** *No se adoptará aquella práctica que suponga exposición a radiaciones salvo que la práctica en cuestión implique un beneficio un beneficio a la sociedad o a los individuos expuestos que sea suficiente como para compensar el riesgo radiológico asociado a la práctica.* Tradicionalmente, la justificación se aplicaba como un principio de carácter previo a la realización de una nueva práctica, pero en la Publicación 60 se establece que también puede aplicarse dicho principio para decidir sobre la continuidad o no de prácticas ya existentes y que, por tanto, son justificadas. Se entiende que esta decisión se planteará cuando haya nuevas evidencias sobre los beneficios asociados a la práctica o el riesgo radiológico asociado a la misma.
- **Optimización:** *La magnitud de las dosis individuales y el número de personas expuestas asociadas a una práctica se mantendrá en niveles tan bajos como sea razonablemente posible, teniendo en cuenta los factores económicos y sociales.* Este principio solo tiene en cuenta la dosis colectiva que no se distribuye de forma uniforme entre todos los individuos afectados por una práctica. Es necesario asegurar que ninguno de los individuos va a sufrir una dosis superior al límite establecido.
- **Limitación:** *La dosis total recibida por un individuo como consecuencia de su exposición a todas las prácticas que pueda afectarle será inferior a los límites de dosis que se establezcan.* Como consecuencia de la nueva visión dada por la optimización, se introduce el concepto de restricción de dosis que sirve para imitar la falta de igualdad en la distribución de dosis individuales que resultan del proceso de optimización. En definitiva, la restricción de dosis representa el valor máximo de la dosis individual que resulta admisible en el proceso de optimización para una práctica dada.

Estos principios que se acaban de citar son más extensos que los emitidos en el año 1977. Se presentan dos nuevos conceptos: la necesidad de considerar el riesgo de accidentes y por tanto de exposiciones potenciales y el requisito de restricción de dosis en optimización.

2.2.3.3 El Sistema de Protección Radiológica para intervenciones

En el ámbito dado por las intervenciones que como se definió corresponden con “aquellas actividades que reducen la exposición a las radiaciones”, la Comisión en la Publicación 60 considera que el principio de limitación no es aplicable pero sí el resto de principios. Sin embargo, los principios de justificación y optimización presentan importantes diferencias con respecto a los citados para el ámbito de las prácticas.

- **Justificación:** Como resultado de la intervención debe haber más beneficios que perjuicios, esto es, que las dosis que se eviten por la intervención deben compensar los perjuicios y costes que entraña dicha intervención.
- **Optimización:** La intervención debe optimizarse para que su alcance y duración sean tales que el beneficio resultante de que se eviten la dosis sea lo mayor posible.

Las intervenciones conllevan costes sociales que son difíciles de cuantificar. En definitiva, la Publicación 60 establece que la intervención está justificada en aquellas situaciones en donde las dosis se encuentren próximas al límite a partir del cual aparezcan efectos deterministas.

2.2.3.4 El Sistema de Protección Radiológica para exposiciones potenciales

En la Publicación 60 se indica que en el ámbito de las exposiciones potenciales se pueden aplicar los mismos principios que en las prácticas, considerándose el riesgo como el producto de la probabilidad de la exposición por la dosis recibida como resultado de la exposición. Por tanto se utiliza el concepto de riesgo en vez del de dosis. De forma análoga a los casos anteriores, se señala: 1) que la probabilidad de ocurrencia de una exposición potencial se debe mantener en niveles tan bajos como sea posible y que en el proceso de optimización se deben tener en cuenta restricciones al riesgo, 2) se definen límites de riesgo para las exposiciones potenciales y 3) que en la justificación de una práctica también se evaluará las exposiciones potenciales que puedan producirse como resultado de la práctica.

2.2.3.5 El radón en la Publicación 60

Después de este breve resumen, se señalan algunas consideraciones sobre el radón en la Publicación 60.

- Considera la protección del público frente a la radiación natural, y sigue apuntando al ^{222}Rn como la principal fuente de exposición en interiores.
- Mantiene los conceptos anteriores de nivel de acción con el que es preciso iniciar acciones de remedio en viviendas ya edificadas y el nivel de referencia para edificaciones futuras.
- En el caso de la exposición de trabajadores a fuentes naturales, indica también otras fuentes potenciales adicionales al ^{222}Rn como son:
 - El almacenamiento/las operaciones con materiales con cantidades significativas de isótopos naturales.

- La operación de aviones a reacción y los vuelos espaciales.

2.2.4 ICRP 65: “Protection against ²²²Rn at home and at work” (1993)

Esta Publicación tiene la siguiente estructura en capítulos: 1) Introducción, 2) Los efectos en la salud por la inhalación del radón y sus descendientes, 3) El radón en los edificios, 4) El enfoque para la protección en viviendas, 5) El enfoque para la protección en los lugares de trabajo y 6) Resumen. Destacamos los siguientes aspectos:

La concentración de radón en viviendas es variable entre los países por las diferencias existentes en la geología y el clima, en los materiales de construcción y en las técnicas constructivas e incluso en las costumbres domésticas (por ejemplo, en cuanto al factor de ocupación de una vivienda). Los valores de radón a nivel nacional enmascaran las variaciones regionales de concentración. En caso de regiones con niveles altos de radón pueden provocar un aumento considerable del nivel medio de radón del país. Esto ocurre en el caso de Suecia y Finlandia. Para distinguir las zonas con un mayor nivel de radón, se introduce el concepto de “Radon prone areas” (en castellano, podría traducirse como “zonas afectadas por radón”) que se define como aquellas zonas propensas a la acumulación de radón en las que más de un 1 % de las viviendas tienen concentraciones de radón diez veces superiores al valor medio nacional. Las acciones deben dirigirse prioritariamente a reducir el nivel de radón en estas zonas.

Puede haber concentraciones altas de radón en los lugares de trabajo y no solo en minas, cuevas, balnearios, etc. Se recomienda controlar la exposición tanto en viviendas (mediante la intervención) como en lugares de trabajo (mediante la intervención y un control más regular). Dentro de los lugares de trabajo de uso público se diferencia entre aquellos con un factor ocupacional bajo como oficinas, librerías y teatros, que no requieren un tratamiento especial, de aquellos otros lugares de trabajo con una ocupación mayor como son hospitales, instituciones residenciales y colegios. En este segundo grupo de tipos de lugares de trabajo (de uso público) se definirán los niveles de acción como si fueran viviendas. Se entiende por nivel de acción, a aquel a partir del cual deben adoptarse ciertas medidas para reducir la presencia de radón o sus riesgos. En esta Publicación se establecen los siguientes niveles de acción a partir de los cuales se debe intervenir:

- Viviendas: entre 200 y 600 Bq/m³.
- Lugares de trabajo: entre 500 y 1.500 Bq/m³. En los lugares de trabajo se considera tanto la intervención como el control del nivel de radón. Ya que en el caso de que la intervención no fuese eficaz (aplicando un método para reducir el radón), está se detectaría por el control continuado de la exposición.

En relación con el punto anterior, se establecen valores de dosis según unos factores de conversión que se basan en el factor de ocupación anual de la vivienda que se establece en 7.000 h (equivalente a un 80 % de ocupación) y un factor de equilibrio entre el radón y sus descendientes igual a 0,4:

- Antes de ICRP 65: 600 Bq/m³ que equivale a una dosis efectiva de 10 mSv/año.
- Después de ICRP 65: 200 Bq/m³ que equivale a 3 mSv/año.

Se señalan los siguientes métodos para reducir los niveles altos de radón en espacios interiores:

- El método de despresurización del suelo, que consiste en invertir la diferencia de presiones entre la vivienda y el suelo. Este método se centra en la principal entrada de radón en una vivienda que es precisamente el suelo. Es fácil de instalar porque requiere un ventilador para retirar el radón de la zona situada bajo el suelo de la vivienda, en una zona porosa próxima al área de la vivienda o, como tercera opción, en el espacio comprendido entre el suelo de la vivienda y el propio terreno.
- El método de aislamiento del suelo de la vivienda o de sus materiales de construcción para así evitar la entrada del gas al interior. Es un método difícil de aplicar en viviendas ya construidas, porque el suelo puede tener muchas entradas de radón.
- El método de eliminar el radón en su origen y, en especial, en las reservas de agua de la vivienda.
- El método de diluir el radón por medio del aumento de la ventilación. La efectividad de este método es limitada y puede conllevar un aumento en los costes de ventilación. Además, hay algunas formas de ventilación que provocan un aumento de entrada de radón al reducir la presión en el interior de la vivienda.
- El último método consiste en reducir la concentración de los descendientes de radón, a través de su filtración y retirada de la atmósfera o a través de un incremento en la ventilación del aire para así favorecer que los descendientes se depositen.

Los métodos para prevenir o reducir niveles altos de radón también son de aplicación en viviendas de nueva construcción. Se recomienda que estas viviendas se diseñen y construyan para que una vez finalizadas, el nivel de radón en su interior sea lo más bajo posible. Es de interés la fase de diseño en aquellas viviendas situadas en zonas pro-radón, donde se estima que los niveles de radón van a ser altos (si no se tomasen actuaciones para remediarlo).

2.2.5 ICRP 82: “Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure” (1999)

Dentro de las situaciones prolongadas de exposición a la población se incluye la contribución por el fondo radiactivo y por las fuentes de radiación artificiales. La

exposición es variable según las propias características geográficas y geológicas, pero también por el propio desarrollo de la humanidad (en relación con las fuentes radiactivas de origen artificial). Dentro de las fuentes prolongadas de exposición se encuentran los rayos cósmicos, el radón, el terreno, las bombas nucleares, los materiales NORM, etc.

En la Publicación 82 se indica que la cantidad dosimétrica relevante para controlar las exposiciones controladas es la dosis efectiva anual. Esto es la suma integral del tiempo, sobre un año, de la tasa de dosis efectiva debido a la irradiación externa provocada por situaciones en las cuales hay una exposición prolongada y aquella dosis efectiva por contaminaciones internas sobre un año (por ej., por el gas radón).

Se considera una dosis efectiva anual en torno a 10 mSv como un nivel de referencia genérico, por encima del cual podrían tomarse actuaciones al respecto si se considerase oportuno en cada caso pero que por debajo del mismo éstas no serían justificables. En cambio, para niveles que sobrepasasen el nivel de 100 mSv al año entonces se justificaría casi siempre la intervención. Para tener un orden de magnitud se conoce que la dosis media global de origen natural es 2,4 mSv/año. Entre las contribuciones que afectan a tener una mayor dosis está el radón en el interior de viviendas y la exposición a emisores gamma (por el suelo y el agua).

En esta Publicación se sigue considerando como válidas las recomendaciones dadas en la Publicación 65 respecto al control de la exposición al radón en viviendas.

Por otra parte, se sugiere que las autoridades nacionales establezcan unos niveles de intervención/exención para determinadas concentraciones de actividad de isótopos presentes en materiales de construcción.

2.2.6 ICRP 103: “The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”

Las nuevas recomendaciones del ICRP, contenidas dentro de la Publicación 103 y que fueron aprobadas por la Comisión en marzo de 2007, revisa el Sistema de Protección Radiológica y sustituye formalmente las Recomendaciones previas de la Comisión de 1990 y, por otra parte, actualizan, consolidan y desarrollan las guías adicionales promulgadas desde 1990 sobre el control de la exposición procedente de las fuentes de radiación. Como se ha tratado con anterioridad la Publicación 60, tan solo destacar dos aspectos en los que la Publicación 103 supone un cambio importante frente a la Publicación 60:

- En primer lugar, el principio de optimización que se aplica de forma similar en todas las situaciones. Esto no ocurría en la Publicación 60.
- En segundo lugar, se introducen las bases implantar una sistemática enfocada a demostrar que el sistema de protección radiológica establecido para el ser humano garantiza asimismo la protección del medio ambiente.

Ambas publicaciones son continuistas porque mantienen los principios básicos, los valores numéricos de límite de dosis, etc. Sin embargo, se han citado dos cambios significativos que se suman a otros tantos cambios menores.

La Publicación 103 se estructura en capítulos de la siguiente forma: 1) Introducción, 2) Objetivos y alcance de las recomendaciones, 3) Los aspectos biológicos de la protección radiológica, 4) Magnitudes utilizadas en protección radiológica, 5) El Sistema de Protección Radiológica de seres humanos, 6) Implementación de las recomendaciones de la Comisión, 7) La exposición médica de pacientes, cuidadores y voluntarios en la investigación biomédica y 8) Protección del medio ambiente.

La Comisión promulgó estas recomendaciones para tener en consideración la nueva información biológica y física y las tendencias en el establecimiento de los estándares de seguridad radiológica; y mejorar y racionalizar la presentación de las Recomendaciones. La Publicación 103 se basa en la identificación de tres tipos de situaciones de exposición que son:

1. **Situaciones de exposición existente:** tienen lugar cuando existe una exposición a radiación natural y hay que decidir sobre su control. Estas situaciones de exposición son provocadas por el radón y sus descendientes en viviendas y lugares de trabajo así como por el material radiactivo natural en industrias NORM. En este tipo de exposiciones, el nivel de referencia se debe fijar en un rango comprendido entre 1 y 20 mSv y la población afectada debe recibir información sobre su dosis y cómo reducirla. La Comisión considera que evitar o reducir una dosis que se acerca a los 100 mSv casi siempre justificará una acción protectora. Una exposición al radón en el lugar de trabajo por encima del valor de referencia nacional de-bería ser considerado parte de la exposición ocupacional mientras que exposiciones a niveles más bajos no lo deberían ser.
2. **Situaciones de exposición planificada:** cuando se tiene previsto la introducción y operación planificada de fuentes.
3. **Situaciones de emergencia:** se producen de forma inesperada y requieren una actuación urgente, como al ocurrir un accidente.

Con la implantación de las nuevas recomendaciones dadas por la Publicación 103 ha habido la tendencia de sustituir los términos de prácticas e intervenciones por los de situaciones que se han comentado.

En la Publicación 65, la política estaba basada primero en el establecimiento de un nivel de dosis efectiva de 10 mSv/año por el ^{222}Rn , para el cual la acción para reducir la exposición estaría casi siempre garantizada. Se esperaba que las autoridades reguladoras aplicaran de una manera genérica la optimización de la protección para encontrar el nivel más bajo al cual actuar, en el intervalo de 3 a 10 mSv. Por convención, la dosis efectiva era convertida en un valor de la concentración de ^{222}Rn que era diferente para hogares y lugares de trabajo principalmente debido al número desigual de horas transcurridas en cada lugar. Para las viviendas este intervalo era una concentración del radón comprendido entre 200 y 600 Bq/m³, mientras el valor

correspondiente para lugares de trabajo se situaba entre 500 y 1.500 Bq/m³. El resultado de la optimización era establecer niveles de acción por encima de los cuales era necesaria una actuación para reducir la dosis. En cuanto a la exposición al radón, hay estudios que indican que el riesgo también puede estar presente en concentraciones moderadas.

Por otra parte, en la Publicación 103, la Comisión para controlar la exposición al radón recomienda aplicar los principios de protección radiológica relacionados con la fuente. Esto significa que las autoridades nacionales necesitan establecer niveles de referencia para ayudar a la optimización de la protección. Aunque el riesgo nominal por Sv ha cambiado ligeramente, la Comisión, por razones de continuidad y factibilidad, mantiene el valor superior de 10 mSv para el nivel de referencia de la dosis individual y las concentraciones de actividad correspondientes como fueron propuestos en la Publicación 65. De allí que los valores superiores para el nivel de referencia expresado en concentración de actividad permanecen en 1.500 Bq/m³ para los lugares de trabajo y en 600 Bq/m³ para los hogares.

Es responsabilidad de las correspondientes autoridades nacionales, como con otras fuentes, establecer su propio nivel de referencia nacional, teniendo en cuenta las circunstancias económicas y sociales predominantes y luego aplicar el proceso de la optimización de la protección en su país. Deberían realizarse todos los esfuerzos razonables para reducir las exposiciones al ²²²Rn en los hogares y en los lugares de trabajo por debajo de los niveles de referencia establecidos en el orden nacional y al nivel donde la protección sea considerada optimizada.

En general, la Publicación 103 sigue una política similar a la establecida en anteriores publicaciones dando especial importancia al principio de optimización y al uso de niveles de referencia, manteniéndose los niveles dados en la publicación ICRP 65. En base a la Publicación 60 (1990) y más recientemente a la Publicación 103 (año 2007) se han aprobado directivas europeas sobre protección radiológica. Se recomienda consultar el esquema-resumen de la Figura 26 que se referenció al tratar la Publicación 60.

2.3 ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE LA ENERGÍA ATÓMICA (OIEA, EN INGLÉS IAEA)

El Organismo Internacional de la Energía Atómica (OIEA, o en inglés IAEA “International Atomic Energy Agency”²⁶) ha emitido recomendaciones de protección a la radiación natural. En concreto, publicó en el año 2011 las “Normas Básicas Internacionales de Seguridad” (IAEA, 2011). Estas normas se denominan BSS (“Basic Safety Standards”), por lo que no se deben confundir con la Directiva 2013/59/Euratom o nuevas normas BSS. Este documento presenta la siguiente estructura:

1. Introducción (antecedentes, objetivo, alcance y estructura).

²⁶ Con el objeto de evitar posibles equivocaciones, se advierte que en castellano se conoce por “organismo” mientras que la traducción literal del inglés es Agencia.

2. Requisitos generales relativos a la protección y a la seguridad (definiciones, interpretación, solución de conflictos, entrada en vigor, aplicación de los principios de protección radiológica, responsabilidad del gobierno, responsabilidad del órgano regulador, responsabilidad en materia de protección y seguridad, y requisitos de gestión).
3. Situaciones de exposición planificadas (alcance, requisitos genéricos, exposición ocupacional, exposición del público, exposición médica).
4. Situaciones de exposición de emergencia (ámbito de aplicación, requisitos genéricos, exposición al público, exposición de los trabajadores de emergencias y transición de una situación de exposición de emergencia a una situación de exposición existente).
5. Situaciones de exposiciones existentes (ámbito de aplicación, requisitos genéricos, exposición del público y exposición ocupacional).

Hay tres apéndices denominados: exención y dispensa, las categorías de fuentes selladas utilizadas en prácticas corrientes y límites de dosis para situaciones de exposición planificadas. Por último, se incluye un anexo sobre criterios genéricos relativos a las medidas protectoras y otras medidas de respuesta en situaciones de exposición de emergencia para reducir el riesgo de efectos estocásticos.

A continuación, se destacan aquellos requisitos relacionados con el gas radón.

Requisito 50: Exposición del público debida al radón doméstico

El gobierno suministrará información sobre los niveles del radón en el ámbito doméstico y los riesgos para la salud y, si procede, establecerá y aplicará un plan de acción para controlar la exposición del público al radón.

Como parte de la responsabilidad del gobierno, éste debe asegurar que se recopile información sobre las concentraciones de actividad del radón en viviendas y en otros edificios con un alto factor de ocupación. Además, se tendrá informado al público afectado y otras partes interesadas sobre la exposición por radón y los riesgos asociados a la salud.

Si se obtienen niveles altos de radón en las medidas realizadas en viviendas, entonces el gobierno establecerá un plan de acción que comprenda medidas para reducir el nivel de radón en los edificios ya construidos y en los nuevos. En el plan de acción no puede superarse el nivel medio anual de radón de 300 Bq/m^3 , se reducirá el nivel de radón de forma que se optimice la protección, priorizando las medidas correctoras en aquellos casos que más eficacia tengan e incluir en los códigos de construcción aquellas medidas de prevención y reducción que se vayan a adoptar.

En este requisito se establece que el gobierno asigne responsabilidades en relación con el establecimiento y aplicación del plan de acción para controlar la exposición del público debida al radón y determinar los casos en los que las medidas correctoras son obligatorias u opcionales.

Requisito 52: Exposición en los lugares de trabajo

En este requisito se trata la exposición al radón en lugares de trabajo. El órgano regulador u otra autoridad competente elaborarán una estrategia de protección contra la exposición debida al radón en los lugares de trabajo y establecerá un nivel de referencia apropiado para el radón. Este nivel no puede superar la concentración media anual de 1.000 Bq/m³.

Los empresarios se asegurarán que las concentraciones de radón en los lugares de trabajo sean tan bajas como sea posible e inferiores al nivel de referencia establecido. Además, garantizarán que las medidas de protección son óptimas. En caso de que no pueda reducirse el nivel de radón por debajo del nivel de referencia, entonces se aplicarán los requisitos relativos a la exposición ocupacional.

2.4 ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS, EN INGLÉS WHO)

La Organización Mundial de la Salud (en adelante, por su acrónimo en inglés WHO) publicó en el año 1987 unas recomendaciones relativas a la exposición al radón en el interior de edificios. Se deben realizar medidas de remediación simples cuando en el interior hubiera una concentración media anual de radón superior a 100 Bq/m³. Por otra parte, se realizan medidas de remediación inmediatas para niveles superiores a 400 Bq/m³. Estas recomendaciones se han revisado en años posteriores.

En el año 2009 se publicó un documento específico sobre el radón en donde se tuvieron en cuenta las conclusiones obtenidas del proyecto “International Radon Project” del año 2005 (WHO, 2009). El objetivo fue identificar formas para reducir la influencia del radón en la salud del público y concienciar al público y los gobernantes sobre las consecuencias del radón. En este documento se incluyó una recomendación para establecer un límite de referencia nacional de 100 Bq/m³ y si no es posible, el nivel no puede superar 300 Bq/m³.

En el año 2010 se publicaron las normas para la protección del público contra los riesgos derivados de la exposición a determinados agentes químicos que están presentes en el aire interior de un edificio y, entre los cuales, se incluyó el radón (WHO, 2010). Se han mantenido los niveles de referencia que se establecieron en la publicación anterior.

3 ESTADOS UNIDOS

Estados Unidos (EE UU) es uno de los países más avanzados en el control y protección de la población frente al radón residencial. Los niveles y sus recomendaciones son de tipo orientativo, siendo el nivel de acción establecido en 148 Bq/m³ (que corresponde con 4 pCi/L), uno de los más bajos. A nivel nacional, la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) es el organismo encargado de hacer estas recomendaciones y de informar a todo el país (Página Web: <<http://www.epa.gov/radon/>>).

Destaca el documento de EPA “Guía para el comprador y vendedor de viviendas”, en donde se indica que un comprador tiene derecho a conocer el nivel de radón de la vivienda y, en función de éste, poder negociar el precio y/o demandar al vendedor que adopte medidas de mitigación. En esta guía también se indica el procedimiento para medir radón en viviendas. Cada Estado tiene competencias para legislar sobre radón, coordinándose a nivel nacional a través de la EPA.

Estados Unidos dispone desde hace años de un mapa de niveles de radón en viviendas, en donde se clasifican las mallas por colores según la exposición sea: alta, media y baja. Una vivienda situada en una zona de poco riesgo, no implica que tenga niveles bajos de radón. Se recomienda que para conocer el nivel de radón se proceda a su medición. También es destacable el “Manual informativo sobre el radón: la guía para proteger a su familia y a usted del radón”, también publicado por la EPA. De forma breve y concisa, se abordan los siguientes temas: los riesgos asociados al gas radón, formas de entrada del radón en la vivienda, cómo hacer la medida de radón en una vivienda (se denomina “prueba de radón”), cómo interpretar los resultados de la prueba, recomendaciones en la compra-venta de viviendas, fuentes principales de radón en las viviendas, formas de reducir el nivel de radón de una vivienda, mitos y realidades sobre el radón y, por último, información práctica sobre las oficinas de la EPA, etc. En la tabla siguiente se resumen las normas y regulaciones de EE.UU y de ámbito internacional al incluirse la WHO como referencia, puesto que las unidades empleadas son las americanas. La cantidad de radón en el aire se mide en picocuries por litro de aire o “pCi/L”. Algunas veces los resultados se expresan en niveles de trabajo (WL, “working levels” o índice de trabajo) en vez de picocuries por litro (pCi/L), 4 pCi/L es igual a 0,016 WL.

Tabla 15. Normas y regulaciones de EE UU y de ámbito internacional para radón en aire.

Fuente	Ámbito de aplicación	Nivel	Comentarios
Indoor Radon Abatement Act	Radón en espacios interiores (residencial)	Radón (en espacios exteriores) = ~ 0,4 pCi/L.	Objetivo nacional (EE UU)
“National Council on Radiation Protection and Measurements” (NCRP)	Radón en espacios interiores (residencial)	2 WLM = 8-10 pCi/L si el cociente de equilibrio es 40-50%.	NCRP 1993 Guideline
“Environmental Protection Agency” (EPA)	Radón en espacios interiores (residencial y en colegios)	4 pCi/L > 4 pCi/L	Nivel de acción Guía para la acción
“National Institute for Occupational Safety and Health” (NIOSH)	Laboral (minería)	1 WLM/año y ALARA ²⁷ (criterio de protección radiológica que significa “tan bajo como sea posible”).	Aviso; Límite de exposición

²⁷ ALARA es el acrónimo de “As Low As Reasonably Achievable”.

Fuente	Ámbito de aplicación	Nivel	Comentarios
"Occupational Safety and Health Administration" (OSHA)	Laboral	4 WLM/año ("working level month", unidad de uso cotidiano en el ámbito ocupacional). 100 pCi/L en promedio sobre una semana de trabajo (40 h).	Regulación 20 CFR 1910.1096
"Mine Safety and Health Administration" (MSHA)	Minería	4 WLM/año 1 WL en activo, trabajo en minas.	Regulación
"National Council for Radon Protection" (NRC)	Laboral	7.000 pCi/L 9 pCi/L 4.000 pCi/L 30 pCi/L	²²⁰ Rn y/o descendientes. ²²⁰ Rn y descendientes. ²²² Rn y/o descendientes. ²²² Rn y descendientes.
"U.S. Nuclear Regulatory Commission" (USNRC)	Residencial	20 pCi/L 0,03 pCi/L 10 pCi/L 0,1 pCi/L	²²⁰ Rn y/o descendientes. ²²⁰ Rn y descendientes. ²²² Rn y/o descendientes. ²²² Rn y descendientes.
"World Health Organization" (WHO)	Residencial	2,7 pCi/L (prioritario). 8,1 pCi/L (si el nivel más bajo es inalcanzable por las características específicas del país).	Nivel propuesto de referencia nacional (para cada país).

Fuente: Agencia estadounidense para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, Página Web: <<http://www.atsdr.cdc.gov>> (con modificaciones).

En los países de Latinoamérica no suele haber una legislación específica sobre protección radiológica y, en particular, sobre gas radón, por lo que en su defecto se sigue la legislación de EE UU.

4 EUROPA

4.1 TRATADO EURATOM

La mayoría de las normas europeas relacionadas con la seguridad nuclear y la protección radiológica tienen su origen en el Tratado de Euratom, firmado en Roma en 1957. El Tratado de Euratom consta de 234 artículos distribuidos y se estructura en seis títulos, precedidos de un preámbulo y cinco anexos. El número de artículos se redujo a 177 tras la firma, en diciembre de 2007, del Tratado por el que se modifican el Tratado de la Unión Europea y el Tratado constitutivo de la Comunidad Europea.

El Tratado de Euratom fijó en el **art. 2-b** como objetivo "el establecimiento de normas de seguridad uniformes para la protección sanitaria de la población y de los trabajadores y velar por su aplicación". En relación con esto último, el Tribunal Superior de Justicia de las Comunidades Europeas (Sentencia del TSJCE de 25 de noviembre de 1992, Asunto C-376/90: Comisión de las Comunidades contra el Reino de Bélgica) ha señalado que la uniformidad de normas de seguridad debe entenderse en el sentido de adopción de niveles mínimos de protección que pueden ser elevados por los Estados miembros. Para cumplir el mandato del **art. 2-b**, se estableció un método de actuación definido en los **arts. 30 y 33**.

A diferencia de lo expuesto en el Tratado de la CECA ("Comunidad Europea del Carbón y el Acero"), el Tratado de Euratom permite que las normas de protección de la

salud de los trabajadores expuestos a radiaciones ionizantes sean extensibles a la población en general. Esto puede deberse a que los riesgos asociados a la energía atómica son más graves que aquellos ligados a la industrias minera y siderúrgica.

Por su interés, se enuncian y comentan los artículos 30, 33, 35, 36 y 38.

El **art. 30** indica que “se establecerán en la Comunidad normas básicas para la protección sanitaria de la población y los trabajadores contra los peligros que resulten de las radiaciones ionizantes”. Se entiende por normas básicas: las dosis máximas admisibles con un suficiente margen de seguridad, las exposiciones y contaminaciones máximas admisibles y los principios fundamentales de la vigilancia médica de los trabajadores. En relación con este artículo, en el **art. 33** se añade que “Cada Estado miembro adoptará las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas adecuadas para garantizar la observancia de las normas básicas establecidas”.

El **art. 35.1** establece que “cada Estado miembro creará las instalaciones necesarias a fin de controlar de modo permanente el índice de radiactividad de la atmósfera, de las aguas y del suelo, así como la observancia de las normas básicas”. Este párrafo es el origen de programas de vigilancia radiológica del medio ambiente realizados en los Estados miembros. Cuando se hace referencia a “aire, agua y suelo” se comprenden todas las partes de la biosfera. El control del índice de radiactividad del suelo se realiza esporádicamente a partir de medidas de deposición y biota (hierba y leche) que se utilizan como indicadores de una posible transferencia desde el suelo a los individuos. El término “medio ambiente” incluye tanto el terreno limítrofe a una instalación nuclear como todo el territorio del Estado miembro.

El **art. 35.2** indica que “La Comisión tendrá derecho de acceso a estas instalaciones de control; podrá verificar su funcionamiento y eficacia”. Estas verificaciones son esencialmente técnicas y se centran en la idoneidad de los métodos de muestreo y procedimientos de análisis de laboratorio, precisión del registro de datos medidos y control de calidad así como la integridad del programa de vigilancia radiológica nacional.

El **art. 36** del Tratado de Euratom insta a los Estados miembros que comuniquen periódicamente a la Comisión “la información relativa a los controles mencionados en el art. 35” para así esté “al corriente del índice de radiactividad que pudiere afectar a la población”. Estas comunicaciones se realizan a través de informes (anuales) que informan sobre los niveles de radiactividad ambiental del país. La Comisión publica parte de estos datos, asegurándose que son consistentes. Por ejemplo, la base de datos REM (“Radiactivity Environmental Monitoring”) fue creada con esta finalidad por JRC (“Joint Research Centre”) e inicialmente se ideó para almacenar los datos resultantes de la contaminación provocada por el accidente nuclear de Chernobil.

El **art. 38** del Tratado de Euratom establece que “la Comisión dirigirá a los Estados miembros recomendaciones sobre el índice de radiactividad de la atmósfera, de las aguas y del suelo”. Con este artículo se evidencia la importancia que tiene la Comisión y establece una base legal para la elaboración de recomendaciones. Por ejemplo, la

Comisión ha publicado una recomendación sobre el radón y sus productos de desintegración en los suministros de agua (EC, 2001).

Como resultado del Tratado de Euratom y en el ámbito específico de la seguridad y salud en el trabajo contra los peligros que resultan de las radiaciones ionizantes, se han aprobado varias Directivas que posteriormente han sido derogadas por la Directiva 2013/59/Euratom.

4.2 LEGISLACIÓN RELATIVA AL RADÓN EN AGUAS DE CONSUMO HUMANO

Debido al tipo de medidas que se realizarán en el Proyecto, este apartado se centra principalmente en el radón en aire. Solamente en casos muy especiales en los que las concentraciones de radón en las aguas es muy elevado, éstas pueden constituir una fuente de radón en el interior de la misma. Por esta razón y debido a que también se realizarán algunas medidas de radón en agua, también se incluye un breve resumen sobre el marco legislativo sobre el radón en aguas y, en particular, para las aguas destinadas al consumo.

4.2.1 *Directiva 98/83/CE*

La Unión Europea, mediante la Directiva 98/83/CE, del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, ha llevado a cabo una actualización de la normativa hasta ahora vigente, dado el carácter trascendente que la idoneidad sanitaria de las aguas de bebida representa para la salud humana. Persiguiendo la uniformidad de criterios y exigencias aplicables a las aguas potables de consumo público y a las aguas de bebida envasadas, la citada Directiva supone la regulación, en un ámbito común, de categorías que habían venido siendo objeto, tanto en la legislación comunitaria como en la nacional, de tratamiento independiente.

Sin embargo, aun asumiendo la conveniencia de que las aguas de consumo público y las envasadas obedezcan a criterios sanitarios comunes, lo cual queda en todo caso garantizado, parece conveniente, dadas las particularidades de cada una de ellas, mantener la regulación de unas y otras mediante disposiciones concordantes pero independientes, tal y como se ha venido procediendo hasta el momento.

El Real Decreto 1074/2002 incorpora al ordenamiento interno solamente aquellos aspectos de la Directiva 98/83/CE que se refieren a las aguas de bebida envasadas, como exigencias comunes o como requisitos específicos, representando, por ello, una transposición parcial de la mencionada Directiva.

Las legislaciones nacional y europea distinguen tres categorías de aguas envasadas:

- Aguas minerales naturales. Son aguas de origen subterráneo, protegidas contra los riesgos de contaminación, bacteriológicamente sanas y con una composición constante en minerales y otros componentes, lo que les confiere propiedades favorables para la salud.

- Aguas de manantial. Son aguas potables de origen subterráneo que emergen espontáneamente en la superficie de la tierra o se captan mediante labores practicadas al efecto, manteniendo las características naturales de pureza que permiten su consumo y previa aplicación de los mínimos tratamientos físicos requeridos para la separación de elementos materiales inestables. A diferencia de las minerales naturales, no han demostrado acción específica en el organismo humano.
- Aguas preparadas. Las aguas preparadas son aquellas que han sido sometidas a los tratamientos fisicoquímicos necesarios para que cumplan los mismos requisitos sanitarios que se exige a las aguas potables de consumo público. Se dividen, a su vez, en dos tipos:
 - Potables preparadas: aquellas que procedan de un manantial o captación y hayan sido sometidas a tratamiento para que sean potables.
 - De abastecimiento público preparadas: en el supuesto de tener dicha procedencia.

Las aguas subterráneas presentan una pureza original que no tienen las de superficie gracias a la protección que ofrecen los sustratos geológicos que las cubren. El agua subterránea procede del agua de lluvia o nieve que drena la tierra y que viaja durante un tiempo variable, que puede llegar a miles de años, hasta el acuífero en el que permanece libre de la polución ambiental. Las aguas que se acumulan en la superficie del planeta, en ríos y embalses, no son una fuente adecuada para las aguas minerales naturales o de manantial, sin embargo, sí pueden ser utilizadas como agua de grifo siempre que sean tratadas química y microbiológicamente para hacerlas seguras para el consumo humano.

Las aguas envasadas están reguladas en el ámbito europeo por la Directiva 2009/54/CE, por la que se refunden las Directivas 80/777/CEE y la Directiva 96/70/CE relativas a las aguas minerales naturales y, en España, por el Real Decreto 1074/2002 de 18 de octubre y el 1744/2003 de 19 de diciembre, que modifica parcialmente el anterior.

4.2.2 Recomendación 2001/928/Euratom

El radón se disuelve y puede llegar al ser humano a través del agua. La Unión Europea ha realizado una recomendación a los Estados miembros para vigilar la calidad de las aguas. La Recomendación de la Comisión 2001/928/Euratom de 20 de diciembre de 2001, reconoce la existencia de altas concentraciones de gas ²²²Rn (gas radiactivo de origen natural) en las aguas subterráneas europeas e insta a su control en las aguas potables de suministro a la población, cualesquiera que sea el flujo de suministro diario o el número de personas afectadas.

4.2.3 Directiva 2013/51/Euratom

En esta sección se describe brevemente la Directiva 2013/51/Euratom del Consejo de 22 de octubre de 2013 por la que se establecen requisitos para la protección

sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas en las aguas destinadas al consumo humano (Consejo Europeo, 2013a). Las disposiciones de la presente Directiva sustituyen las de la Directiva 98/83/CE en lo referente a los requisitos para la protección sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas en las aguas destinadas al consumo humano.

Los Estados miembro velarán para que se realicen estudios representativos para determinar la escala y la naturaleza de las posibles exposiciones al radón del agua destinada al consumo humano originadas por los diferentes tipos de fuentes de aguas subterráneas y de pozos situados en áreas geológicas diferentes. Dichos estudios estarán concebidos de modo que los parámetros subyacentes y, en particular, la geología y la hidrología de la zona afectada, la radiactividad de las rocas o del suelo y el tipo de pozos, puedan identificarse y utilizarse para orientar la acción ulterior a las áreas con posibilidad de exposición elevada. Se procederá al control de las concentraciones de radón cuando haya razones para creer, sobre la base de los resultados de los estudios representativos o de otra información fiable, que podría rebasarse el valor paramétrico establecido en virtud del artículo 5, apartado 1 (que en el caso del radón, este límite es de 100 Bq/l).

En promedio, la concentración de radón en las aguas resulta ser del orden de 4 Bq/l. Sin embargo, cuando las aguas proceden de pozos o el acuífero que aporta la misma transcorre por terrenos con un elevado contenido en radio o uranio, la concentración de radón puede alcanzar valores del orden de hasta los 25.000 Bq/l. Es exclusivamente en estas condiciones en las que la contribución del agua a la concentración de radón en recintos cerrados puede ser significativa. Además, en estos casos tampoco deberemos considerar como despreciable la exposición que por ingestión de dichas aguas tiene lugar ya que la misma resulta ser importante.

4.3 DIRECTIVA 2013/59/EURATOM

En esta sección se trata la nueva Directiva 2013/59/Euratom. Para la redacción de este apartado se ha utilizado no solo las fuentes originales (Directivas) sino también el análisis de la normativa de forma directa o indirecta llevado a cabo por varios autores (Bochicchio, 2014; Ruano-Raviña et al., 2014).

4.3.1 Introducción

La Directiva 2013/59/Euratom, aprobada por el Consejo de 5 de diciembre de 2013 y en vigor desde el 6 de febrero de 2014, establece normas básicas de seguridad uniformes aplicables a la protección de la salud de las personas sometidas a exposición ocupacional, médica y poblacional frente a los riesgos derivados de las radiaciones ionizantes (Consejo Europeo, 2013b). Como se observa por el propio objeto de la Directiva (ver **art. 1**), ésta tiene una extensión amplia al abarcar la exposición según la actividad desarrollada. Se conoce por Directiva BSS ("Basic Safety Standards") y deroga las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom. Los Estados miembros tienen de plazo hasta el 6 de febrero de 2018 para transponer esta directiva a sus respectivas normativas nacionales y, de esta forma, cumplir con los requisitos dados en ella.

La Directiva 2013/59/Euratom debe considerarse como el marco de referencia de las investigaciones que se realicen en la actualidad así como en un futuro próximo, tanto en exposición interna como en externa, razón por la cual, y desde un punto de vista organizativo, es conveniente dividir el problema en dos partes en función del tipo de exposición, si bien es cierto que ambas partes son complementarias por la estrecha relación que tienen entre sí. Entre las novedades que introduce la Directiva 2013/59/Euratom (**art. 74.1**) se obliga a los Estados miembros a establecer niveles nacionales de referencia para las concentraciones de radón en recintos cerrados.

La Directiva es una disposición normativa de Derecho comunitario que vincula a los Estados miembros o al Estado destinatario en la consecución de resultados u objetivos concretos en un plazo determinado. La Directiva 2013/59/Euratom, aprobada por el Consejo de 5 de diciembre de 2013 y en vigor desde el 6 de febrero de 2014, establece normas básicas de seguridad uniformes aplicables a la protección de la salud de las personas sometidas a exposición ocupacional, médica y poblacional frente a los riesgos derivados de las radiaciones ionizantes. Se conoce por Directiva BSS (“Basic Safety Standards”) y deroga las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom²⁸. Esta Directiva se publicó en el Diario Oficial de la Unión Europea el 17 de enero de 2014. Los Estados miembros tienen de plazo hasta el 6 de febrero de 2018 para transponer esta directiva a sus respectivas normativas nacionales y, de esta forma, cumplir con los requisitos dados en ella.

La Directiva 2013/59/Euratom representa un gran paso adelante en el proceso de reducir el impacto para la salud asociado a la exposición al radón para los trabajadores y la población (Bochicchio, 2014). Según señala el anterior autor, el plazo de transposición de la Directiva es largo pero necesario para cumplir con todos los requisitos y en concreto con aquellos temas referentes al radón. Podría ser útil que los Estados miembro tuvieran guías para afrontar las numerosas tareas que se solicitan y de paso aprovecharse de la flexibilidad dada por la Directiva.

4.3.2 Estructura y contenido

El contenido de la directiva se clasifica en 10 capítulos, 109 artículos y 19 anexos. Los capítulos se titulan:

- Capítulo I. Objeto y ámbito de aplicación.
- Capítulo II. Definiciones.
- Capítulo III. Sistema de protección radiológica.
- Capítulo IV. Requisitos de educación, formación e información sobre protección radiológica.
- Capítulo V. Justificación y control reglamentario de las prácticas.

²⁸ En el Anexo XIX de la Directiva 2013/59/Euratom y en relación con su artículo 107 se muestra una tabla de correspondencias que se establecen entre algunos artículos de la presente Directiva y aquellos que de las Directivas ha derogado.

- Capítulo VI. Exposiciones ocupacionales.
- Capítulo VII. Exposiciones médicas.
- Capítulo VIII. Exposiciones poblacionales.
- Capítulo IX. Responsabilidades generales de los Estados miembros y de las autoridades competentes y otros requisitos de control reglamentario.
- Capítulo X. Disposiciones finales

Se trata de una normativa de contenido extenso que tiene como antecedentes el Tratado de Euratom, en donde se requiere que haya una normativa básica de seguridad para la protección de la salud de los trabajadores y de la población. En el **art. 30** del Tratado se señala que debe haber una normativa básica y uniforme de seguridad.

Con esta Directiva se han perseguido los siguientes objetivos²⁹:

- Adaptar las normas BSS dadas por la Directiva 96/29/Euratom a las nuevas recomendaciones de ICRP-103.
- Alcanzar una mayor consistencia entre la normativa europea con la normativa del IAEA (adoptando el mismo sistema de aproximación gradual al control regulador que IAEA introdujo en 1994 en sus BSS).
- Consolidar en una única directiva la legislación europea en materia de protección radiológica.
- Introducir un marco regulador menos flexible en dos ámbitos en los que la puesta en práctica de la Directiva 96/29 se ha mostrado conflictiva que son la exposición a radiación natural y la desclasificación de materiales residuales.
- Fortalecer la cooperación internacional entre los Estados miembros y terceros países en lo relacionado con la planificación y respuesta a emergencias.

Debido a su interés por la relación con la investigación, se comentan los siguientes artículos.

Art. 54. Los Estados establecerán niveles nacionales de referencia de concentración de radón en los lugares de trabajo y en recintos cerrados (ver **art. 74**). Este nivel de referencia en términos de promedio anual de concentración de actividad en aire no debe superar 300 Bq/m³, salvo que el nivel esté justificado por circunstancias existentes a nivel nacional. Los Estados miembros deben incluir la problemática del radón así como medidas para remediarlo.

²⁹ Basado en los objetivos dados por Ignacio Amor (CSN) en la Conferencia "Revisión de las normas básicas de radioprotección de la Unión Europea. Aspectos generales" del II Congreso conjunto SEPR-SEFM (Sevilla, 10 a 13 de mayo de 2011).

Se establecen los niveles admisibles de radón para los domicilios y lugares de trabajo, lo cual reconoce la importancia que tiene este carcinógeno humano. Esta directiva supone un avance en la regulación del radón, pero destaca que el nivel de radón establecido por la UE sea tres veces superior que el fijado por WHO en 100 Bq/m³ (WHO, 2009).

Art. 74. En virtud al plan de acción nacional (ver **art. 103**), los Estados fomentarán la adopción de medidas para identificar aquellas viviendas donde el promedio anual de radón supera el nivel de referencia y fomentarán la adopción de medidas para reducir el nivel de radón por medios técnicos o de otro tipo.

Art. 75. En la Figura 27 se muestra un esquema sobre el contenido del citado **art. 75**, que tiene especial relevancia en el sector de los materiales de construcción por lo que es conveniente una adecuada comprensión del mismo³⁰.

Figura 27. Esquema del contenido del artículo 75 de la Directiva 2013/59/Euratom.

En cuanto a la radiación gamma procedente de los materiales de construcción, se establece un nivel de referencia de 1 mSv al año para la exposición externa en recintos cerrados. Este nivel se añade a la exposición externa por estar al aire libre. Como se observa, el **art. 75** hace referencia a dos Anexos (ver Figura 28): en el Anexo VIII se indica qué se va a medir (el índice de concentración de actividad gamma porque se estudia la exposición gamma que emiten los materiales de construcción) y el Anexo XIII que ofrece un listado de materiales que deben medirse.

³⁰ El artículo 75 y su repercusión en el sector de los materiales de construcción fue el tema principal de la comunicación “La caracterización radiológica de los materiales de construcción en España a partir de la Directiva 2013/59/Euratom” que se presentó el 30 de septiembre en el IV Congreso de Áridos en Madrid.

Figura 28. Esquema sobre la relación existente entre el artículo 75 y los Anexos VIII y XIII de la Directiva 2013/59/Euratom.

Los Estados identifican los materiales de interés desde el punto de vista de la protección radiológica, para lo cual se facilita un listado de materiales (Anexo XIII de la Directiva) con carácter indicativo. Los materiales se clasifican en dos grupos: materiales naturales y materiales que incorporan residuos de industrias que procesan material radiactivo natural.

El primer grupo de materiales se divide en esquisto aluminoso y materiales de construcción o aditivos de origen natural ígneo (por ejemplo: granitoides, pórfidos, toba, ceniza puzolánica y lava). El segundo grupo incluye cenizas volantes, fosfoyesos, escorias de fósforo, escoria de estaño, escoria de cobre, lodo rojo (residuo de la producción de aluminio) y residuos de la producción de acero.

Antes de que se comercialicen estos materiales, los Estados velarán para que se determinen las concentraciones de actividad de los radionucleidos del Anexo VIII de la Directiva. En este anexo se indica la expresión para calcular el índice de concentración de actividad.

El índice está relacionado con la dosis de radiación gamma en un edificio construido con un material específico, adicional a la dosis que se recibiría en una exposición típica al aire libre. El índice se aplica al material de construcción, no a sus componentes, excepto cuando dichos componentes son por sí mismos materiales de construcción y se evalúan de manera separada como tales.

La presente Directiva se ha basado, en parte, en las recomendaciones dadas por la UE en el documento RP-112 (EC, 1999). Se establece una limitación de la radiactividad natural que puede haber en los materiales de construcción, lo cual supone una buena forma de protección radiológica. En función del tipo de uso del material (estructural o revestimiento) y del criterio de dosis establecido se limitan los índices de concentración de actividad que pueden tener los materiales de construcción.

Tabla 16. Límites de índices de concentración de actividad (I) según el uso del material de construcción y el criterio de dosis.

Criterio de dosis	0,3 mSv/año	1 mSv/año
Materiales estructurales	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Materiales de revestimiento y otros materiales de uso limitado (baldosas, paneles, etc.)	$I \leq 2$	$I \leq 6$

Fuente: Comisión Europea (1999)

Por otra parte, la autoridad competente (CSN en España) puede solicitar información, entre otros datos, sobre las medidas realizadas y el correspondiente índice de concentración de actividad.

Los materiales de construcción que puedan dar dosis superiores al nivel de referencia, los Estados establecerán las medidas adecuadas que pueden ser requisitos específicos para los códigos de edificación o que se restrinja el uso de estos materiales.

En el Código Técnico de Edificación (CTE) se prevé que se incluya el radón en la próxima edición. En el **art. 103** de la Directiva 2013/59/Euratom se señala que los Estados miembro pueden establecer requisitos específicos en los códigos de edificación nacionales para impedir la entrada de radón en los edificios de nueva construcción.

Art. 103. En este artículo se requiere que los Estados establezcan un plan de acción a nivel nacional para hacer frente a los riesgos a largo plazo debidos a la exposición al radón en viviendas, edificios de acceso público y lugares de trabajo. Se indica que la vía de entrada del radón puede ser el suelo, los materiales de construcción³¹ o el agua.

4.3.3 Protección contra el radón

Los Estados miembro garantizarán que se tomen las medidas adecuadas para impedir la entrada de radón en los edificios de nueva construcción. Entre estas medidas se incluye la posibilidad de establecer requisitos específicos en los códigos de edificación nacionales. Además, los Estados identificarán aquellas zonas donde haya un número significativo de edificios en donde se superan su nivel de referencia. Se entiende que la identificación de las zonas se llevará, entre otros medios, mediante campañas de medidas en aquellas áreas que por su geología puede haber niveles más alto de radón.

En la anterior Directiva 96/29/Euratom, la protección exposición contra el radón en lugares cerrado y a partir de otras fuentes naturales de ionización se introdujo por primera vez para exposiciones ocupaciones normales, por ejemplo, para aquellas prácticas que no implican un riesgo de emanación de radiación ionizante a partir de

³¹ En el artículo 4(11) se define material de construcción como todo producto de construcción destinado a ser incorporado de forma permanente en un edificio o partes de él y cuyas características influyen en la exposición a las radiaciones ionizantes de los ocupantes del edificio.

fuentes naturales de radiación en los casos donde los radionucleidos naturales son o han sido procesados en vista a su radiactividad, propiedades físis o fértiles (**art. 2**), y dentro de la cual la presencia de fuentes naturales de radiación suponen una significativa aumento en la exposición de los trabajadores o del público cuya exposición tampoco puede descartarse desde un punto de vista de protección radiológica (**art. 40**). Sin embargo, a partir de estas exposiciones, sólo se establecieron e informaron de estos requisitos generales en el título específico VII denominado "Aumento significativo en la exposición debido a las fuentes de radiación natural", por ejemplo, no se encuentra en el mismo ámbito que para otro tipo de exposiciones. En concreto, en la Directiva del 96 no se especificó claramente un límite de acción. Sin embargo, la Comisión Europea recomendó a los Estados miembro que establecieran un límite de acción comprendido entre 500 y 1.000 Bq/m³ para radón en ambientes laborales (a la exposición resultante de esta "situación" se denomina exposición ocupacional). En cuanto a la exposición de radón en viviendas, no se estableció ningún requisito en la antigua directiva, cubriéndose este vacío legal por la recomendación.

En la Directiva 2013/59/Euratom, la protección contra la exposición al radón en lugares cerrados se regula tanto en lugares de trabajo como en viviendas. Los requisitos para radón en lugares de trabajo son mucho más ajustados que en la anterior directiva, mientras que la exposición al radón en viviendas se reguló por primera vez en la Directiva del 2013. Dentro del carácter generalista que define a la Directiva se enuncian algunos requisitos básicos como los niveles de referencia, pero también se incluye dentro del articulado aspectos más específicos. El desarrollo de la Directiva en materia de protección frente a la exposición por radón es amplio y está debidamente clasificado en secciones según su ámbito de aplicación: el radón en lugares de trabajo, viviendas y en general, que se comentarán en los siguientes apartados. A la vista de la importancia del radón residencial como carcinógeno humano, la UE fija unos niveles límite para domicilios y lugares cerrados de 300 Bq/m³ de exposición promedio anual (Ruano-Raviña et al., 2014).

4.3.3.1 El radón en lugares de trabajo

Los requisitos específicos del radón en lugares de trabajo se establecen en el capítulo v denominado "Justificación y control de prácticas regulatorias" y en particular en el **art. 25.2** titulado "notificación" y en el capítulo VI sobre Exposiciones ocupacionales y específicamente en el **art. 34.2** sobre "Arrangements in workplaces" y, finalmente, en el **art. 54** sobre "Radón en lugares de trabajo". Otros elementos relacionados se indican en el **art. 103.3** que contiene la definición de zona con niveles altos de radon y en el Anexo XVIII ("lista de elementos que deben considerarse para preparar el plan nacional de acción").

El requisito básico es la especificación de un nivel de referencia para concentración de radón en lugares de trabajo: cada Estado miembro establecerá un nivel de referencia nacional que no puede superar de 300 Bq/m³ como promedio anual, a menos que haya circunstancias especiales de tipo nacional³². En estos casos específicos, los

³² En España se aplica la Instrucción IS-33, de 21 de diciembre de 2011, del CSN, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural. La exposición media anual al radón en el

Estados miembro deberían facilitar la información a la Comisión). Dentro de la flexibilidad que se aporta en este tema, se podría considerar como una especie de excepción al principio general de establecer las normas básicas de seguridad uniformes. Por otra parte, el nivel de referencia máximo es considerablemente más bajo que el valor máximo establecido en 1.000 Bq/m³ en las normas BSS Internacionales y más bajo que en el intervalo de valores (500-1.000 Bq/m³) recomendado por la Comisión Europea y es igual al valor propuesto (en un borrador del documento ICRP de protección radiológica 13) como un primer paso de un enfoque diferenciado en los lugares de trabajo.

4.3.3.2 El radón en viviendas

Los requisitos específicos para el radón en viviendas se presentan dentro del Capítulo VII titulado “Exposiciones al público” y, en particular, en el art. 74 sobre “el radón en lugares cerrados”. En relación con este tema se añade en el Anexo XVIII “La lista de elementos a considerar para preparar un plan de acción nacional”. Los Estados miembro establecerán un nivel de referencia anual (concentración media de radón en un año) para la concentración de radón en el interior de viviendas y su valor no puede exceder de 300 Bq/m³. Por tanto, el nivel de referencia máximo en viviendas es el mismo que para lugares de trabajo, aunque según el nivel de protección considerado podría considerarse un nivel más bajo aún que en los lugares de trabajo porque el tiempo de permanencia dentro de las viviendas es mayor.

El nivel de referencia máximo de 300 Bq/m³ para viviendas es también recomendado por la IAEA, así como por la ICRP (11, 13). Para el caso de los lugares de trabajo, los Estados miembro podrán establecer a nivel nacional un nivel individual de referencia o, por el contrario, distintos niveles de referencia dependiendo de si se consideran las construcciones existentes o las futuras construcciones.

Se requiere que los Estados miembro promuevan acciones para identificar las viviendas con una concentración media anual de radón que supere el nivel de referencia dentro del plan de acción nacional, pero no se especifica el requisito de medir *in situ*. Los Estados miembro promoverán que en estas viviendas se realicen las actuaciones oportunas para reducir su nivel de radón. Finalmente, los Estados miembros se asegurarán que esté disponible la información local y nacional sobre la exposición de radón en lugares cerrados, sus riesgos asociados (de padecer cáncer de pulmón) y los medios técnicos disponibles para reducir la concentración de radón existente en la vivienda. En el caso de España, el CSN ha realizado un mapa de exposición al radón residencial en el que han participado varias universidades, entre ellas, la Universidad de Cantabria.

La estrategia para las viviendas parece ser más flexible y con un grado menor de obligatoriedad que para los lugares de trabajo, a pesar de que el riesgo de padecer cáncer de pulmón debido a la exposición al radón en viviendas es, por lo general, más altos que en los lugares de trabajo. Sin embargo, la Directiva establece las normas

puesto de trabajo no debe ser mayor de 600 Bq/m³, reduciéndose a la mitad para aquellos lugares de trabajo con alta permanencia del público. Estas cifras se encuentran lejos del límite de 100 Bq/m³ considerado como seguro por WHO (2009).

básicas de seguridad y los Estados miembro, cuando transpongan la Directiva a la legislación nacional, podrán establecer requisitos más estrictos. Dentro del ámbito de actuación del Estado miembro se puede citar a modo de ejemplo la modificación de su CTE. Esta modificación podría consistir en requerir la optimización de las técnicas constructivas para así limitar la concentración de radón en el interior de la vivienda. Según se señala en Ruano-Raviña et al. (2014), es crucial introducir la prevención y la mitigación del radón residencial en el nuevo CTE (tal como recomiendan todos los organismos internacionales), e informar a los ciudadanos de los riesgos de la exposición al radón interior.

4.4 REGULACIÓN SOBRE RADÓN EN PAÍSES EUROPEOS

4.4.1 Introducción

La Unión Europea (UE) aprobó el 5 de diciembre de 2013 la Directiva 2013/59/Euratom que establece las normas básicas de protección contra los peligros derivados de la exposición a las radiaciones ionizantes. Como se ha señalado anteriormente, la Directiva requiere que los Estados miembro establezcan niveles nacionales de referencia para radón en espacios interiores y especifica que el nivel de referencia no debe ser mayor de 300 Bq/m³. La Directiva también requiere que los países desarrollen medidas preventivas en los edificios de nueva construcción, que podría consistir en añadir requisitos específicos en los códigos técnicos de edificación. Esta es la primera vez que la UE ha emitido requisitos obligatorios para protección frente al radón. La Directiva anterior relativa a la protección a la exposición a la radiación ionizante (Directiva 96/29/Euratom) excluyó específicamente la exposición al radón de su ámbito de aplicación. La Comisión Europea emitió una recomendación no vinculante en la década de los 90 que consistía en que los Estados miembro deberían tomar acciones de remedio si la concentración de radón superaba los 400 Bq/m³ en el interior de los edificios existentes y que desde la fase de diseño de los edificios nuevos se intentase que la concentración no superase los 200 Bq/m³. Como se observa, el límite es más estricto en el caso de los edificios de nueva construcción.

Los Estados miembro tienen de plazo hasta el 6 de febrero de 2018 para realizar la transposición de la Directiva y así cumplir con los requisitos establecidos en la misma. A día de hoy, hay algunos países que cumplen con la Directiva mientras que otros no. Francia y Austria todavía tienen en cuenta la recomendación de la Comisión Europea de 1990 en sus guías nacionales de radón. Hay algunos países de la UE que todavía no disponen de niveles de referencia a nivel nacional ni de planes de acción contra el radón. Estos países podrían esperar a actualizar sus políticas sobre radón en los próximos años para así cumplir con el plazo establecido en la Directiva 2013/59/Euratom.

Después de este breve repaso de los aspectos más relevantes de la Directiva/2013/59, se trata la situación particular de algunos países de la UE como Reino Unido, Irlanda y los países nórdicos. Para completar la información

proporcionada, se incluye un apartado final con una visión general de la situación actual en los países de la UE.

4.4.2 Reino Unido

El Reino Unido, junto a los EE UU, son los países pioneros en la legislación sobre radón. El Reino Unido actualizó su guía de radón en el 2010, manteniendo como nivel de acción en el límite de 200 Bq/m^3 . Además, se define zona de riesgo como aquella en la que al menos el 10 % de las viviendas tienen más de 200 Bq/m^3 . Se ha establecido un nivel objetivo de 100 Bq/m^3 para las viviendas de nueva construcción o en las viviendas ya existentes que han sido sometidas a acciones para mitigar su nivel de radón. El nivel objetivo de 100 Bq/m^3 que se ha citado es “el resultado ideal para las obras de rehabilitación realizadas en edificios existentes y de las medidas de protección en los edificios nuevos”. La Agencia de Salud de Inglaterra (conocida por PHE, “Public Health England”) ha recomendado que el nivel de acción debería considerarse en serio si las concentraciones de radón se sitúan entre 100 y 200 Bq/m^3 . La agencia en cuestión recomienda que se realicen medidas de reducción del nivel de radón si en la vivienda se supera el nivel de 200 Bq/m^3 .

Como ocurre con los EE UU, el Reino Unido también dispone de una guía para el comprador-vendedor de viviendas y de un mapa de colores, en donde se clasifican las viviendas según el tipo de exposición.

En el ámbito laboral, los empleadores deben medir el nivel de radón en aquellas zonas situadas en áreas con elevada concentración de radón. Hay protocolos para medir el radón en los lugares de trabajo según las características del mismo.

4.4.3 Irlanda

Irlanda establece niveles de referencia en lugares de trabajo (400 Bq/m^3), viviendas (200 Bq/m^3), escuelas (200 Bq/m^3) e instituciones residenciales con permanencias largas (como por ej. prisiones, enfermerías, etc., en donde se establece por lo general un nivel de 200 Bq/m^3). El nivel medio de radón en Irlanda es de 89 Bq/m^3 . En este país se ha publicado recientemente el informe “*National Radon Control Strategy*” (febrero de 2014). Como resultado de esta Estrategia se recomiendan actuaciones para que se reduzca el riesgo por gas radón en la población. Estas recomendaciones comprenden áreas como la prevención de radón en viviendas nuevas o aprovechar la compra-venta de inmuebles para impulsar actuaciones específicas. Como en otros países europeos, Irlanda también dispone de un mapa de $10 \times 10 \text{ km}$ de niveles de radón en viviendas, identificándose aquellas zonas del país con un mayor riesgo de radón. Se ha estimado que en torno a 91.000 viviendas (equivale al 7 % del stock inmobiliario) tienen niveles altos de radón.

4.4.4 Países nórdicos

Este apartado sobre legislación europea tiene una especial mención a los países nórdicos (Dinamarca, Finlandia, Islandia, Noruega y Suecia) que publicaron en el año 1986 una serie de recomendaciones relativas a la protección a la radiación natural

(NRPI, 1986). Posteriormente, estas recomendaciones se revisaron en el año 2000 y se resumen en la Tabla 17 (NRPI, 2000).

Tabla 17. Recomendaciones de protección radiológica frente a radiación natural.

Forma de exposición	Recomendación
Radón en viviendas edificadas	Nivel de investigación: 200 Bq/m ³ Nivel de actuación: 400 Bq/m ³
Radón en viviendas nuevas	Nivel máximo: 200 Bq/m ³
Radón en lugares de trabajo	Lugares no subterráneos: Nivel de actuación: 400 Bq/m ³ Lugares subterráneos: Nivel de actuación de 400 a 1.500 Bq/m ³
Exposición a la radiación gamma	Nivel superior en edificios construidos: 1 $\mu\text{Sv} / h$ Nivel superior en edificios nuevos: 0,5 $\mu\text{Sv} / h$ Lugares exteriores muy frecuentados, nivel de investigación 1 $\mu\text{Sv} / h$
Materiales de construcción como fuente de radón	Nivel de exención de radio-226: 100 Bq/kg Nivel superior de radio-226: 200 Bq/kg
Materiales de construcción como fuentes de radiación gamma en edificios de nueva construcción	Nivel de exención: $I < 1$ Nivel superior: $I > 2$ $I = C_K/3000 + C_{Ra}/300 + C_{Th}/200$, siendo C_K , C_{Ra} y C_{Th} las concentraciones de potasio-40, radio-226 y torio-232, respectivamente.

5 ESPAÑA

La legislación española en materia de protección a la radiación natural está contenida en los siguientes Reales Decretos (RD), que son la transposición³³ de sus correspondientes Directivas europeas:

- RD 1630/1992 de 29 de diciembre por el que se dictan disposiciones para la libre circulación de productos de construcción en aplicación de la Directiva 89/106/CEE.
- RD 738/2001 de 6 de julio por el que se aprueba el Reglamento de Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes.
- RD 140/2003 de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

Próximamente, se prevé la aprobación de normativa que transponga la Directiva 2013/59/Euratom del Consejo de 5 de diciembre de 2013 por la que se establecen las

³³ Se debe entender la transposición como una traslación de la legislación comunitaria a la legislación nacional.

normas básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes, y se derogan las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom. Desde la aprobación de la citada Directiva 59/2013/Euratom, los Estados miembro tienen cuatro años para llevar a cabo la transposición. A modo de ejemplo, en el RD 783/2001 se realiza una transposición (no íntegra) de la Directiva 96/29/Euratom. Como se observa, esta nueva Directiva deroga otras que son la base de los RD que se comentarán a continuación. Para finalizar, se describirán las Notas Técnicas de Prevención (conocidas por NTP) que ha elaborado el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT) en materia de radón.

5.1 RD 783/2001

El Real Decreto 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes³⁴ (RPSRI) tiene por objeto establecer las normas básicas de protección radiológica para prevenir la producción de efectos biológicos deterministas y limitar la probabilidad de aparición de los efectos biológicos estocásticos.

Dentro del ámbito de aplicación se incluye, entre otras actividades: “la explotación de minerales radiactivos, la producción, tratamiento, manipulación, utilización, posesión, almacenamiento, transporte, importación, exportación, movimiento intracomunitario y eliminación de sustancias radiactivas”. Sin embargo, no se aplicará a la exposición al radón en las viviendas o a los niveles naturales de radiación, es decir, a los radionucleidos contenidos en el cuerpo humano, a los rayos cósmicos a nivel del suelo o a la exposición por encima del nivel del suelo debida a los radionucleidos presentes en la corteza terrestre no alterada.

En base a las recomendaciones dadas de la ICRP 60, el Título VII trata sobre la exposición de los trabajadores a las fuentes naturales de radiación, destacando específicamente las exposiciones al radón y a sus productos de desintegración y, en concreto, el **art. 62.1** establece que: “Los titulares de las actividades laborales, no reguladas en el art. 2.1, en las que existan fuentes naturales de radiación, deberán declarar estas actividades ante los órganos competentes en materia de industria de las Comunidades Autónomas en cuyo territorio se realizan estas actividades laborales y realizar los estudios necesarios a fin de determinar si existe un incremento significativo de la exposición de los trabajadores o de los miembros del público que no pueda considerarse despreciable desde el punto de vista de la protección radiológica”.

Entre las actividades que deben ser declaradas y sometidas a dichos estudios se incluye:

“Actividades laborales en las que los trabajadores y, en su caso, los miembros del público estén expuestos a la inhalación de descendientes de torón o de radón o a la radiación gamma o a cualquier otra exposición en lugares de trabajo tales como

³⁴ En particular, se publicó en el BOE del 26 de julio de 2001.

establecimientos termales, cuevas, minas, lugares de trabajo subterráneos o no subterráneos en áreas identificadas”.

El Reglamento 783/2001 fue modificado por el RD 1439/2010 aclarando sus **art. 62 y 63**, que establece que los responsables de los Departamentos de Industria de los gobiernos autónomos son la autoridad competente para el registro de las actividades con riesgo de radiactividad natural.

5.2 Consejo de Seguridad Nuclear

5.2.1 Introducción

El Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) se rige por la ley de creación del CSN (ley 15/1980) y su por su estatuto (RD 1440/2010). En el **art. 1.1** de la ley 15/1980 se define como “ente de Derecho Público, independiente de la Administración General del Estado, con personalidad jurídica y patrimonio propio e independiente de los del Estado, y como único organismo competente en materia de seguridad nuclear y protección radiológica”. Tiene encomendada la función de “proponer al Gobierno las reglamentaciones necesarias en materia de seguridad nuclear y protección radiológica, así como las revisiones que considere convenientes”. En desarrollo de esta función, el organismo tiene la facultad de emitir instrucciones, circulares y guías de carácter técnico relativas a las instalaciones nucleares y radiactivas y a las actividades relacionadas con la seguridad nuclear y la protección radiológica.

Existen varios reglamentos que regulan ámbitos específicos, dentro de las competencias del CSN, y entre los cuales se encuentra el RPSRI (que ha sido objeto del anterior apartado) y el RINR (RD 1836/1999, Reglamento sobre Instalaciones Nucleares y Radiactivas).

La normativa del CSN con carácter obligatorio son las Instrucciones del Consejo (IS), Instrucciones Técnicas (IT) e Instrucciones Técnicas Complementarias (ITC). Las Guías de Seguridad (GS) tienen carácter recomendatorio, mientras que las circulares son de tipo informativo.

5.2.2 Normativa específica sobre el radón

Aunque el RPSRI excluye las exposiciones al radón en las viviendas, el CSN en conformidad con las recomendaciones de la UE, ha considerado también esta exposición, aprobó, entre otros, criterios sobre los siguientes aspectos:

- Concentraciones de radón en lugares de trabajo cuya superación requerirá la adopción de medidas correctoras.
- Concentraciones de radón en viviendas cuya superación requerirá la adopción de medidas correctoras.

El CSN ha publicado la siguiente normativa sobre radón.

Instrucción IS-33 sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural (CSN, 2012a).

Guía de Seguridad 11.01: Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire (CSN, 2010).

Guía de Seguridad 11.02 sobre control de la exposición a fuentes naturales de radiación (CSN, 2012b).

Las disposiciones del RPSRI se complementaron el año 2012 con la Instrucción IS-33 que amplía dicho reglamento y fija límites de 600 Bq/m³ para puestos en riesgo y reduce este límite a 300 Bq/m³ hasta en aquellos edificios o instituciones donde pueda permanecer el público durante largo tiempo.

Tabla 18. Criterios para acciones correctoras y medidas de protección radiológica frente a la exposición por radón-222.

Viviendas	Lugares de trabajo
Nivel de referencia de medidas correctoras: 300 Bq/m ³	Nivel de referencia de medidas correctoras: 600 Bq/m ³
Si son posibles medidas simples y efectivas: 100 Bq/m ³	Medidas de protección radiológica: - No se requieren medidas: < 600 Bq/m ³ - Nivel bajo de protección: 600-1.000 Bq/m ³ - Nivel alto de protección: > 1.000 Bq/m ³
Nivel objetivo de diseño en viviendas nuevas: 100 Bq/m ³	Nivel objetivo de diseño en edificios nuevos: 100 Bq/m ³

Fuente: CSN (2012a; 2012b).

El CSN emitió la Guía de Seguridad específica GS 11.01 para la medida de radón en aire (CSN, 2010). El objetivo es fomentar y garantizar las medidas de concentraciones de radón tanto en lugares de trabajo como en viviendas. Se realizan recomendaciones, entre otros aspectos, sobre dónde colocar los detectores para medir radón en espacios interiores.

La protección contra el radón en viviendas se aborda en la GS 11.02 (CSN, 2012b), en donde se recomienda un nivel de referencia nacional de 300 Bq/m³ de concentración media anual de radón y un nivel de 100 Bq/m³ para los edificios de nueva planta o para aquellas viviendas en las que se van a realizar acciones de mitigación. Este nivel de referencia también se aplica a los edificios de uso público de larga estancia como hospitales o residencias de ancianos, al igual que en aquellos centros de educación infantil, primaria y secundaria con el fin de proteger a los niños. En esta misma línea, el CSN presentó durante la elaboración del Código Técnico de la Edificación (CTE) una propuesta para incluir medidas de protección contra el radón en edificios de nueva construcción, y que, aunque no fue admitida, sí que ha derivado en diversas investigaciones al respecto (Frutos et al., 2011). Recientemente, en el **art. 103.2** de la Directiva 2013/59/Euratom se obliga a los Estados miembros a que adopten medidas adecuadas al respecto, entre las cuales; se podrán incluir requisitos específicos en los códigos de edificación nacionales.

Las actividades laborales en donde haya exposiciones al radón son, por ejemplo: cuevas y galerías subterráneas, minas subterráneas, establecimientos termales,

instalaciones donde se almacenen y traten aguas de origen subterráneo, lugares de trabajo subterráneos y lugares no subterráneos en zonas identificadas en el país con valores elevados de radón en viviendas.

Según se señala en el GS 11.02, los titulares de estas actividades deben incluir en el estudio, requerido por el Reglamento de Protección Sanitaria contra las Radiaciones Ionizantes, la información siguiente:

1. Localización y descripción de la instalación.
2. Medidas de concentración de radón realizadas: resultados con indicación del método de medida, periodo de exposición, planos que indiquen la situación de los equipos de medida utilizados, información sobre los laboratorios que han participado en estas medidas y cualquier otra información relevante a la hora de interpretar los resultados obtenidos.
3. Descripción de los puestos de trabajo y tiempos de permanencia de los trabajadores en ellos.
4. Acciones correctoras previstas o adoptadas cuando los resultados de las medidas estén por encima de los niveles de actuación establecidos en la Instrucción del CSN IS-33, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la radiación natural.

5.3 Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo

El Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT) tiene la misión de promocionar y apoyar la mejora de las condiciones de seguridad y salud en el trabajo, dando así cumplimiento a las funciones que encomienda la Ley de Prevención de Riesgos Laborales y la Estrategia Española de Seguridad y Salud en el Trabajo.

Las Notas Técnicas de Prevención (NTP) del INSHT son guías de buenas prácticas. Sus indicaciones no son obligatorias salvo que estén recogidas en la normativa vigente. A efectos de valorar la pertinencia de dichas recomendaciones es conveniente tener en cuenta su fecha de edición. En particular, la NTP 440 resume las propiedades del radón, fuentes (materiales de construcción), métodos de medida y formas de reducir la concentración de radón. Las NTP en relación con el gas radón se publicaron en el año 2003, siendo éstas:

- NTP 440: Radón en ambientes interiores.
- NTP 533: El radón y sus efectos sobre la salud.
- NTP 607: Calidad de aire interior: contaminantes químicos.
- NTP 614: Radiaciones ionizantes. Normas de protección.
- NTP 728: Exposición laboral a radiación natural.

En este apartado se presenta un breve esquema de los contenidos de cada NTP, salvo en algunos puntos que por su interés se incluye parte de la información mostrada en las notas.

5.3.1 NTP 440: Radón en ambientes interiores.

Esquema de los contenidos:

- El radón y la radiación natural.
- Propiedades.
- Efectos sobre la salud.
- Fuentes de entrada del radón en una vivienda: suelo, materiales de construcción, aire exterior, agua de consumo y gas de uso doméstico.
- Metodología para la medición de radón en interiores. En función del tiempo de muestreo se clasifican en métodos: instantáneos, de lectura continua e integrados. Entre los equipos que se emplean son: células de centelleo, detectores sólidos de trazas y detectores de carbón activo.
- Medidas para reducir el nivel de radón en interiores. Las principales acciones que podrían tomarse para limitar la entrada y/o el nivel de concentración de radón serían las siguientes:
 - Despresurización del espacio entre el suelo del edificio y el terreno para reducir la entrada de radón.
 - Aumento de la tasa de ventilación del edificio para facilitar la eliminación de radón. Este es uno de los métodos más asequibles pero hay que evitar que se generen depresiones en el edificio que pueden tener un efecto contrario.
 - Recubrimiento de los elementos (suelo y/o paredes) que presenten una emisión de radón elevada y así reducir la acumulación de radón en el interior del edificio.
- Guías y valores de referencia. Este apartado no está actualizado debido a la fecha de publicación de la NTP.

5.3.2 NTP 533: El radón y sus efectos sobre la salud.

Esquema de los contenidos:

- Introducción (generalidades sobre el gas radón).
- Efectos de las radiaciones ionizantes sobre la salud.
- Mecanismos de acción de las radiaciones sobre las células. Se distingue acción directa y acción indirecta.

- El radón como fuente de radiación.
- Mecanismos de actuación del radón.
- Estudios toxicológicos. Los primeros trabajos que citan la carcinogenicidad del radón en animales expuestos por inhalación a concentraciones altas fueron realizados en 1943.
- Estudios epidemiológicos. Los estudios epidemiológicos en los que se basa la asociación entre exposición a radón y cáncer de pulmón, fueron realizados en trabajadores de las minas de uranio, demostrándose en la población minera de varios países una incidencia de cáncer de pulmón 50 veces superior a la de la media de la población no expuesta.

5.3.3 NTP 607: Calidad de aire interior: contaminantes químicos.

El tema de la calidad del aire en interiores ha sido objeto de varias Notas Técnicas de Prevención, en las que se tratan diferentes aspectos de esta temática. El objetivo de esta NTP es orientar sobre la disponibilidad de valores de referencia que puedan ser utilizados como guía para la evaluación de la calidad del aire en ambientes interiores. En la NTP 607 se incluye un apartado específico para el caso particular del gas radón. Como se ha comentado anteriormente, las citas a la legislación y normativa están desactualizadas.

Esquema de los contenidos:

- Introducción.
- Consideraciones al establecimiento de guías.
- Criterios de valoración higiénicos.
- Guías y valores límite para aire exterior.
- Guías de calidad del aire.
- Un caso especial: radón.

En relación con el último apartado se señala que el radón es un cancerígeno humano presente de forma natural en el medio ambiente y que es difícil y complejo establecer niveles de acción a partir de los cuales tomar medidas correctoras. Se indica que los valores existentes en los países son consecuencia de su problemática particular. Se añade que la tendencia actual es, por norma general, que los edificios de nueva construcción sigan códigos técnicos de edificación que se adapten a las características de cada lugar, limitándose el nivel de radón. En esta NTP se cita la Recomendación de la Comisión de 21 de febrero de 1990 y el RD 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes y, en

concreto, en su Título VII que se refiere a las exposiciones a fuentes naturales de radiación.

Finalmente, se señala que el CSN en base a los resultados de los estudios citados anteriormente que le serán remitidos por la autoridad competente, definirá aquellas actividades que deban poseer dispositivos adecuados de vigilancia de las exposiciones y, cuando sea necesario, establecerá la aplicación de acciones correctoras, medidas de protección radiológica y el régimen de declaración y autorización.

5.3.4 NTP 614: Radiaciones ionizantes. Normas de protección.

Esquema de los contenidos:

- Introducción.
- Tipos de radiación.
- Interacción con el organismo. Efectos biológicos. Como se indica, “la energía depositada por las radiaciones ionizantes al atravesar las células vivas da lugar a iones y radicales libres que rompen los enlaces químicos y provocan cambios moleculares que dañan las células afectadas”.
- Irradiación y contaminación radiactiva. Exposición.
- Dentro de este apartado se trata la irradiación externa, la contaminación radiactiva y la exposición. En particular, se define la exposición como “al hecho de que una persona esté sometida a la acción y los efectos de las radiaciones ionizantes”. También se definen los tipos de exposición: externa, interna, total, continua, única, global y parcial.
- En caso de contaminación radiactiva del organismo humano, según que los radionucleidos estén depositados en la piel, los cabellos o las ropas, o bien hayan penetrado en el interior del organismo, se considera contaminación externa o contaminación interna respectivamente. La gravedad del daño producido está en función de la actividad y el tipo de radiaciones emitidas por los radionucleidos.
- Medidas de las radiaciones ionizantes. Se realiza una clasificación en detectores de radiación y dosímetros.
- Magnitudes y unidades de medida, en donde se define: actividad, periodo de semidesintegración, nivel de energía, dosis absorbida y dosis equivalente.
- Medidas de protección contra las radiaciones ionizantes. En relación con este apartado se hace referencia al RD 783/2001. Se indica que las medidas deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Evaluación previa de las condiciones laborales para determinar la naturaleza y magnitud del riesgo radiológico y asegurar la aplicación del principio de optimización.
- Clasificación de los lugares de trabajo en diferentes zonas, considerando la evaluación de las dosis anuales previstas, el riesgo de dispersión de la contaminación y la probabilidad y magnitud de las exposiciones potenciales.
- Clasificación de los trabajadores expuestos en diferentes categorías según sus condiciones de trabajo.
- Aplicación de las normas y medidas de vigilancia y control relativas a las diferentes zonas y las distintas categorías de trabajadores expuestos, incluida, si es necesaria, la vigilancia individual.
- Vigilancia sanitaria.

Dentro de este apartado sobre medidas de protección, se aborda: la limitación de dosis, Información/formación, la clasificación y delimitación de zonas, etc. Sobre esto último, las zonas se pueden dividir en zonas controladas (distinguiéndose éstas entre zonas de permanencia limitada, zonas de permanencia reglamentada y zonas de acceso prohibido) y zonas vigiladas. A cada tipo de zona se le asigna un color. Por ejemplo, el rojo identifica la zona de acceso prohibido mientras que el verde se refiere a la zona controlada.

5.3.5 NTP 728: *Exposición laboral a radiación natural.*

Esquema de los contenidos:

- Introducción.
- La radiación cósmica.
- La radiactividad en la corteza terrestre, señalando las series del uranio-238, torio-232 y uranio-235.
- El radón.
- El torio. Dentro de este apartado se trata la exposición interna y externa que pueden padecer los trabajadores, así como la contaminación ambiental y medidas de prevención.
- Explotaciones mineras: fosfatos. En este apartado se indica que existen varias industrias de minería y procesamiento de metales en cuyos procesos se encuentran elementos radiactivos naturales. A título de ejemplo, se comenta el caso referente a los fosfatos y fertilizantes obtenidos a partir de ellos.

6 LA TASA DE EXHALACIÓN DE RADÓN EN MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN: SU IMPORTANCIA DESDE EL PUNTO DE VISTA RADIOLÓGICO

Esta sección complementa desde un punto de vista práctico a la información dada en la Directiva 2013/59/Euratom en relación con los materiales de construcción.

6.1 Introducción

El ser humano está expuesto a la radiación ionizante que proviene de los materiales radiactivos de origen natural (conocido por materiales NORM). El origen de estos materiales se encuentra en la corteza terrestre, pero también pueden encontrarse en los materiales de construcción, el aire, el agua, los alimentos e incluso dentro del cuerpo humano.

La dosis efectiva media que recibe el ser humano por la radiación gamma procedente de materiales de construcción es igual a 0,4 mSv/año (UNSCEAR, 2000). Se recomienda ver el apartado 1.3.5 sobre dosis de radiación. A esto se suma que los seres humanos pueden llegar a estar hasta más de un 80 % de su tiempo en espacios interiores, lo cual propicia que haya una prolongada exposición (interna y externa) a la radiación (ICRP, 1999).

Como se ha indicado los materiales de construcción contienen radionucleidos que forman parte de las cadenas de desintegración del ^{238}U , ^{232}Th y del isótopo radiactivo ^{40}K . La exposición externa está causada por los radionucleidos que son emisores gamma, que pertenecen principalmente a la cadena del uranio y en particular se inicia con el ^{226}Ra . La exposición interna se debe al ^{222}Rn y, en menor medida, al ^{220}Rn (torón). Los materiales de construcción exhalan radón y, una parte, se dirige al interior de los edificios.

Por norma general, la composición isotópica de los materiales naturales de construcción está relacionada con la geología de su lugar de origen. La concentración de los radionucleidos ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K en la corteza terrestre es 35, 30 y 400 Bq/kg respectivamente (UNSCEAR, 2000). El mapa de radiación gamma natural MARNA suministra información sobre el rango de variación de la radiación gamma natural procedente del suelo (CSN, 2000). Precisamente, este mapa se desarrolló para estimar la exposición total recibida por un individuo según los lugares en los que habitó. Si bien es preciso destacar una limitación que tiene este mapa al basarse en medidas en el aire realizadas próximas al suelo, por lo que podría no ser del todo preciso extrapolar esta información superficial como, por ejemplo, un posible indicador de aquellas zonas geológicas con más radionucleidos emisores gamma (radón). La información proporcionada por el mapa MARNA tiene un alcance superficial del suelo y no en profundidad.

Hay productos industriales reciclados que contienen materiales tipo TENORM ("Recycled industrial by-products containing Technologically Enhanced Natural

Occurring Radioactive”) y cuyo uso se ha extendido en la construcción. Entre este tipo de materiales se encuentran las cenizas de carbón (*coal ash*) que se producen como un residuo de la combustión de carbón y se utilizan como aditivo del cemento, hormigón y en algunos países se fabrican ladrillos hechos con cenizas volantes (*fly ash*). La escoria de carbón se emplea en el solado de las estructuras como material de relleno. El fosfoyeso (*phosphogypsum*) es un subproducto de la industria de fertilizantes de fósforo y también se utiliza como material de construcción. El barro rojo es un residuo en la producción de aluminio y con él se fabrican ladrillos, cerámicas y baldosas (Stranden, 1983; Somlai et al., 2008).

Las dosis debidas por radiación gamma y por el radón en espacios interiores se evalúan a través de medidas directas de exposición o por medio de cálculos matemáticos. En el primer caso, la exposición directa en espacios interiores tiene una componente variable que es el radón lo cual puede dificultar la estimación de dicha exposición. En el segundo caso se utilizan modelos que tienen en cuenta diversas variables como el tipo de materiales empleados en la construcción, condiciones ambientales en el interior del edificio y de ventilación, características de los espacios interiores (superficies y volúmenes), etc.

Hay una tendencia creciente en la industria de los materiales de construcción de utilizar residuos industriales como sustitutos de los productos naturales. Pese a las ventajas asociadas a la reutilización de residuos, hay una importante desventaja que consiste en que estos residuos tienen concentraciones relativamente altas de materiales clasificados como NORM. Como consecuencia de esta tendencia, se ha incrementado la exposición en la población debido a la utilización de estos materiales. Todos estos materiales que se han nombrado (cenizas volantes, fosfoyesos, lodo rojo, escorias,...) están recogidos en el Anexo XIII de la Directiva 2013/59/Euratom como aquellos materiales de construcción a tener en cuenta en relación con la radiación gamma emitida.

En este Anexo se revisa el estado actual de las concentraciones de actividad de radionucleidos naturales y las tasas de exhalación de radón en los materiales de construcción. Los valores de concentración de actividad se obtienen por la técnica de espectrometría gamma, cuyos fundamentos teóricos se han tratado anteriormente en el capítulo sobre detectores de radiación.

6.2 NORM en materiales de construcción

En las últimas décadas se ha desencadenado un interés creciente en el estudio de la radiactividad de los diferentes materiales de construcción. Algunos países han desarrollado campañas para determinar las concentraciones de actividad en los materiales naturales de construcción (granitos, calizas, etc.) y en aquellos materiales que incorporan residuos de industrias (cementos, hormigones,...). Para determinar las concentraciones de actividad tiene una especial relevancia el origen geológico dentro de los materiales naturales así como el proceso de fabricación en aquellos materiales de construcción procesados. Entre los diferentes tipos de materiales de construcción

se pueden encontrar concentraciones de actividad de los radionucleidos que difieren en dos o tres órdenes de magnitud.

En la Tabla 19 se presentan los rangos de concentración de actividad en radionucleidos en materias primas de construcción y en la Tabla 20 para materiales de construcción procesados con residuos.

Tabla 19. Rango de concentración de actividad de materiales naturales usados comúnmente en la construcción.

Tipos	²²⁶ Ra (Bq/kg)	²³² Th (Bq/kg)	⁴⁰ K (Bq/kg)
Arena de cuarzo	3 – 39	3 – 56	12 – 1008
Basalto	10 – 22	10 – 21	231 – 420
Grava	10 – 33	ND – 33	14 – 9333
Caliza	ND – 24	ND – 11	ND – 205
Arcilla	32 – 53	41 – 75	518 – 843
Madera	ND – 10	ND – 4	ND – 166

Nota: (en adelante, ND significa no detectable)

Tabla 20. Rango de concentración de actividad de materiales de construcción que contienen productos TENORM.

Tipos	²²⁶ Ra (Bq/kg)	²³² Th (Bq/kg)	⁴⁰ K (Bq/kg)
Cenizas volantes	67 – 760	48 – 232	221 – 735
Circón	3300 – 3900	680 – 750	45 – 56
Lodo rojo	122 – 568	219 – 496	5 – 101
Fosfoyeso	600 – 1500	ND – 160	ND – 300

6.2.1 Concentraciones de radionucleidos en materiales de construcción

Las concentraciones de actividad de materiales NORM en materiales de construcción varían según el tipo y origen del material en cuestión. La concentración típica de concentración de actividad (expresada en Bq/kg) en la mayoría de los materiales de construcción en Europa es, por ejemplo, para los hormigones y ladrillos de arena-cal son 40, 30 y 400 y 10, 10 y 330 para ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K, respectivamente (European Comission, 1999).

Las siguientes Tablas presentan valores típicos de NORM usados en mampostería, tanto en estructuras como para recubrimientos (generalmente, destinados estos últimos para uso decorativo). Fuente: Haquin (2012).

Tabla 21. Rango de concentración de actividad en materiales comunes de construcción.

Tipos	²²⁶Ra (Bq/kg)	²³²Th (Bq/kg)	⁴⁰K (Bq/kg)
Hormigón	18 – 67	3 – 43	16 – 1100
Hormigón ligero	10 – 60	6 – 66	51– 870
Ladrillo	7 – 140	8 – 127	227 – 1140
Yeso	1 – 67	0,5 – 190	22 – 804
Cemento	13 –107	7 –62	48 –564

Tabla 22. Rango de concentración de actividad en materiales de construcción destinados para recubrimientos.

Tipos	²²⁶Ra (Bq/kg)	²³²Th (Bq/kg)	⁴⁰K (Bq/kg)
Cerámicas	25 –193	29 – 66	320 – 1049
Granitos	ND – 160	ND – 354	24– 2355
Baldosas (arcilla)	33 – 61	45– 66	476 – 788
Mármoles	1 – 63	0,4 – 142	9 – 986

En la Tabla 23, perteneciente al documento europeo “Radiation Protection 112”, se presentan cuatro ejemplos del incremento de dosis efectiva anual debido a la radiación generada por los materiales de construcción constituyentes de techos, paredes o suelos, según distintas situaciones de mayor o menor actividad radiactiva, calculados mediante un programa informático.

Como ejemplo práctico, la normativa indica que un habitante que vive en un apartamento de bloques de hormigón con una actividad media de 40 Bq/kg, 30 Bq/kg y 400 Bq/kg para el radio (²²⁶Ra), torio (²³²Th) y potasio (⁴⁰K) respectivamente, recibe un incremento de dosis efectiva anual de cerca de 0,25 mSv respecto a la que se recibiría de manera natural al aire libre, que se denomina fondo natural (Piedecausa et al., 2011).

Se puede llegar a alcanzar un aumento de dosis efectiva anual de 2 mSv por año debido a la existencia de niveles elevados de radionucleidos naturales en los materiales de construcción. Generalmente el valor final está muy alejado de 1,1 mSv por año (correspondiente a situaciones límites) ó de 2,3 mSv (correspondiente a situaciones excepcionales).

Tabla 23. Exceso de dosis efectiva anual generada por la radiación gamma natural de los materiales de construcción en cuatro hipótesis diferentes de intensidad de actividad radioactiva.

Concentración de actividad (Bq/kg)				
Radionucleidos	Material de baja actividad	Media de hormigón	Nivel superior al normal	Mayor concentración
^{226}Ra	10	40	100	200
^{232}Th	10	30	100	200
^{40}K	300	400	1.000	1.500
Exceso de dosis anual				
Estructura en el edificio que causa la irradiación	Material de baja actividad	Media de Hormigón	Nivel superior al normal	Mayor concentración
Suelos, techos y paredes (todas las estructuras)	Menos que la dosis de fondo	0,25 mSv	1,1 mSv	2,3 mSv
Suelos y paredes (por ej.: techo de madera)	Menos que la dosis de fondo	0,10 mSv	0,74 mSv	1,6 mSv
Suelos únicamente (por ej.: casa de madera con suelos de hormigón)	Menos que la dosis de fondo	Menos que la dosis de fondo	0,11 mSv	0,41 mSv

A partir de los valores de concentración de actividad de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , se definen diversos índices que son un promedio de dichos valores. En este Proyecto, nos centramos en el índice de concentración de actividad que se define en la Directiva 2013/59/Euratom y anteriormente en otras normativas como European Commission (1999). El índice del material tiene en cuenta en un único valor adimensional tanto la exposición externa como interna. Esto último porque una de las componentes es el ^{226}Ra , que se obtiene a partir de los emisores gamma del radón. Esta contribución es la más variable de las tres.

El valor del índice de concentración de actividad puede usarse como herramienta de cribado conservadora para identificar aquellos materiales que puedan ocasionar la superación del nivel de referencia establecido en 1 mSv /año. Por norma general, los materiales que superan este límite suelen estar formados por escorias de industrias. Algunos granitos también pueden superar este límite.

6.2.2 Exhalación de radón en materiales de construcción

2.2.1. Método experimental

Para calcular la exhalación de radón en los materiales de construcción se utiliza un detector de radón que realiza medidas continuas en el interior de una cámara de radón. Se define cámara de radón como un contenedor hermético donde los operadores pueden realizar ensayos para calibrar equipos de medida de radón o viales de muestras o realizar experimentos, por ejemplo, que estudien la tasa de exhalación de materiales que se introducen en el interior de la cámara. En cualquiera de las aplicaciones, los equipos de medida se introducen dentro de la cámara o, por el

contrario, se colocan en el exterior pero comunicándose directamente con el interior de la cámara a través de unas tuberías. Las cámaras más complejas suelen disponer de sensores para medir continuamente y/o controlar las condiciones ambientales. Para calibrar los equipos o viales se requiere una fuente radiactiva de radón, cuya concentración puede ser controlada por los operadores. En el caso del estudio de materiales, éstos se introducen dentro de la cámara y, antes de iniciar las medidas, se ventila previamente la cámara con aire envejecido o con vapor procedente de un recipiente con nitrógeno líquido. Con la ventilación de la cámara se asegura que el nivel de radón en el interior de la cámara sea inicialmente muy próximo a cero.

En función del tamaño del material a analizar puede optarse por introducir el material dentro de la cámara o, como una variante de este método, utilizar una cámara semiabierta acoplada directamente sobre la superficie del material. Esto último se emplea para materiales de construcción de gran tamaño como baldosas, en donde se analiza la exhalación de radón de una determinada superficie del material. Chen et al. (2010) presenta una metodología para realizar medidas según esta segunda modalidad. Los elementos más significativos para realizar experimentos con cámaras de radón son:

- Los detectores utilizados, que pueden ser activos (o continuos) y/o pasivos.
- Las características de la muestra: tipo de materiales, estado de agregación, nivel de humedad y masa.
- Las características de la cámara: tipo de material, volumen y grado de hermeticidad.
- Las condiciones ambientales en las cuales se han realizado las medidas: presión atmosférica (P), temperatura (T) y humedad relativa (H). En esta categoría también se incluye el uso de ventiladores en el interior de la cámara, que evitan la estratificación del radón.
- El tiempo total del experimento (t) y el tiempo de exposición (t_m) de cada medida.

En la Tabla 24 se resumen las características de las cámaras de radón y de las condiciones de operación que se han encontrado en investigaciones previas.

Tabla 24. Características principales de los experimentos realizados con cámaras de radón.

Referencia	Detectores	Materiales / Fuente	Cámara de radón	Condiciones ambientales	Tiempo de medida
Brodhead (2008)	Activos (varios: RAD7, pylon, RS-500, RS-800) Pasivos(EPERM)	Hormigón (30 kg) Granito	V = 122 L V = 3 - 23 L	Ventiladores	$t_m = 0,5$ h $t = 18 - 48$ h
Chao et al. (1996)	Activo (RAD7)	Granito Hormigón	V = 14,9 L PVC Ventilación previa con vapor de nitrógeno (I) durante 20 min.	$P = P_{\text{exterior}}$ $T = 18-26$ °C $H < 10$ % (condiciones secas) Ventilador	$t_m < 1$ h $t = 450$ h
Chi-Feng et al. (2013)	Activos (AlphaGUARD, RAD7, SARAD y Safety Siren)	Fuente radiactiva ^{226}Ra : 501 Bq	Acero inoxidable	$T = 21$ °C Ventilador	$t_m = 3$ h $t = 30$ h
Ferry et al. (2002)	Activo (AlphaGUARD)	Roca arcillosa (argillita), en parte recubierta con resina epoxy	V = 0,6-0,9 L Cilindro metálico		$t_m = 1$ h $t = 500$ h
Gutierrez et al. (2004)	Activos (fotodiodo que mide por espectrometría gamma)	Suelos uraníferos Cenizas	V = 7,2 L Ventilación previa con vapor de nitrógeno (I)	$P = 0,936$ atm $T = 22$ °C $H = 60$ %	t_m (suelos) = 2 h t_m (cenizas) = 12 h
Heidary et al. (2011)	Activo (AlphaGUARD)	-	V = 498 L Acero inoxidable	$T = 20-45$ °C $H = 10-70$ % Flujo de aire controlado: 0,2-10 m ³ /min	-
Keller et al. (2001)	Electrodeposición polonio-218	Cemento Hormigón Ladrillos, etc.	-	Ambiente	$t = 336$ h
Kovler et al. (2006)	Activo (RAD7)	Cemento en polvo (2,7 y 5 kg)	V = 6 L V = 86 L	$T = 30$ °C	$t_m < 1$ h $t = 72$ h
López-Coto et al. (2007)	Activos (AlphaGuard y SARAD)	Fuente radiactiva ^{226}Ra : 23,7 kBq	V = 220 L HDPE (polietileno de alta densidad)		$t = 6$ meses
Petropoulus et al. (2001)	Activos (SARAD) Pasivos (detectores de	Hormigón (20 kg)	Acero inoxidable	$P = P_{\text{exterior}}$ $T = 12-45$ °C $H = 15-95$ %	-

Referencia	Detectores	Materiales / Fuente	Cámara de radón	Condiciones ambientales	Tiempo de medida
	carbón activo y trazas)				
Sahoo et al. (2011)	Activo (AlphaGUARD)	Ladrillo Hormigón	V = 28 L		$t_m = 1 \text{ h}$ $t = 10 \text{ d}$
Sharma y Virk (2001)	Pasivo (LR-115)	Ladrillo Pizarra Mármol	V = 0,1 L	Ambiente	$t = 2 \text{ meses}$
Shweikani y Raja (2005)	Pasivo (CR-39)	Fuente radiactiva ^{226}Ra : 122 kBq	V = 669 L	Sobrepresión $2xP_{\text{exterior}}$	$t = 1 \text{ d}$
Tuccimei et al. (2006)	Activo (RAD7)	Travertino Roca calcárea Piroclasto Árenas de sílice Ladrillo (0,5 – 1 kg)	V = 4,3 L PVC Ventilación previa con vapor de nitrógeno (l)	T = 18-26 °C H < 10 % (condiciones secas)	$t_m = 2 \text{ h}$ $t = 480 \text{ h}$

En relación con la Tabla 24, se hacen los siguientes comentarios:

- En los experimentos con cámaras de radón se utilizan principalmente detectores activos. De forma complementaria también se utilizan detectores pasivos (Sharma y Virk., 2001; Petropoulos et al., 2001; Chauhan et al., 2008).
- Las muestras de material son NORM (granito, hormigón, cemento, ladrillos, etc.), ampliamente utilizados en construcción. No suele haber un tratamiento previo de la muestra. Sin embargo, en Ferry et al., 2002 se utilizó resina epoxi para que se exhalase el radón a través de una superficie concreta del material.
- La cámara de radón también se utiliza para calibrar detectores o comparar equipos de medida (Shweikani y Raja, 2005; López-Coto et al., 2007; Heidary et al., 2011; Chi-Feng et al., 2013). En estos casos, se ha indicado en la Tabla 1 la actividad de la fuente de radón en vez del tipo de material de la muestra.
- Las cámaras de radón tienen tamaños muy diferentes. Para poder comparar los resultados obtenidos con diferentes cámaras de radón se recurre al cociente del volumen de la cámara entre la masa de la muestra (V/m). Cuanto menor sea el volumen de la cámara, se obtendrá antes una concentración mayor de radón siempre teniendo en cuenta otros aspectos como el contenido en radio de la muestra y la cantidad de muestra.
- Las cámaras pequeñas se fabrican con metal, de tal forma que se acoplan directamente al equipo de detección. Para tamaños medios se utiliza plástico (PVC) y para tamaños grandes se emplea metal (acero inoxidable) porque ofrece unas mejores propiedades mecánicas. En la selección del material de

fabricación de la cámara se debe tener en cuenta el coeficiente de difusión del radón en el material.

- Antes de iniciar las medidas en el interior de la cámara se debe procurar que el nivel de radón sea lo más bajo posible. La cámara puede ventilarse con vapor de nitrógeno para barrer el radón que tuviera dentro (Chao et al., 1997; Gutierrez et al., 2004; Tuccimei et al., 2006). Este mecanismo también se utiliza en algunos detectores de germanio para reducir el nivel de radón en el interior de la cámara de recuento. Hay otra alternativa que consiste en ventilar la cámara con aire envejecido.
- Las condiciones ambientales en el interior de la cámara pueden modificarse para que estén dentro de un rango de valores (Shweikani et al., 2005; Heidary et al., 2011). En varios experimentos se utiliza el detector RAD7 que requiere un nivel bajo de humedad (inferior al 10 %) por lo que utiliza una columna de desecante para filtrar el aire que se extrae de la cámara. En este tipo de casos no tiene sentido modificar la humedad interior de la cámara.
- Para evitar que el radón se estratifique por capas en el interior de la cámara se utilizan los ventiladores típicos de los ordenadores de sobremesa (Chao et al., 1997; Brodhead, 2008).
- La duración de los experimentos es muy variable porque depende de otros factores como el volumen de la cámara, tamaño y actividad de la muestra,... e incluso del objeto del propio experimento. Hay varios experimentos en los que el tiempo está comprendido entre 300 y 500 h (Chao et al., 1997; Ferry et al., 2002; Keller et al., 2001). Por otra parte, el tiempo de exposición de cada medida varía entre 30 minutos y 3 horas.

2.2.2. Cálculo de la tasa de exhalación de radón

El material de construcción se introduce en la cámara de radón (o bien se utiliza una cámara semiabierta). Antes de proceder a medir el nivel de radón de la cámara de forma continua, el interior de la cámara debe ventilarse para que haya una concentración inicial de radón próxima a cero. La ventilación se realiza con el vapor procedente de un recipiente criogénico con nitrógeno líquido o bien con aire envejecido. La concentración de radón en el interior de la cámara aumenta por la propia exhalación de radón del material. Las expresiones matemáticas de esta sección se han obtenido de Chao et al. (1997).

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} + \frac{E \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot t})}{\lambda \cdot V} \quad [23]$$

, siendo:

- C (Bq/m³) es la concentración de radón en el interior de la cámara.
- E (Bq/h) es la tasa de exhalación de radón del material.
- λ (1/h) es la constante de desintegración del radón.

- C_0 (Bq/m³) es la concentración inicial de radón en el interior de la cámara. También puede denominarse fondo.
- V (m³) es el volumen efectivo de la cámara, es decir; el volumen de la cámara menos el volumen que ocupa el material de construcción y, en caso de estar dentro del contenedor, el detector.
- t (h) es el tiempo de duración del experimento.

La expresión anterior se puede simplificar si consideramos que la ventilación es suficiente como para tener una concentración inicial de radón igual a cero y, por otra parte, teniendo en cuenta que, al cabo de un tiempo, la concentración de radón alcanza el equilibrio. En este caso, la tasa de exhalación de radón es igual a:

$$E = \frac{C \cdot \lambda \cdot V}{1 - e^{-\lambda \cdot t}} \quad [24]$$

Esta simplificación es válida si no hay fuga de radón ni retrodifusión (la concentración de radón del aire de la cámara es menor que aquel presente en el volumen poroso de la muestra). En general, los efectos por retrodifusión son descartables si el volumen libre de la cámara es al menos 10 veces mayor que el volumen poroso de la muestra (Petropolous *et al.*, 2001). Si tenemos en cuenta estos dos fenómenos, la ecuación sin simplificar se convierte en la siguiente, para lo cual λ^* es la constante de desintegración corregida definida a partir de la suma de la constante de desintegración debido a la fuga λ_f y a la retrodifusión λ_d .

$$C = C_0 \cdot e^{-\lambda^* \cdot t} + \frac{E \cdot (1 - e^{-\lambda^* \cdot t})}{\lambda^* \cdot V} \quad [25]$$

$$\lambda^* = \lambda + \lambda_f + \lambda_d \quad [26]$$

Las constantes de desintegración λ_f y λ_d que aparecen en la expresión anterior se pueden calcular como se indica a continuación, respectivamente, en donde interviene la tasa de fuga q (m³ h⁻¹) de radón de la cámara y el coeficiente de difusión D (h⁻¹).

$$\lambda_f = \frac{q}{V} \quad [27]$$

$$\lambda_d = D \quad [28]$$

La tasa de fuga de radón de la cámara se calcula según la expresión siguiente, que consiste básicamente en la diferencia entre las pendientes de las curvas de desintegración. Este cálculo experimental se realiza con la cámara de radón vacía, es decir; sin que haya muestra en su interior.

$$q = V \cdot \left(\frac{m_t - m_r}{C_i - C_0} \right) \quad [29]$$

, siendo:

- q ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) es la tasa de fuga de radón.
- m_i ($\text{Bq m}^{-3}\text{s}^{-1}$) es la pendiente inicial de la curva de desintegración teórica, es decir, relativa a la curva de desintegración considerando que la cámara no tiene fugas.
- m_r ($\text{Bq m}^{-3}\text{s}^{-1}$) es la pendiente inicial de la curva real) es la pendiente inicial de la curva de desintegración para una cámara de radón que presenta fugas.
- C_i (Bq/m^3) es la concentración inicial de radón en el interior de la cámara.
- C_0 (Bq/m^3) es la concentración media de radón en el laboratorio, mientras se realiza el experimento.
- V (m^3) es el volumen efectivo de la cámara de radón.

A partir de la expresión anterior y teniendo en cuenta la relación de la constante de desintegración de fuga λ_f con la tasa de fuga y el volumen, se calcula directamente λ_f . Por otra parte, la constante de desintegración por la retrodifusión λ_d se calcula según la siguiente expresión y que tiene en cuenta la relación anterior.

$$\lambda_d = \frac{m_e}{C} - (\lambda + \lambda_f) \quad [30]$$

, en donde m_e es la pendiente inicial de la curva dentro de la cámara y C es la concentración de equilibrio.

2.2.3. Resultados típicos de tasa de exhalación de radón

En Chen et al. (2010) se midió la tasa de exhalación de radón en diversos materiales de construcción obteniéndose valores desde niveles no detectables hasta 312 $\text{Bq/m}^2/\text{d}$. El valor más alto de exhalación de radón corresponde con granitos, aunque en este tipo de materiales también se obtuvieron exhalaciones más bajas dando un promedio de 42 $\text{Bq/m}^2/\text{d}$. No se observaron diferencias significativas entre las tasas de exhalación de radón en baldosas pulidas de granito y aquellas sin pulir. Sin embargo, se conoce que sí afecta el grado de segmentación del granito. En este Proyecto se procurará medir los materiales en aquella forma que se usará finalmente en la construcción.

Por otra parte, la exhalación media de radón para pizarras fue de 30 $\text{Bq/m}^2/\text{d}$ mientras que se obtuvieron valores más bajos en paneles de yeso, mármoles, baldosas de porcelana y cerámica. En estos casos se obtuvieron niveles bajos en torno a 0,9 $\text{Bq/m}^2/\text{d}$ e incluso valores indetectables de radón.

7 REFERENCIAS

En este capítulo, la mayoría de las referencias se han hecho sobre legislación y normativa.

- [1] Bochicchio, F. (2014). Protection from radon exposure at home and at work in the Directive 2013/59/Euratom. *Radiation Protection Dosimetry* 160(1-3), 8-13.
- [2] Brodhead, B. (2008). Measuring radon and thoron emanation from concrete and granite with continuous radon monitors and e-perm`s. Proceedings of the American Association of Radon Scientists and Technologists 2008 International Symposium Las Vegas NV, September 14-17-2008.
- [3] Chao, C.Y.H., Tung, T.C.W., Chan, D.W.T. y Burnett, J. (1997). Determination of radon emanation and back diffusion characteristics of building materials in small chamber tests. *Building and Environment* 32, 355-362.
- [4] Chauhan, R.P., Nain, M. y Kant, K. (2008). Radon diffusion studies through some building materials: Effect of grain size. *Radiation Measurements* 43(1), 445-448.
- [5] Chen, J., Rahman, M. y Atiya, I. (2010). Radon exhalation from building materials for decorative use. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(4), 317-322.
- [6] Chi-Feng, L., Jeng-Jong, W., Shih-Jung, L. y Chien-Kung, L. (2013). Performance comparison of electronic radon monitors. *Applied Radiation and Isotopes* 81, 238-241.
- [7] Comisión Europea (1999). Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. Radiation Protection Report RP-112, EC, European Commission, Luxembourg.
- [8] Comisión Europea (2001). Recomendación de la Comisión 2001/928/Euratom de 20 de diciembre de 2001
- [9] Consejo Europeo (2013a). Directiva 2013/51/Euratom del Consejo de 22 de octubre de 2013 por la que se establecen requisitos para la protección sanitaria de la población con respecto a las sustancias radiactivas en las aguas destinadas al consumo humano
- [10] Consejo Europeo (2013b). Directiva 2013/59/Euratom del Consejo de 5 de diciembre de 2013 por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes, y se derogan las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom.
- [11] Consejo de Seguridad Nuclear, CSN (2000). Informe técnico INT-04.02 Proyecto Marna. Mapa de radiación gamma natural.
- [12] CSN (2010). Guía de Seguridad GS 11.01: Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire (publicado por el CSN el 27 de enero de 2010).

- [13] CSN (2012a). Instrucción IS-33, de 21 de diciembre de 2011 sobre Criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural. (BOE nº 22 de 26 de enero de 2012).
- [14] CSN (2012b). Guía de Seguridad GS 11.02: Control de la exposición a fuentes naturales de radiación (publicado por el CSN el 18 de enero de 2012).
- [15] Ferry, C., Richon, P., Beneito, A., J Cabrera y Sabroux, J.-C (2002). An experimental method for measuring the radon-222 emanation factor in rocks. *Radiation Measurements* 35, 579-583.
- [16] Frutos Vázquez, B., Olaya Adán, M. y Esteban Saiz, J.L. (2011). Acciones de rehabilitación frente a la entrada de gas de radón. *Revista Ingeniería de Construcción* 26(1), 95-121.
- [17] Gutiérrez, J.L., García-Talavera, M., Peña, V., Nalda, J.C., Voytchev, M. y López, R. (2004). Radon emanation measurements using silicon photodiode detectors. *Applied Radiation and Isotopes* 60, 583-587.
- [18] Haquin, G. (2012). Natural Radioactivity and Radon in Building Materials. Soreq Nuclear Research Centre. International Radiation Protection Association (IRPA).
- [19] Heidary, S., Setayeshi, S., Ghannadi-Maragheh, M. y Negarestani, A. (2011). Monitoring and measurement of radon activity in a new design of radon calibration chamber. *Radiation Measurements* 46, 694-700.
- [20] International Atomic Energy Agency, IAEA (2011). International Basic Safety Standards for protection against ionizing radiation and for safety of radiation sources. Safety Series nº 115-1. Interim Edition. Vienna.
- [21] International Commission on Radiological Protection, ICRP (1977). Publicación 26: "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". *Annals of the ICRP* 1(3).
- [22] ICRP (1990). Publication 60: "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". *Annals of the ICRP* 21(1-3).
- [23] ICRP (1993). ICRP 65: "Protection against ²²²Rn at home and at work".
- [24] ICRP (1999). Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure. Publication 82, Elsevier Science.
- [25] ICRP (2007). Publication 103: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP* 37(2-4).
- [26] Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, INSHT (2003). NTP 440: Radón en ambientes interiores.
- [27] INSHT (2003). NTP 533: El radón y sus efectos sobre la salud.
- [28] INSHT (2003). NTP 607: Calidad de aire interior: contaminantes químicos.

- [29] INSHT (2003). NTP 614: Radiaciones ionizantes. Normas de protección.
- [30] INSHT (2003). NTP 728: Exposición laboral a radiación natural.
- [31] Keller, G., Hoffmann, B. y Feigenspan, T. (2001). Radon permeability and radon exhalation of building materials. *Science of The Total Environment* 272, 85-89.
- [32] Kovler, K. (2006). Radon exhalation of hardening concrete: monitoring cement hydration and prediction of radon concentration in construction site. *Journal of Environmental Radioactivity* 86, 354-366.
- [33] López-Coto, I., Bolivar, J.P., Mas, J.L., García-Tenorio, R. y Vargas, A. (2007). Development and operational performance of a single calibration chamber for radon detectors. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment* 579, 1135-1140.
- [34] Nordic Radiation Protection Institutes, NRPI (1986). Naturally occurring radiation in the Nordic Countries. Recommendations. The Radiation Protection Institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden.
- [35] NRPI (2000). Naturally occurring radiation in the Nordic Countries-Recommendations. The Radiation Protection Institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden.
- [36] Petropoulos, N.P., Anagnostakis, M.J. y Simopoulos, S.E. (2001). Building materials radon exhalation rate: ERRICCA intercomparison exercise results. *Science of The Total Environment* 272, 109-118.
- [37] Piedecausa, B., Chinchón, S., Morales, M.A. y Sanjuán, M.A. (2011). Radiactividad natural de los materiales de construcción. Aplicación al hormigón. Parte I y II. *Cemento Hormigón*.
- [38] Real Decreto 738/2001 de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes. (BOE nº 178 de 26 de julio de 2001).
- [39] RD 1439/2010, de 5 de noviembre, por el que se modifica el Reglamento sobre Protección Sanitaria contra Radiaciones Ionizantes, aprobado por el Real Decreto 783/2001, de 6 de julio. (BOE nº 279 de 18 de noviembre de 2010).
- [40] Ruano-Raviña, A., Quindós-Poncela, L., Sainz Fernández, C. y Barros-Dios, J.M. (2014). Radón interior y salud pública en España. Tiempo para la acción. *Gaceta Sanitaria*.
- [41] Sahoo, B.K., Sapra, B.K., Gaware, J.J., Kanse, S.D. y Mayya, Y.S. (2011). A model to predict radon exhalation from walls to indoor air based on the exhalation from building material samples. *Science of The Total Environment* 409, 2635-2641.

- [42] Sharma, N. y Virk, H.S. (2001). Exhalation rate study of radon/thoron in some building materials. *Radiation Measurements* 34, 467-469.
- [43] Shweikani, R. y Raja, G. (2005). Design, construct and test of a calibration radon chamber. *Radiation Measurements* 40, 316-319.
- [44] Somlai, J. et al. (2008). Radiological Aspects of the Usability of Red Mud as Building Material Additive. *Journal of Hazardous Materials* 150, 541.
- [45] Stranden, E. (1983). Assessment of the Radiological Impact by Using Fly Ash in Cement. *Health Physics* 45, 145.
- [46] Tratado constitutivo de la Comunidad Europea de la Energía Atómica (Euratom) de 15 de marzo de 1957.
- [47] Tuccimei, P., Moroni, M. y Norcia, D. (2006). Simultaneous determination of ^{222}Rn and ^{220}Rn exhalation rates from building materials used in Central Italy with accumulation chambers and a continuous solid state alpha detector: Influence of particle size, humidity and precursors concentration. *Applied Radiation and Isotopes* 64, 254-263.
- [48] UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. New York.
- [49] World Health Organization, WHO (2009). WHO Handbook on indoor radon: a public health perspective. Geneve.
- [50] WHO (2010). WHO guidelines for indoor air quality: Selected pollutants. Geneve.

Capítulo IV El mapa predictivo de exposición al radón en España en lenguaje *Python*

SUMARIO: 1 Introducción. 2 Metodología. 2.1 Convertir el mapa MARNA a formato *netCDF*. 2.2 Importar archivo *netCDF* a *Python*. Resolución de problemas menores. 2.3 Uso de librerías gráficas mediante *Python*. 2.4 Elaboración del Mapa Predictivo de Exposición al Radón. 2.5 Crear archivo *netCDF* con referencias temporales. 3 Referencias.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Tipos de mapas

El nivel de radón en el interior de edificios puede variar mucho de una región a otra. Las fluctuaciones de radón dependen de muchos factores como la meteorología, la tasa de exhalación de radón a partir de los materiales de construcción e incluso debido a factores antropogénicos (Stranden y Berteig, 1980). Es conocido que el radón varía significativamente a lo largo del día y también dependiendo de la estación del año (Scott, 1988). Hay modelos para analizar estas variaciones de radón en el interior de edificios (Arvela y Winquist, 1989).

La principal fuente de radón en un edificio es la geología (Ball et al., 1991). Por tanto, es necesario conocer aquellas zonas con una geología más proclive a generar radón y, en consecuencia, a que se acumule una concentración alta de radón en lugares cerrados. Una vez que se han identificado correctamente estas zonas, se podría aplicar en los edificios de nueva construcción unas técnicas constructivas apropiadas para tener un nivel de radón lo más bajo posible. En esta situación, lo más lógico sería construir los edificios eficientemente para que el nivel de radón fuera lo más bajo posible y máxime cuando se encuentran contruidos en regiones donde es posible que haya niveles altos de radón por su propia geología. En el caso de los edificios ya contruidos, la identificación de estas zonas permitiría realizar medidas de radón y, en el caso que fuera necesario reducir su concentración, instalar sistemas para reducir dicho nivel de radón. Estas zonas de interés ya se han definido previamente en la tesis y se denominan zonas pro-radón³⁵. La predicción e identificación de zonas donde hay radón es difícil y todavía es objeto de debate en la comunidad científica.

El **art. 35** del Tratado de Euratom insta que cada Estado miembro establezca la monitorización continua de los niveles de radiactividad en el aire, agua y suelo, y así asegurar el cumplimiento de las Normas Básicas de Seguridad (en inglés, BSS). Los principios básicos de protección contra el radón han sido actualizados recientemente en la Directiva 2013/59/Euratom, también conocida como Euratom BSS. Una de las

³⁵ Es una traducción de zona "radon prone". Se recomienda consultar la definición dada en el Capítulo 2.

novedades introducidas por esta Directiva es que los Estados miembro establecerán un plan nacional de acción contra los riesgos a largo plazo debido a exposiciones de radón en viviendas, edificios de acceso público y lugares de trabajo para cualquier fuente de entrada de radón. ICRP recomienda un valor superior nuevo para el nivel de referencia que es de 300 Bq/m^3 para el gas radón en viviendas que es dos veces inferior que el valor dado en la anterior recomendación, y WHO propone un nivel de referencia de 100 Bq/m^3 . Se espera que los niveles nacionales de referencia para la concentración de radón en lugares cerrados sean inferiores a 300 Bq/m^3 .

Como un primer paso en el diseño de la política nacional, debe incluir la identificación de las zonas pro-radón dentro de un país. Un área de pro-radón se define como aquella donde hay un porcentaje significativo de viviendas cuya concentración de radón excede el nivel de referencia nacional. Un buen método para identificar estas zonas es mediante mapas creados a partir de mediciones reales de radón en el interior de viviendas. Este método de elaboración de mapas de radón es de tipo directo. El método tiene inconvenientes porque requiere una densidad alta de medidas para cubrir el área objeto del estudio (por ej., un país si se trata de un programa nacional). Además, se debe tener especial atención a factores como el tiempo de exposición de la medida, la duración de las medidas en una misma localización y la estación del año en la cual se realizaron, el número de medidas realizadas en una misma vivienda y el lugar físico donde se llevaron a cabo (no es lo mismo que se realicen en el sótano que en la última planta de un edificio). Estos factores pueden provocar cierta variabilidad en los resultados de la campaña de medidas. Para evitar estos inconvenientes o al menos la mayoría de ellos, es recomendable que haya protocolos para realizar las medidas y que se documenten los métodos empleados para realizar dichas medidas. De esta forma, el conjunto de medidas que se utilicen para elaborar un mismo mapa de radón se habrán tomado con las condiciones más similares posibles.

Como resultado de las medidas de radón se elabora una malla, también conocida por rejilla o por el término anglosajón *grid*, de tal forma que cada casilla debe tener el número suficiente de medidas como para que el error muestral no supere un valor. Pese a reconocer que este tipo de mapas son lo más próximos a la realidad y ya se han citado los inconvenientes que presentan, se destacan dos obstáculos más de índole práctico:

- Como ya se ha indicado, el número de medidas es importante para así poder rellenar todas las cuadrículas de la malla y que el error en ellas no sea alto. El problema radica que hay unas zonas más pobladas que otras. En este caso, si se deseara construir una vivienda en una casilla con pocos datos ya sea porque está despoblada o porque simplemente no hay medidas ahí, se tendría una información muy limitada para poder estimar que, una vez construida, la vivienda tenga o no un nivel alto de radón.
- Realizar una campaña de medidas de radón requiere un esfuerzo considerable, no solo económicamente sino también en el uso de otro tipo de recursos (personal, tiempo, medios materiales, etc.). En este aspecto, un problema a tener en cuenta es la concienciación de la sociedad para que permitan hacer medidas en su vivienda. Quizás una vivienda con una concentración alta de

radón podría provocar una disminución de su valor y viceversa. Para llegar a este extremo en España se requeriría una visión completamente diferente a la actual y más próxima a otros países como a los Estados Unidos o los países nórdicos.

Para poder solventar los problemas asociados a los mapas que se han elaborado por métodos directos, se han desarrollado los métodos indirectos que emplean determinados parámetros que están relacionados con la concentración de radón en el interior de viviendas. Teniendo presente que la entrada principal de radón en un edificio es el suelo, un buen parámetro indicador es la concentración de radón (gas) en el suelo. Este parámetro es dependiente del contenido en el radionucleido ^{226}Ra del suelo y la roca y, por otra parte, del estado físico del medio (grado de fracturación de las rocas y permeabilidad del suelo). También hay otros parámetros que pueden provocar variaciones temporales en la concentración de radón en espacios interiores. Los parámetros ambientales como la presión atmosférica, la humedad y la temperatura exterior no se suelen incluir en la elaboración de los mapas por su variabilidad. Esto es debido a que los mapas son estáticos en formato papel o en su equivalente como documento electrónico, que imposibilitan poder plasmar la variabilidad temporal del radón. La mayoría de los métodos indirectos se basan en la concentración de radón en el suelo pero pueden emplearse otras metodologías e incluso la combinación de varias de ellas.

1.2 Los mapas de radón en España

Los mapas que hay en España sobre parámetros radiológicos son: el Mapa de Radiación Gamma Natural (MARNA), el Mapa del “Proyecto Radón 10x10” de la Universidad de Cantabria y el Mapa Predictivo de Exposición al Radón en España. En sentido estricto, los mapas de radón son los dos últimos: el primero se ha creado a partir de medidas de radón en el interior de viviendas (o mejor dicho, se está creando porque es un mapa dinámico que cada cierto tiempo se actualiza con la realización de nuevas campañas de medidas) y el segundo es una estimación teórica del nivel máximo de radón que puede haber en el interior de una vivienda como consecuencia directa del primer mapa mencionado de radiación gamma. Por tanto, el primer mapa se fundamenta en medidas reales de radón mientras que el segundo mapa es de tipo teórico.

El mapa de radiación natural MARNA contiene información fundamental para identificar las zonas de pro-radón del país. Este mapa clasifica el país en tres regiones con diferentes niveles de radiación gamma natural (Quindós-Ponceta et al., 2004). El MARNA de la Figura 29 se ha representado mediante *Python*.

Figura 29. El Mapa de Radiación Gamma Natural (unidad $\mu\text{R/h}$).

Los estudios de niveles de radón en España se han basado principalmente en diferentes programas organizados por el organismo regulador en España que es el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) y desarrollado por grupos de investigación de universidades españolas, como por ejemplo, el Grupo de Radón de la Universidad de Cantabria. Como un resultado tangible del Programa de Radón en España se tiene el mapa del radón que muestra el nivel medio de radón en espacios interiores para mallas de 10x10 km con la denominación de “Proyecto Radón 10x10” (Sainz-Fernández et al., 2014). Evidentemente, este mapa que se actualiza continuamente también puede ser empleado para identificar las zonas pro-radón en España.

Con la finalidad de identificar las zonas más expuestas, el CSN ha desarrollado el Mapa Predictivo de Exposición al Radón (CSN, 2013)³⁶. Se trata de un mapa orientativo, obtenido a partir del mapa MARNA de radiación gamma ambiental. Aunque su validez ha sido contrastada experimentalmente, no sustituye en ningún caso a las mediciones directas de radón en las viviendas, que son el indicador más fiable. El mapa diferencia tres categorías: baja (0), media (1) y alta (2), según la probabilidad de encontrar en la zona edificios con concentraciones de radón superiores al nivel de referencia, de 300 Bq/m³. En zonas de categoría (0), dicha probabilidad es inferior al 1 %, mientras que puede superar el 10 % en las zonas de categoría (2). No obstante, las concentraciones de radón más elevadas suelen encontrarse en sótanos y plantas bajas. Por encima del segundo piso es poco frecuente medir valores superiores al nivel de referencia. En la Figura 30 se muestra el MARNA de Madrid (izquierda) y su equivalente del Mapa Predictivo de Exposición al Radón (derecha). Como en el MARNA de la figura anterior, se ha utilizado *Python*.

³⁶ También se ha utilizado información disponible en la Página Web del CSN, <<http://www.csn.es>>

Figura 30. Mapas de Madrid del MARNA **(a)** y su equivalente de exposición al radón en viviendas **(b)** cuyas unidades son $\mu\text{R/h}$ y Bq/m^3 , respectivamente.

Con la adopción de la Directiva 2010/31/EU, los Estados miembros deben aplicar unos requisitos mínimos tales como la eficiencia energética en los edificios nuevos y construidos. En este marco, hay un creciente interés sobre el impacto de estos requisitos en la calidad del aire en el interior que podrían resultar del incremento de las normas de aislamiento. La concentración de radón en espacios interiores debería considerarse como un parámetro útil para evaluar la calidad del aire ambiental en una futura modificación del Código Técnico de Edificación de España. Por ejemplo, el concentración de radón en espacios interiores se ha medido en casas nuevas eficientes energéticamente en Francia (Derbez et al., 2014).

1.3 Lenguaje de programación Python

Hoy en día, el uso de *Python* no solo se reduce a fines divulgativos sino que también está muy presente en el ámbito profesional y de la investigación. Prueba de ello es la gran cantidad de código disponible para resolver problemas de todo tipo. Para la realización de esta parte de la tesis también se podría haber utilizado otros lenguajes con gran auge en la comunidad científica como es el *código R* o *Perl*.

Python es un lenguaje de programación que se caracteriza por ser interpretado, multiparadigma, sintaxis fácil de comprender, con variedad de estructuras de datos, independiente de la plataforma, código abierto y gratuito. Las ventajas de este lenguaje de programación son:

- Es un lenguaje fácil de leer en comparación con otros lenguajes más complejos como C/C++/Java y como es interpretado no se requiere compilación.
- Hay una gran comunidad de usuarios que desarrollan librerías sobre temas muy diversos y complejos. Destacan las librerías que se desarrollan en ciencias de la atmósfera (Meteorología). También hay foros, destacando el foro *Stack Overflow* sobre el resto, donde preguntar dudas o resolverlas uno mismo a partir de las respuestas que se han dado a problemas similares.

- Permite un flujo unificado: no es necesario utilizar distintas aplicaciones para diversas tareas, con *Python* se puede hacer prácticamente todo.

Por otra parte, este lenguaje también tiene inconvenientes. La desventaja más importante de todas es que se considera un lenguaje lento en comparación con otros como *Fortran/C/C++* en donde sí hay compilación. Desde un punto de vista práctico, puede considerarse un inconveniente para muchos el uso de las *indentaciones* (es un anglicismo para referirse en *Python* a los cuatro espacios que sirven para establecer bloques de código) e incluso el exceso de información que puede haber en Internet como resultado de la gran comunidad que hay detrás de este lenguaje.

En la tesis se ha trabajado exclusivamente con la rama de *Python* 2.7 (en lugar de la versión 3 que es la más reciente). La tendencia en el futuro será escribir código según la rama 3.x, que no es del todo compatible con la anterior, pero aún hay cierta resistencia por parte de los programadores para pasarse a la versión más moderna. El lenguaje más parecido a *Python* es *Perl*, también se barajó su uso en esta tesis, pero en *Python* se han desarrollado muchas librerías científicas y para la representación gráfica de los resultados.

La programación en *Python* puede realizarse con herramientas GUI (“Graphical User Interface”), entre otras, como *Eclipse* (requiere instalar un complemento específico para trabajar con *Python*) y *Pycharm*. También se puede trabajar en el navegador Web mediante *iPython Notebook*³⁷. Para trabajar en la plataforma *Windows* es recomendable utilizar *Anaconda* porque en su instalación se incluyen por defecto las librerías más importantes. Con *Anaconda* se trabaja en línea de comandos por lo que se suele recurrir a *iPython Notebook* que también se instala con el programa.

Antes de iniciar un Proyecto se debe organizar la información en carpetas, algo casi imprescindible cuando se desarrollan aplicaciones informáticas de cierta envergadura. También es conveniente que haya un repositorio de versiones (por ejemplo, usando *Git*³⁸) para poder volver a una versión anterior del código en cualquier momento, desarrollar un programa según distintas ramas (por ejemplo, un programa para desarrollo y otro para operación) o facilitar el trabajo en grupo con otros programadores del equipo. Estas recomendaciones se pueden considerar buenas prácticas desde un punto de vista de organización.

En cada sección del presente apartado se explican las etapas que se han seguido y se comenta el código fuente correspondiente. Estos trozos de códigos son similares al código completo que se muestra en el presente capítulo. Hay algunas diferencias porque en el código completo se ha seguido lo que se conoce por “buenas prácticas

³⁷ El cuaderno *Notebook* de *IPython* está basado en la web y es interactivo, por lo que su uso está muy enfocado a la docencia. Es un documento de tipo JSON que contiene una lista ordenada de entradas y salidas que pueden tener código, texto, expresiones matemáticas, dibujos, etc.

³⁸ *Git* es un *software* de control de versiones diseñado por Linus Torvalds (conocido por iniciar y desarrollar el *kernel* de *Linux*) para facilitar el mantenimiento de versiones de aplicaciones cuando éstas contienen muchos archivos de código fuente.

de programación”. De esta forma, se han programado funciones para hacer determinadas tareas frecuentes como puede ser la representación de datos en un mapa. El objetivo es hacer un código fácil de leer, entendible para cualquier persona diferente al programador del código y extensible para así reutilizar el código en otras aplicaciones.

2 METODOLOGÍA

En esta sección se describe el proceso seguido para representar mediante el uso del lenguaje de programación *Python* el mapa MARNA (como sabemos, el Mapa de Radiación Gamma Natural) y, en base a éste, el Mapa Predictivo de Exposición al Radón. El interés no estriba tanto en usar *Python* y, en particular, su librería *Matplotlib* para representar los datos en un mapa sino en poder realizar operaciones más o menos complejas con ellos. Los resultados son llamativos, pero siempre habrá herramientas de *software* más potentes para llevar a cabo esta tarea³⁹.

Como resultado de esta fase, se ha obtenido una matriz de datos de exposición gamma cuyos elementos están debidamente georreferenciados. Esta forma de trabajo permite manipular los datos sin tener que utilizar exclusivamente herramientas SIG (“Sistema de Información Geográfica” o por el acrónimo en inglés GIS), que en la actualidad son muy potentes pero que su uso puede conllevar problemas al tratarse de “cajas negras” que requieren de un tiempo de aprendizaje considerable por parte del usuario, licencias de pago si se utilizan programas comerciales como *ArcGIS*, etc. Como se verá más adelante, el uso de SIG se ha limitado principalmente a la conversión de formatos de archivos pero también podría haberse empleado para la creación de *shapefiles* a partir de *rásters*. En la Figura 31 se muestra un esquema del proceso seguido para la representación gráfica del MARNA en *Python*.

Figura 31. Proceso para representar el MARNA mediante el lenguaje *Python*.

³⁹ Por ejemplo, en Meteorología se puede utilizar *Python* y *Matplotlib* para dibujar los campos meteorológicos (por ej., temperaturas máximas y mínimas, rachas, precipitaciones y nieve) en mapas. Sin embargo, hay herramientas más versátiles, como es el caso de *MetView*, que permite la visualización de campos y observaciones sobre mapas e incluso la visualización de secciones y perfiles verticales. También es posible realizar otro tipo de operaciones como son la exploración de datos, su tratamiento específico y filtrado. *Python* también puede utilizarse como complemento a otros programas más complejos para implementar algunas funcionalidades más específicas.

2.1 Convertir el mapa MARNA a formato netCDF

El mapa del MARNA se dispone en formato ráster compatible con *ArcGis*. Básicamente, el mapa que se dispone es una imagen georreferenciada. Lo que se desea hacer es convertir la imagen a una matriz de datos para así poder trabajar con ella dentro del entorno de programación de *Python*. Para llevar esto a cabo se empleó la opción que tiene *ArcGIS* para convertir una capa ráster a un archivo *netCDF* (“network Common Data Form”).

Los modelos de datos climáticos, atmosféricos y de observación satelital están muy presentes en GIS. *ArcGIS* es uno de los paquetes de software más importantes en la comunidad GIS. También hay otro “software opensource” como *Quantum GIS*. Sin embargo, en este último no se reconocen algunos formatos nativos de *ArcGIS* (por ejemplo, las capas con extensión *.lyr) por lo que su uso puede llegar a ser limitado. El formato *netCDF* no se ha empleado tradicionalmente en GIS aunque está cobrando especial importancia en los últimos años por su uso cada vez más extendido. Este tipo de archivos se utiliza ampliamente en el ámbito científico y también en la propia operación en áreas tan específicas como la Meteorología⁴⁰. Debido al creciente interés del formato *netCDF* y a su uso en esta tesis se explica brevemente en este apartado.

Los datos de un archivo *netCDF* se almacenan en conjuntos. Por ejemplo, la concentración de radón que es variable en el tiempo en una vivienda se almacena como un conjunto de una sola dimensión. En cambio si se tratase de la concentración de radón en un área, entonces se almacena como un conjunto bidimensional.

Como se ha indicado, se tiene el mapa del MARNA en formato ráster y se puede visualizar correctamente mediante *ArcMAP* (módulo dentro del paquete *ArcGIS*) porque está georreferenciado. A continuación, se indican los pasos necesarios a modo de receta para conseguir crear un archivo *NetCDF* a partir de los datos contenidos en un ráster.

1. En primer lugar se importa el mapa del MARNA como una nueva capa dentro de *ArcMAP*. Se recomienda revisar las propiedades de la capa (botón derecho del ratón).
2. Abrir la ventana *ArcToolbox* que se muestra en la barra estándar de herramientas con el siguiente icono o pulsando sobre *Geoprocessing* -> *ArcToolbox*.
3. *ArcToolbox* --> *Multidimensional Toolbox* --> *Raster to NetCDF*. Ver Figura 32.

⁴⁰ El interés viene suscitado porque los servicios meteorológicos de EE UU y de Australia utilizan el formato *netCDF* para almacenar los campos meteorológicos. En cambio, en Europa a través del ECMWF (en castellano, CEPPM o Centro Europeo de Predicción a Medio Plazo) se utiliza un formato equivalente denominado *GRIB* (“GRIdded Binary”). Para almacenar datos de observación ya sean fijos (estaciones) o móviles (globo-sondeos o aviones) se recomienda utilizar un formato específico denominado BUFR (“Binary Universal Form for the Representation of meteorological data”) en vez del citado formato GRIB. La tendencia actual en el campo científico-técnico es emplear el formato *netCDF* aunque es frecuente convertir los archivos de un formato a otro dependiendo de la aplicación. Por ejemplo, hay programas meteorológicos que requieren la entrada de los datos en formato *netCDF* para el proceso de ingestión (alimentar una base de datos con información), como es el caso del programa de edición de predicciones GFE (“Graphical Forecast Editor”).

Figura 32. *ArcToolbox* y las herramientas multidimensionales para la conversión de archivos (por ej., ráster a formato *netCDF*).

4. En la ventana de diálogo se tienen que rellenar los siguientes campos: nombre de fichero de entrada ráster, nombre de archivo de salida *netCDF* (por defecto, se genera un nombre), el nombre de algunos campos opcionales (nombre de la variable, unidades, nombre de las dimensiones 'X' e 'Y') y el nombre de la dimensión.
5. El proceso para crear el archivo *netCDF* (extensión *.nc) puede tardar unos minutos en función del tamaño del ráster y de la capacidad de cálculo de la máquina. El archivo generado puede visualizarse mediante herramientas específicas para la visualización y consulta de este tipo de archivos, como por ejemplo *ncView* y *ncBrowse* (disponibles en *Windows/Linux*). En la Figura 33 se muestra una captura de pantalla del programa *ncView*. En esta ventana se seleccionan las opciones de visualización (escala de colores, rango de valores, dimensiones, etc.), cuyo resultado se mostrará en otra ventana emergente con la representación gráfica del mapa.

Figura 33. Herramienta *ncView* para visualizar el contenido de un archivo *NetCDF*.

Si se desea hacer el proceso inverso, es decir; importar un archivo *netCDF* a *ArcGIS*; se recomienda consultar la información disponible en el portal de ayuda de *ArcGIS*:

<<http://resources.arcgis.com>>. Ambos procesos también pueden realizarse mediante línea de comandos en el intérprete de *Python* disponible dentro de *ArcGIS*.

Mediante la herramienta *ncdump* se puede convertir el archivo *NetCDF* (con la extensión *.nc) a un archivo de texto (*.txt) cuyo contenido es entendible por el usuario. La representación del texto se muestra según la forma llamada CDL (“network Common Data form Language”). De forma opcional, el archivo de texto puede generarse para que se excluya alguna o todas las variables. Para realizar la conversión se utiliza el comando *ncdump* (más bien, el programa *ncdump*), que se muestra a continuación en entorno UNIX:

```
ncdump marna-rad.nc > marna-rad.txt
```

A partir del archivo de texto se puede generar un archivo binario *netCDF*, para lo cual se emplearía el comando *ncgen*. En definitiva, los programas *ncgen* y *ncdump* se utilizan para realizar conversiones de texto a binario y viceversa.

NetCDF tiene la ventaja de crear archivos muy comprimidos, que puede convertirse en una necesidad para reducir espacio en disco cuando se trabaja con un número de archivos grande y, a su vez, que contienen muchos datos. Este es el caso archivos con multitud de campos (variables) y/o cuya extensión es grande. Lo que se ha comentado sobre el grado de comprensión de los archivos *netCDF* se puede constatar fácilmente cuando se compara el tamaño de un archivo *.nc y su equivalente en formato texto. En este caso y como no podría ser de otra manera se ha empleado el archivo correspondiente al mapa del MARNA (archivo denominado *marna-rad.nc*).

```
-rw-r--r-- 1 user 2,0M oct 15 12:33 marna-rad.nc  
-rw-r--r-- 1 user 5,2M oct 15 12:36 marna-rad.txt
```

Otra importante ventaja que presenta este formato es la no dependencia de la máquina, es decir; los ficheros tienen completa independencia de la máquina. También destaca que se permite el acceso a una parte de los datos, por ejemplo, si nos interesan únicamente los valores comprendidos entre varias latitudes y longitudes. Como resultado de esto último, sólo se trabajaría con una parte del archivo lo cual implica más rapidez que si trabajamos con todo el archivo. El formato *netCDF* también presenta limitaciones que se han ido solventando con las versiones más recientes. Por ejemplo, la limitación del tamaño de los archivos al trabajar con algunos sistemas operativos (anticuados).

La estructura de un archivo *netCDF* recuerda a otros formatos de archivo de tipo estructurado como XML. Se definen las dimensiones, las variables, los atributos y los datos (correspondientes a los *arrays* de longitudes, latitudes y datos). El inicio de cada bloque de información se encabeza por el nombre (*dimensions*, *variables* y *data*) seguido de dos puntos. Las dimensiones que se han definido son 'x' e 'y', indicándose el número de elementos. Si se hubiera deseado crear una dimensión de tiempo se podría haber añadido lo siguiente: *time = 1*. En las variables del *netCDF* se indica el tipo de variable, que en esta ocasión es de tipo *double* para las coordenadas y *short* para la rejilla. A las variables de latitud y longitud le corresponden una serie de atributos: *long_name* (como su nombre indica es una descripción breve de la variable),

standard_name (lo mismo que lo anterior pero con guiones bajos en vez de con espacios) y *units* (la unidad en la cual se define cada una de las variables que se han incorporado en el archivo *netCDF*). Mención especial requiere la variable donde se almacenan los datos del mapa en donde se indican, entre otros, atributos como *coordinates*, *missing_values* y un conjunto de atributos referentes a la proyección mercator. Al final se incluyen los atributos que indican la convección seguida (en esta caso es CF-1.0) para generar el archivo *netCDF* y el software con el cual se ha generado (*Esri ArcGIS*). Al final del archivo se incluye el bloque correspondiente a los datos. Es importante destacar que el conjunto de datos asociados a cada variable ('x', 'y', *marna-rad*) finaliza con punto y coma (;). Efectivamente, se comprueba que los datos del MARNA que se encuentran dentro de la variable *marna-rad* están comprendidos entre 0 (que corresponde con el color negro) y 255 (blanco). Una vez leída la información se hará una sencilla conversión mediante *Python* para indicar qué valor de exposición gamma corresponde a cada uno de estos valores (de colores). A continuación, se muestra un extracto del código de un archivo *netCDF* en formato texto.

```
netcdf marna-rad {
dimensions:
    x = 1126 ;
    y = 913 ;

variables:
    double x(x) ;

        x:long_name = "x coordinate of projection" ;
        x:standard_name = "projection_x_coordinate" ;
        x:units = "Meter" ;

    double y(y) ;

        y:long_name = "y coordinate of projection" ;
        y:standard_name = "projection_y_coordinate" ;
        y:units = "Meter" ;

    short marna-rad(y, x) ;

        marna-rad:long_name = "marna-rad" ;
        marna-rad:esri_pe_string =
"PROJCS[\"ED_1950_UTM_Zone_30N\",GEOGCS[\"GCS_European_1950\",DATUM[\"D_European_1950\",
SPHEROID[\"International_1924\",6378388.0,297.0]],PRIMEM[\"Greenwich\",0.0],UNIT[\"Degree\",0.0174532925199433]],PROJECTION[\"Transverse_Mercator\"],PARAMETER[\"False_Easting\",
500000.0],PARAMETER[\"False_Northing\",0.0],PARAMETER[\"Central_Meridian\",-
3.0],PARAMETER[\"Scale_Factor\",0.9996],PARAMETER[\"Latitude_Of_Origin\",0.0],UNIT[\"Met
er\",1.0]]" ;

        marna-rad:coordinates = "x y" ;
        marna-rad:grid_mapping = "transverse_mercator" ;
        marna-rad:units = "Meter" ;
        marna-rad:missing_value = -32768s ;
        int transverse_mercator ;
        transverse_mercator:grid_mapping_name = "transverse_mercator" ;
        transverse_mercator:longitude_of_central_meridian = -3. ;
        transverse_mercator:latitude_of_projection_origin = 0. ;
        transverse_mercator:scale_factor_at_central_meridian = 0.9996 ;
        transverse_mercator:false_easting = 500000. ;
        transverse_mercator:false_northing = 0. ;

// global attributes:
    :Conventions = "CF-1.0" ;
    :Source_Software = "Esri ArcGIS" ;

data:
```

```

x = -56778.2622297701, -55778.2622297701, -54778.2622297701,
-53778.2622297701, -52778.2622297701, -51778.2622297701,
-50778.2622297701, -49778.2622297701, -48778.2622297701,
-47778.2622297701, -46778.2622297701, -45778.2622297701,
-44778.2622297701, -43778.2622297701, -42778.2622297701,
-41778.2622297701, -40778.2622297701, -39778.2622297701,
-38778.2622297701, -37778.2622297701, -36778.2622297701,
-35778.2622297701, -34778.2622297701, -33778.2622297701,
-32778.2622297701, -31778.2622297701, -30778.2622297701,

1048221.73777023, 1049221.73777023, 1050221.73777023, 1051221.73777023,
1052221.73777023, 1053221.73777023, 1054221.73777023, 1055221.73777023,
1056221.73777023, 1057221.73777023, 1058221.73777023, 1059221.73777023,
1060221.73777023, 1061221.73777023, 1062221.73777023, 1063221.73777023,
1064221.73777023, 1065221.73777023, 1066221.73777023, 1067221.73777023,
1068221.73777023 ;

y = 4881776.38389568, 4880776.38389568, 4879776.38389568, 4878776.38389568,
4877776.38389568, 4876776.38389568, 4875776.38389568, 4874776.38389568,
4873776.38389568, 4872776.38389568, 4871776.38389568, 4870776.38389568,
4869776.38389568, 4868776.38389568, 4867776.38389568, 4866776.38389568,
4865776.38389568, 4864776.38389568, 4863776.38389568, 4862776.38389568,
4861776.38389568, 4860776.38389568, 4859776.38389568, 4858776.38389568,
4857776.38389568, 4856776.38389568, 4855776.38389568, 4854776.38389568,
3989776.38389568, 3988776.38389568, 3987776.38389568, 3986776.38389568,
3985776.38389568, 3984776.38389568, 3983776.38389568, 3982776.38389568,
3981776.38389568, 3980776.38389568, 3979776.38389568, 3978776.38389568,
3977776.38389568, 3976776.38389568, 3975776.38389568, 3974776.38389568,
3973776.38389568, 3972776.38389568, 3971776.38389568, 3970776.38389568,
3969776.38389568 ;

marna-rad =

255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255,
255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255,
255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255,
255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255,
255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255,
255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255, 255 ;
}

```

El archivo *netCDF* que se ha creado mediante el programa *ArcGIS* también se podría haber creado directamente desde el lenguaje de programación *Python*.

2.2 Importar el archivo *NetCDF* a *Python*. Resolución de problemas menores.

El archivo que se disponía inicialmente del MARNA tenía dos problemas: los límites provinciales estaban dentro del propio mapa y no se reconocía los valores correspondientes a la escala de colores. En esta parte se mostrará el código en *Python* necesario para leer el archivo *netCDF* y se explicará cómo se han resuelto ambos problemas.

En primer lugar, se importan las librerías que se van a utilizar. También se conocen por el nombre de paquetes. La librería *Numpy* se ha usado principalmente para manejar matrices de datos (lo que se denomina como *Numpy Array*) y la librería *netCDF4* para poder leer el archivo*.nc. Como en otros capítulos de la tesis, el código fuente está escrito con el tipo de letra **Courier New** para así distinguirlo del resto del texto.


```
import numpy as np

import netCDF4
```

En el código que se muestra a continuación se indica la ruta donde está el archivo **.nc* (*path*) y el nombre de archivo (*filename*). Debido a que se ha importado la librería *netCDF4* se reconocen los métodos asociados a ella. La información está contenida en una matriz cuyos valores están georreferenciados por los valores de *x* e *y* (longitud y latitud, respectivamente). Las variables de longitud y latitud se guardan (en memoria) como vectores de una dimensión (es decir; *arrays*), mientras que la exposición gamma y que corresponde con la variable que hemos denominado *marna-rad* dentro del archivo *netCDF* y que se guarda como una matriz o *array* de dos dimensiones.

```
path = ""

filename = "marna-rad.nc"

fh = netCDF4.Dataset(path+filename)

lons = fh.variables['x'][:]

lats = fh.variables['y'][:]

marna = fh.variables['marna-rad'][:]

marna_units = fh.variables['marna-rad'].units

fh.close()
```

Una vez que se han importado las variables que se almacenan dentro del archivo *netCDF* y se han creado dentro del entorno *Python*, es interesante comprobar sus dimensiones. Con el comando *shape* se muestran las dimensiones de los *arrays*.

```
print lons.shape, lats.shape, marna.shape
```

Los resultados que se obtienen para las variables *lons*, *lats* y *marna* son (1126,) (913,) (913, 1126), respectivamente. Se conservan las dimensiones de la malla original del ráster del MARNA, que estaba formada por 913 filas y 1126 columnas. El *array* se puede guardar directamente en un archivo de texto, por ejemplo, mediante el comando *savetxt*:

```
np.savetxt('resultados.txt', marna, delimiter=' ')
```

El *array* también se podría guardarse (mejor dicho, *Numpy array*) en un archivo con extensión **.npy*⁴¹.

⁴¹ Es un formato simple de archivo para *Numpy Arrays*. Esta implementación se ha hecho completamente en *Python* y se distribuye como una parte del paquete principal *Numpy*. El formato almacena las dimensiones del *array* y la información del tipo de valores almacenados (*dtype*) que se utilizan para reconstruir el *array* correctamente incluso por otra máquina con una arquitectura diferente. Los datos se guardan en un archivo binario, que puede leerse en flujo como si fuera un objeto en vez de un archivo (*Be read from a filelike stream object instead of an actual file*) y, entre otras ventajas, permite liberar memoria en el mapeo de los datos (*Allow memory-mapping of the data*). También se recomienda utilizar el formato HDF5 como una posible alternativa más compleja.

Se ha comprobado que los datos se han importado correctamente, pero en este punto es necesario resolver dos problemas menores que se han detectado. En primer lugar, se desea que la matriz de datos muestre los valores de exposición gamma y no el color que le corresponden en el mapa. Los valores de la capa correspondiente al MARNA están comprendidos entre 0 y 255 (ver Figura 34).

Figura 34. Visualización en *ArcMap* de los valores correspondientes a la capa del MARNA.

La escala de colores y sus valores son conocidos, por lo que se procedió a sustituir todos los valores de la matriz (los comentarios del código se indican con una almohadilla # al principio de la línea). En el código se muestra una parte de las sustituciones de valores.

```
marna = marna.astype('float')

#Eliminar los valores en blanco que corresponden con el valor 255",
marna[marna > 254] = 'nan'

#Eliminar los valores en negro 0 (líneas provincias)
marna[marna < 50] = 'nan'

marna[marna == 69] = 7

marna[marna == 114] = 25

marna[marna == 139] = 10
```

En segundo lugar, el código anterior resuelve que las líneas divisorias de las provincias estén embebidas dentro del ráster original. Estos valores se han sustituido por *nan* (término reservado para indicar que no hay valores). Otra posible alternativa es la sustitución por un número grande y negativo (por ejemplo, -99999). Sin embargo, en el lugar de las líneas divisorias hay huecos (con valor *nan*) que se tienen que completar mediante una interpolación. Esta interpolación ha completado los huecos con los valores más próximos a la derecha.

```
mask = np.isnan(marna)
```

```
marna[mask] = np.interp(np.flatnonzero(mask), np.flatnonzero(~mask),
data[~mask])
```

La interpolación ofrece unos resultados satisfactorios, pero tiene el inconveniente que rellena con valores el resto del mapa (incluyendo, Portugal y el mar). Esto se podría haber evitado mediante una interpolación más específica dentro del área correspondiente a España peninsular. Esta solución es más compleja y como se explica más adelante puede resolverse por medio de una simple máscara.

Se resolvió mediante el uso de una matriz máscara denominada *maskGridOcean* y con las mismas dimensiones que la matriz *marna*, es decir; con igual número de filas y columnas. La máscara es un *array* con valor igual a la unidad en la península (excepto Portugal) y con valor nulo en el resto de elementos de la matriz. Los valores anómalos que se han originaron como resultado de la interpolación se eliminaron mediante la multiplicación de ambas matrices.

```
marna = marna*maskGridOcean
```

Al final se ha obtenido una matriz lista para poder ser representada espacialmente en un mapa. Se han utilizado varias librerías gráficas de Python (*Matplotlib* y *shapely*), que en combinación permiten dibujar el océano con un determinado color y rellenar los países limítrofes con otros colores (por ejemplo, gris). El uso de estas librerías gráficas permite mejorar algunos aspectos gráficos de la representación. De esta forma también podrían haberse ocultado los valores anómalos que resultaron de la interpolación.

2.3 Uso de librerías gráficas de Python

Esta es la parte final de la sección en donde finalmente se mostrará el MARNA en un mapa dibujado en *Python*. En esta etapa se comprueba si efectivamente se ha realizado bien la georreferenciación, que suele ser una parte problemática. Se importan librerías gráficas y algunos métodos de ellas. También se podrían haber importado todos los métodos de una librería específica mediante⁴²: **from <nombre librería> import ***

```
import matplotlib.pyplot as plt

from matplotlib import colors

from mpl_toolkits.basemap import Basemap, cm

from mpl_toolkits.basemap import maskoceans

from pyproj import Proj, transform
```

Se crea el mapa propiamente dicho (variable denominada *m*) y se especifican algunos aspectos propios de la representación gráfica. Se indica el tipo de proyección empleado (cilíndrica), los límites del mapa y el tipo de resolución. A continuación, se

⁴² A nivel de programación avanzada no se recomienda importar todos los métodos de una librería porque pueden surgir problemas.

crea el mallado mediante la relación de las longitudes con las latitudes. Los saltos de línea se indican con la doble barra //.

```
m = Basemap(projection='cyl',llcrnrlat=35,urcrnrlat=44,
//llcrnrlon=-10,urcrnrlon=4,resolution='l')

lon, lat = np.meshgrid(lons, lats)

xi, yi = m(lon, lat)
```

En esta parte del código se especifica el huso, elipsoide y tipo de proyección empleado. Las variables de longitud y latitud se han convertido a decimal. Se han importado los archivos *shapefiles*⁴³ correspondientes a España.

```
huso = 30

elipsoide = "WGS84"

srcProj = Proj(proj="utm", zone=huso,

//ellps=elipsoide, units="m")

dstProj = Proj(proj='longlat', ellps='WGS84', datum='WGS84')

long_decimal,lat_decimal = transform(srcProj, dstProj, xi, yi)

df = pd.DataFrame(long_decimal,lat_decimal)

shapefiles=['.../shapefiles/ESP_adm0',

            '.../shapefiles/ESP_adm1',

            '.../shapefiles/ESP_adm2',

            '.../shapefiles/ESP_adm3']

m.readshapefile(shapefiles[1],'comarques',drawbounds=True, color='red')

m.drawparallels(np.arange(-80., 81., 1.), labels=[1,0,0,0], fontsize=10)

m.drawmeridians(np.arange(-180., 181., 1.), labels=[0,0,0,1], fontsize=10)

marna = maskoceans(long_decimal, lat_decimal, marna, inlands=True,
resolution='h', grid=1.25)

levs = [5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,25,30]

#Colores originales del MARNA
```

⁴³ Los archivos *shapefiles* de España se han descargado de la Página Web: <<http://www.gadm.org/>>. GADM es una base de datos espacial en donde se pueden obtener las fronteras/áreas administrativas de todo el mundo para su uso en GIS y herramientas similares. Hay cuatro niveles administrativos (*adm0*, *adm1*, *adm2* y *adm4*) que en orden creciente incluyen un nivel mayor de profundidad. El primero de ellos es *adm0* y es esencialmente el país, *adm1* son las Comunidades Autónomas (para España), *adm2* incluye las provincias, *adm3* comprende las comarcas y, finalmente, *adm4* los pueblos (municipios). Todos los niveles administrativos pueden mostrarse mediante programas GIS como *Quantum GIS* o *ArcGIS*, o usando *Python* u otro lenguaje. Cada nivel tiene asociado cinco archivos (.csv, .dbf, .prf, .shp, .shx) que en su conjunto se denominan *shapefile*. En esta tesis se han empleado los archivos con extensión *.shp y *.dbf (que es una tabla que se puede abrir en una hoja de cálculo).

```

colors=['#A6F9FF','#05FDFD','#37C79C','#00FF09','#8EFF03','#96CC34','#CAFF64',
'#FCFE8B','#FFFD74','#FFFF08','#FCCE00','#FF9765','#FF9735','#FF6400','#CA6836',
','#D23003','#F60400','#9E0005','#CD326C']

plt.contourf(long_decimal,lat_decimal,np.squeeze(tmax),levs, colors=colors)

plt.colorbar(ticks=levs)

plt.title('Mapa')

plt.savefig('marna-spain.png',dpi=600)

plt.show()

```

2.4 Elaboración del Mapa Predictivo de Exposición al Radón

En esta sección se explica cómo se ha conseguido reproducir el Mapa Predictivo de Exposición al Radón del CSN⁴⁴, que ha consistido en: 1) El MARNA se dispone en formato ráster (se puede trabajar con él en *ArcGIS*) y 2) Para tener un control mejor de los datos en *Python*, se ha convertido al formato *netCDF*.

Se destaca la etapa que consiste en la clonación de la matriz con datos del MARNA. La matriz resultante, denominada *radon* (es una variable sin tilde), es la que se utiliza para llevar a cabo las operaciones. Los cálculos no se han hecho directamente sobre la matriz *marna* porque se requiere tener esta información disponible en cálculos posteriores o simplemente si se desea visualizarlo en un momento dado. Aunque hay diversas formas de clonar (o duplicar) una matriz, se recomienda emplear la función *copy* que está implementada dentro de *Numpy* (se recuerda que por comodidad se importa la librería con la palabra *np*).

```
radon = np.copy(marna)
```

En el siguiente código⁴⁵ se muestran las operaciones realizadas para convertir la matriz de datos que inicialmente está formada por valores de exposición gamma en otra matriz cuyos elementos son concentraciones de radón. Básicamente, se ha creado un diccionario denominado *terms* que contiene como clave los nombres de las variables de la expresión y como valor el nombre de la variable (*). Se han asignado estos valores persiguiendo un fin meramente didáctico para el lector. Estos valores se sobrescribirán cuando ocurra la asignación de los nuevos valores (números) que se utilizarán en la expresión que relaciona la tasa de exposición gamma y la concentración de radón.

```

terms = {}

terms = {'Ttotal':'Tasa de exposicion gamma',

```

⁴⁴ Recordar la referencia dada en el Capítulo IV al informe técnico del CSN nº 38.2013: “El mapa predictivo de exposición al radón en España”.

⁴⁵ Python también reconoce las tildes, para lo cual es necesario escribir las siguientes dos líneas en el inicio del código: `#!/usr/bin/env python` y `#Este archivo usa el encoding: utf-8`. Se ha considerado que es un tema poco relevante en un código, ya que la tendencia actual es escribirlo todo en inglés y especialmente los nombres de las variables.

```

'CRn':'Concentracion de radon',
'H':'Humedad del suelo',
'lamb':'Constante de desintegracion',
'tv':'Tasa de renovacion del aire',
'E':'Coeficiente de emanacion',
'ro':'Densidad',
'D':'Coeficiente de difusion'}

terms["Ttotal"] = 7.5

terms["CRn"] = 1

terms["H"] = 2.5

terms["lamb"] = 2.1*10**-6

terms["tv"] = 0.000138889

terms["E"] = 0.25

terms["ro"] = 1600

terms["D"] = 5.91391*10**-6

```

Para favorecer su comprensión, se ha separado la operación de división en dos términos: numerador (denominado *num1*) y denominador (*num2*).

```

num1 = (marna-0.4510)*terms["E"]*
terms["ro"]*(np.sqrt(terms["lamb"]*terms["D"]))

num2 = (0.1887*terms["H"]*(terms["lamb"]+terms["tv"]))

radon = (num1/num2)

```

El resultado de la operación es una matriz *Numpy Array* denominada *radon* que tiene las mismas dimensiones que la matriz inicial (*marna*) de la cual se parte para realizar los cálculos y cuyos elementos son la estimación de la concentración de radón en cada una de las celdas del mapa. Resulta interesante comprobar que efectivamente no hay valores en celdas situadas sobre el mar o en otros países. Dependiendo de la complejidad de las operaciones que se vayan realizando, podría ser necesario volver a aplicar la máscara *maskGridOcean* ya mencionada anteriormente.

Como se ha explicado ya cómo se dibujan datos en mapas mediante la librería *Matplotlib*, se ha obviado la explicación de esta etapa. El mapa resultante es similar al obtenido por el CSN. Existen pequeñas diferencias que pueden deberse por el estado del archivo original del MARNA (ya se ha visto que ha habido que resolver algunos problemas menores) o porque se han empleado algunos métodos (por ejemplo, técnicas de suavizado) que mejoren la visualización de la imagen final.

Para no ser repetitivos, las imágenes de los mapas del MARNA y del Mapa Predictivo de Exposición al Radón se muestran exclusivamente en el propio Capítulo IV (ver Figura 29 y Figura 30).

2.5 Crear archivo netCDF con referencias temporales

En el apartado anterior se ha descrito el procedimiento para generar el Mapa Predictivo de Exposición al Radón a partir del MARNA. Según se muestra en el código anterior, el mapa anterior se guarda temporalmente en memoria. Para evitar que la información se pierda o tener que realizar este procedimiento cada vez que se requiera el mapa de radón, el paso siguiente consistiría en crear un archivo *netCDF* a partir de la matriz de datos generada (es decir; *Numpy array* en terminología propia de *Python*).

En el siguiente código se muestra el procedimiento para crear un archivo *netCDF* para guardar en él la información almacenada en el objeto *Numpy Array*. Este código es relativamente sencillo en cuanto a las funcionalidades que se han incorporado, pero se ha aprovechado para incluir dimensiones de interés como el nivel (*level*) y el tiempo (*time*). Estas dimensiones aportan información complementaria a los datos.

El nivel es una dimensión esencial en Meteorología y se suele expresar en hPa. Básicamente, el nivel expresa a la altitud a la cual corresponden los datos. En la aplicación de *netCDF* para fines de protección radiológica y en este caso en particular para concentraciones de radón, no tiene demasiado sentido referirse a niveles en el orden de magnitud en hPa de 500, 700, 800, etc., salvo que se mida o se estime mediante un modelo numérico la concentración de radón en varios niveles de la atmósfera. En cualquier caso, es conveniente conservar esta dimensión referida a metros (desde un punto de vista práctico, no tiene repercusión las unidades de la dimensión) y ajustar el rango posible de valores a nuestras necesidades. El nivel puede expresarse, por ejemplo, para -10, -2, 0, 2, 10 metros en función de la altura (o profundidad) a la cual se realizan las medidas o se ha estimado la concentración de radón.

Método para crear un archivo netCDF en Python

Se ha utilizado la librería **Scientific.IO.NetCDF**. Los parámetros de entrada del método *nc_creator* son *var* (la variable), *time* (en formato objeto *datetime* o simplemente *string*), los *arrays* de longitudes y latitudes (*N_i* y *N_j*) y los datos.

```
from cfig.config import *
import numpy as np
from numpy import dtype
from Scientific.IO.NetCDF import NetCDFFile as Dataset
import datetime

def nc_creator(var,time,Ni,Nj,data):
    '''
    var: variable
    time: date (string and time object)
    Ni(n): longitude array
    Nj(m): latitude array
    data (nxm)
    '''
```

```

step_bounds = time.get_step()

ncfile =
Dataset(DIR_HOME_OUT+'/' +time.get_run_str(format="%Y%m%d")+'.nc', 'w')
#Atributos globales
setattr(ncfile,'title', 'fichero con datos radon')
setattr(ncfile,'Conventions','CF-1.5')
setattr(ncfile, 'created', 'Javier')
setattr(ncfile,'comment','Archivo NetCDF')
# dimensión

#time = np.arange(step_bounds, step_bounds+1, 1, dtype=np.int32 );
#time.size
ncfile.createDimension('nv',2)
ncfile.createDimension('time',1)
ncfile.createDimension('latitude',len(Nj))
ncfile.createDimension('longitude',len(Ni))
ncfile.createDimension(var.get_switch_level(),1)
ncfile.createDimension('data',len(Ni)*len(Nj))
datetime = ncfile.createVariable('time',dtype('int64').char,('time',))
datetime[:] = np.arange(step_bounds,
step_bounds+time.get_width(),time.get_width(),dtype=dtype('int32').char)
;
setattr(datetime, 'long_name', 'time')
setattr(datetime, 'standard_name', 'time')
setattr(datetime, 'units', 'minutes since '
+ time.get_run_str(format="%Y") + '-'
+ time.get_run_str(format="%m") + '-'
+ time.get_run_str(format="%d") + 'T'
+ time.get_run_str(format="%H") + ':'+'00' + ':00Z')

setattr(datetime, '_FillValue', -9999)
setattr(datetime,'coordinates','base_time')
setattr(datetime,'bounds','time_bnds')
datetime_bnds =
ncfile.createVariable('time_bnds',dtype('int64').char,('time','nv'))
datetime_bnds[:] = np.arange(step_bounds-
time.get_width(),step_bounds+1,time.get_width(),dtype=np.int32).reshape(
1,2)

# level

datalevel =
ncfile.createVariable(var.get_switch_level(),dtype('float').char,(var.ge
t_switch_level(),))
datalevel[:] = var.get_level();
setattr(datalevel, 'units', var.get_level_units())
setattr(datalevel, 'positive', 'down')
setattr(datalevel, 'axis', 'Z')

# latitud

datalat =
ncfile.createVariable('latitude',dtype('float').char,('latitude',))
datalat[:] = Nj;
setattr(datalat, 'long_name', 'nodal latitude')
setattr(datalat, 'standard_name', 'latitude')
setattr(datalat, 'units', 'degrees_north')
setattr(datalat, '_FillValue', -9999)

# longitud

datalon =
ncfile.createVariable('longitude',dtype('float').char,('longitude',))
datalon[:] = Ni;
setattr(datalon, 'long_name', 'nodal longitude')
setattr(datalon, 'standard_name', 'longitude')

```



```

setattr(datalon, 'units', 'degrees_east')
setattr(datalon, '_FillValue', -9999)

# Var

dimensiones=('time',var.get_switch_level(),'latitude','longitude')
data_input =
ncfile.createVariable(var.get_standard_name(),dtype('float').char,dimens
iones)
data.shape=(1,len(Nj),len(Ni))
data_input[:] = radon;
setattr(data_input, 'long_name',var.get_long_name())
setattr(data_input, 'standard_name',var.get_standard_name())
setattr(data_input, 'units',var.get_units())
setattr(data_input,'_FillValue',var.get_fill_value())
setattr(data_input,'valid_min',var.get_valid_min())
setattr(data_input,'valid_max',var.get_valid_max())
setattr(data_input,'cell_methods','time' +': point')
ncfile.close()

return

```

En el anterior método se hace referencia a la clase *Time*. El parámetro *run* es un datetime que indica la fecha de inicio, *step* es el alcance (donde se sitúan los datos con respecto a la referencia inicial marcada por *run*) y *width* es la resolución temporal de los datos (si los datos se miden cada tres horas, entonces 180). Ver siguiente Figura.

Figura 35. Parámetros de la clase *Time*.

```

class Time(object):
    def __init__(self, run, step, width):
        '''
        :param run: datetime
        :param step: minutes (int)
        :param width: minutes (int)
        '''
        self.run = run
        self.step = step
        self.width = width
    def get_initial_date(self):
        return self.run + datetime.timedelta(minutes=self.get_step())
    def get_final_date(self):
        return self.run + datetime.timedelta(minutes=self.get_step()) +
            datetime.timedelta(minutes=self.get_width())
    def get_run(self):
        return self.run
    def get_run_str(self, format="%Y%m%d%H%M"):
        return datetime.datetime.strftime(self.run, format)

    def get_step(self):
        return self.step
    def get_width(self):
        return self.width

```

3 REFERENCIAS

- [1] Arvela, H. y Winqvist, K. (1989). A model for indoor radon variations. *Environment International* 15, 239–246.
- [2] Ball, T.K., Cameron, D.G., Colma, T.B. y Roberts, P.D. (1991). Behavior of radon in the geological environment: a review. *The Quarterly Journal of Engineering Geology* 24, 169–182.
- [3] CSN (2013). El mapa predictivo de exposición al radón en España. Informe técnico 38.2013.
- [4] Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V., Lethrosne, M., Pignon, C., Riberon, J. y Kirchner, S. (2014) Indoor air quality and comfort in seven newly built, energy-efficient houses in France, *Building and Environment* 72, 173-187.
- [5] Quindós Poncela, L.S., Fernández, P.L., Gómez Arozamena, J., Sainz, C., Fernández, J.A., Suarez Mahou, E., Martin Matarranz, J.L. y Cascón, M.C. (2004). Natural gamma radiation map (MARNA) and indoor radon levels in Spain, *Environment International* 29, 1091-1096.
- [6] Sainz-Fernández, C., Fernández-Villar, A., Fuente-Merino, I., Gutierrez-Villanueva, J.L., Martin-Matarranz, J.L., García-Talavera, M., Casal-Ordas, S. y Quindós-Poncela, L.S. (2014). The Spanish indoor radon mapping strategy, *Radiation Protection Dosimetry* 162 (1-2), 58-62.
- [7] Scott, A.G. (1988). Effect of Indoor Radon Variability on the Duration and Interpretation of Radon Measurements. *EPA Symposium on Radon and Radon Reduction Technology*, Denver, Colorado, October 1988.
- [8] Stranden, E. y Berteig, L. (1980). Radon in Dwellings and Influencing Factors, *Health Physics* 39, 275-284.

Capítulo V Comparación del comportamiento del radón interior entre una vivienda ocupada y otra vacía de Madrid, España

SUMARIO: 1 Introducción. 2 Materiales y métodos. 3 Resultados y discusión. 4 Conclusiones. 5 Referencias.

1 INTRODUCCIÓN

La concentración de radón tanto en el interior de un edificio como en el exterior es variable en el tiempo. Estas variaciones se deben principalmente por la meteorología. Es difícil medir la concentración de radón en espacios exteriores (al aire libre) porque las concentraciones de radón son bajas y los detectores comerciales no suelen estar diseñados para medir bien en este rango de valores. En este capítulo se estudia el comportamiento del radón en espacios interiores⁴⁶, es decir, en el interior de edificios. En el transcurso de la tesis se realizaron medidas en el interior de dos viviendas de reciente construcción. Este es el tema principal de la tesis que pivota en torno a las medidas realizadas en las dos viviendas. Como se comentará de nuevo al tratar los cubos OLAP, es difícil tener una serie de concentraciones de radón que sea larga porque en ese tiempo estás inutilizando un equipo (salvo que el fin del equipo sea el experimento o la monitorización continua de radón).

En este estudio, presentamos los resultados preliminares obtenidos a partir de una campaña de medidas de radón que se llevó a cabo en el interior de dos viviendas similares que se encuentran dentro del mismo edificio residencial, en el cual una de las viviendas estaba ocupada y la otra vacía. A lo largo del estudio, la vivienda ocupada se denota con la letra mayúscula 'A' mientras que la vivienda desocupada con la letra 'B'.

El comportamiento dinámico del radón y de sus descendientes dependen de algunos factores y el presente estudio preliminar se limita a la influencia ambiental según la variación temporal de la concentración de radón. La concentración de radón y los parámetros ambientales (presión, temperatura y humedad) se midieron cada tres horas en una campaña de medidas que abarcó por completo verano y otoño desde el 11 de mayo hasta el 12 de diciembre de 2014. Precisamente, la campaña se inició en coincidencia con la celebración del "Día del Radón" en España. Se utilizaron detectores de estado sólido para la monitorización de radón. Simultáneamente, se adquirieron un conjunto de datos de laboratorio de investigación del aire NOAA ARL⁴⁷. Hay varias formas para analizar y comparar estadísticamente dos series temporales.

⁴⁶ El radón en espacios interiores es una traducción libre de la expresión "indoor radon" que también se traduce como radón intramuros en México y, en general, como radón en el interior. Lo contrario es "outdoor radon" o radón en el exterior de un edificio o al aire libre.

⁴⁷ Air Resources Laboratory - READY Current Meteorology. Enlace: <<http://ready.arl.noaa.gov/READYcmet.php>>

Se han elegido técnicas de análisis espectro-temporal que se han aplicado extensamente en problemas de análisis de señales geofísicas. En este capítulo se estudia el comportamiento del radón, para lo cual se ha empleado la técnica espectro-temporal de la Transformada Wavelet (TW). En concreto, se ha aplicado el espectro de energía Wavelet continuo, la disimilitud entre los espectros wavelet y las herramientas de wavelet cruzada, tales como, la coherencia wavelet y la diferencia de fases. Los resultados se publicaron en la revista internacional "Solid State Phenomena" (García-Tobar et al., 2015).

Los objetivos del estudio presentado en este capítulo son: (a) analizar las series temporales de radón para identificar patrones periódicos y una posible influencia antropogénica, (b) evaluar los niveles de radón en espacios interiores en dos viviendas nuevas y (c) encontrar una relación entre el nivel de radón en el espacio interior y las condiciones de estabilidad atmosférica.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Equipos

La monitorización del radón dentro de las viviendas se realizó con monitores *Radon Scout*, que están fabricados por *Sarad GmbH*. El equipo, que consiste básicamente en una cámara, un detector semiconductor (SSBD) con suministro de energía a baja tensión (pilas de tamaño D, celda de NiCd y NiMH), no muestra sensibilidad a la humedad ambiental. Las medidas de radón se realizan según la técnica de recuento alfa. El detector funciona en modo difusión, por lo que se descarta una posible influencia del torón. El intervalo de medida comprende desde 0 a 2 MBq/m³. La sensibilidad del detector es 1,8 cpm/(kBq/m³).

Los dos monitores que se han utilizado en el estudio son: el modelo básico de Radon Scout y un modelo mejorado denominado *Radon Scout Plus*. El modelo básico se utiliza en la vivienda 'B' y el modelo plus se utiliza en la vivienda 'A'. El último tiene un sensor para medir la presión barométrica además de los sensores de temperatura y humedad. El tiempo de muestreo puede modificarse desde 1 a 255 minutos en el modelo Plus. Para minimizar las incertidumbres para un nivel bajo de radón, los monitores se configuraron para que grabasen medidas de concentración de radón y de las variables ambientales cada tres horas. Para medidas realizadas a niveles de radón de 50 Bq/m³, la incertidumbre asociada es menor del 25 % lo cual es aceptable. Las especificaciones técnicas del equipo pueden encontrarse en (SARAD, 2015).

2.2 Selección del lugar

La localización de la monitorización está dentro de un edificio residencial situado en el barrio de la Guindalera (distrito del barrio de Salamanca, Madrid) con las siguientes coordenadas aproximadas de latitud 40° 26' 24" N y longitud 3° 40' 12" W. Los nuevos edificios han sido construidos principalmente durante el "boom" de la construcción en España que colapsó en 2008. Generalmente, estos edificios tienen características similares: edificios de ladrillo de tres o cuatro alturas que contienen viviendas

pequeñas (de uno o dos dormitorios) y todas fueron implementadas con sistemas que logran los requisitos en eficiencia energética conforme a la regulación española⁴⁸.

Para la actual investigación, la campaña de radón en espacios interiores se centró en un área pro-radón que se ha identificado, en parte, a partir de la información dada por el MARNA y “Proyecto Radón 10x10” (Quindós-Poncela et al., 2004). El estudio se realizó en un edificio construido en el 2012 que tiene tres plantas por encima del nivel del suelo y dos niveles de sótano. El certificado de eficiencia energética indica que el edificio tiene un grado estándar de eficiencia energética y de las emisiones de carbón de 40,3 E, que es una calificación típica para una casa. En la Figura 36a se muestra una fotografía del edificio. La superficie construida total es de 1459 m² sobre una parcela de 459 m². Cada planta tiene tres viviendas. Dos de ellas son de un dormitorio y la otra vivienda de dos dormitorios. Las medidas continuas de radón se realizaron simultáneamente en el salón de las viviendas de un dormitorio. En la Figura 36b se muestra un plano de la planta de las viviendas, incluyendo un esquema completo, el uso de cada área, el lugar del detector y de otros elementos importantes como los aparatos de aire acondicionado y las viviendas.

Figura 36. (a) Imagen tomada en el año 2013, que muestra la fachada del edificio. Una flecha señala la localización de la ventana del salón de la vivienda ‘A’. Este marcador puede utilizarse como punto de referencia visual, porque está también marcado en la siguiente figura. **(b)** El plano con la planta de las viviendas.

Las viviendas ‘A’ y ‘B’ tienen características similares, tales como la misma superficie útil cuyos valores son, respectivamente, igual a 39 y 37 m². Como puede observarse en la Figura 36b, la diferencia principal entre ambas viviendas es la doble orientación

⁴⁸ Las exigencias relativas a la certificación energética de edificios establecidas en la Directiva 2002/91/CE (posteriormente ha sido modificada por la Directiva 2010/31/UE), que se transpuso en el Real Decreto 47/2007, de 19 de enero, mediante el que se aprobó un Procedimiento básico para la certificación de eficiencia energética de edificios de nueva construcción.

de la vivienda 'A', mientras que la vivienda 'B' tiene tan solo una. Los monitores de radón se instalaron en el salón de cada vivienda porque es un lugar de permanencia para las personas. El aire fue muestreado a 1 m por encima del nivel del suelo y a 0,5 m a partir de la pared más cercana, cumpliendo con las recomendaciones dadas por el CSN en el 2010.

2.3 Estabilidad atmosférica

En esta sección, se definen dos variables: los índices de estabilidad de Pasquill y la altura de la capa planetaria (también conocida por PBL). Estos datos son empleados para caracterizar el estado de la atmósfera en la zona a lo largo del tiempo de la campaña. A este tipo de variables se ha denominado en el Capítulo V (sobre los cubos OLAP y modelos de minería de datos) como condiciones atmosféricas.

2.3.1 Índices de estabilidad de Pasquill

La concentración de contaminantes sobre las zonas urbanas o más industrializadas es variable debido, principalmente, a la meteorología aunque también pueden afectar otros factores como la orografía. La dispersión de dichos contaminantes puede ser vertical determinada por la estabilidad/inestabilidad de la atmósfera y horizontal relacionada con la dirección y la velocidad de los vientos. Al igual que se tratan contaminantes, esta información también es válida para el radón presente en la atmósfera o cualquier otro componente que se mueve de forma solidaria (Dueñas et al., 1996). Los índices de estabilidad de Pasquill se emplean para calcular una categoría de estabilidad en el intervalo de 'A' a 'F' que pueda ayudar a predecir como de bien se dispersará la contaminación. De hecho, la estabilidad es una medida de la susceptibilidad del volumen de aire a desplazamientos verticales. En la NTP 329 del INSHT sobre "Modelos de dispersión de gases y/o vapores en la atmósfera: fuentes puntuales continuas" se ofrece un resumen del método de Pasquill.

De forma intuitiva, hay estabilidad si la pluma de gases que emite una chimenea se dispersa poco a medida que se desplaza horizontalmente. En cambio, se considera una atmósfera inestable si los gases presentan una gran dispersión conforme se alejan de la chimenea. En la siguiente tabla se muestra un resumen con las situaciones más corrientes que hay en periodos de contaminación considerada como alta en Madrid (Fernández-García, 1995). Esta tabla se incluye únicamente por su valor ilustrativo en cuanto a la influencia que puede tener la meteorología en la acumulación/dispersión de contaminantes. La meteorología se caracteriza en este caso por la velocidad del viento y por la profundidad de la inversión térmica (temperatura de la superficie), teniendo en cuenta los niveles de presión de referencia situados en superficie y a niveles en torno a 850 hPa. Normalmente, la estabilidad atmosférica se asocia con la presencia de altas presiones (anticiclón) pero esto no siempre es así. La estabilidad de la atmósfera para una zona y un momento dado no es algo universal porque depende de los niveles de presión que se tienen en cuenta en su cálculo, del parámetro que se utilice para definir la estabilidad, etc.

Tabla 25. Situaciones atmosféricas típicas en periodos de alta contaminación en Madrid.

Situación	Características
G Marcada estabilidad	Inversión térmica entre superficie (S) y el nivel de 850 hPa. Viento de superficie < 10 nudos.
F Estabilidad	Gradiente entre S y 850 hPa < 0,5 °C/100 m. V < 10 nudos.
E Estabilidad débil	Gradiente entre S y 850 hPa < 0,5 °C/100 m. V > 10 nudos.
D Estabilidad condicionada	Gradiente entre S y 850 hPa entre 0,5 y 1 °C/100 m. V < 10 nudos.
C Inestabilidad condicionada	Gradiente entre S y 850 hPa entre 0,5 y 1 °C/100 m. V >10 nudos.
B Inestabilidad	Gradiente entre S y 850 hPa > 1 °C/100 m. V < 10 nudos.
A Fuerte inestabilidad	Gradiente entre S y 850 hPa > 1 °C/100 m. V >10 nudos.

Nota: Recuérdese que 1 nudo es igual a 0,51 m/s.

En la práctica, la estabilidad se clasifica en categorías según los métodos de Pasquill, Turner y aquellas modificaciones de ambos, que consisten básicamente en asociar cada tipo de estabilidad a una categoría en función de la hora del día (diferenciándose el día y la noche), los valores de radiación solar, velocidad del viento (a 10 metros de altura) y el grado de nubosidad. Turner (1964) utilizó el método de Pasquill (1961) para calcular las categorías de estabilidad atmosférica como una base de su propia clasificación⁴⁹. Las condiciones de estabilidad atmosférica se han clasificado en: 'A' (extremadamente inestable), 'B' (moderadamente inestable), 'C' (ligeramente inestable), 'D' (condiciones neutras), 'E' (ligeramente estable), 'F' (moderadamente inestable), 'G' (extremadamente estable). A cada categoría se ha asignado consecutivamente un número del 1 al 7 en el orden de mención en el texto y, por tanto, es posible promediar índices numéricos. Como se ha indicado, se tiene el siguiente listado de índices:

- 1 – Atmósfera extremadamente inestable.
- 2 – Atmósfera inestable.
- 3 – Atmósfera ligeramente inestable.
- 4 – Atmósfera neutral.

⁴⁹ Para la redacción del presente apartado de la tesis se ha utilizado, en parte, la descripción dada por Martin Bulko sobre índices de estabilidad en su tesis doctoral "Análisis de la variación de ²²²Rn atmosférico en Bratislava" (Bulko, 2004). El autor reconoce su importante contribución porque a) tradujo varias páginas de su tesis del eslovaco (idioma original de la tesis) al inglés y b) resolvió algunas planteadas sobre la relación entre el radón y la estabilidad atmosférica.

5 – Atmósfera ligeramente estable.

6 – Atmósfera estable.

7 – Atmósfera extremadamente estable.

En Bulko et al. (2007) se estudia el radón en espacios exteriores como un indicador de la estabilidad atmosférica. En ese trabajo se analizan otras investigaciones previas donde también se confirma que hay una relación existente entre la variación temporal del radón y de los índices de estabilidad. Las investigaciones señalan que el radón parece ser un buen indicador de los procesos de mezcla vertical en la atmósfera, pero también se advierte que se requiere una mayor investigación al respecto. Por lo general, los niveles de radón son más altos durante condiciones estables lo cual ocurre a menudo al amanecer y al atardecer.

A continuación, se presentan en las siguientes tablas algunas relaciones que permiten estimar la estabilidad atmosférica en función de otros parámetros como la velocidad del viento, irradiación, etc. En el presente trabajo no se han empleado estas tablas porque finalmente se ha utilizado directamente la salida de un modelo numérico que incluye, en otros parámetros, la estabilidad de la atmósfera definida por los índices de Pasquill. En un principio se sopesó calcular estos índices a partir de datos reales, pero no fue posible entre otras razones porque las estaciones meteorológicas más próximas no disponen de información sobre irradiación/nubosidad o, en su defecto, dicha información no está disponible de forma gratuita. Este problema se puede solventar en la práctica mediante el diseño y construcción de un dispositivo electrónico basado en el fundamento de las *WebCam* que permitiese una observación en continuo durante el intervalo de medidas.

En función de la altura del sol por encima del horizonte (altitud solar), el índice de irradiación se determina según la Tabla 26.

Tabla 26. Índice de irradiación como una función de la altitud solar.

Ángulo de altitud solar [°]	Insolación	Índice <i>i</i> de irradiación
$\alpha > 60$	Fuerte	4
$35 < \alpha \leq 60$	Media	3
$15 < \alpha \leq 35$	Media-baja	2
$\alpha \leq 15^\circ$	Baja	1

En consecuencia, en base al grado de nubosidad del cielo y de la altura de las nubes, se calcula el índice de irradiación modificado.

Tabla 27. Índice modificado i de irradiación.

Periodo del día	Grado de nubosidad	Índice modificado
Noche	0-4/10	i-2
	5/10 – 9/10	i-1
	= 10/10, nubes < 2.100 m	i
Día	0- 5/10	l
	1- 6/10 – 9/10, nubes < 2.100 m	i-2
	6/10 – 9/10 entre 2.100 y 4.300 m.	i-1
	= 10/10, nubes < 2.100 m	i
	= 10/10, nubes $\geq$ 2.100 m	i-1
	Otra opción	i

Si el índice de irradiación es menor que la unidad, entonces se permite igualarlo directamente a 1. El grado de estabilidad de la atmósfera se determina, en función del índice de irradiación modificado y la velocidad del viento, conforme al criterio establecido en la siguiente tabla.

Tabla 28. La clasificación de estabilidad de la atmósfera de Turner.

Velocidad del viento	Índice modificado de irradiación						
[m/s]	4	3	2	1	0	-1	-2
1	1	1	2	3	4	6	7
1,1 – 1,5	1	2	2	3	4	6	7
1,6 – 2,5	1	2	3	4	4	5	6
2,6 – 3,0	2	2	3	4	4	5	6
3,1 – 3,5	2	2	3	4	4	4	5
3,6 -4,5	2	3	3	4	4	4	5
4,6 – 5,0	3	3	4	4	4	4	5
5,1 – 5,5	3	3	4	4	4	4	4
$\geq 5,6$	3	4	4	4	4	4	4

El método de Turner para estimar la estabilidad atmosférica se creó en Nashville (Tennessee, EE UU), que se encuentra a una latitud de 36° Norte que corresponde con una localización situada por encima de la región subtropical. Para el uso de esta clasificación en la región de clima templado (latitud en torno a 50°), el método fue modificado por Nester y Reuter. Como se muestra en la Tabla 29 se añade la clase 0 de irradiación y el índice de irradiación se calcula para distintos ángulos de altitud solar.

Tabla 29. El índice de irradiación como una función de la altitud solar.

Ángulo de altitud solar [°]	Índice <i>i</i> de irradiación
$\alpha > 50$	4
$30 < \alpha \leq 50$	3
$15 < \alpha \leq 30$	2
$7 < \alpha \leq 15$	1
$\alpha \leq 7$	0

El factor de corrección ΔI se calcula en base al grado de nubosidad y altura de la nube según la Tabla 30.

Tabla 30. El factor de corrección ΔI .

Periodo del día	Grado de nubosidad	ΔI
Día	8/8	0
	4/8 – 7/8	-1
	0 – 3/8	-2
Noche	$\leq 4/8$	0
	4/8 – 7/8	-1
	=8/8 altitud ≥ 2.100 m	-1
	=8/8 altitud < 2.100 m	-2

Se puede obtener el índice modificado de irradiación como la suma de los índices de irradiación y el factor de corrección, como por ejemplo: $I = i + \Delta I$. Si hay niebla, entonces el índice modificado de irradiación puede considerarse como cero durante el día e igual a “-1” durante la noche. En función del índice modificado de irradiación y de la velocidad del viento, el grado de estabilidad atmosférica se calcula según el criterio dado en la Tabla 31.

Tabla 31. Clases de estabilidad de Turner (del 1 al 7) en función del índice de irradiación y de la velocidad del viento.

Velocidad del viento		Índice de irradiación						
(nudos)	(m/s)	4	3	2	1	0	- 1	- 2
0,1	0 – 0,7	1	1	2	3	4	6	7
2,3	0,8 – 1,8	1	2	2	3	4	6	7
4,5	1,9 – 2,8	1	2	3	4	4	5	6
6	2,9 – 3,3	2	2	3	4	4	5	6
7	3,4 – 3,8	2	2	3	4	4	4	5
8,9	3,9 – 4,8	2	3	3	4	4	4	5
10	4,9 – 5,4	3	3	4	4	4	4	5
11	5,5 – 5,9	3	3	4	4	4	4	4
≥ 12	$\geq 6,0$	3	4	4	4	4	4	4

2.3.2 La altura de la capa límite planetaria

La superficie de la Tierra tiene importantes efectos en la atmósfera que conociéndolos pueden permitir predecir el comportamiento de la atmósfera. El ejemplo más sencillo puede encontrarse con el ciclo hidrológico. La parte más baja de la atmósfera que se considera normalmente como aquel volumen comprendido entre 1 y 2 km (con respecto al nivel de la superficie) es donde los efectos de la superficie son más evidentes. Esta región se conoce como altura de la capa límite de nuestro planeta, o simplemente capa planetaria de la cual ya indicamos su acrónimo PBL. Hay diferentes formas en las que la superficie interactúa con PBL y viceversa. Quizás la forma más visual de comprender esto último sea con la influencia que tiene PBL en la formación y posterior evolución de las nubes. Sin entrar en más detalles, la importancia de fenómenos como el Niño o los huracanes son provocados principalmente por la interacción entre la atmósfera y la superficie. En relación con la calidad del aire, es importante conocer las condiciones en donde los contaminantes entran dentro de la atmósfera y, entre otros datos, la dirección y distancia a la cual son transportados.

Como se ha indicado, la PBL es la parte más baja de la atmósfera y su comportamiento es directamente influenciado por su contacto con la superficie planetaria. PBL juega un papel importante para determinar el transporte, almacenamiento y dispersión de contaminantes atmosféricos.

Las clases de estabilidad y la altura de PBL es la región de estudio fueron obtenidos cada 3 horas a partir de un modelo computacional de NOAA ARL usando la herramienta READY (Sistema de visualización y de aplicaciones medioambientales en tiempo real) (NOAA, 2015).

2.4 Método de Regresión Lineal Múltiple

Con este método se desea relacionar la concentración de radón en el interior del laboratorio, que es la variable dependiente o variable respuesta, con parámetros ambientales del interior del laboratorio y meteorológicos que son las variables explicativas o independientes. Para resolver este problema se utiliza un modelo de regresión lineal múltiple (en adelante, MRLM), en donde se incluyen n variables explicativas para determinar el valor estimado $\hat{y}$ de la variable dependiente y . El valor estimado se obtiene como una combinación lineal de las variables explicativas, como se muestra en la siguiente expresión.

$$\hat{y} = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_n \cdot x_n \quad [31]$$

, en donde β_0 es la constante de regresión y $\beta_1 \dots \beta_n$ son los coeficientes de regresión.

El parámetro β_0 representa el valor medio de la respuesta si todas las variables explicativas valen cero. Los coeficientes de regresión representa el incremento de la respuesta media cuando la variable explicativa aumenta en una unidad y el resto de variables no cambian. Estos coeficientes se han calculado por el método de mínimos cuadrados.

En la práctica, el MRLM y las técnicas de análisis complementarias se han calculado con el programa informático *Minitab*. A continuación, se definen los estadísticos que se han empleado.

i) R^2 : El coeficiente de determinación se define como la proporción en la variación de la variable respuesta que se explica por factor/es independiente/s. Puede variar entre 0 y 1, siendo 1 el valor correspondiente a un ajuste perfecto. Este coeficiente tiene el inconveniente que siempre aumenta al haber más variables, aunque no sirvan para explicar la respuesta.

ii) R^2 -corregido: El coeficiente de determinación corregido, a diferencia del anterior, tiene en cuenta el tamaño de la muestra (n) y los grados de libertad de los factores independientes (k) según la fórmula [32]. Así se asegura que el coeficiente de determinación no esté sobreestimado porque se penaliza, por ejemplo, que haya un exceso de variables en el modelo.

$$R^2 - \text{corregido} = 1 - \left| \left(1 - R^2 \right) \cdot \frac{n-1}{n-1-k} \right| \quad [32]$$

iii) VIF (“Variance Inflation Factor”): El factor de inflación de la varianza sirve para detectar multicolinealidad en el modelo, que consiste en que al menos dos variables explicativas tienen una correlación alta entre sí. El factor para una determinada variable x_i se calcula a partir del coeficiente de determinación.

$$VIF_i = \left(1 - R_i^2 \right)^{-1} \quad [33]$$

Si alguno de los factores VIF de las variables supera 10 entonces se supone que hay multicolinealidad en nuestro modelo. No se debe confundir con el problema de colinealidad que ocurre al haber una relación lineal entre dos o más variables explicativas. En este caso, el coeficiente de correlación de Pearson es próximo a la unidad.

iv) F-test: El test basado en la distribución de Fischer se utiliza para medir la relevancia del conjunto de coeficientes del modelo. Con esta prueba se evalúa si se cumple la hipótesis nula (todos los coeficientes son nulos) o la hipótesis alternativa que consiste en que alguno de los coeficientes de regresión es distinto de cero.

$$\begin{aligned} \text{Hipótesis nula } H_0 : \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_n = 0 \\ \text{Hipótesis alternativa } H_1 : \text{uno o más } \beta_i \neq 0 \end{aligned} \quad [34]$$

El estadístico F es igual a la media cuadrática de la regresión (MSR, “Mean Square Regression”) dividido por la media cuadrática del error (MSE, “Mean Square Error”).

$$F = \frac{MSR}{MSE} \quad F(k, n - k - 1) \quad [35]$$

El numerador tiene k grados de libertad, mientras que en el denominador hay $n-k-1$. Si no se cumple la hipótesis nula, entonces el cociente es mayor que cuando la hipótesis nula es verdad. Por esta razón, si F es demasiado grande, se rechaza H_0 y se concluye que el modelo de regresión es significativo. Los p-valores, que se definirán posteriormente, permiten estimar la relevancia del F-Test.

v) t-Test: La prueba t-Student se aplica individualmente a cada coeficiente de regresión. Esta prueba indica si el coeficiente en cuestión es igual o distinto de cero con un nivel de confianza. El valor del t-Test se obtiene según la siguiente expresión.

$$t = \frac{\hat{\beta}_i - \beta_i}{SE(\hat{\beta}_i)} \quad t(n-k-1) \quad [36]$$

, en donde $\hat{\beta}_i$ es el valor estimado del coeficiente β_i (considerando la hipótesis nula se cumple que $\beta_i = 0$) y $SE(\hat{\beta}_i)$ es el error estándar asociado al coeficiente estimado. Tiene $n-k-1$ grados de libertad. Como en el test anterior, los p-valores determinan la relevancia de la prueba t-Student.

vi) P-valor ("p-value"): El p-valor mide el nivel de relevancia que tiene aceptar o rechazar la hipótesis nula en contraposición con la hipótesis alternativa. Se calcula utilizando la distribución de t-Student para los coeficientes de regresión y la distribución de Fischer en el F-test para todo el modelo. El p-valor se compara con el nivel de confianza que normalmente se toma $\alpha = 0,05$. Si el p-valor es menor que 0,05, entonces nos encontramos en la zona de rechazo y puede concluirse que la variable (o modelo) en cuestión es relevante y, por tanto, se rechaza la hipótesis nula.

Los cálculos se han realizado con el MRLM que hay implementado dentro del programa *Minitab*.

2.5 Método de Lomb-Scargle

El método de Lomb-Scargle es una variación de la Transformada Discreta de Fourier (DFT), en la cual una serie temporal se descompone en una combinación lineal de funciones sinusoidales. Las funciones sinusoidales transforman los datos desde el dominio de los tiempos al de las frecuencias. Las técnicas que se fundamentan en DFT, a menudo, requieren que los valores de la serie estén uniformemente distribuidos, pero esto no siempre es posible de conseguir. Con este método se obtiene un periodograma o espectro de línea de Fourier que representa la densidad espectral de potencia (PSD) para un espectro de frecuencias determinado.

La transformada discreta de Fourier es una herramienta de análisis espectral, que puede definirse para una serie temporal de datos $X(t_j)$ para $j = 1, 2, \dots, N_0$, según la expresión dada en la siguiente expresión. N_0 es el número total de elementos de la serie y ω es la frecuencia angular.

$$FT(\omega) = \sum_{j=1}^{N_0} X(t_j) \cdot e^{-i(\omega t_j)} \quad [37]$$

El periodograma se define como:

$$\begin{aligned} P_X(\omega) &= \frac{1}{N_0} \cdot [FT_X(\omega)]^2 = \frac{1}{N_0} \cdot \left[\sum_{j=1}^{N_0} X(t_j) \cdot e^{-i \cdot \omega \cdot t_j} \right]^2 = \\ &= \frac{1}{N_0} \cdot \left[\left(\sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \cos(\omega \cdot t_j) \right)^2 + \left(\sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \text{sen}(\omega \cdot t_j) \right)^2 \right] \end{aligned} \quad [38]$$

Esta expresión se define como periodograma clásico y puede evaluarse para cualquier frecuencia. Si la serie $X(t)$ contiene una componente sinusoidal de frecuencia angular ω_0 , entonces en la proximidad de $\omega = \omega_0$ los componentes de $X(t)$ y $\exp(-i(j\omega))$ están en fase y tienen una gran contribución en la suma de la expresión anterior. Para el resto de valores de ω , los términos son aleatoriamente positivos y negativos, y se compensan ambas contribuciones con una suma pequeña. Sin embargo, la presencia de una componente sinusoidal se manifiesta en el periodograma como un gran pico, con respecto al resto de picos del espectro. Si la serie temporal está distribuida uniformemente entonces para un intervalo Δt se puede tomar como $\Delta t = 1$, $t_j = j$ y $X_j = X(t_j)$, resultando:

$$P_X(\omega) = \frac{1}{N_0} \cdot \left[\sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot e^{-i(j\omega)} \right]^2 \quad [39]$$

Lomb (1976) modificó el periodograma clásico y Scargle (1982) desarrolló su trabajo, obteniéndose la expresión siguiente que se conoce por periodograma de Lomb-Scargle o periodograma de Lomb. Este método permite el cálculo de periodicidades en series temporales de datos, ya estén distribuidos o no uniformemente y/o con datos incompletos.

$$P_X(\omega) = \frac{1}{2} \cdot \left[\frac{\left(\sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \cos(\omega \cdot (t_j - \tau)) \right)^2}{\sum_{j=1}^{N_0} \cos^2(\omega \cdot (t_j - \tau))} + \frac{\left(\sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \text{sen}(\omega \cdot (t_j - \tau)) \right)^2}{\sum_{j=1}^{N_0} \text{sen}^2(\omega \cdot (t_j - \tau))} \right] \quad [40]$$

, donde τ , parámetro que evita la aparición de los términos cruzados de senos y cosenos, se define por:

$$\text{tg}(2 \cdot \omega \cdot \tau) = \frac{\sum_{j=1}^{N_0} \text{sen}(2 \cdot \omega \cdot t_j)}{\sum_{j=1}^{N_0} \cos(2 \cdot \omega \cdot t_j)} \quad [41]$$

El periodograma de Lomb-Scargle normalizado consiste en dividir P_X entre la varianza (ver expresión siguiente). Hay controversia sobre cómo normalizar correctamente un periodograma. Scargle (1982) normalizó el periodograma con la varianza del ruido. Por otra parte, Horne et al. (1986) comprobaron que la probabilidad de que una frecuencia en concreto se localice en una señal se estima correctamente si el periodograma se normaliza con la varianza total de los datos, para así obtener una distribución exponencial de probabilidad.

$$P_N(\omega) = \frac{P_X(\omega)}{\sigma^2} \quad [42]$$

Townsend (2010) transformó las expresiones P_X y tg en las siguientes expresiones, respectivamente, a partir de relaciones trigonométricas básicas. Esta reagrupación de términos le permitió desarrollar un algoritmo rápido de cálculo del periodograma de Lomb-Scargle.

$$P_X(\omega) = \frac{1}{2} \cdot \left[\frac{(c_\tau \cdot XC + s_\tau \cdot XS)^2}{c_\tau^2 \cdot CC + 2 \cdot c_\tau \cdot s_\tau \cdot CS + s_\tau^2 \cdot SS} + \frac{(c_\tau \cdot XS - s_\tau \cdot XC)^2}{c_\tau^2 \cdot SS - 2 \cdot c_\tau \cdot s_\tau \cdot CS + s_\tau^2 \cdot CC} \right] \quad [43]$$

$$tg(2 \cdot \omega \cdot \tau) = \frac{2 \cdot CS}{CC - SS} \quad [44]$$

, donde:

$$c_\tau = \cos(\omega \cdot \tau), \quad s_\tau = \sin(\omega \cdot \tau) \quad [45]$$

Mientras que el resto de los términos corresponde con los siguientes sumatorios.

$$\begin{aligned} XC &= \sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \cos(\omega \cdot t_j) \\ XS &= \sum_{j=1}^{N_0} X_j \cdot \sin(\omega \cdot t_j) \\ CC &= \sum_{j=1}^{N_0} \cos^2(\omega \cdot t_j) \\ SS &= \sum_{j=1}^{N_0} \sin^2(\omega \cdot t_j) \\ CS &= \sum_{j=1}^{N_0} \cos(\omega \cdot t_j) \cdot \sin(\omega \cdot t_j) \end{aligned} \quad [46]$$

Como resultado adicional, Scargle (1982) dedujo la siguiente expresión para la probabilidad de falsa alarma (también conocido por su acrónimo en inglés, *FAP*), una estimación de la importancia de la altura del pico en el espectro de potencias. En definitiva, el valor de *FAP* es muy bajo para los picos máximos del periodograma. Para el cálculo correcto de *FAP* se debe normalizar el espectro de potencias a partir de la varianza total de los datos (Horne y Baliunas, 1986).

$$FAP = 1 - (1 - e^{-z})^{N_i} \quad [47]$$

, siendo N_i el número de frecuencias independientes y z es la altura del pico más alto del espectro siendo igual a P_N o P_X dependiendo de si el periodograma está normalizado o no. En un periodograma puede tener múltiples picos con una altura z significativa debido a la presencia de más de una señal periódica en la serie datos. Según Horne y Baliunas (1986) puede haber falsos picos en un periodograma en virtud a la longitud finita de la serie temporal y porque los datos no estén uniformemente distribuidos. Este problema se conoce como *aliasing* o fuga espectral.

En general, N_i depende del número de frecuencias del espectro, el número de datos de la serie (N) y su espaciado. El valor de N_i puede estimarse de diversas formas:

- La aproximación más sencilla consiste en igualar $N_i = N_0$, con independencia de que se trate de una serie equidistante o no.
- El valor N_i se determina a través de la siguiente expresión (Horne y Baliunas, 1986) que se dedujo a partir de simulaciones de Monte Carlo.

$$N_i = -6,362 + 1,193 \cdot N_0 + 0,00098 \cdot N_0^2 \quad [48]$$

La probabilidad de falsa alarma se puede calcular a partir del número de frecuencias independientes dadas por la expresión anterior, únicamente cuando los datos de la serie están espaciados uniformemente (Horne y Baliunas, 1986).

Los cálculos se han realizado con el programa *Peranso* (Vanmunster, 2007).

2.6 Método de la Transformada Wavelet

2.6.1 Introducción

La Transformada Wavelet (TW) es una técnica matemática que se utilizó en sus inicios para analizar datos sísmicos y señales acústicas (). Desde entonces, la TW ha sido objeto de un desarrollo teórico considerable que ha permitido su aplicación práctica en áreas de conocimiento muy dispares. En el siguiente apartado se mostrará la formulación matemática del análisis *wavelet*. Sin embargo, a modo introductorio se define la TW de una función como un tipo especial de transformada matemática que representa una señal en términos de versiones trasladadas y dilatadas de una onda

finita *wavelet*⁵⁰ (denominada *wavelet* madre $\psi(t)$), que es una función continua tanto en el dominio de tiempos como en el de frecuencias.

El método de análisis wavelet es ideal para identificar cambios en el tiempo por la contribución de cada frecuencia de la serie temporal (Press et al., 1992). En este trabajo, la técnica de análisis *wavelet* se utilizó para identificar la periodicidad predominante, la estructura espacial y las características de propagación de las concentraciones de radón y otras variables (presión, temperatura y humedad) que se han obtenido de forma simultánea en el interior de dos viviendas. Se parte de series temporales largas de datos en las cuales no ha habido interrupciones o huecos de información.

2.6.2 Formulación matemática

La Transformada Continua Wavelet (CWT para abreviar) se emplea para una función continua $x(t)$ para una escala 'a' y un valor de traslación 'b' que se expresa por la siguiente ecuación:

$$W(b, a) = \frac{1}{|a|} \int_{-\infty}^{\infty} \psi^* \left(\frac{t-b}{a} \right) x(t) dt \quad [49]$$

donde ψ^* es el complejo conjugado de la wavelet madre, definida por el par de valores (b, a). El parámetro 'b' denota la posición (traslación) y la 'a' la escala (dilatación) de la onda *wavelet*. La TW se denomina a veces *microscopio matemático* porque permite estudiar propiedades de la señal para cualquier escala de 'a' que se elija. Para frecuencias altas (es decir, valores de 'a' pequeños), las funciones ψ^* tienen una buena localización, por lo que en regímenes cortoplacistas (o con componentes situadas a altas frecuencias) pueden detectarse por el análisis *wavelet*. Sin embargo, situándonos en el caso contrario caracterizado por valores de 'a' demasiados grandes (frecuencias bajas) se tendrá que *wavelet* filtrará casi todas las frecuencias de las series temporales y, en consecuencia, se perderá información sobre la dinámica intrínseca del sistema.

Las gráficas que resultan de aplicar esta técnica matemática se llaman escalogramas o espectros *wavelet*. El escalograma es el valor absoluto y al cuadrado de la salida de la Transformada Wavelet. Cada rectángulo relleno de color corresponde con la magnitud del correspondiente coeficiente *wavelet*. La localización y tamaño del rectángulo están relacionados con el intervalo de tiempo y el rango de frecuencias para ese coeficiente en concreto. En este trabajo, el tipo de función *wavelet* madre es Morlet y los escalogramas han sido normalizados por su varianza. El cono de

⁵⁰ El término original francés *ondelette*, introducido originariamente por Jean Morlet y Alex Grossmann, se ha traducido al inglés como *wavelet* (término empleado en el presente trabajo) y al castellano como ondículas (en latinoamérica) u onditas.

influencia (COI) muestra aquellas áreas del escalograma en el cual los coeficientes deben ser ignorados como consecuencia de que las series temporales son finitas.

La Transformada Wavelet Cruzada (XWT) se calcula a partir de dos CWT, que indica aquellas áreas con un espectro de potencia común más alto en el dominio espectro-temporal. La XWT de dos series temporales $x(t)$ y $y(t)$ se define como el producto de W^x y W^y que son la CWT de $x(t)$ e $y(t)$, respectivamente.

$$W^{xy} = W^x W^{y*} \quad [50]$$

También hemos usado la coherencia *wavelet* (WCo), que es una herramienta para medir la coherencia de XWT usando un operador de suavizado. WCo se define como el módulo de la XWT normalizado para los espectros wavelet individuales, por tanto, puede considerarse como una correlación entre dos series temporales en el espacio espectro-temporal. WCo tiene la ventaja con respecto a XWT de estar normalizada por el espectro de potencias de las dos series temporales. El nivel de significancia estadística de WCo se calcula usando métodos de Monte Carlo. En este trabajo, el número de generación de números aleatorios por Monte Carlo es igual a 400.

Otra medida de la coherencia entre dos series temporales es el ángulo de la diferencia de fases anuales. La diferencia de fases ϕ^{xy} nos proporciona información sobre el desfase entre las oscilaciones de las dos series temporales. Ver ecuación siguiente, donde $\phi^{xy} \in [-\pi, \pi]$. La diferencia de fases $\pm\pi$ indica una relación antifase, mientras que si es igual a $\pm\pi/2$ entonces las series oscilan en fase.

$$\phi^{xy} = \tan^{-1} \left(\frac{\Im\{W^{xy}\}}{\Re\{W^{xy}\}} \right) \quad [51]$$

Hemos calculado la disimilitud para comparar las series temporales basadas en su espectros wavelet, que es como comparar dos imágenes. Después de algunas transformaciones matemáticas usando un método basado en el análisis de correlación máxima (Rouyer et al., 2008), la información asociada a los dos espectros wavelet es reducida a unos pocos componentes. Después de medir las distancias a partir de estas componentes, podemos construir un matriz de disimilitud. El dendrograma se obtuvo usando los valores de disimilitud entre los espectros.

2.6.3 Descripción de los cálculos

En este trabajo, los escalogramas se han calculado y representado usando el paquete de Código R *biwavelet*⁵¹ creado por Tarik G. Gouhier (2015), que está basado en un código programado para *Matlab* (Grinsted et al., 2004; Torrence y Compo, 1998). Para calcular la transformada TW se ha utilizado la función *wt* del paquete R *biwavelet* que tiene los siguientes argumentos:

⁵¹ Se recomienda consultar la Página Web del paquete: <http://biwavelet.r-forge.r-project.org/>

- dt: series temporales en formato de matriz (n filas x 2 columnas). La función wavelet básica es $wt(A)$ y toma como entrada una matriz A de dos columnas. La primera columna es un vector con los pasos temporales y la segunda columna contiene todos los valores observados de la serie temporal (tales como, las concentraciones de radón cada tres horas).
- pad: se completan los huecos con valores igual a cero para que el cálculo sea más rápido. Por defecto, el valor de *pad* es TRUE.
- dt: la longitud de un paso de tiempo.
- dj: el espaciado que hay entre dos escalas sucesivas. Por defecto, este valor es igual a 1/12.
- s0: la escala más pequeña de *wavelet*. Por defecto, este valor es igual al doble de la longitud del paso *dt*.
- J1: número de escalas - 1.
- max.scale: la escala máxima. Por defecto, este valor se calcula automáticamente si no se especifica nada.
- mother: el tipo de función madre que se emplea en el cálculo de la TW. Puede elegirse entre la función madre de *morlet*, *dog* o *Paul*. Por defecto, la función madre es *morlet*.
- param: parámetro específico adimensional para la función wavelet.
- lag1: el coeficiente AR(1) de las series temporales que se utilizan para testear patrones significativos.
- sig.level: el nivel de significancia. Por defecto, *sig.level* es igual a 0,95.
- sig.test: el tipo de test de significancia. Si es igual a 0 se utiliza un test normal χ^2 , si es 1 entonces un test de promedio temporal y si es 2 entonces un test de promedio de escala.
- do.sig: realiza un test de significancia. Por defecto, es TRUE.

Una vez definidos los argumentos de la función *wt*, se describe la información que devuelve el objeto.

- coi: matriz que contiene el cono de influencia.
- wave: matriz que contiene el resultado de la TW.
- power: matriz de potencia.

- power.corr: matriz de potencia bias-corregida que utiliza el método descrito⁵² en Liu et al. (2007).
- phase: matriz de fases.
- period: vector de periodos.
- scale: vector de escalas.
- dt: longitud de paso de tiempos.
- t: vector de tiempos.
- xaxis: vector de valores usados para representar xaxis.
- s0: escala más pequeña de *wavelet*.
- dj: espaciado entre dos escalas sucesivas.
- sigma2: la varianza de las series temporales.
- mother: el tipo de función madre que se ha utilizado en el cálculo de la TW.
- type: tipo de objeto wavelet que se ha creado.
- signif: matriz que contiene los niveles de significancia.

Para más detalles sobre el código, nos referimos a los artículos anteriormente mencionados. En la Figura 37 se muestra un esquema simplificado del código R que se ha empleado para el cálculo de la TW, que consiste básicamente en la carga de datos, cálculo de la TW mediante la función *wt* y representación gráfica de los resultados (escalograma).

Figura 37. Esquema simplificado del código utilizado en R para el cálculo de la Transformada Wavelet.

⁵² Resaltamos que el citado artículo se publicó en la revista "Journal of Atmospheric and Oceanic Technology" que confirma, una vez más, que la TW tiene una gran aplicación y desarrollo en las ciencias atmosféricas y del océano. Esto mismo se observa si se consultan otras citas anteriores como Torrence y Compo (1998).

Partiendo del esquema anterior, se muestra el código para calcular XWT y representarlo gráficamente (incluyendo la diferencia de fase). Se ha utilizado la función específica *xwt* del paquete *biwavelet*. Al igual que ocurría con la función *wt*, la función *xwt* también tiene argumentos y valores que devuelve como resultado de la ejecución. No se describen por su similitud con los definidos anteriormente para la función *wt*, por lo que se recomienda consultar el manual oficial del paquete. Para llevar a cabo la operación XWT se requieren dos series temporales ('a' y 'b').

```
xwt.ab=xwt(a, b)

plot(xwt.ab, plot.cb=TRUE, plot.phase=TRUE)
```

El cálculo de WCo se realiza mediante la función *wtc*, que por la misma razón que en el caso anterior se obvia la descripción de sus argumentos y valores de salida. Tan solo se comenta el significado del argumento *nrand*s que corresponde con el número de ejecuciones aleatorias de Monte Carlo (por defecto, es igual a 300). En función del tamaño del conjunto de datos y del equipo disponible, esta operación puede ser muy lenta por lo que habría que reducir el número.

```
wtc.ab=wtc(a, b, nrand=1000)

plot(wtc.ab, type="power.norm", plot.cb="true", plot.phase="true")
```

Como se ha comprobado, las operaciones anteriores son sencillas porque consiste básicamente en una aplicación directa de la función correspondiente. Sin embargo, para el cálculo de la disimilitud se requiere una organización previa de los datos que consiste en almacenarlos en un *array*. En el código siguiente se muestra la disimilitud sobre cuatro TW de las series temporales: 'a', 'b', 'c' y 'd'.

```
w.arr=array(NA, dim=c(4, NROW(wt.a$wave), NCOL(wt.a$wave)))

w.arr[1,,]=wt.a$wave

w.arr[2,,]=wt.b$wave

w.arr[3,,]=wt.c$wave

w.arr[4,,]=wt.d$wave
```

Después de la organización de los datos, se calcula la disimilitud entre los cuatro espectros *wavelet*. Como se desea comparar más de dos TW se utiliza la función *wclust* en vez de *wdist*. El argumento *w.arr* es el único que tiene la función *wclust* y se define como un *array* de dimensiones N x p x t de espectros *wavelet* donde 'N' es el número de espectros *wavelet* para ser comparados, 'p' es el número de periodos de cada espectro *wavelet* y 't' es el número de pasos de tiempo en cada espectro *wavelet*.

```
w.arr.dis=wclust(w.arr)

plot(hclust(w.arr.dis$dist.mat, method="ward"), sub="",
main="",ylab="Disimilitud", hang=-1)
```

2.7 Método basado en los coeficientes Hurst

2.7.1 Introducción

El exponente de Hurst (o también conocido por coeficiente de Hurst) es una cantidad matemática que permite detectar dependencias a largo plazo en series temporales. En otras palabras, es un test clásico para detectar memoria a largo plazo en las series temporales. El método tuvo su origen en la hidrogeología (Hurst, 1951; Black y Simaiki, 1965). En particular, fue descubierto por H.E. Hurst en 1951, a partir de las contribuciones de Einstein sobre el movimiento Browniano de las partículas, que en su vida profesional tuvo que afrontar el reto de diseñar la segunda presa de Asuán y, en particular, determinar cuál era su capacidad óptima.

Desde la antigüedad, es conocido que el río Nilo presenta un característico comportamiento a largo plazo. A largos periodos de sequía le siguen largos periodos de inundaciones. Las inundaciones tienen el efecto de fertilizar el suelo y, por tanto, los cultivos son especialmente abundantes durante estos años. Este comportamiento tan característico ha tenido una enorme transcendencia en Egipto debido a su impredecibilidad.

Como se señala en Beran (1994), se podría encontrar una predicción en la Biblia cuando José interpreta el sueño del Faraón (Genesis 41, 29-30): *“Dios ha mostrado a Faraón lo que va a hacer. He aquí, vienen siete años de gran abundancia en toda la tierra de Egipto; y después de ellos vendrán siete años de hambre, y será olvidada toda la abundancia en la tierra de Egipto; y el hambre asolará la tierra....”*. No se disponen de registros de medidas del nivel del Nilo para aquella época. Sin embargo, hay registros fiables de medidas muy antiguas que podrían dar una explicación de los siete años buenos y siete años malos que se describen en el Génesis. Hay periodos largos donde el nivel máximo tiende a permanecer a niveles altos, mientras que en otros periodos igualmente largos el nivel es bajo. A pesar de que las series temporales parecen estacionarias, si nos centramos en intervalos más cortos se observan ciclos o tendencias locales. En cambio, si observamos series enteras no hay este ciclo aparentemente persistente. En particular, parece que los ciclos de todas las frecuencias (o de casi todas) tienen lugar en una secuencia aleatoria y superpuesta. En referencia a la Biblia, Mandelbrot denominó este comportamiento como efecto *Joseph*.

Como ya se ha señalado, el método que se describe en este apartado fue descubierto por el ingeniero británico Harold Edwin Hurst, que como resultado de su actividad profesional analizó el registro de medidas de las inundaciones del Nilo que se remontaba desde hace 800 años. Advirtió que el Nilo presentaba este comportamiento tan característico que se ha descrito en el párrafo anterior y del cual se puede encontrar una referencia en la Biblia.

Aunque se ha señalado que el método se descubrió como aplicación práctica de la hidrogeología, este método también se ha aplicado en campos tan dispares como la climatología (Rehman y Siddiqi, 2009), astronomía y astrofísica (Kilcik et al., 2009) y en economía (Granero et al., 2008). En relación con esta última aplicación, es

corriente que las herramientas informáticas para visualizar y analizar índices bursátiles dispongan de un método para calcular la evolución temporal de los exponentes de Hurst. Precisamente, en la presente tesis se ha empleado esta última metodología que consiste en calcular el coeficiente de Hurst para tramos consecutivos de la serie temporal.

La interpretación de los coeficientes de Hurst (H) es relativamente sencilla porque consiste en un criterio numérico. Los valores de H comprendidos entre 0,5 y 1 manifiestan una autocorrelación positiva a largo plazo en las series temporales. Esto significa que un valor alto en la actualidad corresponderá, probablemente, con un valor alto en el futuro, siendo esta su tendencia (persistencia⁵³). En cambio, valores comprendidos entre 0 y 0,5 indica que no hay una tendencia clara a largo plazo porque los valores oscilan entre valores altos y bajos. En particular, a un valor alto en la actualidad lo seguirá un valor bajo en el futuro, mientras que el valor posterior podrá volver a ser alto (antipersistencia) (Eftaxias et al., 2002; Kapisiris et al., 2003). Por último, H puede ser igual a 0,5 que significa que las series temporales no están correlacionadas. Los casos extremos son H igual a 0 y a 1. El primero corresponde con el ruido blanco y el segundo con una simple tendencia lineal.

2.7.2 Formulación matemática

Hay diversos métodos para calcular el exponent Hurst. El método mejor conocido y más antiguo es el método basado en el análisis R/S (“Rescaled Range Analysis”), que fue propuesto por Mandelbrot y Wallis (1969) y que se basó en el trabajo llevado a cabo por Hurst.

Como ya se ha señalado, Hurst tuvo que determinar la capacidad óptima de una presa del Nilo que tiene la dificultad de presentar un caudal muy variable en el tiempo. El descubrimiento de Hurst consistió en resolver el siguiente problema: Calcular la capacidad de un depósito cuyo tamaño es el óptimo para un intervalo de tiempo comprendido entre t y $t + k$. Para simplificar, se supone que el tiempo es discreto y que el depósito no tiene pérdidas (evaporación, fugas, transvases, etc.). La capacidad ideal del depósito que se requiere debe considerar que el flujo es uniforme, que para un intervalo $t + k$ el depósito está lleno en el momento t y que el nivel del agua nunca supera la capacidad del depósito. Se denota X_i como el flujo de entrada para el momento i y, por otra parte, Y_j es el flujo acumulado hasta el momento de tiempo j . La capacidad ideal del depósito puede definirse a partir de la siguiente expresión matemática, utilizando la nomenclatura dada en Beran (1994).

$$R(t, k) = \max_{0 \leq i \leq k} \left[Y_{t+1} - Y_t - \frac{i}{k} \cdot (Y_{t+k} - Y_t) \right] - \min_{0 \leq i \leq k} \left[Y_{t+1} - Y_t - \frac{i}{k} \cdot (Y_{t+k} - Y_t) \right] \quad [52]$$

$R(t, k)$ se denomina intervalo de ajuste (“adjusted range”). Para poder estudiar las propiedades que son independientes de la escala se estandariza $R(t, k)$ entre $S(t, k)$ que está dada por:

⁵³ El comportamiento persistente implica que cuando sube tiende a seguir subiendo y cuando baja, tiende a seguir bajando.

$$S(t, k) = \sqrt{k^{-1} \sum_{i=t+1}^{t+k} (X_i - \bar{X}_{t,k})^2} \quad [53]$$

En la expresión anterior se utiliza $\bar{X}_{t,k} = k^{-1} \sum_{i=t+1}^{t+k} X_i$. Se destaca que $S^2(t, k)$ es igual a $(k - 1)/k$ veces la varianza de la muestra de X_{t+1} a X_{t+k} . La relación R/S se denomina así por “rescaled adjusted range” (en castellano, intervalo ajustado y reescalado) o estadístico R/S . Hurst dibujó el logaritmo de R/S para algunos valores de k . Observó que para valores grandes de ‘ k ’, los valores de $\log(R/S)$ se dispersaban en torno a una línea recta con una pendiente mayor de $1/2$. En terminología propia de probabilidad, esto significa que el valor de ‘ k ’ es grande, resultando que el citado logaritmo se puede aproximar como la suma de una cte y de un factor dado por ‘ $H \log(k)$ ’, siendo ‘ H ’ el coeficiente de Hurst. En particular, Hurst descubrió que los datos del Nilo para determinadas medidas climatológicas, geofísicas e hidrogeológicas, R/S se comportaba algunas veces como k elevado a H , siendo $H > 0,5$.

A continuación, se describe el procedimiento de cálculo del exponente Hurst mediante el análisis R/S . El fundamento del método se ha acaba de explicar, pero el siguiente procedimiento puede servir para comprender mejor el código en R y lenguaje *Python*, utilizado para realizar los cálculos en la práctica y que se muestran en el siguiente apartado.

Dada una serie temporal de longitud ‘ L ’ que se divide en ‘ d ’ tramos de longitud ‘ n ’, el procedimiento consiste en los siguientes pasos:

1. Es necesario calcular la media (E_m) de los ‘ m ’ tramos (sub-serie), así como su desviación estándar ‘ S_m ’.
2. Los datos de las sub-series $Z_{i,m}$ se normalizan mediante la resta de la media de cada tramo desde $i = 1$ hasta n . $X_{i,m} = Z_{i,m} - E_m$ [54]
3. Se calcula la serie temporal acumulada de cada tramo.

$$Y_{i,m} = \sum_{j=1}^i X_{j,m} \text{ para } i = 1 \dots n \quad [55]$$

4. Se calcula: $R_m = \max\{Y_{1,n}, \dots, Y_{n,m}\} - \min\{Y_{1,m}, \dots, Y_{n,m}\}$ [56]
5. Se reescala: R_m/S_m .
6. Calcular el valor medio $(R/S)_n$ de los intervalos reescalados para todas las subseries de longitud ‘ n ’.

Se considera que asintóticamente la relación $(R/S)_n$ se aproxima al producto de la constante ‘ c ’ por ‘ n^H ’. El valor de H , que es el exponente de Hurst, se puede obtener fácilmente mediante la siguiente regresión lineal. Esta parte ya se ha explicado, por lo que no se entra en más detalles.

$$\log(R/S)_n = \log c + H \log n \quad [57]$$

2.7.3 Descripción de los cálculos

Los cálculos se han realizado mediante los lenguajes de programación *Python* y Código R. En ambos casos se obtuvieron resultados similares, por lo que finalmente se incluyeron solo aquellos realizados mediante *Python*. Sin embargo, se describe la metodología seguida en cada lenguaje de programación.

2.7.3.1 Código R

La librería de R que se ha utilizado es *pracma* que incluye varios métodos para calcular el coeficiente de Hurst según distintas variantes. Como se verá también con el código escrito en lenguaje *Python*, el coeficiente Hurst se calcula para un subconjunto de elementos de la serie temporal. Este subconjunto, que tiene una longitud fija, se va desplazando en el tiempo hasta el final de la serie temporal. En cada uno de los desplazamientos, se vuelve a calcular el valor de dicho coeficiente para ese subconjunto. De este modo se consigue nuestro objetivo, que es representar en una curva la evolución de la función Hurst a lo largo del tiempo.

```
library(pracma)

a<-read.table("input.txt")
b <- a[,1]
step=length(b)
l <- as.list(NULL) # create empty list
ll <- as.list(NULL)
lll <- as.list(NULL)
llll <- as.list(NULL)
for(i in 1:step) {
  j=i+400
  c <- b[0+i:j]
  h<-hurstexp(c, d = 10, display = FALSE)
  l[i]<-h$Hs #Simple R/S Hurst estimation
  ll[i] <- h$Hrs #Corrected R over S Hurst exponent
  lll[i] <- h$He #Empirical Hurst exponent
  llll[i] <- h$Hal #Corrected empirical Hurst exponent
  i<-i+1
}
matriz<-cbind(l,ll,lll,llll)
write.table(matriz,"output.txt",sep=" ")
```

2.7.3.2 Python

Se ha programado un sencillo script en *Python* para estimar el coeficiente de Hurst a lo largo del tiempo usando una ventana móvil. Los valores de Hurst se calcularon usando la función Hurst que se programó dentro del módulo PyEEG (Bao et al., 2011). El script también ha utilizado otros paquetes genéricos de *Python* como *Numpy* y *Pandas* para manejar los datos y el paquete *Matplotlib* para representar gráficamente los resultados. En primer lugar, se muestra la función *hurst(X)* que permite calcular el coeficiente de Hurst para toda la serie temporal de datos.

```
def hurst(X)
    N = len(X)
```

```

T = array([float(i) for i in xrange(1,N+1)])
Y = cumsum(X)
Ave_T = Y/T
S_T = zeros((N))
R_T = zeros((N))
for i in xrange(N):
    S_T[i] = std(X[:i+1])
    X_T = Y - T * Ave_T[i]
    R_T[i] = max(X_T[:i + 1]) - min(X_T[:i + 1])
R_S = R_T / S_T
R_S = log(R_S)
n = log(T).reshape(N, 1)
H = lstsq(n[1:], R_S[1:])[0]
return H[0]

```

El código fuente se ha dividido en siete pasos que se han comentado brevemente para mejorar su comprensión. En este código se hace referencia a la función *hurst* que se ha presentado antes.

1) Importar los paquetes (o librerías) de *Python* que se utilizan.

```

import numpy as np
import pandas as pd
import matplotlib.pyplot as plt
import pyeeg.hurst as hurst

```

2) Cargar los datos a partir de archivos de texto que contienen una sola columna con las medidas de concentración de radón. Los vectores en formato *Numpy array* 'a' y 'b' corresponden con las medidas realizadas en la viviendas ocupada y en la vacía, respectivamente. Este paso es necesario para usar el método denominado "rolling apply", razón por la cual se ha importado la librería Pandas. El citado método permite realizar el cálculo del coeficiente Hurst para una ventana temporal móvil, es decir; desplazando la serie temporal.

```

a = np.loadtxt('a.in')
b = np.loadtxt('b.in')

```

3) Calcular los coeficientes de Hurst usando una ventana temporal móvil igual a 400 valores (de tres horas) que equivalen a 50 días.

```

a1=pd.rolling_apply(a,400,hurst)
b1=pd.rolling_apply(b,400,hurst)

```

4) Convertir los vectores *Numpy array* a objetos Pandas con las correspondientes fechas, lo cual es necesario para aplicar el método de interpolación en el siguiente paso.

```

length = len(a1)
rng = pd.date_range('5/11/2014 22:00:00', periods=length,
freq='3H')
s1 = pd.Series(a1,rng)
s2 = pd.Series(b1,rng)

```

5) La interpolación de los datos se ha empleado para reemplazar aquellas ejecuciones que no han devuelto valor. La interpolación es sencilla porque se calcula como la media de los valores situados en los extremos. Los valores perdidos ocurren en muy pocos casos y se aplica la interpolación para mejorar la representación gráfica de los resultados (es decir, para que no aparezcan huecos).

```
a2= s1.interpolate()  
b2= s2.interpolate()
```

6) El siguiente código permite representar los coeficientes Hurst a lo largo del tiempo.

```
ts = pd.Series(a2, index=rng)  
ts2 = pd.Series(b2, index=rng)  
ts3=ts.plot(legend=True,label='Dwelling A (occupied)')  
ts3.set_title('Hurst Exponents', fontsize=18);  
ts3.set_ylabel('Hurst', fontsize=16)  
ts3.set_xlabel('Date', fontsize=16)  
ts4=ts2.plot(label='Dwelling B (unoccupied)')  
plt.axis('auto')  
plt.show()
```

7) Este último paso es opcional y consiste en guardar las curvas resultantes en archivos externos, por si se desea consultarlos en un futuro y/o aplicar otro tipo de análisis sobre estos coeficientes. En el archivo 'a.out' se guarda el resultado obtenido para los datos de radón medidos en la vivienda 'A' (ocupada) y en el archivo 'b.out' el resultado correspondiente a la vivienda 'B' (vacía).

```
np.savetxt('a.out', a2)  
np.savetxt('b.out', b2)
```

2.8 Método de “Gradient Boosted Regression Trees”

2.8.1 Introducción

Uno de los retos de la ciencia de la computación es poder construir máquinas o programas que aprendan, es decir, dotar a las máquinas de un aprendizaje. Como señala la Real Academia Española, aprendizaje es “la acción y efecto de aprender algún arte, oficio u otra cosa”. Sin embargo, es más interesante la definición de aprendizaje del nobel americano Simon (1983): “cambios adaptivos en el sistema para hacer la misma tarea de la misma población de una manera más eficiente y efectiva la próxima vez”. En definitiva, la finalidad es desarrollar programas que mejoren con la experiencia de forma automática. Se debe entender que el resultado del aprendizaje no es solo obtener conocimiento sino también cómo se representa.

Las técnicas de aprendizaje de máquinas o automático (“machine learning”) se utilizan para modelizar un fenómeno en cualquier área de la ciencia. También puede denominarse: “data mining”, “statistical learning” o inteligencia artificial. A modo de ejemplo se citan algunos métodos de aprendizaje automático: “Generalized Additive

Models” (GAM), “Support Vector Machine” (SVM) y “Classification and Regression Trees” (CART) y *boosting*⁵⁴, que se describirá más adelante una de sus variantes. El concepto fundamental de las técnicas de aprendizaje automático se esquematiza en la siguiente figura.

Figura 38. Esquema de las técnicas de aprendizaje automático.

El esquema anterior permite introducir un concepto importante en relación con el conjunto de datos del cual se parte. El conjunto de datos disponibles se divide en el conjunto de entrenamiento y el conjunto de prueba. El primero sirve para determinar los parámetros del clasificador y el segundo para estimar el error asociado a la generalización. Se persigue que este error sea pequeño evitando un exceso de entrenamiento. Como se muestra en la Figura 47, se parte de un conjunto de datos (muestra de entrenamiento) que se divide en dos muestras: una muestra de entrenamiento (propriadamente dicho) y otra muestra para la validación para la validación del modelo. La mayor parte de los datos (por ejemplo, 80 %) se utilizan para entrenar el modelo. El algoritmo, que se usa para aprender, utiliza la muestra de entrenamiento para generar conocimiento que es posteriormente validado mediante la muestra de validación. El resultado puede ser satisfactorio o por el contrario proceder a modificar algunos parámetros del algoritmo.

La técnica de aprendizaje de máquinas denominada “Gradient Tree Boosting” o “Gradient Boosted Regression Trees” (en adelante, GBRT para simplificar) es una generalización del método de *boosting* para cualquier función de pérdida diferenciable. En particular, GBRT es un procedimiento *ad hoc* preciso y efectivo que puede ser utilizado tanto para resolver problemas de regresión y de clasificación. El método presenta ventajas como la posibilidad de manejar datos con características heterogéneas, su poder de predicción y la robustez para tratar valores atípicos. Entre los inconvenientes de GBRT, cabe destacar el problema de escalabilidad debido a la naturaleza secuencial del *boosting*. Los cálculos que se presentan en la tesis se han realizado con la librería de *Python scikit-learn*, por lo que se ha tomado como referencia principal su documentación oficial (Scikit-learn, 2015) y Hastie et al. (2003).

⁵⁴ Se puede traducir como potencializar. En el texto se ha empleado el término anglosajón porque es más reconocible en la documentación disponible (Páginas Web, artículos, libros, etc.).

Los modelos basados en GBRT se utilizan en campos tan dispares como el posicionamiento de Páginas Web y la ecología.

2.8.2 Formulación matemática

En cuanto a su formulación matemática, el método de GBRT consiste en que los modelos aditivos tienen la siguiente forma:

$$F(x) = \sum_{m=1}^M \gamma_m \cdot h_m(x) \quad [58]$$

donde $h_m(x)$ son las funciones base que se denominan a menudo como clasificadores débiles en el contexto del *boosting* (del inglés “weak learners”). El modelo GBRT utiliza árboles de decisión de un tamaño fijo como los clasificadores débiles. Los árboles de decisión tienen una serie de habilidades que los hacen valiosos para *boosting*, principalmente la posibilidad de manejar datos de tipos mezclados y poder modelizar funciones complejas. De forma similar a otros algoritmos de *boosting*, GBRT construye el modelo aditivo en etapas:

$$F_m(x) = F_{m-1}(x) + \gamma_m \cdot h_m(x) \quad [59]$$

En cada etapa del árbol de decisión, $h_m(x)$ se elige para minimizar la función de pérdida L que es dada para el modelo actual como F_{m-1} y su ajuste es $F_{m-1}(x_i)$.

$$F_m(x) = F_{m-1}(x) + \underset{h}{\operatorname{argmin}} \sum_{i=1}^n L(y_i, F_{m-1}(x_i) - h(x)) \quad [60]$$

El modelo inicial F_0 es el problema específico, para la regresión de mínimos cuadrados se suele elegir la media de los valores objetivo. El modelo inicial puede especificarse a través del argumento inicial. El objeto aprobado tiene que implementar el ajuste y la predicción.

“Gradient Boosting” intenta resolver el problema de minimizar de forma numérica mediante el descenso más profundo. La dirección del descenso más profundo es el gradiente negativo de la función de pérdida evaluada para el modelo actual F_{m-1} que puede calcularse para cualquier función de pérdida diferenciable.

$$F_m(x) = F_{m-1}(x) + \gamma_m \cdot \sum_{i=1}^n \nabla_F L(y_i, F_{m-1}(x_i)) \quad [61]$$

Donde la longitud del paso γ_m se elige mediante la búsqueda que se lleva a cabo por la siguiente expresión:

$$\gamma_m = \underset{h}{\operatorname{argmin}} \sum_{i=1}^n L \left(y_i, F_{m-1}(x_i) - \gamma \frac{\partial L(y_i, F_{m-1}(x_i))}{\partial F_{m-1}(x_i)} \right) \quad [62]$$

Los algoritmos para la regresión y la clasificación difieren entre sí en tan solo la función de pérdida empleada (ver siguiente Tabla). Ambos son algoritmos de aprendizaje supervisado porque consisten en aprender a predecir el *output* Y dado el *input* X, mediante la construcción de una función *f* que llamamos predictor.

Tabla 32. Funciones de pérdida para la regresión y clasificación.

Regresión
<u>Mínimos cuadrados ('ls', least squares)</u> : la elección natural para la regresión debido a sus propiedades computacionales superiores. El modelo inicial es dado por la media de los valores objetivo.
<u>Mínima desviación absoluta ('lad', least absolute deviation)</u> : una función de pérdida para regresión. El modelo inicial es dado por la media de los valores objetivo.
<u>Huber ('huber')</u> : otra función de pérdida robusta que combina los mínimos cuadrados y la mínima desviación absoluta: una alfa para controlar la sensibilidad con respecto a los valores atípicos.
<u>Quantile ('quantile')</u> : una función de pérdida para la regresión quantile. Utiliza un parámetro de alfa comprendido entre 0 y 1 para especificar quantile. Esta función de pérdida puede emplearse para crear intervalos de predicción.
Clasificación
<u>Desviación binomial ('deviance')</u> : la función de pérdida log-probabilidad binomial negativa para clasificación binaria (proporciona estimaciones de probabilidad). El modelo inicial es dado por el log de la relación de posibilidades.
<u>Desviación multinomial ('deviance')</u> : la función de pérdida log-probabilidad binomial negativa para la clasificación multi-clase con n clases, siendo clases mutuamente excluyentes. Proporciona estimaciones de probabilidad. El modelo inicial es dado la probabilidad anterior de cada clase. En cada iteración, las n_clases de los árboles de regresión se construyen lo cual provoca que GBRT sea bastante ineficiente para conjuntos de datos con un gran número de clases.
<u>Pérdida exponencial ('exponential')</u> : La misma función de pérdida que utiliza <i>AdaBoostClassifier</i> . Es menos robusto que la función 'deviance' para ejemplos no etiquetados. Puede emplearse únicamente para clasificación binaria.

En cuanto a la interpretación de los resultados, los árboles de decisión individuales pueden interpretarse fácilmente mediante la visualización de la estructura del árbol. Los modelos de "Gradient boosting" comprime centenares de árboles de decisión y, por tanto, no pueden interpretarse fácilmente por la simple inspección visual de cada árbol en particular. Sin embargo, hay numerosas técnicas que permiten resumir e interpretar los modelos de "gradient boosting". Nos centramos en las dos técnicas que se han empleado en la tesis y que dan como resultado el diagrama de la importancia relativa y el gráfico de las dependencias parciales. Se ofrece una breve descripción de cada uno de ellos:

- Importancia relativa: Es normal que las características (predictoras) no contribuyan todas ellas a predecir de igual forma la respuesta objetivo. En la

mayoría de los casos, una gran parte de las características son de hecho irrelevantes. Cuando se interpreta un modelo, la primera pregunta suele ser ¿por qué son importantes estas características y cómo contribuyen a predecir la respuesta? Los árboles de decisión de forma individual e intrínseca desarrollan una selección de la característica mediante la selección apropiada de los puntos de división. Esta información puede utilizarse para medir la importancia de cada característica, partiendo de la siguiente idea básica: lo más frecuente es que la característica utilizada en los puntos de división de un árbol sea la más importante. Esta noción se extiende al conjunto de árboles de decisión a través del promedio de la importancia de la característica de cada árbol.

- Las gráficas de dependencia parcial muestran que la dependencia entre la respuesta objetivo y el conjunto de características objetivo, penalizando los valores de todas las demás características (lo que se denomina características complementarias). De forma intuitiva, se interpreta la dependencia parcial esperada para la respuesta objetivo como una función de las características objetivo. Debido a los límites ligados a la representación gráfica de los resultados, el tamaño de la característica objetivo debe ser pequeña (uno o dos) por lo que las características objetivo se seleccionan entre aquellas más importantes.

2.8.3 Descripción de los cálculos

El procedimiento se ha basado, en parte, en el método descrito por Tony Cebrian en su blog personal⁵⁵ y en comentarios realizados por Peter Prettenhofer (uno de los desarrolladores del paquete *sklearn* de *Python*) en diversos foros especializados. Con respecto al código dado en el blog, se ha introducido un paso de optimización de los parámetros de entrada del modelo. En la Figura 39 se muestra un esquema con el procedimiento de cálculo.

Figura 39. Procedimiento de cálculo del modelo GBRT.

⁵⁵ Consultar la entrada publicada en noviembre de 2012 en el blog: <http://www.tonicebrian.com>

En primer lugar, se cargan los datos experimentales. A cada variable se le asigna su correspondiente columna: 'radon', 'hora', 'mes', 'temperatura', 'humedad' y 'presion'. Los datos se guardan en un *dataframe* de *Pandas*.

```
import numpy as np
import pandas as pd
import random
columnNames = ['radon','hora','temperatura','humedad','presion']
df = pd.read_csv('data.txt',skiprows=0, sep='\s+',names=columnNames)
```

En segundo lugar, se divide el conjunto de los datos en un grupo para entrenamiento y otro para validación. El grupo de entrenamiento se utilizará para generar los árboles de decisión que formarán el modelo final promediado.

```
X = df[df.columns - ['rad']]
Y = df['rad']
rows = random.sample(df.index, int(len(df)*.80))
x_train, y_train = X.ix[rows],Y.ix[rows]
x_test,y_test = X.drop(rows),Y.drop(rows)
```

En tercer lugar se procede a ajustar el modelo GBRT a los datos mediante el paquete *scikit-learn*. La ejecución se realiza con 1,000 árboles, cada uno de ellos con una profundidad máxima de 10 niveles. Se utiliza una función de pérdida de tipo 'ls'.

```
from sklearn.metrics import mean_squared_error,r2_score
from sklearn.ensemble import GradientBoostingRegressor
params = {'n_estimators': 1000, 'max_depth': 10,'min_samples_leaf': 3,
          'learning_rate': 0.01, 'loss': 'ls'}
clf = GradientBoostingRegressor(**params).fit(x_train, y_train)
```

Los modelos, que resultan de las técnicas de aprendizaje de máquinas, son parametrizados por lo que su comportamiento se puede ajustar según el problema en cuestión. En la sección anterior se han descrito varios parámetros (se denominan hiperparámetros): **learning_rate** y **n_estimators**, **learning_rate** y **subsample**, **max_depth** y **max_features**. En el código anterior se muestra que la función *GradientBoostingRegressor* requiere que el usuario especifique un valor de cada parámetro. ¿Por qué se han cogido estos parámetros y no otros? La optimización de los hiperparámetros es una tarea básica y frecuente en las técnicas de aprendizaje de máquinas pero que, a su vez, puede resultar una tarea bastante tediosa por su complejidad⁵⁶. La complejidad estriba que los hiperparámetros interactúan entre sí, por lo que hay que elegir la combinación mejor. Precisamente, encontrar la mejor combinación de parámetros puede considerarse como un problema de búsqueda. En el modelo de GBRT que se ha implementado dentro del paquete *sklearn* de *Python* se utiliza el siguiente procedimiento para llevar a cabo dicha optimización:

1. Elegir (a mano) la función de pérdida para el problema específico.

⁵⁶ El ajuste de un algoritmo mediante la selección de los parámetros puede asemejarse al proceso de afinar un piano.

2. Coger el `n_estimators` tan grande como sea posible (desde un punto de vista computacional, por ejemplo; 3,000).
3. Ajustar los parámetros `max_depth`, `learning_rate`, `min_samples_leaf` y `max_features` a través del método `grid_search` de la librería `sklearn`.
4. Aumentar, incluso más, `n_estimators` y ajustar, de nuevo, `learning_rate` en función de otros parámetros fijados.

El código que se ha utilizado para elegir la combinación óptima de los parámetros⁵⁷ es:

```
from sklearn.grid_search import GridSearchCV
param_grid = {'learning_rate': [1, 0.5, 0.1, 0.05, 0.02, 0.01],
              'max_depth': [1, 2, 4, 8, 10],
              'min_samples_leaf': [3, 5, 20],
              }
est = GradientBoostingRegressor(n_estimators=500)
gs_cv = GridSearchCV(est, param_grid).fit(x_train, y_train)
gs_cv.best_params_
```

Para tener más información sobre el análisis de los datos, se puede calcular el error cuadrático medio (MSE, "Mean Squared Error") y el coeficiente de determinación R^2 . En relación con este último parámetro, es una medida que cómo de bien se predice un valor a partir de otro. Aquellos valores próximos a 0 indican que la predicción es pobre, mientras que los valores que se aproximan a la unidad muestran una predicción más perfecta.

```
mse = mean_squared_error(y_test, clf.predict(x_test))
r2 = r2_score(y_test, clf.predict(x_test))
print("MSE: %.4f" % mse)
print("R2: %.4f" % r2)
```

A continuación, se muestra el código para mostrar los diagramas de importancia relativa de las variables y de los resultados de los test.

```
import matplotlib.pyplot as plt
#calculo desviación del conjunto de datos test
test_score = np.zeros((params['n_estimators'],), dtype=np.float64)
for i, y_pred in enumerate(clf.staged_decision_function(x_test)):
    test_score[i] = clf.loss_(y_test, y_pred)
plt.figure(figsize=(12, 6))
plt.subplot(1, 1, 1)
plt.title('Desviacion')
plt.plot(np.arange(params['n_estimators']) + 1, clf.train_score_, 'b-',
         label='Desviacion del Training Set')
plt.plot(np.arange(params['n_estimators']) + 1, test_score, 'r-',
         label='Desviacion del Test Set ')
plt.legend(loc='upper right')
```

⁵⁷ Se pueden incluir más parámetros (por ej., *alpha*) y un rango de valores más amplio. Como resultado, el tiempo de computación sería mayor. Sin embargo, las opciones consideradas son suficientes para llevar a cabo la optimización de los parámetros.

```

plt.xlabel('Iteraciones de Boosting')
plt.ylabel('Desviacion')
feature_importance = clf.feature_importances_
#Pasar de importancias relativas a maximas
feature_importance = 100.0 * (feature_importance /
feature_importance.max())
sorted_idx = np.argsort(feature_importance)
pos = np.arange(sorted_idx.shape[0]) + .5
plt.figure(figsize=(12, 6))
plt.subplot(1, 1, 1)
plt.barh(pos, feature_importance[sorted_idx], align='center')
plt.yticks(pos, X.columns[sorted_idx])
plt.xlabel('Importancia relativa')
plt.title('Importancia de la variable')
plt.show()

```

Una vez que se ha identificado la importancia de las variables, es posible conocer cómo interactúan entre sí las variables mediante los gráficos de dependencias parciales. El procedimiento consiste en calcular el gráfico de dependencia parcial entre la variable objetivo, que en nuestro caso es la concentración de radón en el interior de la vivienda con otra de las variables seleccionadas en el estudio (es decir, la presión, la temperatura o la humedad). De esta forma, se tienen un conjunto de gráficos de dependencia que pueden mostrar más o menos dependencia entre sí. Se entiende que la dependencia es menor cuanto más plana sea la curva. Con el siguiente código se calculan las gráficas de dependencia parcial y se muestran según el orden dado por el *array features*. Es conveniente recordar que `columnNames = ['radon', 'hora', 'temperatura', 'humedad', 'presion']`, por lo que el primer elemento 0 corresponde al radón, el elemento 1 a la hora, etc.

```

features = [0, 1, 2, (2, 1)]
from sklearn.ensemble.partial_dependence import
plot_partial_dependence
fig, axs = plot_partial_dependence(clf, x_train, features,
feature_names=x_train.columns, n_cols=2)
fig.savefig('dependencias_parciales.png')
fig.show()

```

Con el código `features = [0, 1, 2, (2, 1)]` se mostraría en una misma ventana, las gráficas de dependencia parcial de las variables 0, 1 y 2 (es decir; del radón, hora y temperatura) y la gráfica de dependencia parcial que relaciona las variables 1 y 2 (temperatura y hora) con la variable objetivo (el radón). El gráfico se guarda en una imagen con extensión *.png.

En la presente investigación se han repetido los cálculos anteriores para los datos experimentales obtenidos en la vivienda ocupada y en la vivienda vacía. Se recuerda que la presión atmosférica es la misma para ambas viviendas.

2.9 Método de Savitzky-Golay

El método Savitzky-Golay se ha empleado exclusivamente para mejorar la representación gráfica de una de las series temporales de datos (ver Figura 40). Como puede observarse con la concentración de radón en el interior de una vivienda, ésta es muy variable a lo largo del día y también a lo largo del tiempo (semanas, meses, etc.). Este método, o más bien un filtro, permite suavizar estas variaciones para poder apreciar mejor la evolución temporal del radón.

Se describió por primera vez por Abraham Savitzky y Marcel J. E. Golay en 1964. Para el método Savitzky-Golay se utiliza una regresión polinomial local (de grado k), con al menos $k+1$ puntos equiespaciados, para así determinar el nuevo valor que se obtiene en cada uno de los puntos. El resultado es una función similar a los datos de entrada, pero suavizada con respecto a la función original. Este método tiene la ventaja que con él se conservan las propiedades iniciales de máximos y mínimos relativos que desaparecen cuando se emplean otras técnicas de promediados más corrientes. Este es el caso de la media móvil, que a medida que se utiliza un número mayor de puntos para promediar se va desplazando el máximo y mínimos (además de reducir su valor).

Como se ha indicado, se ha utilizado este filtro para suavizar una de las series temporales del presente estudio. En particular, se ha utilizado el método que está implementado dentro del programa de estadística *OriginLab*⁵⁸, que también se emplea para la representación gráfica de valores. El método de Savitzky-Golay se encuentra dentro del grupo de herramientas de análisis de datos, procesamiento de señal y técnicas de suavizado y filtrado.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Datos de series temporales

En la Figura 40 muestra la evolución temporal desde el 11 de mayo hasta el 12 de diciembre de las siguientes variables: concentración de radón, presión, diferencia de humedad y temperatura entre las viviendas. Los datos mostrados en las gráficas corresponden con medidas tomadas en intervalos de tres horas sobre casi 7 meses. Para mejorar la visualización, los datos de radón fueron suavizados (línea gruesa de color rojo), usando el algoritmo Savitzky-Golay con una ventana móvil de 12 puntos y según un polinomio de segundo orden.

⁵⁸ En la Página Web del programa Origin <<http://www.originlab.com>> también hay información relativa al filtro Savitzky-Golay.

Figura 40. Las series temporales de concentración de radón, presión barométrica (P), diferencia de humedad (H) y diferencia de temperatura (T) para viviendas etiquetadas como ocupada ('A') y no ocupada ('B').

Los rectángulos rallados de color gris del gráfico corresponden con periodos de tiempo con cambios ambientales entre ambas viviendas. Dado un positivo $T(B)-T(A)$ y un negativo $H(B)-H(A)$, las oscilaciones podrían estar generadas cuando el sistema de aire acondicionado se enciende en la vivienda ocupada (esto se muestra claramente, entre otras, en la región I y V de la Figura 40). La diferencia de humedad es negativa porque el aire acondicionado reduce la humedad en el aire interior. Un negativo $T(B)-T(A)$ podría deberse a que las ventanas se abren en los días cálidos (ver regiones II, III y V en Figura 40). Finalmente, la región VI muestra que el sistema de bomba de calor se enciende en el apartamento 'A'. En cualquier de los dos casos, las regiones con posibles influencias antropogénicas se han identificado temporalmente en las gráficas.

La Tabla 33 muestra la correlación entre el radón y las variables medidas. No se ha encontrado una correlación lineal entre los valores de radón en las viviendas A y B, porque el comportamiento dinámico del radón y de las condiciones ambientales son similares como lo confirma el coeficiente de correlación de Pearson que es

aproximadamente cero. Hay un gran número de picos de concentración de radón, lo cual no suele ocurrir simultáneamente en ambas viviendas y parece no estar asociado con fluctuaciones de presión. Todas las correlaciones son próximas a cero, excepto para la humedad cuya correlación es muy débil. Por tanto, no es factible poder estimar la concentración de radón a partir de cada variable. Por esta razón se ha considerado aplicar el MRLM en donde se tenga en cuenta un conjunto de variables.

Tabla 33. Las correlaciones de Pearson entre el radón y todas las variables medidas a partir de series temporales cada tres horas.

Variable	Nivel de radón en la vivienda ocupada 'A'	Nivel de radón en la vivienda no ocupada 'B'
	Correlación con radón	Correlación con radón
Radón	1,00	1,00
Temperatura	-0,03	0,04
Humedad	0,11	-0,06
Presión	0,03	0,08

Los datos de concentración de radón y los valores de las variables atmosféricas se resumen en la Tabla 33 según promedios mensuales para suavizar las variaciones. Los resultados muestran que el nivel de radón en espacios interiores es más bajo en la vivienda 'A' que en la 'B' con una media de 62 ± 17 Bq/m³ y 77 ± 20 Bq/m³, respectivamente. Además, el nivel medio de radón en ambas viviendas es el más alto en agosto y septiembre (verano). El nivel de radón es significativamente más bajo que el nivel de referencia asumido de 300 Bq/m³ que requiere la nueva BSS. Además, el radón en espacios interiores parece ser más bajo en condiciones inestables, correspondiendo con una altura mayor del PBL. Resultados similares se confirmaron para medidas exteriores en otros artículos que muestran un bien acuerdo entre las variaciones de concentración de actividad de radón y la estabilidad atmosférica (Bulko et al., 2007; Müllerová et al., 2011).

Tabla 34. Resumen de las estadísticas agrupadas por mes para concentraciones de radón basadas en casi siete meses de medidas en dos viviendas y las variables atmosférica (categoría de Pasquill y PBL) por el modelo atmosférico de la NOAA.

Mes (número de medidas de radón)	Nivel de radón en la vivienda ocupada 'A'	Nivel de radón en la vivienda ocupada 'B'	Variables atmosféricas	
	Media aritmética $\pm$ desviación típica (Bq/m ³)	Media aritmética $\pm$ desviación típica (Bq/m ³)	Categoría Pasquill (valor numérico equivalente $\pm$ std. d.)	Altura de PBL $\pm$ std. desviac. (m)
Mayo (161)	56 $\pm$ 16	71 $\pm$ 16	C (3,07 $\pm$ 1,38)	923 $\pm$ 786
Junio (238)	59 $\pm$ 15	75 $\pm$ 18	C (3,32 $\pm$ 1,37)	955 $\pm$ 914
Julio (248)	60 $\pm$ 15	76 $\pm$ 19	C/D (3,58 $\pm$ 1,35)	915 $\pm$ 937
Agosto (248)	63 $\pm$ 16	83 $\pm$ 20	C/D (3,62 $\pm$ 1,37)	872 $\pm$ 889
Septiembre (240)	65 $\pm$ 15	79 $\pm$ 19	D (4,01 $\pm$ 1,44)	692 $\pm$ 794
Octubre (248)	67 $\pm$ 17	80 $\pm$ 20	D (4,20 $\pm$ 1,20)	441 $\pm$ 453
Noviembre (240)	64 $\pm$ 16	77 $\pm$ 19	D (4,03 $\pm$ 1,05)	431 $\pm$ 351
Diciembre (89)	60 $\pm$ 13	77 $\pm$ 16	D (4,36 $\pm$ 1,11)	381 $\pm$ 352
Todos	62 $\pm$ 17	77 $\pm$ 20	C/D (3,77 $\pm$ 1,28)	701 $\pm$ 685

El método de GBRT ha utilizado las medidas de radón que se realizaron en el interior de las viviendas desde 13 diciembre de 2014 a febrero de 2015. Se diferencia del registro de medidas anterior (mayo a diciembre de 2014) en que las medidas se tomaron cada hora en vez de cada tres horas. Además de la concentración de radón, en este método se utilizó la hora de la medida y las variables ambientales de presión, temperatura y humedad. Para poder aplicar el método GBRT⁵⁹ se realizó un suavizado de los datos que consistió en promediar cada valor de radón, presión, temperatura y humedad con respecto a los 23 anteriores.

Figura 41. Las series temporales de promedio diario de radón entre 13 de diciembre de 2014 hasta 15 de febrero de 2015 para la vivienda etiquetada como ocupada ('A') y no ocupada ('B').

⁵⁹ Con los valores en bruto, es decir; los valores horarios, no fue posible optimizar los parámetros del modelo GBRT. En consecuencia, el error del test era muy alto.

3.2 Método de Regresión Lineal Múltiple

Se ha utilizado el programa de estadística *Minitab*. El procedimiento que se ha seguido es el siguiente:

Paso 1) Cargar los datos de las medidas de radón, es decir, el registro de medidas comprendido entre mayo y diciembre de 2014. En la Figura 42 se observa que los datos se cargan en una hoja de cálculo. En este caso, los valores de medida de radón de la vivienda 'A' comprenden la columna C4 a C8. Los de la vivienda 'B' desde la columna C8 (porque se recuerda que la presión es la misma en ambas viviendas) hasta C12.

	C1	C2-D	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12
	N° medida	Time	Fecha (juliana)	Radon	Error	Temp.	rel. Hum.	Pres.	Radon_1	Error_1	Temp._1	rel. Hum._1
1	1	11/5/2014 22:00	2456789,42	29	30	26	45	934,500	47	28	26,0	52
2	2	12/5/2014 01:00	2456789,54	48	24	25	41	934,667	58	25	24,8	46
3	3	12/5/2014 04:00	2456789,67	65	21	25	42	934,000	96	16	24,0	44
4	4	12/5/2014 07:00	2456789,79	71	20	24	42	934,000	45	29	24,0	43
5	5	12/5/2014 10:00	2456789,92	40	26	24	42	934,000	65	24	23,5	44
6	6	12/5/2014 13:00	2456790,04	57	22	25	42	933,667	89	18	23,5	44
7	7	12/5/2014 16:00	2456790,17	17	33	25	42	932,000	100	15	23,5	45
8	8	12/5/2014 19:00	2456790,29	49	25	25	42	930,000	69	23	23,8	45
9	9	12/5/2014 22:00	2456790,42	37	28	25	38	930,333	41	29	24,2	43
10	10	13/5/2014 01:00	2456790,54	51	24	25	35	932,333	75	21	24,5	42
11	11	13/5/2014 04:00	2456790,67	68	20	24	37	933,667	82	20	24,2	40
12	12	13/5/2014 07:00	2456790,79	80	17	24	38	935,000	72	22	24,0	40
13	13	13/5/2014 10:00	2456790,92	65	21	22	38	937,000	76	21	23,5	39
14	14	13/5/2014 13:00	2456791,04	34	29	23	39	939,000	62	25	23,5	39
15	15	13/5/2014 16:00	2456791,17	40	27	23	39	938,667	103	15	23,5	39
16	16	13/5/2014 19:00	2456791,29	85	16	24	39	938,000	72	22	23,5	39

Figura 42. Datos de medidas de radón en la vivienda 'A' y 'B' que se han cargado dentro del programa *Minitab*.

Paso 2) Se selecciona el método de regresión y se introduce la variable que se desea predecir y aquellas que se van a emplear para dicha predicción (ver Figura 43). Se ha seleccionado como respuesta la variable Radón y como variables predictoras las variables ambientales: presión, temperatura y humedad. El procedimiento se repite para los datos de la vivienda 'A' y 'B'.

Figura 43. Opciones disponibles dentro del programa *Minitab* para el MRLM.

Paso 3) Generación del informe de resultados para los datos de la vivienda 'A' y 'B'.

(a) Vivienda 'A'

Regression Analysis: Radon versus Temp.; rel. Hum.; Pres.

The regression equation is
 $\text{Radon} = -294 - 0,165 \text{ Temp.} + 0,196 \text{ rel. Hum.} + 0,378 \text{ Pres.}$

Predictor	Coef	SE Coef	T	P
Constant	-294,05	46,91	-6,27	0,000
Temp.	-0,16505	0,07755	-2,13	0,033
rel. Hum.	0,19620	0,05100	3,85	0,000
Pres.	0,37769	0,04856	7,78	0,000

S = 22,0368 R-Sq = 3,0% R-Sq(adj) = 2,9%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	3	55835	18612	38,33	0,000
Residual Error	3682	1788063	486		
Total	3685	1843898			

Source	DF	Seq SS
Temp.	1	25760
rel. Hum.	1	701
Pres.	1	29375

Unusual Observations

Obs	Temp.	Radon	Fit	SE Fit	Residual	St Resid
7	24,5	17,333	62,215	0,568	-44,882	-2,04R
32	23,0	108,000	62,520	0,672	45,480	2,06R
389	24,5	108,000	62,680	0,602	45,320	2,06R
708	28,5	108,000	60,116	0,785	47,884	2,17R
869	28,0	111,000	60,562	0,788	50,438	2,29R
874	28,5	111,000	59,694	0,888	51,306	2,33R
1181	22,0	113,000	63,740	0,512	49,260	2,24R
1184	22,5	119,000	64,035	0,538	54,965	2,49R
1500	15,0	20,000	66,298	0,649	-46,298	-2,10R

(b) Vivienda 'B'

Regression Analysis: Radon_1 versus Pres.; rel. Hum._1; Temp._1

The regression equation is
 $\text{Radon}_1 = -356 + 0,453 \text{ Pres.} + 0,145 \text{ rel. Hum.}_1 + 0,196 \text{ Temp.}_1$

3625 cases used, 62 cases contain missing values

Predictor	Coef	SE Coef	T	P
Constant	-355,75	55,38	-6,42	0,000
Pres.	0,45344	0,05725	7,92	0,000
rel. Hum._1	0,14498	0,05966	2,43	0,015
Temp._1	0,19584	0,09830	1,99	0,046

S = 25,6215 R-Sq = 1,8% R-Sq(adj) = 1,7%

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	3	43829	14610	22,25	0,000
Residual Error	3621	2377051	656		
Total	3624	2420879			

Source	DF	Seq SS
Pres.	1	39884
rel. Hum._1	1	1339
Temp._1	1	2605

Unusual Observations

Obs	Pres.	Radon_1	Fit	SE Fit	Residual	St Resid
23	942	27,000	80,728	0,854	-53,728	-2,10R
50	930	130,000	75,095	0,977	54,905	2,14R
437	934	134,000	78,797	0,673	55,203	2,16R
454	934	141,000	78,652	0,668	62,348	2,43R
707	932	141,000	77,513	0,890	63,487	2,48R
797	932	168,000	77,753	0,823	90,247	3,52R

Figura 44. Resultados del programa *Minitab* entre mayo y diciembre de 2014 para (a) vivienda 'A' y (b) vivienda 'B'.

Sobre los resultados obtenidos se advierte que el ajuste es muy bajo, en torno al 3 %. Esto es debido a que se ha incluido un conjunto de datos muy grande, en donde hay una gran variabilidad de concentración por la propia estacionalidad del radón. El MRLM se ha aplicado con otras medidas de radón en los artículos García-Tobar (2014) y García-Tobar y Pujol (2014). En el primer artículo, se aplicó el MRLM para series temporales de 15 días correspondientes a la misma época del año entre 2011 y 2013.

Los cálculos se han repetido con un conjunto menor de datos: desde 11/05/2014 hasta 29/05/2014 que comprende un total de 140 medidas con una resolución temporal igual a 3 horas.

Figura 45. Resultados del programa *Minitab* entre mayo y junio de 2014 para **(a)** vivienda 'A' y **(b)** vivienda 'B'.

Como se ha comentado anteriormente, la vivienda 'A' se encontraba ocupada mientras se realizaron las medidas, mientras que en la vivienda 'B' estaba vacía. El ajuste que se ha obtenido en ambas viviendas es de aproximadamente un 40 %. En espacios interiores se ha obtenido un ajuste comprendido entre un 30 y 60 % (Dubčáková y Praks, 2010). En cambio, en medidas de radón realizadas al aire libre se obtuvo un ajuste mayor (Simion et al., 2013).

3.3 Análisis espectral y espectro-temporal

El método de análisis espectral es el método de Lomb-Scargle, mientras que el método de análisis espectro-temporal es el método de la Transformada Wavelet.

3.3.1 Método de Lomb-Scargle

Como se ha indicado se ha utilizado el programa *Peranso*. El procedimiento de cálculo se ha repetido para los datos de radón en la vivienda A y B. Aquí se explica los pasos a seguir para el cálculo del periodograma para los datos obtenidos en la vivienda A (la vivienda ocupada).

Paso 1) El programa *Peranso* está instalado en una máquina virtual. En primer lugar se ejecuta el programa y se cargan las observaciones (un archivo *.txt con dos columnas, en la primera se indica el número de la medida y en la segunda las medidas). Ver Figura 46.

Figura 46. Medidas de radón obtenidas en la vivienda A y su visualización con el programa Peranso.

Paso 2) Selección del método (*File-Period Analysis-LombScargle*).

Figura 47. Métodos de análisis espectral que hay disponibles en el programa *Peranso*.

Paso 3) Se indican los parámetros para llevar a cabo la ejecución del método. Se indica el inicio y fin de la ejecución y la resolución (cuanto mayor sea este número, la ejecución se prolongará más tiempo). También hay un botón de tipo radio (una de la opciones disponibles) para seleccionar las unidades del periodograma, es decir, en unidades de tiempo y en unidades de frecuencia (la inversa del tiempo). Estas opciones se muestran en la Figura 48.

Figura 48. Opciones de ejecución disponibles en el programa Peranso para el método de Lomb-Scargle.

Paso 4) Ejecución del programa. El resultado es el periodograma de Lomb-Scargle. Se observa en la Figura 49 que la componente periódica más significativa es aquella situada en aproximadamente 24 horas (es decir, 1 día). Se obtiene un resultado similar para los resultados obtenidos en la vivienda B.

(a) Periodograma de la vivienda A

(b) Periodograma de la vivienda B

Figura 49. Periodograma de Lomb-Scargle para **(a)** los datos de radón de la vivienda A y **(b)** los de la vivienda B.

Este método se ha aplicado anteriormente con otras medidas de radón por el autor en los artículos García-Tobar (2014) y García-Tobar y Pujol (2014). Se recomienda consultar estos artículos, ya que en esta tesis se ha centrado más en el método de la Transformada Wavelet.

3.3.2 Método de la Transformada Wavelet

La CWT de las concentraciones de radón en la vivienda A y B se muestran en las Figura 50 a y c. La escala de colores de cada gráfica muestra para los periodos de oscilación con más baja energía es azul y para los periodos más altos de oscilación es rojo oscuro. Hay claramente características comunes en ambos diagramas. Los siguientes picos significantes se presentan en la banda 64-128 h* (que corresponde

alrededor de una o dos semanas) y picos en torno a 256 h* (un mes). El primer conjunto de periodicidades es para la escala de tiempos hasta 900 h* (primavera-verano) y la segunda está entre 900 y 1.700 h* (otoño). Además, hay algunas periodicidades predominantes más cortas en 12 y 24 h. Las periodicidades más cortas (tales como, en 24, 12 y 8 h) están relacionadas con la evolución diaria de la concentración de radón que está gobernada por la evolución diaria de PBL y la emisión constante de la superficie (Galmarini, 2006).

Figura 50. (a, c). Los espectros wavelet de potencia CWT de las series temporales de radón de la vivienda 'A' y 'B', (b) presión, y (d) la diferencia de densidad del aire entre la vivienda 'A' – 'B'. Las unidades de tiempo se han expresado por grupos de tres horas [h*], esto puede referirse igualmente al número de medidas o multiplicando por tres para obtener horas [h]. El COI, que indica la zona fuera del contorno que puede estar afectada por efectos de borde, está delimitado con una línea gruesa blanca. La línea negra es el contorno del 95 %, que muestra el máximo local del espectro wavelet de potencia. La barra de color muestra el espectro de potencia wavelet normalizado por la varianza.

El espectro de CWT para la presión (ver Figura 50b) muestra claramente periodicidades predominantes de 12 y 24 h. El análisis wavelet indica que estas

periodicidades no son las únicas predominantes en el espectro porque hay otras periodicidades con una magnitud mayor de potencia wavelet, las cuales se localizan próximas a periodicidades identificadas en el CWT para el radón (ver Figura 50a y c). Podría haber una relación de causalidad entre ambas variables.

Los rectángulos rallados de color gris de la Figura 40 se han señalado únicamente en la Figura 50a. En estos periodos, los espectros wavelet son similares en CWT para los datos de radón. Por otro lado, la ver Figura 50d muestra el CWT de la diferencia de densidad del aire entre la vivienda 'A' y 'B'. La densidad del aire se ha determinado como una función de la temperatura, de la humedad y de la presión. Hay periodicidades débiles coincidentes en intervalos dentro de los rectángulos rallados de color gris. Sin embargo, parece que no afecta al espectro wavelet de las series temporales de radón.

La coherencia del espectro wavelet en la Figura 51a refleja la fuerte asociación entre los datos de concentración de radón en intervalos específicos (por ej., periodicidades cortas de 12 ó 24 h y periodicidades más largas de semanas). Además, el análisis de la diferencia de fases revela que la presencia de flechas hacia arriba o hacia abajo entre ambas variables en todo el intervalo de frecuencias – recordar que sólo tiene sentido mostrar las diferencias de fases en las regiones con una alta coherencia. La flecha señalando hacia arriba significa que la primera de las series temporales de (radón 'A') lideran a la segunda (radón 'B') en 90° , la flecha hacia abajo indica que la segunda de las series temporales lidera a la primera en 90° . Esto significa que las fluctuaciones no ocurren simultáneamente. Un resultado similar se obtuvo para WCo entre los datos de radón y de presión (ver Figura 51b).

Figura 51. (a) Espectro wavelet de potencia WCo entre el radón en la vivienda 'A' y 'B', y **(b)** WCo entre el radón en la vivienda 'A' y presión. Las flechas representan la relación de fase entre las series temporales: derecha = en fase, izquierda = antifase (un desfase de 180° entre las series temporales), arriba o abajo = una de las series temporales está con un desfase de 90° respecto a la otra. Las unidades de tiempo y los contornos se han explicado en el letrero de la figura anterior.

El dendrograma muestra dos grupos según sus similitudes de espectro de potencia wavelet CWT. El primer grupo consiste en CWT para datos de radón, mientras que el segundo grupo consiste en espectros wavelet para las variables ambientales. La disimilitud estimada de los CWT de datos de radón en la vivienda desocupada 'B' es ligeramente más baja que la disimilitud estimada para la vivienda ocupada 'A'. Los resultados muestran una débil relación entre ambos grupos.

Figura 52. El dendrograma de disimilitud del espectro de potencia wavelet de las siguientes series temporales: **(1)** radón 'A', **(2)** radón 'B', **(3)** presión, y **(4)** diferencia de la densidad de aire.

3.4 Método de los coeficientes de Hurst

La siguiente Figura muestra la evolución temporal de los coeficientes de Hurst. En la interpretación de los resultados debe recordarse que cada coeficiente se ha obtenido a partir de un subconjunto de los datos definido por una ventana temporal. Es decir, cada coeficiente de Hurst referido a un momento temporal se ha calculado a partir de la información contenida por las medidas realizadas durante 50 días antes (casi 2 meses).

Figura 53. Evolución temporal de los coeficientes Hurst para la vivienda ‘A’ (ocupada, línea de color azul) y ‘B’ (desocupada, línea de color verde).

Según se observa en la Figura 53, los valores exceden de 0,5 lo que indica una persistencia en los datos y con ello cierta dependencia de los valores pasados en los valores futuros. Estos resultados son similares al obtenido en el estudio realizado por Nikolopoulos et al. (2014), que obtuvo coeficientes de Hurst comprendidos entre 0,5 y 1 para medidas de radón en el interior de viviendas. En ese estudio se utilizaron series temporales de al menos un día de duración y en algunos casos se obtuvieron exponentes por encima de 0,8, que indican una gran persistencia.

En relación con la Figura 53, la evolución de los coeficientes de Hurst es similar en ambas viviendas mostrándose máximos y mínimos análogos. Sin embargo, no coinciden exactamente en algunos casos. Así se evidencia en el mínimo de ambas curvas situado entre julio y agosto. El desplazamiento entre ambas curvas requiere una mayor investigación al respecto.

3.5 Método de “Gradient Boosted Regression Trees”

Como se ha indicado, el método GBRT ha utilizado datos obtenidos entre el 13 diciembre de 2014 y el 15 febrero de 2015 (fecha de finalización del experimento). Los valores horarios de radón (y de presión, temperatura y humedad) se suavizaron mediante el promedio de los valores obtenidos en las 24 horas anteriores.

Los resultados se resumen en la siguiente tabla, en donde se muestran para los datos de ambas viviendas: los parámetros elegidos en la ejecución del modelo y la calidad del ajuste, que se define a partir del error MSE y el coeficiente R^2 .

Tabla 35. Parámetros optimizados y calidad del ajuste para el modelo GBRT aplicado a los datos de la vivienda ‘A’ y ‘B’.

	Vivienda ‘A’	Vivienda ‘B’
Optimización parámetros	'learning_rate': 0,01 'max_depth': 10 'min_samples_leaf': 3	'learning_rate': 0,02 'max_depth': 8 'min_samples_leaf': 3
Calidad del ajuste	MSE: 9,2508 R^2 : 0,8530	MSE: 13,5399 R^2 : 0,8199

Los resultados confirman que el ajuste es bueno ($R^2 > 0,8$). Para no ser repetitivos puesto que los resultados son similares, se muestra sólo el diagrama de importancia de las variables y la gráfica de desviación del modelo GBRT para los datos de la vivienda ‘A’. Las variables que se incluyen en el estudio son la hora de la medida y variables de tipo ambiental (presión, temperatura y humedad). La presión es la misma en ambas viviendas, mientras que la temperatura y humedad difieren debido a que una de las viviendas está ocupada y la disposición no es exactamente igual. El método ha permitido clasificar las variables por su importancia. Las variables más importantes son la presión y la hora de la medida. La temperatura es la variable menos importante de las cuatro.

Figura 54. Diagrama de importancia de las variables (modelo GBRT de la vivienda ‘A’).

Como se observa en el siguiente gráfico, aunque el error del entrenamiento disminuye a medida que aumenta el nº de iteraciones del *boosting*, el error del test permanece relativamente constante (no ocurre el fenómeno debido al sobreajuste). El resultado dado por esta gráfica indica que la selección de parámetros ha sido correcta y que las variables del modelo permiten predecir el comportamiento de la variable objetivo.

Figura 55. Diagrama de la desviación del conjunto de datos de entrenamiento y de test (para el modelo GBRT de la vivienda ‘A’, pero el resultado es similar para los datos de la vivienda ‘B’).

Las gráficas de dependencia parcial para las medidas de radón en ambas viviendas presentan resultados similares. La presión es la variable ambiental que tiene una mayor repercusión en el comportamiento del radón. Esto se explica porque las variaciones bruscas de presión provocan niveles altos de radón, que altera su comportamiento con respecto a las condiciones normales. Se evidencia esto último para presiones superiores a 950 hPa que provocan valores anormales de concentración de radón en el interior de la vivienda. Destacamos que la presión es la variable más importante dentro del *ranking* creado a partir del diagrama de importancia de las variables.

En cuanto a los diagramas de dependencias parciales múltiples, que se han denominado así porque relacionan un par de variables con nuestra variable objetivo (concentración de radón), se observa que difieren en función de la vivienda. Durante el intervalo de medidas se encendió la bomba de calor en la vivienda ‘A’. La bomba de calor tiene como efecto que aumenta la temperatura un par de grados y que reseca el ambiente (baja la humedad). Si nos fijamos en las áreas de color rojo de la Figura 57 y Figura 59 para la temperatura y humedad (que indican que hay una mayor dependencia entre las variables de temperatura y humedad con respecto a la variable objetivo, concentración de radón), se observa que en la vivienda ‘A’ se obtiene un máximo situado entre 55-60 % y 13 y 14 °C mientras que en la vivienda ‘B’ se desplaza hasta valores superiores de 65 % y valores ligeramente superiores de temperatura 13,5-14,5 °C. En cuanto a la presión, se señala que la dependencia es mayor para presiones altas, quedando más marcado este comportamiento para la vivienda ‘A’ que para la ‘B’.

Figura 56. Diagramas de dependencias parciales para el modelo GBRT de la vivienda 'A' (ocupada)

Figura 57. Diagramas de dependencias parciales múltiples para el modelo GBRT de la vivienda 'A' (ocupada).

Figura 58. Diagramas de dependencias parciales para el modelo GBRT de la vivienda 'B' (vacía).

Figura 59. Diagramas de dependencias parciales múltiples para el modelo GBRT de la vivienda 'B' (vacía).

4 CONCLUSIONES

4.1 Método de Regresión Lineal Múltiple y análisis espectral (Lomb-Scargle)

Como resultado del MRLM se ha comprobado que la influencia antropogénica no es significativa, puesto que las expresiones obtenidas en ambas viviendas son similares. El MRLM no se puede utilizar para predecir series temporales largas en donde comprendan niveles de radón correspondientes a distintas estaciones del año. Es útil como una herramienta básica de predicción para intervalos pequeños en los cuales no se dispongan datos (huecos o *gaps*) y se requiera completarlos con información.

El MRLM explica en torno al 40 % de la variabilidad de concentración de radón en el interior de la vivienda. Esto es debido a que el modelo en cuestión se basa sólo en la meteorología y hay más factores que afectan a la concentración de radón en el interior de un edificio (por ejemplo, la tasa de exhalación de radón de los materiales de construcción).

El análisis espectral ha confirmado la componente periódica de 24 horas, que ya se ha encontrado en estudios previos. Para un análisis más detallado se recomienda consultar los artículos que han aplicado estos métodos para las medidas de radón realizadas en el interior de un laboratorio (García-Tobar, 2014; García-Tobar y Pujol, 2014).

4.2 Análisis espectro-temporal: Transformada Wavelet

El estudio se realizó durante un periodo de siete meses en dos viviendas en una zona pro-radón en Madrid. El nivel de radón no excede del nivel máximo de referencia propuesto de 300 Bq/m³. Sin embargo, este nivel de referencia se estimó como una concentración media anual de radón, los resultados confirman que sería improbable superarlo en el resto del año. El nivel de radón es ligeramente más alto en la vivienda desocupada que en la otra. Esto es debido a la falta de un intercambio de aire más alto en la vivienda desocupada, lo cual permite una acumulación mayor de radón. Además, hemos encontrado que el radón en espacios interiores es más bajo en condiciones atmosféricas inestables.

A partir del análisis desarrollado en este estudio, se encontró que hay un patrón estacional específico en la concentración de radón en espacios interiores. Esta es una característica reconocida por usar la técnica espectral Wavelet. En los CWT de las series temporales de radón del 'A' y 'B' (Figura 50a y c), se observan periodicidades de aproximadamente una y dos semanas en primavera-verano y periodicidades más altas en torno a un mes en otoño. El comportamiento periódico del radón podría estar influenciado por los parámetros meteorológicos como la presión barométrica. Por ejemplo, patrones periódicos similares pudieron ser observados en periodos específicos entre el radón y la presión (ver Figura 51b). Por otro lado, los factores antropogénicos, tales como abrir las ventanas y usar el sistema de aire acondicionado

o el sistema de bomba de calor, no parecen afectar al comportamiento periódico del radón. A partir de esta investigación, el radón en espacios interiores muestra un comportamiento cualitativamente similar ya esté la vivienda ocupada o no.

Como una conclusión final, se requiere más investigación para extender estos resultados a otras estaciones del año. En el caso de ampliar la campaña de medidas se sugiere medir la concentración de radón en otras localizaciones, ya sea en apartamentos o en los sótanos del mismo edificio.

4.3 Método de los coeficientes Hurst

Después de aplicar el método de los coeficientes Hurst (H) se ha comprobado que la evolución temporal de este parámetro es similar en ambas viviendas. Los resultados muestran que en los valores futuros hay dependencia del registro de medidas pasado. La evolución temporal de H es análoga con independencia de si la vivienda está ocupada o no. Si bien la tendencia es similar, hay un desplazamiento entre ambas curvas en algunos momentos que requiere un estudio más detallado.

4.4 Método de “Gradient Boosted Regression Trees”

El método GBRT ha mostrado resultados satisfactorios. Sin embargo, se ha requerido un suavizado previo de los datos debido a que con los datos de las medidas en bruto no se podía obtener un ajuste adecuado. Con el suavizado de los datos se ha reducido la variabilidad temporal de las medidas y ha permitido aplicar este método. En el algoritmo se indica cómo realizar el ajuste óptimo de los parámetros de forma automática.

La variable más importante es la presión. Así se ha observado a partir de los diagramas de dependencia parciales y del propio diagrama de importancia relativa de las variables. Las variaciones bruscas de presión que ocurren en la atmósfera pueden provocar una concentración anómala de radón (García-Tobar y Pujol, 2014). Estas anomalías de concentración de radón provocan dependencias en los resultados del método GBRT.

5 REFERENCIAS

- [1] Beran, J. (1994). Statistics for Long-Memory Processes. Monographs on Statistics and Applied Probability. Chapman and Hall, New York.
- [2] Black, R. y Simaiki, Y. (1965). Long-term storage: an experimental study. *Constable*, London.
- [3] Bulko, M. (2004). Analýza variácií ^{222}Rn v atmosfére Bratislavy. *Diploma thesis. Bratislava, FMFI UK*, p. 80.
- [4] Bulko, M., Holý, K., Polaskova, A., Hrvol, J. y Simon, J. (2007). Outdoor radon as an indicator of atmospheric stability. *Acta Facultatis Ecologiae* 16, 61-66.
- [5] Consejo de Seguridad Nuclear, CSN (2010). Guía de Seguridad GSG-11.01: Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire, 15-16.
- [6] CSN (2013). El mapa predictivo de exposición al radón en España. Informe técnico 38.2013.
- [7] Dubčáková R. y Praks P. (2010). Statistical modeling of indoor radon concentration using meteorological parameters. *Reliability: Theory & Applications* 16, 32–39.
- [8] Dueñas, C., Pérez, M., Fernández, M.C. y Carretero, J. (1996). Radon concentrations in surface air and vertical atmospheric stability of the lower atmosphere. *Journal of Environmental Radioactivity* 31, 87–102.
- [9] Eftaxias, K., Kapisir, P., Dologlou, E., Kopanas, J., Bogris, N., et al. (2002). EM anomalies before the Kozani earthquake: a study of their behavior through laboratory experiments. *Geophysical Research Letters* 29(69-1), 69-4.
- [10] Fernández García, F. (1995). Manual de climatología aplicada: clima, medio ambiente y planificación. Editorial Síntesis. pp 259.
- [11] Galmarini, S. (2006). One year of ^{222}Rn concentration in the atmospheric surface layer. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 2865-2886.

- [12] García-Tobar, J. (2014). Influencia de las condiciones meteorológicas sobre el nivel de radón a corto plazo en un laboratorio subterráneo. *Nova Scientia* 6(12), 78-107.
- [13] García-Tobar, J. y Pujol, L. (2014). Influencia de la meteorología en el nivel de radón en un laboratorio de medidas de radioactividad ambiental. *Ingeniería civil* 174, 61-70.
- [14] García-Tobar, J., Mazadiego, L.F. y Quindos-Poncela, L.S. (2015). A Comparison of Preliminary Results of Indoor Radon Behaviour between one Occupied and one Unoccupied Dwelling in Madrid, Spain. *Solid State Phenomena* 238, 140-150.
- [15] Gouhier, T. (2015). Package biwavelet: Conduct univariate and bivariate wavelet analyses. R package version 0.17.10. Información en la Página Web: [<http://cran.r-project.org/web/packages/biwavelet/index.html>](http://cran.r-project.org/web/packages/biwavelet/index.html)
- [16] Granero, M.S., Segovia, J.T. y Perez, J.G. (2008). Some comments on Hurst exponent and the long memory processes on capital markets. *Physica A* 387, 5543–5551.
- [17] Grinsted, A., Moore, J.C. y Jevrejeva, S. (2004). Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series. *Nonlinear Processes in Geophysics* 11, 561-566.
- [18] Hastie, T., Tibshirani, R. y Friedman, J. (2003). The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction. Springer (2 Ed.), New York, 337-388.
- [19] Horne, J. y Baliunas, S. (1986). A prescription for period analysis of unevenly sampled time series. *Astrophysical Journal* 302, 757-763.
- [20] Hurst, H. (1951). Long Term Storage Capacity of Reservoirs. *Transactions of the American Society of Civil Engineers* 116, 770-799.
- [21] Kapiris, P.G., Eftaxias, K.A., Nomikos, K.D., Polygiannakis, J., Dologlou, E., et al. (2003). Evolving towards a critical point: A possible electromagnetic way in which the critical regime is reached as the rupture approaches. *Nonlinear Processes in Geophysics* 10, 511–524.

- [22] Kilcik, A., Anderson, C., Rozelot, J., Ye, H., Sugihara, G. y Ozguc, A. (2009). Non linear prediction of solar cycle 24. *The Astrophysical Journal* 693, 1173–1177.
- [23] Quindós-Poncela, L.S., Fernández, P.L., Gómez Arozamena, J., Sainz, C., Fernández, J.A., Suarez Mahou, E., Martin Matarranz, J.L. y Cascón, M.C. (2004). Natural gamma radiation map (MARNA) and indoor radon levels in Spain, *Environment International* 29, 1091-1096.
- [24] Lomb, N.R., 1976. Least-squares frequency analysis of unequally spaced data. *Astrophysics and Space Science* 39, 447-462.
- [25] Liu, Y., San Liang, X. y Weisberg, R.H. (2007). Rectification of the Bias in the Wavelet Power Spectrum. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 24, 2093-2102.
- [26] Mandelbrot, B. y Wallis, J.R. (1969). Robustness of the rescaled range R/S in the measurement of noncyclic long-run statistical dependence, *Water Resources Research* 5, 967–988.
- [27] Müllerová, M., Holý, K. y Bulko, M. (2011). Results of outdoor radon monitoring in Bratislava and Nováky. *Radiation Protection Dosimetry* 145, 325-328.
- [28] Nikolopoulos, D., Petraki, E., Temenos, N., Kottou, S., Kouloughliotis, D. y Yannakopoulos, P.H. (2014). Hurst exponent analysis of indoor radon profiles of Greek apartment dwellings. *Journal Physical Chemistry Biophysics* 4(6)168, 1-8.
- [29] NOAA (2015). Información en la Página Web:
<<http://www.arl.noaa.gov/ready.html>>
- [30] Pasquill, D. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material. *The meteorological magazine* 90, N° 1063, 33-49.
- [31] Press, W.H., Flannery, B.P., Teukolsky, S.A. y Vetterling, W.T. (1992). *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing*, Cambridge University Press, United Kingdom.
- [32] Rehman, S. y Siddiqi, A. (2009). Wavelet based Hurst exponent and fractal dimensional analysis of Saudi climatic dynamics. *Chaos, Solitons and Fractals* 39, 1081-1090.

- [33] Rouyer, T., Fromentin, J.M., Stenseth, N.C. y Cazelles, B. (2008). Analysing multiple time series and extending significance testing in wavelet analysis. *Marine Ecology Progress Series* 359, 11-23.
- [34] SARAD (2015). Información en la Página Web: <<http://www.sarad.de/>>
- [35] Savitzky, A. y Golay, M. (1964). Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Analytical Chemistry* 36, 1627-1639.
- [36] Scargle, J.D. (1982). Studies in astronomical time series analysis. II - Statistical aspects of spectral analysis of unevenly spaced data. *Astrophysical Journal* 263, 835-853.
- [37] Scikit-learn (2015). Machine Learning in *Python*. Información en la Página Web: <<http://scikit-learn.org>> (Consultado: 1 de septiembre de 2015).
- [38] Simion F., Cuculeanu V., Simion E. y Geicu A. (2013). Modeling the ^{222}Rn and ^{220}Rn progeny concentrations in atmosphere using multiple linear regression with meteorological variables as predictors. *Romanian Reports in Physics* 65, 524–544.
- [39] Simon, H.A. (1983). Why should machines learn? En R.S. Michalski, J.G. Carbonell y T.M. Mitchell (Eds.), *Machine learning: An artificial intelligence approach* (Vol. I). San Mateo, CA: Morgan Kaufmann.
- [40] Torrence, C. y Compo, G.P. (1998). A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society* 79, 61-78.
- [41] Townsend, R. (2010). Fast calculation of the Lomb-Scargle periodogram using graphics processing units. *The Astrophysical Journal Supplement Series* 191, 247–253.
- [42] Turner, B.D. (1964). A diffusion model for an urban area. *Journal of applied meteorology* 3(1), 83-91.
- [43] Vanmunster, T. (2007). Peranso Period Analysis Software, Peranso version 2.50, CBA Belgium Observatory. Página Web: <<http://www.peranso.com>> (Consultado: 1 de septiembre de 2015).

Esta página se dejó en blanco a propósito

This page is intentionally left blank

Capítulo VI Estudio del radón en viviendas mediante cubos OLAP y modelos de minería de datos

SUMARIO: 1 Introducción. 2 El procesamiento analítica en línea. 3 Materiales y métodos. 4 Resultados. 5 Conclusiones. 6 Referencias.

1 INTRODUCCIÓN

La presente investigación se ha centrado en una campaña de medidas de radón que se llevó a cabo en dos viviendas de un edificio residencial de Madrid⁶⁰, en donde se han utilizado técnicas constructivas óptimas desde un punto de vista de la eficiencia energética. Las viviendas de este tipo son cada vez más estancas con respecto al exterior y, por tanto, hay una tasa baja de renovación del aire. Recientemente, han surgido bastantes investigaciones que estudian la calidad del aire en el interior de viviendas y lugares públicos (colegios) con una alta eficiencia energética (REHVA, 2010; Laverge et al., 2011). En algunos estudios se ha incluido la concentración de radón como un nuevo parámetro a controlar debido a su influencia negativa en la salud (Derbez et al., 2014; Vasilyev et al., 2015). Este interés creciente en el gas radón se justifica porque los Códigos Técnicos de Edificación (CTE) de muchos países europeos tienen una sección específica sobre la protección al gas radón en espacios interiores que proporciona una garantía de habitabilidad en la vivienda. Las actuaciones que se proponen se distinguen según vayan destinadas a viviendas ya construidas o aquellas de nueva construcción. Por ejemplo, en el CTE de Finlandia se establece un nivel de referencia de radón para edificios nuevos. En el caso español, se tiene previsto añadir una sección sobre protección al radón en las próximas revisiones del CTE (Martín Matarranz et al., 2015).

En el estudio se utilizaron cubos basados en *On-Line Analytical Processing* (en adelante, OLAP) en *SQL Server Analysis Services*. En los cubos se almacenaron las medidas de radón y otra información complementaria (condiciones ambientales y atmosféricas) para así poder establecer relaciones entre sí. Para encontrar estas relaciones se utilizó un algoritmo de *clustering* (que se puede traducir como algoritmo de agrupamiento o segmentación) y un algoritmo de asociación. OLAP se eligió como el método más adecuado para realizar este estudio porque permite organizar y realizar consultas rápidas sobre un conjunto grande de datos.

Los almacenes de datos son semejantes a una mina y los datos su mineral. La minería de datos es el proceso que permite seleccionar, explorar y modelar grandes cantidades de datos para descubrir las relaciones desconocidas que apoyen la toma

⁶⁰ Estas mismas medidas de radón han servido para estudiar el comportamiento periódico del radón y su posible relación con otras variables ambientales (presión, temperatura y humedad).

de decisiones. El software de minería de datos encuentra patrones de información significativos a partir de un gran volumen de datos y permite encontrar relaciones desconocidas. Existen herramientas que ayudan a detectar relaciones y proporciones predefinidas, pero que no tienen el potencial de las herramientas de minería de datos.

Teniendo presente el citado experimento, una consulta tradicional sería: “¿Qué relación hay entre la concentración de radón en el apartamento (cualquiera de los dos) y la presión atmosférica durante el periodo de medidas?”. Por otra parte, una consulta de minería de datos que podría formularse sería: “¿En qué orden de presiones atmosféricas es más probable que haya un nivel de radón considerado alto en uno de los apartamentos y para los meses de verano?”. Para resolver esta última pregunta formulada (o satisfacer la consulta correspondiente) se requiere que el software o herramienta encuentre los patrones cuya existencia es difícil de descubrir mediante la simple observación.

El objetivo del estudio es conocer mejor el comportamiento del radón en su relación de causalidad con las condiciones externas (presión atmosférica, condiciones atmosféricas, etc.) y la aplicación de la metodología OLAP a estudios ambientales en donde se mida la concentración de radón. En relación con esto último, la aplicación de esta metodología en la validación de mapas predictivos de radón permitirá diseñar actuaciones adecuadas en materia de protección radiológica.

Para el estudio de los datos de radón se ha empleado una base de datos multidimensional que, según nuestras necesidades, permite crear cubos para su posterior procesamiento mediante OLAP. En este capítulo se explican los fundamentos de OLAP y de los algoritmos de análisis, con especial referencia a la organización de los datos en cubos. Una vez que se conocen las herramientas computacionales, se presentan algunos estudios en donde se han aplicado en estudios ambientales. Por último, la presentación y discusión de los resultados correspondientes a la parte experimental.

2 EL PROCESAMIENTO ANALÍTICO EN LÍNEA

2.1 Definiciones previas

En esta sección se definen algunos términos relacionados con *Analysis Services*, que es un componente del programa *SQL Server 2005*, y la inteligencia de negocio (BI). Estas herramientas se han utilizado en la parte experimental.

Arquitectura de *Analysis Services*: Las tecnologías de *SQL Server* que permiten BI son:

- Servicios de análisis (*Analysis Services*). El componente utilizado para almacenar datos OLAP (*online analytical processing*, ver definición más adelante y sección específica), cubos y otras soluciones. Es denominado por el acrónimo SSAS (*SQL Server Analysis Services*) proporciona OLAP y minería de datos.

- Motor de base de datos (*Database Engine*). El componente empleado para almacenar el modelo de base de datos relacional y datos asociados con una base de datos multidimensional. Dentro de este componente se tienen los servicios de generación de informes (*Reporting Services*, componente empleado para crear informes BI) y servicios de integración (*Integration Services*, el programa de integración de datos en la clase empresarial para gestionar los procesos ETL⁶¹ desde OLTP a OLAP).
- Estudio de desarrollo de la inteligencia de negocios (*Business Intelligence Development Studio*, que está incluido dentro de Visual Studio para crear, testing and deploying proyectos BI).

Analysis Services es el componente clave que proporciona la columna vertebral para la BI.

Base de datos relacional: es un conjunto de entidades relacionales una con otra. Las entidades son tablas que almacenan datos. Este tipo de bases de datos cumple con las reglas de normalización (Codd) y el modelado suele seguir la tercera regla de normalización. También se refiere a este tipo de bases de datos como OLTP (*OnLine Transaction Processing*) que se emplean para gestionar transacciones. El modelo lógico y los datos se almacenan en *SQL Server Database Engine*.

Base de datos multidimensional: es aquella que integra datos de distintas fuentes. Una organización con una base de datos multidimensional puede dirigir el análisis, generación de informes y toma de decisiones basado en los datos actuales y en el histórico. A diferencia de una base de datos relacional, una base de datos multidimensional no está diseñada para usarse según el modelo relacional. Los datos se almacenan en un modelo multidimensional. Como resultado, el usuario final puede lograr una información analítica más fuerte al realizar operaciones de navegación y búsqueda a través de datos agregados por *drilling down*, *slicing*, *dicing* y *pivoting*. Las bases de datos multidimensionales se optimizan para la toma de decisiones, mientras que las bases de datos relacionales son para aplicaciones de negocio de transacciones en línea

MDX: las expresiones multidimensionales (MDX) permiten consultar objetos multidimensionales, como los cubos, y devolver conjuntos de celdas multidimensionales que contengan los datos del cubo. Este tema y los temas secundarios proporcionan información general sobre las consultas MDX. Hay una sección destinada en exclusiva a las expresiones MDX.

⁶¹ ETL: Extract, Transform, and Load

2.2 Modelos multidimensionales y tabulares

En esta sección se discuten las diferencias entre las bases de datos multidimensionales (también denominadas tablas dimensionales o cubos) y los modelos tabulares para así conocer cuál de ellos responde a nuestras necesidades. Se detalla cómo implementar una base de datos multidimensional y, además, se desarrollará el concepto de inteligencia de negocio.

El diseño de los modelos (denominado, “modelado”) de datos es una disciplina empleada por los profesionales del BI con el objetivo de organizar la información de todo tipo en un modelo analítico que satisfaga las necesidades de una organización (por ej., una empresa) ya sea en cuanto a sus procesos de informes y análisis de un modo eficaz y eficiente. Hasta la versión 2012 de *SQL Server*, se utilizó el concepto de bases de datos multidimensionales dentro de *Analysis Services*, pero en esta misma versión también se incluyeron los modelos tabulares. En esta tesis se ha utilizado la versión 2005 de *SQL Server* pero, por su actualidad y para justificar el uso del modelo multidimensional, se considera conveniente destacar brevemente las diferencias entre ambos modelos.

SQL Server 2012 incorpora el modelo semántico de BI denominado BISM, que es un modelo único que admite una amplia variedad de informes y de análisis, a la vez que combina los dos paradigmas de modelos. Con el modelo multidimensional permite crear cubos multidimensionales mediante el procesamiento analítico en línea (OLAP). Por otra parte, el modelado tabular es más accesible por parte de usuarios que han trabajado con herramientas como *Microsoft Excel* y *Access*.

A continuación, se tratarán algunos factores que pueden ser determinantes para elegir un modelo u otro.

2.2.1 Tamaño de los datos y del modelo

Los modelos multidimensionales y tabulares usan datos importados de fuentes externas. Mientras que los modelos multidimensionales utilizan como origen datos relacionales, los modelos tabulares permiten más tipos de fuentes (datos incluidos en archivos sin formato y otros datos que se acceden a través de proveedores ODBC). En ambos casos, se comprimen los datos para así reducir su tamaño en la base de datos *Analysis Services* en comparación con la fuente originaria desde la cual se importan los datos.

Las bases de datos tabulares pueden comprimirse más pero, en contra, los requisitos de memoria serán mayores. Para algunos proyectos, este factor puede ser determinante para elegir un modelo u otro. Existe también la opción de paginación que intercambia los datos en memoria en el disco, pero ante una gran cantidad de datos se ofrece una mejor solución con modelos multidimensionales.

En la siguiente tabla se resumen las características más importantes según el modelo. A simple vista se comprueba que el modelo multidimensional presenta más funcionalidades que el modelo tabular. El tamaño del modelo se define por el número de objetos, por lo que no cambia según el modelo empleado. Lo que sí cambia es la herramienta que se usa para compilar cada modelo.

	Multidimensional	Tabular
Acciones	Sí	No
Objetos de agregación	Sí	No
Medidas calculadas	Sí	Sí
Ensamblados personalizados	Sí	No
Resúmenes personalizados	Sí	No
Contar nº de elementos distintos	Sí	Sí (mediante DAX)
Obtención de detalles	Sí	Sí
Jerarquías	Sí	Sí
KPI	Sí	Sí
Grupos de medida vinculados	Sí	No
Relaciones varios a varios	Sí	No
Jerarquías de elementos primarios y secundarios	Sí	Sí (mediante DAX)
Particiones	Sí	Sí
Perspectivas	Sí	Sí
Medidas de suma parcial	Sí	Sí
Traducciones	Sí	No
Jerarquías definidas por el usuario	Sí	Sí
Reescritura	Sí	No

Fuente: <<https://msdn.microsoft.com>>

2.2.2 Programabilidad y experiencia del desarrollador

Para los modelos tabulares y multidimensionales, hay un modelo de objetos compartido para ambas modalidades. AMO y ADOMD.NET admiten ambos modos. Ninguna de las dos bibliotecas cliente se ha revisado para las construcciones tabulares por lo que deberá entender el modo en que las estructuras multidimensionales y tabulares y las convenciones de nomenclatura se relacionan entre sí. En primer lugar, revise el ejemplo de programación de AMO a tabular para obtener la programación de AMO con un modelo tabular.

Las soluciones tabulares solo admiten un archivo por solución, lo que significa que todo el trabajo debe hacerse en un solo archivo. Es posible que los equipos de desarrollo acostumbrados a trabajar con varios proyectos en una única solución tengan que revisar cómo trabajan para generar una solución tabular compartida.

2.2.2 Compatibilidad con lenguajes de scripting y consulta

Analysis Services incluye MDX, DMX, DAX, XML/A y ASSL. Todas las bases de datos admiten XML/A. Hay algunas diferencias de compatibilidad según el modelo, que se resumen en la lista siguiente:

- Las bases de datos modelo tabulares admiten los cálculos DAX, consultas DAX y consultas MDX.
- Las bases de datos de modelo multidimensionales admiten los cálculos MDX y las consultas MDX así como ASSL.
- Los modelos de minería de datos admiten DMX y ASSL.
- *Analysis Services PowerShell* se admite para la administración de la base de datos y el servidor. El tipo de modelo (o el modo de servidor) no influye en el uso de los cmdlets de PowerShell.

Las bases de datos modelo tabulares pueden utilizar la seguridad de nivel de fila, mediante los permisos basados en roles de *Analysis Services*. Las bases de datos modelo multidimensionales pueden utilizar la seguridad de nivel de celda y dimensión, mediante los permisos basados en roles de *Analysis Services*.

2.2.3 Comentarios

El problema de poder extraer información útil o novedosa está ligado a la forma en la cual se tienen almacenados los datos. Por herencia y debido a los buenos resultados que ofrece para determinados usos, los datos se almacenan de forma rutinaria en tablas relacionales para su consulta y edición mediante, por ejemplo, el programa *Microsoft Access*. Para poder llevar a cabo una extracción de información en condiciones, es decir; aplicar minería de datos se requiere un paradigma distinto. Esta tesis propone una metodología para generar conocimiento basado en cubos OLAP y algoritmos de minería de datos a partir de datos de medidas de radón. Esta metodología es conocida y ampliamente utilizada en sectores relacionados con el marketing. También se aplica en menor grado en el campo de la investigación, por lo que la presente tesis doctoral resulta novedosa en este aspecto. El uso de estas técnicas aplicadas en investigación conlleva no solo poder obtener información desconocida hasta el momento sino también poder orientar una investigación en función de ese hallazgo. Ahora bien, sustituyamos el campo de la investigación por el de la vigilancia radiológica para así reducir la escala de tiempos propia de la reflexión a una menor. La ventaja que supone orientar una investigación se convierte en poder tomar decisiones que puedan demandarse casi en el momento⁶².

2.3 Cubos OLAP

2.3.1 Concepto

Los sistemas de procesamiento analítico online (OLAP, *Online Analytical Processing*) entran dentro del ámbito de los sistemas de apoyo a la decisión (DSS, *Decision*

⁶² Esta explicación está relacionada con el concepto anglosajón de *nowcasting*, que se utiliza a menudo en Economía y Meteorología.

Support Systems) o, como está siendo ahora más popular, dentro de la inteligencia de negocios (BI)⁶³.

El objetivo de los sistemas BI es analizar grandes cantidades de datos, generar resúmenes y agregaciones de muchas formas desde diariamente, semanalmente, trimestralmente y de informes anuales para usuarios específicos sobre la competencia.

Al trabajar con OLAP y BI, no se suelen guardar los datos de forma normalizada. En consecuencia, la base de datos está deliberadamente desnormalizada que para entendernos, se permite cierta redundancia para evitar *joins* y así centrarse solo en el rendimiento de recuperar los datos en lugar de en su modificación. Se parte de la premisa que una vez que los datos llegan al almacén de los datos⁶⁴ rara vez se cambian. Los datos se guardan en el almacén para consultarlos y/o generar informes que sirvan para tomar decisiones en el futuro. En definitiva, no se necesita conocer cuál es el historial que han tenido los datos (actualizaciones, borrados, etc.). En vez de una base de datos normalizada, como ocurre en las bases de datos transaccionales, nos encontramos ante una base de datos de tipo dimensional que siguen una estructura específica o esquema. Es conocido por la palabra “cubo”, pero no se debe caer en la equivocación de que esté limitado a tres dimensiones. Los cubos permiten consultas que son de n-dimensiones. Con la representación en forma de cubo se intenta transmitir que se puede ir más allá que con la típica representación vista en sistemas OLTP.

Las bases de datos multidimensionales pueden utilizarse para construir cubos de datos, cuyas representaciones multidimensionales de los datos facilitan al análisis de los negocios online y al rendimiento en la consulta. La dimensión de un cubo representa distintas categorías para analizar los datos de negocio. Las dimensiones que se encuentran en un cubo típico casi siempre incluirán el tiempo, y también suele incluir características geográficas y de algunas similitudes de la línea de productos.

A partir de ahí, las posibilidades son infinitas dependiendo de las características específicas de la organización. Esta tecnología se utiliza en grandes organizaciones como empresas o multinacionales porque, efectivamente, son sectores en donde tiene gran aplicación la minería de datos mediante OLAP. En la mayoría de los libros sobre este tema se incluye el típico ejemplo sobre como una multinacional analiza un determinado producto o marca. En el ámbito de la investigación, parece que es un campo menos explorado a pesar de que se generan y registran multitud de datos tanto en el tiempo como en el espacio para una gran cantidad de variables. No siempre se utilizan estas técnicas de análisis por desconocimiento de su existencia o de las herramientas prácticas que permiten su desarrollo. También puede deberse a que no es un objetivo concreto de la investigación o de la propia operación de la organización. Este podría ser el caso de una organización que, por ejemplo, realiza medidas ambientales de uno o varios parámetros con una finalidad meramente de supervisión y cuyo análisis podría ser considerado de poco valor añadido. Sin embargo, sería muy

⁶³ Se ha consultado información disponible en la Página Web: <<http://lemire.me/OLAP>> (Mendelzon et al., 2015).

⁶⁴ Se conoce ampliamente por “data warehouse”, por lo que no suele traducirse al castellano.

recomendable aplicar estas herramientas de análisis al menos una vez porque proporcionan información complementaria que no siempre es evidente y podría ser de interés.

2.3.2 Esquema de una base de datos multidimensional

Para construir un cubo OLAP se requieren tablas de hechos y de dimensiones, que se explicarán a continuación. La tabla principal de una base de datos dimensional se denomina tabla de hechos que contiene datos multidimensionales con atributos de dimensión y de medida. Las filas de una tabla de hechos se conocen por hechos y el tema central será medir algún tipo de instancia diferenciadora de una actividad o evento. Puede haber más de una tabla de hechos.

Para minimizar los requisitos de almacenamiento, los atributos de dimensiones son simples identificadores que actúan como claves externas en otras tablas denominadas tablas de dimensiones. Estos datos sobre dimensiones son parámetros de los que dependen otros datos que serán objeto de estudio y análisis y que están contenidos en la tabla de hechos. Las tablas de dimensiones ayudan a realizar ese estudio/análisis aportando información sobre los datos de la tabla de hechos, por lo que puede decirse que en un cubo OLAP, la tabla de hechos contiene los datos de interés y las tablas de dimensiones contienen metadatos sobre los citados hechos.

Un esquema típico es el esquema en estrella que tiene una tabla de hechos y varias tablas de dimensiones. Hay esquemas más complejos que consisten en tablas de dimensiones en distintos niveles y que se denominan esquemas en copo nieve. Como se ha indicado, puede haber más también de una tabla de hechos correspondiendo también a esquemas complejos.

c) Consulta de datos multidimensionales con MDX

Expresiones multidimensionales (MDX) es el lenguaje de consulta que se utiliza para trabajar con datos multidimensionales y para recuperarlos en *Microsoft Analysis Services*. MDX está basado en la especificación *XML for Analysis* (XMLA), con extensiones específicas para *SQL Server Analysis Services*. MDX utiliza expresiones compuestas de identificadores, valores, instrucciones, funciones y operadores que *Analysis Services* puede evaluar para recuperar un objeto (por ejemplo, un conjunto o un miembro) o un valor escalar (por ejemplo, una cadena o un número).

Las consultas y expresiones MDX de *SQL Server Analysis Services* se utilizan para lo siguiente:

- Devolver datos a una aplicación cliente desde un cubo de *SQL Server Analysis Services*.
- Aplicar formato a los resultados de las consultas.
- Realizar tareas de diseño de cubos, como la definición de miembros calculados, conjuntos con nombre, asignaciones con ámbito e indicadores clave de rendimiento (KPI).

- Realizar tareas administrativas, incluida la seguridad de dimensión y de celda.

MDX es superficialmente similar en muchos aspectos a la sintaxis SQL, que se suele utilizar con bases de datos relacionales. Sin embargo, MDX no es una extensión del lenguaje SQL y es diferente de SQL en muchos aspectos. Para crear expresiones MDX utilizadas para diseñar o proteger cubos, o para crear consultas MDX que devuelvan y apliquen formato a los datos multidimensionales, debe comprender los conceptos básicos de MDX y el modelado dimensional, los elementos de sintaxis MDX, los operadores MDX, las instrucciones MDX y las funciones MDX.

2.4 Aplicaciones

2.4.1 Estudios medioambientales

Como se describe en Microsoft (2008) sobre la aplicación que tiene OLAP en el ámbito de las ciencias ambientales en EE UU, hay sistemas como *SciScope*, un buscador de datos para geocientíficos creado por *Microsoft Research*, y DASH (“Data Access System for Hidrology”) que se alimentan continuamente de catálogos externos de datos. La información que se muestran en estos sistemas es de interés para los científicos porque desde un único soporte se obtienen directamente los datos del Servicio Geológico Nacional en materia de agua (NWIS, “National Water Information System”), la Agencia de Protección del Medio Ambiente para el EPA STOT (“Environmental Protection Agency STOrage and RETrieval System”) y el Centro Nacional de Datos Climáticos NCDC (“National Climatic Data Center”). Toda esta información reafirma que en EE UU existe una gran tradición en la observación y registro de datos medioambientales, una actividad que se ha visto incrementada en las últimas décadas por los avances legislativos.

Como se ha indicado, los datos se organizan en cubos OLAP. En el citado estudio, se señala que la continuidad es una propiedad que se puede seguir a partir de un cubo. Sobre dichos cubos se realizan consultas cuyos resultados permiten representar gráficamente la información. El ejemplo que se presenta está relacionado con los datos hidrológicos de EPA STORET sobre calidad de agua. Se muestra que la cantidad de datos disponibles a partir de estaciones de medida de caudal es mayor en los últimos años que al inicio de los registros que se remonta a 1950. Como es de esperar, la mayoría de las campañas se llevaron a cabo en las últimas décadas. Además, la representación gráfica muestra que los años con más datos coinciden con aquellos en los cuales se realizaron programas específicos que a su vez motivaron campañas de medida. En otro ejemplo, se analiza la precipitación en los ríos que atraviesan el estado de California. Con este ejemplo se hace hincapié en la posibilidad de poder filtrar un gran volumen de datos mediante su intersección con un área geográfica específica. Esta operación es habitual en investigación que requiere realizar una selección previa de los datos a partir de un filtrado para llevar a cabo un estudio específico en una región o para un intervalo de tiempo dado. Es normal que el conjunto de los datos provenga de fuentes distintas, para así cubrir el intervalo espacial o temporal de los datos que se precisen. Si los datos hubiesen estado almacenados en tablas relacionales en vez de en cubos, esta recuperación de

información que se acaba de exponer habría llevado un tiempo mayor para su recuperación. Para destacar este hecho se indica que la consulta sobre el cubo OLAP tardó un segundo mientras que la misma consulta en SQL habría tardado más de 320 minutos.

Dado que los datos tienen una componente espacial es útil poder representarlos en un mapa. Las relaciones de tipo geográfica ayudan a destacar posibles patrones espaciales y hacen que los datos sean más significativos para aquellas personas que no están familiarizadas con la geografía de una determinada región. En estos casos en donde hay una componente espacial asociada a los datos es aplicable una herramienta que es una variante de OLAP y que se denominada SOLAP ("Spatial Online Analytical Processing"). Con esta herramienta se integran dos tecnologías muy diferentes GIS y OLAP, tomando las ventajas de cada una de ellas. Por una parte, GIS es un sistema informático que permite almacenar, editar y representar la información georreferenciada, por ejemplo, las observaciones realizadas en diferentes localizaciones. Los sistemas GIS son conocidos por no adaptarse bien a la toma de decisiones porque tienen interfaces complejas y, en ocasiones, las herramientas espaciales para realizar operaciones no son intuitivas para los novatos. Además, los sistemas GIS no soportan bien la agregación de datos en tiempo real y el tiempo de procesamiento puede ser muy grande en función de la complejidad de la consulta, que es lo que precisamente requiere una estrategia típica de toma de decisiones. Sin embargo, hay que reconocer que GIS es útil para la representación gráfica de datos espaciales. Por su parte, los sistemas OLAP pueden realizar operaciones en cantidades grandes de datos pero, en función del programa empleado, podría no ser suficiente para gestionar datos espaciales porque solo tiene relaciones sobre tipos de datos alfanuméricos. En el estudio Matias y Moura-Pires (2005) se utiliza SOLAP como una herramienta para analizar la emisión de contaminantes procedentes de instalaciones industriales.

Con estas herramientas es posible utilizar y aprovecha el potencial de programas como *Virtual Earth* (Microsoft) o de *Google Earth* (Google). Para la representación de la información en una Página Web pueden emplearse lenguajes de *scripting* como AJAX u otras tecnologías similares más modernas. Hay aplicaciones como *SciScope* que complementan *Virtual Earth* con capas adicionales de mapas que lo hacen incluso una herramienta más valiosa para su uso científico. Los datos espaciales podrían requerir unos métodos especiales de agregación según su procedencia y también del tipo de análisis que el científico (como usuario final) vaya a realizar. OLAP permite crear aplicaciones personalizadas (es decir; a medida del usuario) por lo que se confirma el gran potencial que tiene esta tecnología para manejar datos científicos.

2.4.2 Comentarios

La tecnología OLAP está muy presente en el ámbito empresarial en actividades comerciales, directivas, de producción, etc. Dentro de las actividades comerciales destaca el *marketing* para cualquier tipo de productos/servicios y, especialmente, en aquellos relacionados con Internet (Berry y Gordon, 1997). También hay estudios en donde se aplica OLAP en problemas medioambientales, pero son menos frecuentes

que los anteriores. La aplicación de esta tecnología en el estudio de radionucleidos y, en concreto, para el radón en viviendas es novedosa por las siguientes razones:

1) Disponibilidad de datos

No hay estudios en este campo (o muy escasos) porque OLAP tiene una utilidad práctica si se dispone de un conjunto considerable de datos del parámetro de interés⁶⁵ y de otros datos complementarios (características de la vivienda, tipo de geología, condiciones ambientales y atmosféricas, etc.). Las campañas de medidas pueden realizarse en un lugar estático y prolongarse en el tiempo o, por el contrario, obtener una medida única de radón en distintas localizaciones. En el primer caso, se encuentra la presente investigación porque se ha medido el radón en el interior de una vivienda durante ocho meses obteniéndose un conjunto grande de datos⁶⁶.

Tan importante es tener un gran volumen de datos de nuestro parámetro de interés como también disponer de otras variables complementarias (dimensiones) que puedan servir para establecer relaciones entre sí y, por tanto, obtener información de interés (o al menos información desconocida hasta el momento). En esta tesis y para el experimento que se realizó en las dos viviendas de Madrid se utilizaron básicamente como tablas de dimensiones las condiciones atmosféricas (exteriores de la vivienda y más en concreto del estado de la atmósfera), las condiciones ambientales (interiores de la vivienda) como variables complementarias. Es cierto que se han obtenido medidas simultáneas en dos viviendas pero al estar en el mismo edificio no se ha podido sacar provecho sobre peculiaridades constructivas, geología, planta de la vivienda, etc. La diferenciación se ha centrado en incluir las condiciones ambientales en el interior de la vivienda y atmosféricas. No son las mismas condiciones ambientales porque una de las vivienda estuvo ocupada a diferencia de la otra y, en consecuencia, en la primera se utilizaron el sistema de aire acondicionado/bomba de calor.

En las campañas de campo de monitorización de radón se suelen medir simultáneamente otras variables. Los detectores de radón suelen disponer de sensores para medir la presión atmosférica, la temperatura y la humedad relativa como es el caso del equipo *AlphaGUARD*. En medidas de radón en el interior del suelo también pueden emplearse sensores para monitorizar la temperatura o humedad en el suelo. En cualquiera de los casos también se puede adquirir información complementaria de la meteorología de alguna estación de observación próxima al lugar de medida. Para completar la información también se puede recurrir a modelos atmosféricos.

⁶⁵ En la terminología propia de OLAP se denomina "medida" al parámetro de interés aunque por su significado puede llevar a error en algún caso. En este caso, el parámetro de interés es la concentración de radón.

⁶⁶ Es relativo porque podría considerarse un conjunto pequeño de datos si lo comparamos con el número de datos que se han incluido en otros estudios OLAP.

Los datos se adquieren directamente de la monitorización (en espacios interiores o en campo) y/o de campañas de medida de muestras que en el tiempo o de forma puntual se llevan a cabo en un lugar o en distintas localizaciones. En cualquiera de los casos, en este campo no es frecuente tener series temporales y/o espaciales de gran tamaño. La razón es sencilla y se comprenderá con el siguiente ejemplo. Tener una serie temporal de medidas de radón en el interior de una vivienda durante varios meses (y en el mejor de los casos, durante un año para así observar la estacionalidad del radón) conlleva tener “inmovilizado” el detector en ese tiempo. Es decir, no se puede aprovechar el equipo para hacer otra actividad. Por estas razones, para llevar a cabo campañas de medidas de radón en viviendas se suelen emplear detectores pasivos que tienen un coste económico reducido pero que, en contra, tienen asociado un exceso de carga de trabajo (organizativo, transporte de la muestra, posterior análisis, etc.) y, entre otros aspectos más técnicos, el uso de detectores pasivos conlleva una pérdida de resolución temporal. Normalmente, los detectores de pasivos se utilizan para que tengan un tiempo de exposición de 3 ó 4 meses. En cualquier caso, sería inviable obtener una serie temporal larga mediante detectores pasivos salvo que se utilizase algún equipo automático.

El ejemplo anterior se centra en el uso de detectores de radón para la monitorización de radón en aire. Esto mismo ocurre para otro tipo de aplicaciones como la monitorización en continuo de radón en suelos. En este segundo caso, a la inmovilización del equipo podría añadirse el deterioro del mismo por su funcionamiento durante un tiempo prolongado y, en concreto, en partes mecánicas del equipo que si bien no son de relevancia en la detección si pueden afectar a la misma. Me estoy refiriendo al uso de bombas de aire que extraen el aire del interior del suelo hasta el nivel de superficie donde se sitúa el detector. En algunos modelos de equipos, las bombas están incluidas dentro del equipo (junto al detector) por lo que no están diseñadas para un uso intensivo del mismo. Este deterioro de una parte del equipo también es comparable al que sufre la ampolla de un detector Geiger-Müller⁶⁷ que está midiendo continuamente. En la actualidad, este problema se ha resuelto porque se han desarrollado dispositivos electrónicos que sustituyen la funcionalidad propia de la ampolla de vidrio.

La técnica de espectrometría gamma permite realizar ambos tipos de medidas: monitorización de fondo y análisis de muestras en geometrías definidas. Este tema podría tratarse también en detalle pero tampoco es objeto de la tesis aunque se muestran algunos resultados experimentales realizados por espectrometría gamma. En cuanto a la opción de monitorización mediante espectrometría gamma, tan solo cabe destacar que el uso de esta técnica de medida conlleva muchos problemas asociados. La monitorización del fondo

⁶⁷ Resulta interesante recordar que hay cierta relación entre la exposición gamma (en aire) que se puede medir con un detector Geiger-Müller y la concentración de radón. Es conocido el fenómeno de lavado que sufre la atmósfera cuando llueve y que, en ocasiones, puede provocar la aparición de picos notables de exposición gamma. En fin, este ejemplo que se comenta es viable en determinadas condiciones.

radiactivo en un laboratorio se puede realizar con la puerta abierta del blindaje y sin el sistema de venteo para limpiar el radón en el interior de la cámara de recuento. De esta forma, se observan mejor las variaciones de fondo en los picos del espectro de energías correspondientes a los descendientes del radón. Esta monitorización del fondo por espectrometría gamma es viable hoy en día mediante el uso de equipos portátiles que disponen de refrigeración mecánica o por un sistema convencional mediante un pequeño recipiente criogénico. Con independencia de que la monitorización del fondo radiactivo se lleve a cabo en el interior de un laboratorio o en el campo, hay asociados varios problemas cuando ambas actividades se prolongan en el tiempo. Sin entrar en más detalles, es factible que con la espectrometría gamma aplicada al análisis de muestras sólidas o aguas en la actividad rutinaria de medida de un laboratorio se obtengan un volumen considerable de datos aptos para OLAP.

2) Creación de cubos

Para poder utilizar la tecnología OLAP en la práctica se tienen que crear correctamente los cubos. Este es el primer paso antes de poder aplicar la minería de datos. Es una tecnología compleja de utilizar en la práctica, en especial por el problema asociado a la creación de los cubos. Es imprescindible construir el cubo correctamente, pero esto no siempre es posible porque dependiendo del programa empleado para su generación pueden surgir algunos problemas. Por ejemplo, puede haber conflictos que impidan la creación del cubo porque se emplee un tipo de dato inadecuado.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

Esta sección contiene los materiales y métodos empleados en el estudio llevado a cabo con los cubos OLAP en las dos viviendas. Para no ser repetitivos, no se ha vuelto a incluir ni la descripción de los detectores *Radon Scout* ni la descripción del lugar de las medidas. Esta información se muestra en el Capítulo IV.

3.1 Condiciones atmosféricas

En esta sección, se definen las variables atmosféricas que se han obtenido a partir del modelo computacional de NOAA ARL usando la herramienta READY (Sistema de visualización y de aplicaciones medioambientales en tiempo real) (READY, 2015). Las dos variables más importantes que se han utilizado son los índices de estabilidad de Pasquill, que son categorías de estabilidad vertical del aire en un rango de A (muy inestable) a F (muy estable), y la altura de la capa límite planetaria (PBL) que es la parte más baja de la atmósfera cuyo comportamiento está afectado por el suelo. Los índices de Pasquill se utilizan para predecir cómo un contaminante se dispersa en la atmósfera por movimientos verticales (para poder trabajar con ellos se sustituyeron las categorías por números consecutivos, por ej. la categoría A corresponde con 1, etc.), mientras que el PBL desempeña un papel importante en el cálculo del transporte, almacenamiento y dispersión de contaminantes atmosféricos. Hay más información sobre estabilidad atmosférica en el Capítulo IV.

3.2 Cubos OLAP y minería de datos

Los almacenes de datos pueden asemejarse a una mina, en donde los datos son el mineral y la información útil es un descubrimiento especial (Oz, 2009). La minería de datos es el proceso que consiste en elegir, explorar y organizar grandes cantidades de datos para así descubrir relaciones desconocidas. Estas técnicas se utilizan comercialmente para el agrupamiento de clientes, detección de fraudes, análisis de tendencias, etc. Existen una gran variedad de herramientas de software para poder aplicar estas técnicas a nuestros datos. En este estudio se ha utilizado el software *Microsoft SQL Server 2005 Analysis Services* (SSAS⁶⁸) que ofrece funciones de procesamiento analítico en línea OLAP y minería de datos. OLAP es una tecnología de BI (*Business Intelligence*) que permite el acceso multidimensional a almacenes de datos.

El núcleo de esta tecnología son los cubos OLAP. Un cubo OLAP es una estructura de datos diseñada específicamente para responder rápidamente a consultas en el lenguaje MDX (expresiones multidimensionales) basadas en las dimensiones y medidas definidas sobre el origen de datos. La alta velocidad de respuesta es debido a que las consultas no se efectúan directamente sobre el origen de datos sino sobre datos agregados y preprocesados. Así pues, cada vez que haya un cambio en el origen de datos es necesario procesar de nuevo el cubo. Los cubos se componen de una o varias tablas de hechos, las dimensiones, las medidas y el esquema del cubo. Las dimensiones son las categorías en las que se pueden clasificar los datos, y dentro de las dimensiones se pueden establecer jerarquías a fin de obtener un nivel de agregación de los datos menor. Las medidas son los valores numéricos que los usuarios desean reorganizar, agregar y analizar.

A continuación, se describen los algoritmos empleados en esta tesis. Se recomienda consultar la documentación disponible en la biblioteca oficial de *Microsoft* denominada *MSDN Library* para ampliar la información sobre OLAP y el algoritmo utilizado (Microsoft, 2015). En la sección de referencias se incluye una selección de bibliografía.

3.2.1 Algoritmo de agrupamiento

El algoritmo que se ha empleado es *Microsoft Clustering*. Con este algoritmo se consigue una agrupación de los datos en clases de forma que las varianzas dentro de cada clase sean las menores posibles y que las varianzas entre las clases sean las mayores posibles. El cociente entre el coeficiente de variación intraclase y entre clases es una guía útil para determinar la calidad del proceso de agrupamiento. Se debe elegir un número de clases para el cual el valor de este índice no disminuya al aumentar el número de clases.

Según se indica en MSDN, el funcionamiento del algoritmo de clústeres identifica primero las relaciones de un conjunto de datos y genera una serie de clústeres basándose en ellas. El gráfico de dispersión es útil para representar de forma visual

⁶⁸ No confundir con el programa de estadística SAS.

cómo realiza el algoritmo el agrupamiento de los datos (ver Figura 60). Los clústeres más mayoritarios son aquellos que tienen más miembros. En el ejemplo dado a continuación se observa que el clúster mayoritario es aquel situado más a la derecha.

Figura 60. Diagrama esquemático con tres clústeres con un número distinto de miembros.

Un gráfico de dispersión es una forma útil de representar visualmente el modo en que el algoritmo agrupa los datos, tal como se muestra en el anterior diagrama. El gráfico de dispersión representa todos los escenarios del conjunto de datos, siendo cada punto del gráfico un escenario. Los clústeres agrupan los puntos del gráfico e ilustran las relaciones que identifica el algoritmo. Estas relaciones se muestran visualmente mediante líneas de trazo más grueso cuanto mayor sea dicha relación.

Una vez que se definen los clústeres entonces se calcula el grado con el cual los clústeres representan las agrupaciones de puntos y, por último, vuelve a definir las agrupaciones para así crear los clústeres que mejor representan los datos. El programa itera hasta que no es posible mejorar los resultados mediante esta nueva definición de los clústeres.

Mediante la herramienta de visualización de clústeres (“Microsoft Cluster Viewer”), que forma parte del programa SSAS, se puede explorar el modelo de minería de datos que se ha creado con el algoritmo de *Microsoft Clustering*. Las representaciones gráficas posibles se denominan: “cluster diagram” (en castellano, diagrama del clúster), “cluster profiles” (perfiles del clúster), “cluster characteristics” (características del clúster) y “cluster discrimination” (distinción del clúster). El visor representa los clústeres en un diagrama que muestra las relaciones existentes entre ellos, un perfil detallado de cada clúster, una lista de los atributos que diferencian cada clúster de los demás y las características de todo el conjunto de datos.

3.2.2 Algoritmo de asociación

El algoritmo de asociación que se ha utilizado es el *Microsoft Association* que está dentro de SSAS. Los modelos de minería de datos de asociación se generan a partir de conjuntos de datos que contienen identificadores para casos individuales y para los elementos que contienen los casos. Un grupo de elementos de un caso se denomina un *conjunto de elementos*. Un modelo de asociación se compone de una serie de conjuntos de elementos y de las reglas que describen cómo estos elementos se agrupan dentro de los casos. Las reglas que el algoritmo identifica pueden utilizarse para predecir la probable incorporación de un nuevo elemento en un caso individual, basándose en los elementos existentes en dicho caso.

El algoritmo usa dos parámetros, importancia y probabilidad, para describir los conjuntos de elementos y las reglas que genera. La *importancia* de un conjunto de datos {X,Y} se calcula como la suma de todos los casos que contienen a X y a Y dividido el número total casos. El *parámetro de probabilidad*, también denominado confianza, representa la fracción de casos en el conjunto de datos que contienen X y que también contienen Y. En definitiva, la probabilidad de la regla $A \Rightarrow B = \text{importancia}(A,B) / \text{importancia}(A)$.

Ambos parámetros controlan el número de reglas que se generan. Por ejemplo, al aumentar la probabilidad mínima y la importancia mínima el número de reglas generadas disminuye.

En relación con los cubos generados para ambos pisos, se define como caso a las medidas tomadas de radón para cada condición atmosférica. Un elemento es una medida de radón en unas condiciones ambientales determinadas.

A continuación se muestra el código simplificado en C# utilizado para invocar el algoritmo de reglas de asociación. La funcionalidad de minería de datos y de OLAP está contenida en el ensamblado de *.NET Microsoft. AnalysisServices*.

```
String myDimension1="CondAtm";
String llave="ID";
String myDimension2="CondAmb";
String atributo="ID";
String segment= myDimension1+"Segment";
String medida="Radón";
Microsoft.AnalysisServices.MiningStructure myMiningStructure;
CubeDimension myDimension = mcubo.Dimensions[myDimension1];
CubeAttribute mKey = mcubo.Dimensions[sdimension].Attributes[llave];
ScalarMiningStructureColumn mkeyStructureColumn = CreateMiningStructureColumn2(mKey,
true);
myMiningStructure.Columns.Add(mkeyStructureColumn);
CubeAttribute mAtributo = mcubo.Dimensions[myDimension2].Attributes[atributo];
ScalarMiningStructureColumn mAtributoStructureColumn =
CreateMiningStructureColumn2(mAtributo, true);
mAtributoStructureColumn.Name=myDimension2;
Microsoft.AnalysisServices.Measure mymedida = mcubo.MeasureGroups[0].Measures[medida];
TableMiningStructureColumn mStructureColumn;
MeasureGroup measureGroup = mcubo.MeasureGroups[0];
mStructureColumn=CreateMiningStructureColumn(measureGroup);
mStructureColumn.Name=mymedida.Name;
String mvalor= mymedida.Name;
mStructureColumn.Columns.Add(mAtributoStructureColumn);
myMiningStructure.Columns.Add(mStructureColumn);
Microsoft.AnalysisServices.MiningModel myMiningModel =
myMiningStructure.CreateMiningModel(true, segment);
myMiningModel.Algorithm = MiningModelAlgorithms.MicrosoftAssociationRules;
myMiningModel.Columns[mvalor].Usage=MiningModelColumnUsages.Predict;
myMiningStructure.Update(UpdateOptions.ExpandFull);
myMiningStructure.Process(ProcessType.ProcessFull);
private TableMiningStructureColumn
CreateMiningStructureColumn(MeasureGroup measureGroup)
{
    TableMiningStructureColumn column = new TableMiningStructureColumn();
    column.Name = measureGroup.Name;
    column.SourceMeasureGroup = new MeasureGroupBinding(".",
((Cube)measureGroup.Parent).ID, measureGroup.ID);
    return column;
}
```

```

public static ScalarMiningStructureColumn CreateMiningStructureColumn2(CubeAttribute
attribute, bool isKey)
{
    ScalarMiningStructureColumn column = new ScalarMiningStructureColumn();
    column.Name = attribute.Attribute.Name;
    column.Source = new CubeAttributeBinding(attribute.ParentCube.ID,
((CubeDimension)attribute.Parent).ID, attribute.Attribute.ID,
AttributeBindingType.Name);
    column.Content = (isKey ? MiningStructureColumnContents.Key :
MiningStructureColumnContents.Discrete);
    column.IsKey = isKey;
    column.Type =
MiningStructureColumnTypes.GetColumnType(attribute.Attribute.NameColumn.DataType);
    return column;
}

```

4 RESULTADOS

En primer lugar se definen los cubos OLAP (tablas de hechos y dimensiones) en donde se aplica una consulta, comprobándose que el resultado es correcto. A continuación, se aplican dos algoritmos de minería de datos.

4.1 Cubos OLAP

En esta sección se describen los dos cubos OLAP obtenidos a partir de los datos adquiridos por los detectores de radón en ambos pisos. El origen de datos del cubo 1 son los datos obtenidos en la vivienda 'A', y el origen de datos del cubo 2 son los datos obtenidos en la vivienda 'B'. El esquema de ambos cubos es en estrella, con una tabla de hechos y tres dimensiones: condiciones ambientales (*CondAmb*), condiciones atmosféricas (*CondAtm*) y tiempo.

Figura 61. Esquema en estrella del cubo OLAP.

La tabla de hechos tiene dos medidas: concentración de radón y el error asociado a la medida. En la Tabla 36 se muestra un extracto de la tabla de hechos del cubo 1 y del cubo 2.

Tabla 36. Tablas de hechos del (a) cubo 1 y (b) del cubo 2.

(a) Cubo 1						(b) Cubo 2					
ID	Radon	Error	CondAmb	CondAtm	Tiempo	ID	Radon	Error	CondAmb	CondAtm	Tiempo
1	28,5	30,2	1	4	1	1	46,5	28,2	2496	4	1
2	48,3	24	2	5	2	2	58,3	25,4	2497	5	2
3	65,3	21	3	6	3	3	96	16,4	1854	6	3
4	71	20	4	7	4	4	44,7	28,6	270	7	4
5	40	26	5	8	5	5	65	23,8	2498	8	5
6	57	22	6	9	6	6	89,3	18	2499	9	6
7	17,3	33	7	10	7	7	99,7	15,5	2500	10	7
8	48,7	25,1	8	11	8	8	68,7	22,9	2501	11	8
9	37	28	9	12	9	9	41,3	29,4	2502	12	9
10	51	24,5	10	13	10	10	75,3	21,3	2503	13	10
11	68,3	20,1	11	14	11	11	82,3	19,6	2504	14	11
12	79,7	17,2	12	15	12	12	72	22,1	2505	15	12
13	65,3	20,9	13	16	13	13	75,7	21,2	2506	16	13
14	34,3	28,7	14	17	14	14	61,7	24,6	2507	17	14

Las medidas de la dimensión condiciones ambientales son: humedad relativa (*RelHum* en la Tabla 37), temperatura (*Temp*) y presión atmosférica (*Pres*). Un extracto de la tabla de esta dimensión para ambos cubos se muestra en la Tabla 37.

Tabla 37. Tabla de la dimensión condiciones ambientales.

ID	Temp	RelHum	Pres
1	26	44,5	934,5
2	25	41,3	934,7
3	24,5	42,0	934,0
4	24,2	42,0	934,0
5	24	42,0	934,0
6	24,5	42,3	933,7
7	24,5	42,3	932,0
8	24,5	42,0	930,0
9	25	38,3	930,3
10	24,5	34,7	932,3
11	24,3	37,0	933,7
12	24	37,7	935,0
13	22,3	38,3	937,0
14	22,8	39,0	939,0
15	23,2	39,0	938,7

Las medidas de la dimensión condiciones atmosféricas son: Z_i (m), $10 \times K_z$ (m²/s), U^* (m/s), K_h (m²/s), Z_o (m), PSQ y la fecha juliana. En la Tabla 38 de la que se muestra un extracto a continuación, es la misma para ambos cubos.

Tabla 38. Tabla de la dimensión condiciones atmosféricas.

ID	Z _i	10xK _z	U*	Z _o	K _h	Fecha juliana	PSQ
1	1679	910,4	0,3988	0,75	18240	2456789,00	2
2	1943	1260	0,4684	0,75	25690	2456789,13	2
3	1080	1020	0,452	0,75	12990	2456789,25	2
4	102,3	102,3	0,2323	0,75	2925	2456789,38	4
5	58,45	61,28	0,1521	0,75	1752	2456789,50	5
6	94,43	38,14	0,09933	0,75	1090	2456789,63	5
7	112,5	52,33	0,1159	0,75	1457	2456789,75	5
8	550,3	440,1	0,08528	0,75	5559	2456789,88	3
9	1789	637,5	0,1974	0,75	18920	2456790,00	3
10	2251	1450	0,5424	0,75	28650	2456790,13	1
11	1738	1177	0,5744	0,75	17750	2456790,25	2
12	121,3	183,3	0,3272	0,75	5241	2456790,38	4
13	151,3	160,5	0,2785	0,75	4588	2456790,50	4
14	243,3	197,1	0,3181	0,75	5633	2456790,63	4
15	269,7	194,4	0,3173	0,75	5448	2456790,75	4

JDAY Fecha juliana

PSQ Índice de estabilidad Pasquill

Z_i Altura de la capa límite planetaria o PBL (metros sobre el modelo de topografía)

10xK_z Coeficiente de mezcla vertical, multiplicado por un factor 10 (m² s⁻²)

U* Velocidad de fricción (m/s)

Z_o Longitud aerodinámica de rugosidad (m)

Z_t Altura del terreno (m)

K_h Coeficiente de mezcla horizontal (m² s⁻²)

Las tablas de dimensiones se relacionan con la tabla de hechos mediante una clave extranjera. En ambos casos, la fecha de los datos permite relacionar las tablas. La fecha juliana de las condiciones atmosféricas se ha aproximado a la fecha juliana de las medidas de radón para aquellos valores no exactos, por lo que para una determinada fecha juliana de las condiciones atmosféricas puede haber más de una medida de radón. Los cubos de han creado en un servidor *Microsoft Analysis Services* cada uno sobre su propia base de datos *SQL Server 2005*, como se muestra en la Figura 62a para el cubo 1 y en la Figura 62b para el cubo 2.

(a) Cubo 1

(b) Cubo 2

Figura 62. Estructura de los cubos OLAP: (a) Cubo 1 y (b) Cubo 2.

Se definen en los cubos las jerarquías siguientes: condiciones ambientales, con los niveles presión, humedad relativa y las condiciones atmosféricas, con los niveles Z_i , K_h y PSQ. Como se observa en la Figura 62, el cubo 1 se denominó dentro del programa como *c2a* (se entiende que '2A' es porque se trata de la vivienda 'A' de la segunda planta, que corresponde con la vivienda habitada durante la campaña de medidas) y de igual forma al cubo 2 se denominó *c2b* (vivienda no habitada). En la siguiente figura se muestran las tablas de medidas y de dimensiones.

(a) Cubo 1

(b) Cubo 2

Figura 63. Tablas de medidas y de dimensiones de los cubos OLAP: (a) Cubo 1 y (b) Cubo 2.

A continuación, se realizan varias consultas MDX sobre los cubos OLAP.

4.1.1 Consulta MDX del radón sobre la presión y la altura de la capa límite planetaria

En ambos cubos se ejecuta la consulta MDX siguiente:

```
"select [CondAmb].[LEV_Pres].MEMBERS on ROWS,
[CondAtm].[LEV_Zi].MEMBERS on COLUMNS from [c2a] where
Measures.[Radon]"
```

En el código anterior se indica que se obtiene la concentración de radón para la selección dada por el nivel de presión (*LEV_Pres*) de la tabla de dimensiones de condiciones ambientales (*condAmb*) y por la altura de la capa límite planetaria (*LEV_Zi*) de la tabla de condiciones atmosféricas (*condAtm*). En la Tabla 39 se puede ver un extracto del resultado de la ejecución de esta consulta sobre el cubo 1.

Tabla 39. Resultado de la consulta MDX sobre el cubo 1.

[CondAmb].[HIE_CondAmb].[LEV_Pres].[MEMBER_CAPTION]	[CondAtm].[HIE_CondAtm].[LEV_Zi].&[5.002E1]	[CondAtm].[HIE_CondAtm].[LEV_Zi].&[5.004E1]
955		94
956		85

Estos valores son el resultado del procesamiento del cubo OLAP de esta manera. Para el valor de Z_i de la columna (50,04), se obtiene el identificador ID que relaciona esta tupla con la tabla de hechos (a). En la tabla de hechos se encuentran tres tuplas para ese valor de identificador (b). Se sumarán las medidas de radón que correspondan a una presión de 955 (c). En este caso sólo hay una (ID 1387).

Tabla 40. Hojas de cálculo que confirman el resultado obtenido de la consulta MDX de la tabla anterior.

(a) Tabla de dimensiones de condiciones atmosféricas

ID	Zi	10xKz	U*	Kh	Zo	Zt5rr	FechaJulian	Click to Add
1839	50,02	0,34	0,01419	9,72	0,75	864,8	2457033,38	
1832	50,04	0,34	0,01419	9,72	0,75	864,8	2457032,50	

(b) Tabla de hechos

ID	Radon	Error	CondAmb	CondAtm
2812	51,00	41,00	1385	1832
2813	85,00	32,00	1386	1832
2814	94,00	30,00	1387	1832

(c) Tabla dim. de cond. ambientales

ID	RelHum	Temp	Pres
1384	46,00	12,00	957,00
1385	47,00	12,00	957,00
1386	47,00	12,00	956,00
1387	47,00	12,00	955,00

El resultado de esta misma consulta en el cubo 2 se muestra en la Tabla 41. El resultado se puede obtener de la misma forma que en el caso anterior.

Tabla 41. Resultado de la consulta MDX sobre el cubo 2.

[CondAmb].[HIE_CondAmb].[LEV_Pres].[MEMBER_CAPTION]	[CondAtm].[HIE_CondAtm].[LEV_Zi].&[5.002E1]	[CondAtm].[HIE_CondAtm].[LEV_Zi].&[5.004E1]
955		113
956		123

4.1.2 Consulta MDX del radón sobre los índices de Pasquill y las condiciones ambientales de presión y temperatura

Como en el apartado anterior, se ejecutan consultas MDX sobre cada uno de los cubos. En la primera consulta, se obtiene el radón para el índice de Pasquill (*LEV_PSQ*) dentro de las condiciones atmosféricas y para el nivel de presión (*LEV_Pres*) dentro de las condiciones ambientales.

```
select [CondAtm].[LEV_PSQ].MEMBERS on ROWS,
[CondAmb].[LEV_Pres].MEMBERS on COLUMNS from [c2A] where
Measures.[Radon]
```

La segunda consulta MDX que se muestra a continuación es casi idéntica a la anterior con la diferencia que se ha seleccionado la temperatura (*LEV_Temp*) en vez de la presión (*LEV_Pres*).

```
select [CondAtm].[LEV_PSQ].MEMBERS on ROWS,  
[CondAmb].[LEV_Temp].MEMBERS on COLUMNS from [c2A] where  
Measures.[Radon]
```

Dependiendo de cómo se realicen las consultas MDX (por ej., directamente a través del programa SSAS o consultas mediante programación C# que permiten una mayor flexibilidad al usuario) y en función de la aplicación final de los datos, se podrá obtener el valor de radón como un valor medio (suma de medidas de radón / número de casos) o como valores agregados (suma de medidas de radón). Como resultado de la consulta se obtienen tablas de valores, cuya extensión no permite reproducirlas completamente en el presente documento salvo un extracto de las mismas como ya se hizo en el apartado anterior.

En las tablas siguientes se compara (a) la tabla resultante de la consulta MDX mediante programación C# y (b) los resultados que proporciona el programa SSAS (se aporta captura de pantalla), se comprueba que efectivamente los cálculos son correctos.

Tabla 42. Comprobación de resultados dados para la consulta MDX (presión e índices Pasquill) entre 904 y 910 hPa mediante **(a)** programación C# y **(b)** el programa SSAS (captura de pantalla).

(a)

Presión	904	905	906	907	908	909	910
Valores acumulados de radón (para todos los índices Pasquill)	68	238	299	239	145	222	188
Número de valores	1	3	4	2	2	2	2
Concentración media de radón = valores acumulados de radón / número de valores		79,3	74,8	119,5	72,5	111,0	94,0

(b)

Dimension	Hierarchy	Operator	Filter Expression
<Select dimension>			
Drop Filter Fields Here			
Pres	904	905	906
Radon	Radon	Radon	Radon
1			
2			
3			
4	68	238	222
5			
6			
7			
Grand Total	68	238	299

Se ha optado por representar gráficamente los resultados mediante diagramas de contorno.

Figura 64. Diagramas de contorno de concentraciones acumuladas de radón distribuidas según la temperatura e índice de Pasquill y la presión e índice de Pasquill para el (a) cubo 1 y (a) cubo 2.

Los resultados que se representan gráficamente como diagramas de contorno en la Figura 64 son el resultado directo de consultas MDX en el (a) cubo 1 y (b) cubo 2. El diagrama de contorno muestra las concentraciones acumuladas de radón distribuidas según dos variables, una de ellas es la temperatura o la presión y la otra es el índice de Pasquill. Los valores acumulados de radón más altos corresponden con colores cálidos, identificándose los valores máximos con el color rojo. La escala de colores permite comprobar que los valores acumulados de radón en el cubo 2 (vivienda no ocupada) son mayores que en el cubo 1 (vivienda ocupada).

Las gráficas de temperatura – índice Pasquill y de presión – índice Pasquill son similares en ambos cubos, es decir; para las medidas obtenidas en las viviendas. A continuación, se comentan los resultados:

- En determinados intervalos de temperatura hay valores acumulados de radón más altos en ambas viviendas: para índices de Pasquill en torno al D (es decir; nº 4) y entre 15 y 10 °C, así como para temperaturas superiores a 28 °C. En lo relativo a temperaturas, la gráfica de temperaturas del cubo 1 presenta una zona entre 18 y 15 °C con valores acumulados de radón que no hay en la gráfica del cubo 2. Esta zona podría indicar una zona con una leve influencia de tipo antropogénica porque en ella no se obtienen valores acumulados máximos.
- Es conocido que, por norma general, la concentración de radón es mayor en épocas de estabilidad que corresponden con índices de Pasquill comprendidos entre E y G (equivalentes a valores numéricos 5 a 7, respectivamente). Así se observa si nos fijamos en los diagramas de contorno donde se representan las temperaturas: los valores acumulados más altos se desplazan por encima del índice de Pasquill con estabilidad neutra (categoría D o su equivalente numérico 4). Efectivamente, se comprueba que hay más valores acumulados de radón para aquellas categorías más frecuentes.
- Con respecto a las gráficas de presión e índices Pasquill, se representan los valores de presión comprendidos entre 940 y 930 hPa porque hay una mayor densidad de valores en este intervalo. Una vez más, las gráficas son simétricas con respecto a la categoría numérica de Pasquill 4 que corresponde con condiciones neutras, desplazándose la densidad de valores acumulados de radón hacia categorías más estables.

4.2 Algoritmo de clustering

Como se ha indicado, el algoritmo utilizado es el *MicrosoftClustering*. En el siguiente cálculo se ha empleado la dimensión correspondiente a las condiciones ambientales *CondAmb*, el atributo de la presión *Pres*, la clave *CondAmb.ID* y la medida *Radon*. Es decir, los clústeres se forman por agrupamiento de las concentraciones de radón y presiones. Se pueden definir también otros clústeres según otros valores de medida distintos de la concentración de radón (error en la medición) y otras dimensiones distintas de la presión (temperatura).

En la Figura 65 se muestran los 10 clústeres identificados en el cubo 1.

Figura 65. Diagrama con los clústeres obtenidos a partir del cubo 1.

Como resultado de este diagrama, se identifican dos conjuntos bien diferenciados de clústeres. El conjunto de la derecha (ver Figura 65) está formado por los clústeres del 1 al 3, que contienen la mayoría de las muestras de radón y manifiestan entre ellos relaciones fuertes (líneas de trazo grueso). Este conjunto podría considerarse como el más representativo de las muestras medidas de radón. Si consideramos el clúster con mayor número de miembros, el clúster 1, los valores de radón típicos son inferiores a $45,8 \text{ Bq/m}^3$ para valores de presión atmosférica comprendidos entre 929 y 946 hPa. Los clústeres con un menor número de miembros están comprendidos del 4 al 10. En concreto, los clústeres 4 y 6 tienen una mayor proporción de medidas de concentración alta de radón que el resto (por encima de 96 Bq/m^3 para presiones entre 930 y 948 hPa para una probabilidad de al menos el 6 %).

En la Figura 66 se pueden ver los 10 clústeres identificados en el cubo 2.

Figura 66. Diagrama con los clústeres obtenidos a partir del cubo 2.

En este diagrama se puede observar la preponderancia del grupo formado por los clústeres 1, 2 y 3, que son los más representativos de las muestras, y que representan concentraciones de radón menor o igual a $54,3 \text{ Bq/m}^3$ para valores de presión atmosférica comprendidos entre 929 y 947 hPa. Los valores de radón superiores a $135,1 \text{ Bq/m}^3$ se pueden considerar valores anómalos dentro del registro de medidas. En la Tabla 43 se muestran los datos de los diferentes clústeres de ambos cubos ordenados de mayor a menor número de miembros.

Tabla 43. Clústeres obtenidos en los cubos 1 y 2.

Cubo 1			Cubo 2		
Vivienda 'A' (variables, valores y probabilidad)			Vivienda 'B' (variables, valores y probabilidad)		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	45,8 - 96,0	24,980%	Radón	54,3 - 135,1	24,980%
Radón	96,0 - 269,4	24,885%	Radón	135,1 - 413,9	24,885%
Radón	0,0 - 45,8	23,020%	Radón	0,0 - 54,3	17,444%
Pres	932	6,843%	Pres	932	6,843%
Pres	935	6,597%	Pres	935	6,597%
Pres	934	6,427%	Pres	934	6,427%
Pres	933	6,068%	Pres	933	6,068%
Clúster 1			Clúster 1		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	0,0 - 45,8	50,000%	Radón	0,0 - 54,3	50,000%
Pres	934	10,129%	Pres	934	9,597%
Pres	929	9,425%	Pres	929	9,514%
Pres	940	6,706%	Pres	932	7,335%
Clúster 2			Clúster 2		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	0,0 - 45,8	50,000%	Radón	0,0 - 54,3	50,000%
Pres	935	10,160%	Pres	935	9,952%
Pres	946	7,833%	Pres	946	7,789%
Pres	934	7,310%	Pres	947	7,439%
Clúster 3			Clúster 3		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	0,0 - 45,8	50,000%	Radón	0,0 - 54,3	50,000%
Pres	941	8,943%	Pres	941	8,305%
Pres	933	7,735%	Pres	933	7,622%
Pres	943	7,666%	Pres	943	7,496%
Clúster 8			Clúster 5		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	45,8 - 96,0	79,352%	Radón	135,1 - 413,9	58,252%
Radón	0,0 - 45,8	19,744%	Radón	54,3 - 135,1	41,273%
Pres	929	9,194%	Pres	934	8,760%
Pres	935	8,646%	Pres	935	8,529%
Pres	933	8,595%	Pres	932	8,089%
Clúster 4			Clúster 4		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	96,0 - 269,4	85,000%	Radón	135,1 - 413,9	86,772%
Radón	45,8 - 96,0	13,765%	Radón	54,3 - 135,1	12,181%
Pres	935	12,182%	Pres	933	11,420%
Pres	933	9,580%	Pres	935	10,315%
Pres	936	9,239%	Pres	932	9,908%
Clúster 7			Clúster 9		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	45,8 - 96,0	73,840%	Radón	54,3 - 135,1	88,862%
Radón	0,0 - 45,8	25,879%	Pres	933	16,045%
Pres	932	15,211%	Pres	932	11,590%
Pres	933	9,751%	Radón	0,0 - 54,3	11,138%
Pres	934	7,889%	Pres	933	16,045%
Clúster 9			Clúster 8		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	45,8 - 96,0	81,907%	Radón	54,3 - 135,1	97,651%
Pres	933	10,159%	Pres	936	14,602%
Radón	96,0 - 269,4	10,066%	Pres	935	10,146%
Pres	930	9,323%	Pres	932	7,777%
Clúster 5			Clúster 7		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	96,0 - 269,4	61,970%	Radón	54,3 - 135,1	97,522%
Radón	45,8 - 96,0	35,142%	Pres	934	10,653%
Pres	932	13,456%	Pres	933	8,680%
Pres	938	8,113%	Pres	940	8,155%
Pres	929	8,091%			

Cubo 1			Cubo 2		
Clúster 6			Clúster 6		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	96,0 - 269,4	49,377%	Radón	135,1 - 413,9	37,479%
Pres	934	9,542%	Pres	943	7,436%
Pres	943	8,661%	Pres	933	6,599%
Pres	947	6,251%	Pres	947	6,346%
Pres	935	5,719%	Radón	54,3 - 135,1	4,984%
Clúster 10			Clúster 10		
Variables	Valores	Probabilidad	Variables	Valores	Probabilidad
Radón	45,8 - 96,0	82,970%	Radón	0,0 - 54,3	51,402%
Radón	0,0 - 45,8	12,092%	Radón	54,3 - 135,1	48,581%
Pres	936	9,321%	Pres	930	8,038%
Pres	935	8,154%	Pres	938	7,981%
Pres	930	8,067%	Pres	935	7,760%

Nota: Cada clúster contiene más valores de variables, la tabla muestra un resumen de aquellos con más probabilidad

En el clúster 1 del cubo 1, el valor de la concentración de radón es menor o igual a 45,8 Bq/m³. En la creación del cubo, la concentración de radón se ha tomado como una variable continua. Razón por la cual, los datos se definen como un intervalo de valores. En el mismo clúster las presiones con mayor probabilidad son, en este orden, 934, 929 y 940 hPa. De forma análoga se describe el resto de clústeres para ambos cubos.

En definitiva, el algoritmo de *clustering* se ha utilizado en la presente tesis como una herramienta de comparación entre los dos cubos creados. Como se ha comentado anteriormente, se ha creado un cubo para las medidas de cada una de las viviendas. Además, este algoritmo permite agrupar los datos en clústeres a efectos de obtener los valores de los parámetros más significativos y poder realizar la comparación de datos entre cubos.

4.3 Algoritmo de asociación

En la Figura 67 se muestra el resultado para el cubo 1 de la vivienda 'A'.

Figura 67. Resultado de la consulta sobre los datos del cubo 1 de la vivienda 'A'

En esta captura de pantalla se indica en primer término aquellos datos sobre el modelo de minería de datos seleccionado y con respecto a las condiciones atmosféricas. Las

reglas de asociación se muestran en la pestaña “Rules” donde se indican dos filtros de los resultados: la probabilidad mínima y la importancia mínima. A continuación se muestran los resultados en varias columnas: probabilidad, importancia y la regla de asociación. Esta explicación es aplicable tanto para la Figura 67 como para la Figura 68.

Los identificadores de cada elemento de los casos se muestran en la Tabla 44. Por ejemplo, se asigna el código identificado ID igual a 982 cuando la temperatura es 14 °C, la humedad relativa 50 % y la presión 929 hPa.

Tabla 44. Códigos identificadores ID de las condiciones ambientales para distintos valores de temperatura, presión y humedad para la vivienda ‘A’.

ID	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%H)	Presión (hPa)
982	14,0	50	929
983	14,0	50	930
1022	12,5	44	942
1023	12,5	44	943
1328	10,5	43	952
1329	10,5	43	951
1367	11,5	45	953
2274	13,0	55	935
2279	13,0	55	936
2361	11,5	45	954

En la Figura 68 se muestra el resultado para el cubo de la vivienda ‘B’:

Figura 68. Resultado de la consulta sobre los datos del cubo 2 de la vivienda ‘B’

Los identificadores de cada elemento de los casos se muestran en la Tabla 45. Se comprueba que, por ejemplo, el identificador 3297 corresponde con las condiciones ambientales de temperatura 13 °C, humedad relativa 61 % y presión 930 hPa. En cambio para la situación definida por ID 3298, pese a tener condiciones ambientales similares se diferencia únicamente en la presión que es igual a 931 hPa.

Tabla 45. Códigos identificadores ID de las condiciones ambientales para distintos valores de temperatura, presión y humedad.

ID	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%H)	Presión (hPa)
3297	13,00	61	930
3298	13,00	61	931
3842	11,00	56	946
3849	11,00	56	945
5130	9,50	45	936
5131	9,50	45	937

A continuación, se muestra cómo funciona el algoritmo de reglas de asociación, tomando como ejemplo la regla: *Radón (3297)=Existente -> Radón (3298)=Existente*. Se observa que todos los casos que contienen el elemento de ID 3297 contienen asimismo el elemento de ID 3298. Es decir: $Probabilidad (3297 \Rightarrow 3298) = importancia (3297,3298)/importancia(3297) = 4/4 = 1$.

La regla obtenida al aplicar el algoritmo de reglas de asociación *Radón (3297)=Existente -> Radón (3298)=Existente*, significa que si se ha medido una muestra de radón para las condiciones ambientales de ID 3297 existe una probabilidad de 1 de obtener una muestra para las condiciones ambientales de ID 3298 en las mismas condiciones atmosféricas. En la Tabla 46 se muestra un extracto con las medidas que se han obtenido bajo las condiciones ambientales ID 3297 y 3298, a partir de las cuales se puede comprobar el resultado obtenido en las relaciones. En la última tabla se muestra la equivalencia que hay entre ID de las condiciones atmosféricas y otros parámetros proporcionados por el modelo de NO AA.

Tabla 46. Registro de medidas para las condiciones ambientales ID 3297 y 3298 y su correspondencia con las condiciones atmosféricas.

ID	Radon	CondAtm
3297	113	1412
3297	72	1408
3297	51	1411
3297	51	1414
3298	103	1413
3298	93	1408
3298	93	1408
3298	93	1410
3298	82	1413
3298	82	1410
3298	82	1409
3298	82	1409
3298	41	1413
3298	41	1409
3298	41	1411
3298	21	1412
3298	144	1410
3298	113	1414

Tabla 47. Correspondencia entre las condiciones atmosféricas dadas por ID y distintos valores del modelo de NO AA.

10xKz	Zi	U*	Zo	Kh	Zt5rr	FechaJuliana	ID	PSQ
30,57	55,29	0,0892	0,75	874	865,2	2456979,50	1408	5
10,17	80,15	0,04859	0,75	290,9	865,3	2456979,63	1409	6
0,49	50,48	0,01367	0,75	14,08	865,1	2456979,75	1410	7
29,14	138,80	0,1258	0,75	807,4	865,3	2456979,88	1411	6
269,50	489,20	0,2034	0,75	3060	865,5	2456980,00	1412	4
462,30	550,80	0,2839	0,75	4888	865,6	2456980,13	1413	3
276,10	95,80	0,2272	0,75	854,6	865,3	2456980,25	1414	4

5 CONCLUSIONES

La utilización de un algoritmo de *clustering* sobre cubos OLAP ha permitido estudiar los efectos antropogénicos y de la presión atmosférica en las concentraciones de radón, para una misma litología de suelo y condiciones atmosféricas. En uno piso vacío (cubo 2), la concentración medida de radón ha sido sensiblemente superior a la medida en un piso ocupado. Además, la mayoría de las medidas de radón corresponden a presiones atmosféricas entre 929 y 946 hPa, cuyo rango es considerado dentro de la normalidad para el registro de presiones existente en esa ubicación.

A la vista de los resultados obtenidos al aplicar los algoritmos de *clustering* y de reglas de asociación se observa que, mientras el de *clustering* permite agrupar las muestras en conjuntos con unos valores de los parámetros definidos, el de reglas de asociación permite predecir la posible obtención de algunas muestras de radón a partir de otras en las mismas condiciones atmosféricas.

Se ha comprobado que las consultas MDX sobre los cubos OLAP ofrecen resultados satisfactorios. En particular se han realizado varias consultas y, en particular, se han analizado los índices Pasquill y su relación con el radón. Se ha comprobado que hay más valores de radón en condiciones estables y que la distribución de valores es similar en ambas viviendas.

Este tipo de consultas pueden emplearse para validar mapas predictivos de radón en viviendas (mapas basados en modelos numéricos) con respecto a la información

proporcionada en la realidad por el mapa 10x10. La finalidad de estos mapas es ofrecer información a la población sobre el posible nivel de radón que puede haber en la zona donde viva y, en consecuencia, que decida si considera necesario actuar o no.

En caso de disponer de nuevos conjuntos de datos se puede estudiar su compatibilidad con los modelos de minería de datos ya implementados (*clustering* y asociación) a efectos de contrastar los resultados obtenidos anteriormente. Por ejemplo, en el modelo de *clustering* se crearía un nuevo cubo con los datos nuevos para compararlo con los cubos anteriormente creados y obtener qué valores de los parámetros estudiados son diferentes y en qué grado.

6 REFERENCIAS

- [1] Berry, M.J.A. y Linoff, G.S. (1997). *Data Mining Techniques: For Marketing, Sales, and Customer Support*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA.
- [2] Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V. et al. (2014) Indoor air quality and comfort in seven newly built, energy-efficient houses in France. *Building and Environment* 72: 173-187.
- [3] REHVA (2010). Indoor Environment and Energy Efficiency in Schools - Guidebook number 13. *Brussels: Federation of European Heating, Ventilation and Air-conditioning Associations (REHVA)*.
- [4] Martín Matarranz, J.L., Frutos Vazquez, B., García Cadierno, J.P. et al. (2015). Radon Protection in the Spanish Technical Building Code. Disponible en Web: <http://www.researchgate.net/publication/266603059_Radon_Protection_in_the_Spanish_Technical_Building_Code> [Consulta: 1 de septiembre de 2015]
- [5] Matias, R. y Moura-Pires, J. (2005). Spatial On-Line Analytical Processing (SOLAP): A Tool the to Analyze the Emission of Pollutants in Industrial Installations," in *Artificial intelligence* 5-8, 214-217.
- [6] Mendelzon, A., Hurtado, C. y Lemire, D. (2015). Data Warehousing and OLAP-A Research-Oriented Bibliography. Página Web: <<http://lemire.me/OLAP/>> [Consulta: 1 de septiembre de 2015].
- [7] Microsoft (2008). OLAP Cube Visualization of Environmental Data Catalogs. Microsoft Research, San Diego Supercomputer Center Microsoft Technical Report MSR-TR-2008-70.
- [8] Microsoft (2015) Disponible en Web "MSDN, Microsoft Developer Network": <<https://msdn.microsoft.com>> [Consulta: 1 de septiembre de 2015]
- [9] Oz, E. (2009). Administración de los Sistemas de Información. Ediciones Paraninfo. 351-371.

- [10] Laverge, J., Van Den Bossche, N., Heijmans, N. et al. (2011). Energy saving potential and repercussions on indoor air quality of demand controlled residential ventilation strategies. *Building and Environment* 46-7, 1497-1503.
- [11] READY (2015) Disponible en Web "READY Meteorology":
<<https://ready.arl.noaa.gov/READYcmet.php>> [Consulta: 1 de septiembre de 2015]
- [12] Vasilyev, A.V., Yarmoshenko, I.V. y Zhukovsky, M.V. (2015) Low air exchange rate causes high indoor radon concentration in energy-efficient buildings. *Radiation Protection Dosimetry* 164-4, 601-605.

Capítulo VII Conclusiones y líneas de futuro

SUMARIO: 1 Conclusiones. 1.1 Cambios normativos. 1.2 Experimento. 2 Líneas de futuro. 2.1 Mapas dinámicos de radón. 2.2 Sistema de monitorización de radón basado en cubos OLAP y modelos de minería de datos. 3 Resultados.

1 CONCLUSIONES

En este capítulo se resumen las conclusiones de la tesis doctoral, que también se han señalado en aquellos capítulos con resultados experimentales.

1.1 Cambios normativos

Esta sección es el resultado del análisis normativo que se ha llevado a cabo en la tesis doctoral. Con la aprobación de la Directiva 2013/59/Euratom se van a tener que realizar medidas radiológicas en determinados materiales de construcción. El tipo de medidas requieren el uso de la técnica de espectrometría gamma para así determinar el índice de concentración de actividad. Por otra parte, también se medirá el nivel de radón en lugares cerrados para así comprobar si se supera o no los límites establecidos. Como resultado de estas medidas en un ámbito u otro se señala que:

- Se requiere instrumentación para llevar a cabo las medidas radiológicas, ya sea para calcular el índice de concentración de actividad en materiales como para determinar el nivel de radón en lugares cerrados. En general, el uso de estos equipos requiere tener cierta experiencia para obtener medidas coherentes con la realidad. En concreto, este comentario va dirigido al cálculo del índice de concentración de actividad porque la técnica de medida por espectrometría gamma precisa de operaciones básicas de calibración así como la propia interpretación de los resultados que son complejas. En definitiva, es lógico pensar que este tipo de actividades se desarrollen por laboratorios especializados debidamente acreditados porque requieren los controles de calidad pertinentes (por ejemplo, mediante la participación periódica en intercomparaciones) y personal con la suficiente experiencia para llevar a cabo las tareas encomendadas.
- Como resultado de las medidas radiológicas que se requieren en la Directiva 2013/59/Euratom, se podrá tener un catálogo de materiales de construcción caracterizados radiológicamente, es decir, mediante la asignación de un índice de concentración de actividad e incluso de la tasa de exhalación de radón en determinadas condiciones. Se entiende que en dicho catálogo se incluirán exclusivamente aquellos materiales de construcción identificados por los Estados miembros como de interés desde el punto de vista de la protección radiológica. Desde un punto de vista práctico, el interés se centra en aquellos materiales de construcción que sean de uso final y se destinen para lugares

cerrados⁶⁹ donde pueda haber exposición a seres humanos. En este aspecto, en las especificaciones técnicas de los materiales de construcción afectados por la Directiva 2013/59/Euratom deberían describirse no solo las características físicas y químicas del material sino también sus características radiológicas. En definitiva, la caracterización radiológica del material puede ser determinante para su uso y, por tanto, debería tenerse en cuenta este aspecto en la propia toma de decisiones.

En la actualidad se está a la espera de la transposición de la Directiva 2013/59/Euratom a la legislación nacional. Esta Directiva también afectará a Reales Decretos en vigor en España porque deroga a varias Directivas. Lo ideal sería estar preparado para afrontar con éxito este nuevo reto que se plantea. Sin embargo, los materiales se definen por características físicas y químicas. La tendencia debería ser también incluir sus características radiológicas (qué índice de concentración de actividad tiene el material y qué tasa de exhalación de radón emite). Esta tendencia está motivada por la legislación, pero también debería considerarse como una oportunidad empresarial para diferenciarse de la competencia (comercializando materiales radiológicamente saludables o al menos identificados, construyendo viviendas con niveles conocidos y bajos de radón, dentro de los límites establecidos por la legislación. Quizás esta oportunidad pueda ser similar al nicho de mercado que surgió a raíz de las exigencias en materia de eficiencia energética.

- Con la próxima transposición de la Directiva 2013/59/Euratom en España, tendrá que ser más usual conocer el nivel de radón en una vivienda tal y como ocurre en EE UU. Hoy en día es impensable solicitar esta información al vendedor de una vivienda, pero en un futuro podría ser una característica más de la vivienda que pueda facilitarse como así lo es la superficie construida, el año de construcción, etc. Esta información podría ser beneficiosa para el vendedor en el proceso de negociación. Por ejemplo, se podría justificar que una vivienda situada en una zona pro-radón tiene un precio más elevado que el resto de viviendas de la zona porque se ha construido de forma eficiente para así reducir la entrada de radón.

Como se ha comprobado en esta tesis y ya se conoce ampliamente, el radón está presente en todas las viviendas incluso en apartamentos situados en una segunda planta. Hay radón en las plantas superiores de un edificio y también en aquellas viviendas con un aislamiento mayor (por ejemplo, mediante el uso de ventanas que permiten un buen aislamiento del frío/calor procedente del exterior) para cumplir con la reciente normativa sobre eficiencia energética. Para confirmar que realmente en este tipo de viviendas, el nivel de radón es superior que en otras no tan “eficientes” se requiere una campaña de medidas mayor y específica para estudiar esta problemática.

⁶⁹ No tiene sentido que haya interés por materiales con una buena calificación desde el punto de vista de la protección radiológica si éstos se destinan, por ejemplo, a obra pública en donde la exposición a las personas va a ser muy limitada por no decir inexistente.

- En relación con la metodología presentada en la tesis, en un momento dado se tendrá una gran cantidad de medidas radiológicas de muy diversa índole. Por una parte, se tendrá un conjunto de medidas de radón en el interior de viviendas que podrá clasificarse a su vez en subconjuntos según alguna característica en común (por ej., la planta del edificio donde se realizaron las medidas). Por otra parte, se tendrá otro conjunto de medidas radiológicas realizadas en materiales de construcción. En cualquiera de los dos casos y teniendo presente la dimensión (espacial y/o temporal) de las medidas, se requiere una metodología que permita sacar provecho de esta información. En este aspecto, se considera que el uso de los cubos OLAP y de los modelos de minería de datos, que se han aplicado en la presente tesis, es una metodología óptima para afrontar con éxito el problema.

1.2 Experimento

En esta sección se incluyen las conclusiones que se han obtenido como resultado de aplicar diversos métodos matemáticos al registro de medidas de radón. Se recuerda que el experimento principal de la tesis ha consistido en medir la concentración de radón en el interior de dos viviendas en donde se han utilizado técnicas constructivas para tener una buena eficiencia energética. El interés de este experimento ha consistido en tener la posibilidad de medir dos viviendas similares, estando una de ellas ocupada y la otra vacía, y que las viviendas en sí son un modelo típico de construcción que consiste en apartamentos de una superficie pequeña y cuya construcción cumple con los requisitos demandados de eficiencia energética. Ha quedado claro que el radón tiene un comportamiento periódico y que el radón en un lugar cerrado tiene un comportamiento cualitativamente similar ya esté la vivienda ocupada o no. Se concluye que⁷⁰:

- A partir del método de LS y TW se muestra que el radón tiene un comportamiento periódico similar en ambas viviendas. Mediante TW se ha comprobado que el radón ha mostrado similitudes en ambas viviendas, descartándose una influencia antropogénica significativa que afecte a su comportamiento. Por otra parte, el comportamiento periódico del radón podría estar influenciado por los parámetros meteorológicos como la presión barométrica. En particular se identificaron patrones periódicos similares entre el radón y la presión para determinados intervalos. En relación con esto último se destaca la presencia de periodicidades de aproximadamente una y dos semanas en primavera-verano y periodicidades más altas en torno a un mes en otoño, cuyo resultado debe contrastarse con otros registros de medidas de radón.
- Después de analizar la evolución temporal de los coeficientes de Hurst, se comprueba que el radón en ambas viviendas muestra un comportamiento similar desde un punto de vista de caoticidad. Además, se observa que hay

⁷⁰ Se recuerdan los acrónimos empleados con anterioridad en el documento: LS (Lomb-Scargle), TW (Transformada Wavelet), GBRT ("Gradient Boosted Regression Trees") y MRLM (Modelo de Regresión Lineal Múltiple).

cierta variabilidad en la predecibilidad del radón posiblemente por factores externos como la meteorología (en particular, la presión atmosférica). A esto se suma que la evolución temporal de los coeficientes no coincide temporalmente en algunos casos. En este aspecto se requiere una mayor investigación para estudiar si las variaciones son significativas y en qué grado puede afectar en los resultados el tamaño de la ventana temporal móvil.

- La técnica de aprendizaje GBRT ha ofrecido unos buenos resultados cuando se utilizaron datos promediados a 24 horas. La presión es la variable más importante que afecta a la concentración de radón. En efecto, las variaciones bruscas de presión perjudican la predecibilidad del radón.
- El MRLM no ofrece resultados satisfactorios cuando se utilizan series temporales largas (más de un mes) por la propia variabilidad del radón, no solo diaria sino estacional, que imposibilitan obtener un ajuste óptimo. El MRLM explica en torno al 40 % de la variabilidad de concentración de radón en el interior de las viviendas. Esto es debido a que el modelo en cuestión se basa sólo en la meteorología y hay más factores que afectan a la concentración de radón en el interior de un edificio.
- Se ha aplicado el método de aprendizaje de máquinas GBRT, si bien requirió un suavizado previo de los datos para poder establecer las relaciones. Como resultado de este método se concluyó que la presión era la variable más importante.

En relación con los cubos OLAP y los modelos de minería de datos:

- Se ha comprobado que las consultas MDX sobre los cubos OLAP ofrecen resultados satisfactorios. En particular se han realizado varias consultas y, en particular, se han analizado los índices Pasquill y su relación con el radón. Se ha comprobado que hay más valores de radón en condiciones estables y que la distribución de valores es similar en ambas viviendas.
- La utilización de un algoritmo de *clustering* sobre cubos OLAP ha permitido estudiar los efectos antropogénicos y de la presión atmosférica en las concentraciones de radón, para una misma litología de suelo y condiciones atmosféricas. En un piso vacío (cubo 2), la concentración medida de radón ha sido sensiblemente superior a la medida en un piso ocupado. Además, la mayoría de las medidas de radón corresponden a presiones atmosféricas que pueden considerarse dentro de la normalidad para el registro de presiones existente en esa ubicación.
- A la vista de los resultados obtenidos al aplicar los algoritmos de *clustering* y de reglas de asociación se observa que, mientras el de *clustering* permite agrupar las muestras en conjuntos con unos valores de los parámetros definidos, el de reglas de asociación permite predecir la posible obtención de los valores de algunas muestras de radón a partir de otras en las mismas condiciones atmosféricas.

- En caso de disponer de nuevos conjuntos de datos se puede estudiar su compatibilidad con los modelos de minería de datos ya implementados (*clustering* y asociación) a efectos de contrastar los resultados obtenidos anteriormente. Por ejemplo, en el modelo de *clustering* se crearía un nuevo cubo con los datos nuevos para compararlo con los cubos anteriormente creados y obtener qué valores de los parámetros estudiados son diferentes y en qué grado.

2 LÍNEAS DE FUTURO

A continuación, se señalan algunas líneas de investigación que podrían realizarse en base a esta tesis doctoral.

2.1 Mapas dinámicos de radón

Como se ha indicado en la tesis, los mapas de radón en España en la actualidad son estáticos. Este es el caso del mapa predictivo de exposición al radón en España. Hoy en día, con el uso de las nuevas tecnologías es posible elaborar mapas que se actualicen a tiempo real a partir de un gran volumen de datos. El mapa puede tener diferentes datos de entrada: observaciones radiológicas (radón u exposición gamma) y/ ambientales (presión, temperatura, humedad, etc.). La elaboración del mapa puede consistir en representar directamente las observaciones, los resultados de un modelo numérico o una combinación de las anteriores que consistiría en una verificación del modelo mediante observaciones.

La elaboración y uso de mapas dinámicos de radón podría ser de interés para aplicaciones específicas, que se citan a continuación y en donde se distingue si el radón es *indoor* (lugares cerrados) u *outdoor* (exterior):

- Mapas dinámicos de radón para el estudio de la atmósfera. En particular, el radón *outdoor* como trazador de masas de aire de origen continental y el uso del radón (*indoor/outdoor*) como un parámetro operativo de carácter experimental en el diagnóstico convectivo, lo cual requeriría un gran esfuerzo investigador.
- Mapas dinámicos de radón *indoor* para predecir terremotos. Aunque hay cierta controversia sobre el uso del radón como predictor de terremotos, también sería de interés una red de observación de radón en zonas con peligrosidad sísmica cuyos resultados pudieran monitorizarse en tiempo real. Para evitar falsas alarmas, habría que conocer en todo momento si el comportamiento anómalo del radón es por movimientos sísmicos o debido a la atmósfera.

Como resultado de las aplicaciones anteriores, se deduce que se requiere manejar una gran cantidad de datos tanto en la dimensión espacial como temporal (en función de las necesidades del proyecto), la metodología a emplear en la práctica consistiría en almacenar los datos en archivos *netCDF*⁷¹. Estos archivos se ingestarían⁷² en un

⁷¹ También podría barajarse el uso de los formatos GRIB/BUFR del ECMWF.

base de datos para su posterior visualización (por ejemplo, los resultados pueden mostrarse en una Página Web mediante el sistema gestor de contenidos *Pelican*⁷³ de *Python*) o la realización de determinadas operaciones post-proceso (análisis de datos, control de calidad de las observaciones, operaciones básicas como medias o más complejas como interpolaciones en el espacio/tiempo, etc.). Los fundamentos tecnológicos se han explicado en el Capítulo IV, en donde se convirtió el MARN a un archivo *netCDF* y se realizaron operaciones mediante el lenguaje de programación *Python* para generar el mapa predictivo de exposición al radón.

2.2 Sistema de monitorización de radón basado en cubos OLAP y modelos de minería de datos

En esta segunda línea de futuro se propone el desarrollo de un sistema de monitorización de radón basado en la tecnología de cubos OLAP y posterior análisis de los datos mediante modelos de minería de datos. Para llevar esto a cabo se requiere establecer una serie de indicadores, que puedan controlar la concentración de radón para determinadas condiciones ambientales/atmosféricas. Por ejemplo, en condiciones atmosféricas estables suele haber una concentración mayor de radón y/o en determinado régimen de presiones atmosféricas. Los cubos OLAP es uno de los instrumentos que se usa en el paradigma *Big Data*, consistente en analizar volúmenes grandes de datos para así tener información para tomar decisiones.

En base a la metodología de organización de datos en cubos OLAP y la utilización de modelos de minería de datos basados en diversos algoritmos, es factible utilizar este conocimiento adquirido para el almacenamiento y análisis de medidas radiológicas en materiales de construcción y viviendas. Es comprensible que como resultado de la transposición de la Directiva 2013/59/Euratom se genere una gran cantidad de información que requiera de este tipo de tecnologías para su gestión y aprovechamiento desde un punto de vista empresarial o investigador. En particular, el Plan de acción nacional tendrá esta necesidad⁷⁴.

Para poder aplicar esta metodología a los datos disponibles del Mapa de Radón 10x10 (proyecto de la Universidad de Cantabria) se requiere un grado de información más profundo de las medidas que consistiría en conocer la ubicación exacta donde se realizó la medida de concentración de radón. A partir de esta información y con el uso de programación es posible obtener información complementaria: latitud y longitud del lugar de medidas, tasa de exposición gamma específica (procedente del MARN), la

⁷² Se ha utilizado el término ingestión porque se suele emplear en determinados campos (Meteorología) para referirse al proceso que consiste en alimentar una base de datos o a un programa con datos procedentes de modelos numéricos según distintas ejecuciones del modelo en cuestión (pasada) y validez del mismo (alcance).

⁷³ Más información en la Página Web: <<http://blog.getpelican.com/>>

⁷⁴ Recordar el art. 103 de la Directiva 2013/59/Euratom. *En aplicación del artículo 100, apartado 1, los Estados miembros establecerán un plan de acción a nivel nacional para hacer frente a los riesgos a largo plazo debidos a las exposiciones al radón en viviendas, edificios de acceso público y lugares de trabajo para cualquier vía de entrada del radón, ya sea el suelo, los materiales de construcción o el agua. El plan de acción tendrá en cuenta las cuestiones expuestas en el anexo XVIII y se actualizará de forma periódica.*

planta del edificio en la cual se realizaron las medidas y las características del edificio (año de construcción, volumen edificado, etc.). Con este planteamiento es factible y útil utilizar cubos OLAP y algoritmos para extraer información de interés.

En la primera línea de futuro se centra en el uso de mapas dinámicos de radón que se actualicen en tiempo real, mientras que en la segunda se propone el desarrollo de un sistema de monitorización de radón. Ambas líneas son compatibles entre sí, porque a partir de los datos obtenidos en tiempo real se podría alimentar el sistema de monitorización para su posterior análisis periódico y continuado en el tiempo.

3 RESULTADOS

En la Tabla 48 se muestran los resultados de la tesis doctoral. Durante el transcurso de la tesis, el autor ha sido adjudicatario de un Proyecto I+D en el CEDEX (2011-2014) en el ámbito de la protección radiológica y de una beca de postgrado en AEMET (2015-2016) en el marco del Proyecto de Modernización del Proceso de Predicción.

Tabla 48. Resultados de la tesis doctoral.

TIPO DE RESULTADO	NOMBRE DE LA PUBLICACIÓN	TÍTULO DEL RESULTADO
Proyecto	Proyecto nº21 beca postgrado de formación de AEMET (2015-2016)	Formación en la herramienta operativa de predicción GFE ("Graphical Forecast Editor") en el marco del Proyecto de Modernización del Proceso de Predicción de AEMET
Congreso	IV Congreso de Áridos (Madrid, septiembre 2015)	La caracterización radiológica de los materiales de construcción en España a partir de la Directiva 2013/59/Euratom
Paper	Solid State Phenomena 238, 140-150	"A comparison of preliminary results of indoor radon behaviour between one occupied and one unoccupied dwelling in Madrid, Spain"
Paper	Ingeniería Civil 173, 61-70	Influencia de la meteorología en el nivel de radón en un laboratorio de medidas de radiactividad ambiental
Paper	Nova Scintia 12, 78 -107	Influencia de las condiciones meteorológicas sobre el nivel a corto plazo de radón en un laboratorio subterráneo
Paper (divulgativo)	Naturmet (Asociación española Ecometta) nº julio 2014	Ejemplo práctico de cómo afecta la meteorología al nivel de radón en el interior de un edificio
Proyecto	Proyecto I+D CEDEX (2011-2014)	Estudios para la mejora de la determinación de emisores gamma en muestras de agua mediante detectores de semiconductor

Como resultado de la actividad investigadora desarrollada en esta tesis, se tiene previsto la publicación de los siguientes artículos:

Tabla 49. Publicaciones previstas como resultado de la tesis doctoral.

MÉTODOS	TÍTULO ORIENTATIVO
Boosting (aprendizaje de máquinas)	Aplicación de métodos <i>boosting</i> a medidas de radón en lugares cerrados
Hurst	Estudio de los coeficientes Hurst en dos viviendas con distinta tasa de ocupación
Python NetCDF	Metodología para elaborar mapas dinámicos de radón mediante <i>netCDF</i> y <i>Python</i>
OLAP	Estudio del comportamiento del radón en dos viviendas mediante cubos OLAP y un algoritmo de “clustering”.

Email: jgtobar@iies.es