

SERIE PONENCIAS



MINISTERIO
DE CIENCIA
E INNOVACIÓN

Ciemat

Centro de Investigaciones
Energéticas, Medioambientales
y Tecnológicas

ADOPTA CIENCIA:

LA MUJER Y LA TIERRA

Coordinador:

Javier Domínguez Bravo

Publicación disponible en el [Catálogo general de publicaciones oficiales](#).

© CIEMAT, 2022

NIPO: 832-22-021-6

Maquetación y Publicación:

Editorial CIEMAT

Avda. Complutense, 40 28040-MADRID

Correo: editorial@ciemat.es

[Novedades editoriales CIEMAT](#)

El CIEMAT no comparte necesariamente las opiniones y los juicios expuestos en este documento, cuya responsabilidad corresponde únicamente a los autores.

Reservados todos los derechos por la legislación en materia de Propiedad Intelectual. Queda prohibida la reproducción total o parcial de cualquier parte de este libro por cualquier medio electrónico o mecánico, actual o futuro, sin autorización por escrito de la editorial.

AGRADECIMIENTOS

La segunda edición de ADOPTA CIENCIA ha sido posible gracias a la colaboración de la FECYT (Ministerio de Ciencia e Innovación) a iniciativa del Comité de Divulgación del CIEMAT.

En este proyecto, ha jugado un papel fundamental la creatividad y coordinación de José Antonio Alfonso y de los profesionales de Chuf Creativos y Documfy, que han contribuido a dotar al proyecto de una presencia y una profesionalidad en su diseño difícilmente igualable. Suya es la idea de pivotar esta edición sobre el papel de las mujeres, en especial las jóvenes investigadoras, en la ciencia y la naturaleza. La “mujer y la Tierra” nos ha inspirado a todos.

El Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT ha sido el protagonista y el apoyo recibido por el mismo y, muy especialmente, por la que entonces era su directora, Yolanda Benito Moreno, ha sido fundamental.

Y como no, a las auténticas protagonistas de ADOPTA CIENCIA, Ana, Imara, Alejandro, Raquel y Rocío, quienes con su entusiasmo han contribuido al éxito de esta edición y a hacer de sus conocimientos una ciencia cercana y asequible para todos.

A todas, gracias. Y nos vemos en la tercera.

Javier Domínguez

Científico del CIEMAT y Coordinador de ADOPTA CIENCIA II

PRÓLOGO

A pesar del esfuerzo hecho en los últimos años por la comunidad internacional la presencia y relevancia de las mujeres y el interés de las niñas en la ciencia es todavía escaso. En CIEMAT creemos que el talento, la curiosidad y la inquietud científica no son exclusivos de ningún género, por ello estamos trabajando por lograr motivar y favorecer la participación en todos los ámbitos de la ciencia de las mujeres.

Las científicas, matemáticas o ingenieras, es decir las mujeres en la ciencia representan menos del 30 % de los investigadores del mundo. En España, estas cifras se relacionan con que las mujeres ocupan el 25 % de las plazas de catedráticas de universidad y profesoras de investigación y son el 28 % de los profesionales que desarrollan su carrera en sectores de alta y media-alta tecnología. Además sólo un 7 % de las jóvenes de 15 años manifiesta que quiera dedicarse a profesiones técnicas en el futuro, este porcentaje se triplica en el caso de los chicos.

Todas estas cifras nos deberían de hacer pensar en que quizás hay cosas que no estamos haciendo bien y que es necesario tomar medidas para atraer todo este talento, que actualmente no incorporamos. Seguramente hay muchas razones, de distinta índole sobre las que no actuamos, pero mi visión como investigadora, es que las trabas en la carrera científica hacen que muchas mujeres, de manera más práctica, opten por otras opciones.

La ausencia de referentes femeninos en estos ámbitos, es otro de los aspectos que influye en pensar que las mujeres no son capaces de alcanzar las cotas más altas de éxitos en las mismas. Algunos ejemplos de mujeres que sí lo lograron son más conocidos que otros:

Hipatia. Nacida en Alejandría en el 370 d.C. fue una filósofa y maestra griega con amplios conocimientos en matemáticas y astronomía, y considerada como una de las precursoras de la presencia de las mujeres en la ciencia.

Ada Lovelace. Matemática y escritora británica del siglo XIX, es autora del primer algoritmo de programación.

Marie Curie. Fue la primera mujer en ganar el premio Nobel y en conseguir el galardón en dos ocasiones (Física y Química), por sus estudios sobre la radiactividad, término que ella misma acuñó, y por el descubrimiento de dos elementos químicos, radio y polonio.

Rosalind Franklin. La primera científica que consiguió capturar la imagen de una molécula de ADN, ayudando en los avances en materia genética del siglo XX.

Katherine Johnson, Dorothy Vaughan, Mary Jackson. Sus cálculos fueron imprescindibles para que el hombre llegase a la luna.

Margarita Salas. Bioquímica española, sus descubrimientos tienen numerosas aplicaciones en el campo de la biotecnología.

Vivimos unos momentos en los que la ciencia tiene que dar respuesta a grandes retos globales, que son complejos, entre ellos el cambio climático que nos insta a buscar soluciones y al desarrollo de fuentes de energías alternativas y sostenibles.

En este momento y contexto, el CIEMAT y las mujeres investigadoras y tecnólogas que forman parte del mismo, están siendo y serán en un futuro, clave para el desarrollo de las respuestas que la sociedad nos demanda. Sin su participación estamos renunciando al conocimiento, talento y potencial que han sido capaces de adquirir durante su formación, y que han demostrado sobradamente mediante su participación y liderazgo en los proyectos científico-tecnológicos y en los resultados que han obtenidos.

Yolanda Benito Moreno

Directora General del CIEMAT

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN

Javier Domínguez Bravo

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN PARA LA DETECCIÓN DE CAMBIOS SUPERFICIALES EN LAS ZONAS LIBRES DE HIELO DE LA REGIÓN SEPTENTRIONAL DE LA PENÍNSULA ANTÁRTICA

Ana Nieto García

RECUPERACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS DEGRADADOS A PARTIR DE RESIDUOS

Rocío García Montero

ESTUDIO Y OPTIMIZACIÓN DE UN SISTEMA DE CLASIFICACIÓN POR MOVILIDAD ELÉCTRICA DE PARTÍCULAS FINAS Y ULTRAFINAS PARA SU APLICACIÓN EN EMISIONES INDUSTRIALES

Imara Ibarra barajas

DEPÓSITO DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO Y EFECTOS EN LOS ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS

Raquel Ruiz Checa

MEJORAR LA CALIDAD DEL AIRE EN ZONAS URBANAS DESDE LA PERSPECTIVA DE LA MOVILIDAD URBANA

Alejandro Rodríguez-Sánchez

AUTORES

INTRODUCCIÓN

JAVIER DOMÍNGUEZ BRAVO

javier.Dominguez@ciemat.es

La segunda edición de ADOPTA CIENCIA, “La Mujer y la Tierra”, destacó en su jornada del 7 de abril de 2022 el papel de las jóvenes investigadoras en la lucha contra el cambio climático y sus afecciones sobre el suelo y la atmósfera. Las investigaciones que recoge este libro están enmarcadas en el Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT y son un reflejo de la calidad científica de los proyectos que se abordan en su seno.

En esta ocasión se han contemplado aspectos tales como el papel de la teledetección en la investigación antártica, el estudio de partículas contaminantes provenientes de la actividad industrial, la mejora de la calidad del aire en zonas urbanas, las afecciones del nitrógeno en ecosistemas mediterráneos o la recuperación de suelos degradados. Como podemos ver son temáticas trasversales que afectan a zonas agrícolas, industriales, urbanas y parajes naturales como la Antártida. Son también múltiples las perspectivas y las técnicas desarrolladas en los proyectos. Todas tienen en común el interés y el entusiasmo que despiertan.

Ana Nieto y Thomas Schmid destacan en su estudio sobre la “Aplicación de la teledetección para la detección de cambios superficiales en las zonas libres de hielo de la región Septentrional de la Península Antártica”, el importante papel que juegan en la biodiversidad estas áreas. Se trata de pequeñas extensiones aisladas donde el uso de la teledetección es fundamental en la caracterización y monitoreo de su extensión y cobertura superficial.

Rocío García Montero, María José Sierra Herráiz y Rocío Millán Gómez presentan, en su capítulo sobre “Recuperación de suelos agrícolas degradados a partir de residuos”, la situación actual de los planes y políticas europeas para alcanzar la neutralidad climática en el año 2050, así como las estrategias asociadas a la protección del suelo y las políticas agrícolas. Acompañan su exposición de un caso práctico, basado en la caracterización de distintos biocarbonos y la metodología llevada a cabo para valorar sus usos potenciales en el suelo.

El estudio de la contaminación atmosférica tiene una gran importancia por su impacto medioambiental y su efecto sobre la salud. Uno de los contaminantes principales es el material particulado, PM (*Particulate Matter*). Gran parte de las emisiones de las partículas de aerosol al ambiente es aportada por los sectores energético, industrial y de transporte. En este sentido, Imara Ibarra y Jesús Rodríguez-Maroto destacan en su “Estudio y optimización de un sistema de clasificación por movilidad eléctrica de partículas finas y ultrafinas para su aplicación en emisiones industriales” el especial interés de la caracterización de estas partículas, utilizando técnicas de medida basadas en sus propiedades físicas.

En el caso de Raquel Ruiz Checa, Hugo Pérez Jordán, Héctor García Gómez y Rocío Alonso del Amo, en su estudio del “Depósito de nitrógeno atmosférico en los ecosistemas mediterráneos” se

considera como las concentraciones de nitrógeno reactivo en la atmósfera se han incrementado en el último siglo, lo cual puede suponer una amenaza para los ecosistemas, ya que el depósito atmosférico de compuestos nitrogenados puede alterar el ciclo natural del nitrógeno ocasionando acidificación, eutrofización, daños directos a la vegetación, formación de ozono troposférico y partículas, y pérdida de biodiversidad. En el trabajo se analizan algunos de los procesos claves asociados a los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación.

Finalmente, Alejandro Rodríguez Sánchez, José Luis Santiago del Río y Marta García Vivanco estudian como “Mejorar la calidad del aire en zonas urbanas desde la perspectiva de movilidad urbana” exponiendo en su capítulo los principales avances de la metodología implementada en su tesis doctoral, donde se aborda, con una mirada aplicada, la problemática de la contaminación derivada de zonas de alta densidad de tráfico, desarrollando su análisis en la Zona de Bajas Emisiones de Plaza Elíptica (Madrid).

Como vemos un amplio abanico de aproximaciones a un problema que no es común: la preservación de nuestro medio ambiente y la mitigación de los efectos del cambio climático. La esperanza está en estas jóvenes investigadoras que, sin duda, no nos decepcionarán.

APLICACIÓN DE LA TELEDETECCIÓN PARA LA DETECCIÓN DE CAMBIOS SUPERFICIALES EN LAS ZONAS LIBRES DE HIELO DE LA REGIÓN SEPTENTRIONAL DE LA PENÍNSULA ANTÁRTICA

ANA NIETO GARCÍA

anabelen.nieto@ciemat.es

RESUMEN

Las áreas libres de hielo dentro de la región de la Península Antártica son de particular interés debido a su rica biodiversidad terrestre. Suelen ser pequeñas extensiones en áreas aisladas y el uso de la teledetección es una herramienta ideal para caracterizar y monitorear su extensión y cobertura superficial.

En este contexto, se está desarrollando un trabajo de tesis dentro del marco de un proyecto del Pan Nacional, en el que, mediante sistemas de teledetección, se está avanzando en el conocimiento de los cambios que se producen en las áreas libres de hielo en la región de las Islas Shetland del Sur. El objetivo principal de la tesis es la detección de cambios en elementos geomorfológicos, topográficos y pedológicos, así como los efectos de impactos humanos en la superficie del terreno, con el fin de determinar indicadores y dinámicas superficiales en las últimas seis décadas (por ser este el periodo del que existen imágenes aéreas) en la zona de estudio

La información para este tipo de estudio se obtiene mediante la aplicación de técnicas de teledetección que permiten interpretar imágenes en el visible, infrarrojo y radar. Esta información, combinada con técnicas de espectroscopía y con los análisis de laboratorio que se obtienen de las muestras de suelos, sedimentos y rocas, así como con mediciones obtenidas en las diferentes expediciones a la zona, permite cartografiar y hacer un seguimiento de los cambios que ocurren en las diferentes coberturas del terreno en la zona de estudio.

Los resultados ayudan a entender la situación actual y determinar los procesos ocurridos en el pasado en relación con las extensiones y depósitos glaciares en la superficie terrestre. El uso de estas técnicas de teledetección es especialmente útil en regiones remotas donde el acceso es limitado y en las que existen zonas relativamente pequeñas extendidas sobre un área más amplia.

INTRODUCCIÓN

En los años 70, la NASA lanzó el primer satélite de la serie Landsat, el proyecto más fructífero para aplicaciones civiles en teledetección. A partir de ahí se ha producido un crecimiento exponencial del interés de la comunidad científica, contándose por miles los trabajos desarrollados sobre las imágenes proporcionadas por los satélites.

Teledetección es una traducción del término inglés *remote sensing*, ideado a principios de los sesenta con el desarrollo de las primeras misiones espaciales para designar cualquier medio de observación remota, si bien se aplicó fundamentalmente a la fotografía aérea, principal sensor de aquel momento.

Es una técnica que permite obtener información sobre un objeto a distancia, esto es, sin que exista contacto material entre el objeto o sistema observado y el observador.

Comprende la adquisición de información mediante la captura, tratamiento y análisis de imágenes digitales tomadas desde satélites artificiales u otros medios aéreos. Es decir, la teledetección no engloba sólo los procesos que permiten obtener una imagen, sino también su posterior tratamiento e interpretación.

Durante las últimas décadas, las imágenes espaciales han contribuido, eficazmente, en el conocimiento preciso de nuestro planeta y nos está permitiendo ver los cambios en las zonas donde el ojo humano no puede llegar. Además, el avance constante en la calidad de los sensores nos ha ido permitiendo alcanzar mayores resoluciones y por lo tanto nuevos objetivos científicos.

Muy especialmente la teledetección puede contribuir en el conocimiento y la concienciación de la población sobre los efectos del cambio climático, ya que al comparar imágenes con años de diferencia es posible ver el avance de la deforestación, la degradación de los suelos, el efecto de los desastres naturales o el aumento en las áreas libres de hielo que estudiamos en la tesis [1].

La tesis se está elaborando dentro del marco de un proyecto del plan Nacional (Cambios superficiales del terreno en zonas Antárticas libres de hielo y geoconservación (GEOCHANGES RTI2018-098099-B-I00). El proyecto pretende avanzar en el conocimiento de la superficie del terreno, los procesos geomorfológicos, hidrogeológicos y edáficos en el contexto del cambio climático en las mencionadas áreas descubiertas de hielo [2]. El proyecto ha adquirido y preparado datos de imágenes de satélite ópticos y de radar, los cuales serán utilizados con el fin de detectar cambios del terreno en las áreas libres de hielo [3].

OBJETIVOS DE LA TESIS

El objetivo principal de la presente tesis es la detección de cambios en elementos geomorfológicos, topográficos y pedológicos, así como los efectos de impactos humanos en la superficie del terreno, con el fin de determinar indicadores y dinámicas superficiales en las últimas seis décadas (por ser este el periodo del que existen imágenes aéreas) en la zona de estudio. Como objetivos específicos se encuentran los siguientes:

- Desarrollar una metodología integrada, que combine información topográfica y geomorfológica de las superficies expuestas y de los suelos, para determinar indicadores de tipos de terreno y dinámicas superficiales, a través de imágenes de satélite de tipo Radar de Apertura Sintética (acrónimo SAR, del inglés Synthetic Aperture Radar) y de sensores ópticos.
- Determinar la subsidencia de la superficie del terreno como resultado de las dinámicas de la capa activa del permafrost utilizando técnicas de interferometría SAR.
- Caracterizar y validar las formas superficiales terrestres en las zonas libres de hielo para referenciar datos de satélite con mediciones de campo y experimentos de laboratorio, utilizando espectroscopía en el rangopectral visible e infrarrojo cercano para compilar bibliotecas spectrales específicas de las áreas de estudio.

- Desarrollar la detección temporal de cambios con el uso sinérgico de datos de SAR con fotografías aéreas (existentes a partir de 1956) e imágenes disponibles multiespectrales de satélite La detección de los cambios temporales mencionados conformará un elemento útil en la investigación de cuestiones medioambientales, en particular en relación con los efectos del cambio climático.
- Extrapolar los resultados obtenidos mediante el uso de teledetección, desde la aproximación multisensorial, a otras áreas en las que las observaciones de campo son limitadas o en las que no se ha podido desarrollar estudios debido a dificultades de accesibilidad, todo ello con el fin de aplicar los resultados en la detección de impactos ambientales y la geoconservación.

ZONA DE ESTUDIO

Las zonas en las que se están realizando estos estudios, en la región septentrional de la Península Antártica, se encuentran en el archipiélago de las Islas Shetland del Sur (Figura 1). Esta región, sometida a un clima frío marítimo, ha experimentado sin embargo el mayor calentamiento en el hemisferio sur en los últimos sesenta años [4].

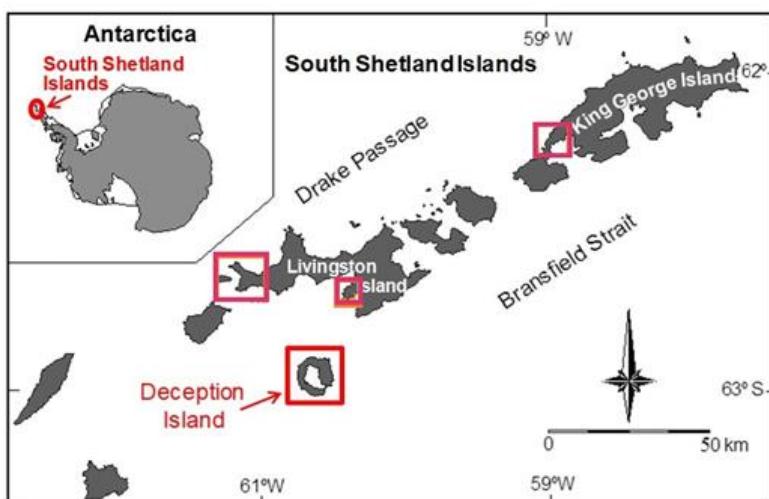


Figura 1. Localización de las áreas de estudio en el Archipiélago de las Islas Shetland del Sur.

Las áreas libres de hielo se ubican principalmente dentro de los sectores costeros y son hotspots de biodiversidad terrestre. En ellas dominan los procesos glaciales, periglaciales, fluviales y costeros. Pero el cambio climático está provocando el retroceso de los glaciares y la fusión del permafrost, afectando tanto a los elementos abióticos como bióticos relacionados [5].

Se han seleccionado las siguientes zonas de estudio:

- La península de Byers está ubicada en el extremo occidental de la isla Livingston, con una altitud que se eleva desde el nivel del mar hasta un máximo de 187 m sobre el nivel del mar (s.n.m.). La península es una Zona Antártica Especialmente Protegida para proteger los hábitats terrestres y lacustres, así como las características geológicas y geomorfológicas. Su superficie es de unos 60 km² y es la zona libre de hielo más extensa del archipiélago.

- La península de Hurd está ubicada a lo largo de la costa sur de la isla Livingston. La península cubre un área de aproximadamente 28 km², con montañas que alcanzan una altitud de 400 m s.n.m. La parte central de la península está cubierta por un casquete polar con una altitud máxima de 330 m s.n.m. [6].
- La Península Fildes está localizada en el sudoeste de la isla Rey Jorge, la más extensa del archipiélago de las Shetland del Sur, con aproximadamente 1.400 km². La Península Fildes tiene una extensión de 29 km² de áreas libre de hielo. Los sectores más elevados no superan los 167 m s.n.m.
- La isla Decepción es un volcán activo con una superficie total de 98,5 km². Tiene un diámetro de 15 km y llega a los 539 m s.n.m. en el Monte Pond. Más del 57 % de la isla está cubierto por glaciares permanentes. Presenta una forma de herradura muy característica, con una única apertura al océano Antártico en los denominados Fuelles de Neptuno.

COMPONENTES DE UN SISTEMA DE TELEDETECCIÓN

La teledetección [7] parte del principio físico de la existencia de una perturbación (energía electromagnética, ondas de presión, campos gravitacionales) que el sistema observado produce en el medio, la cual transmite al sistema receptor para ser registrada, almacenada y posteriormente interpretada (Figura 2).

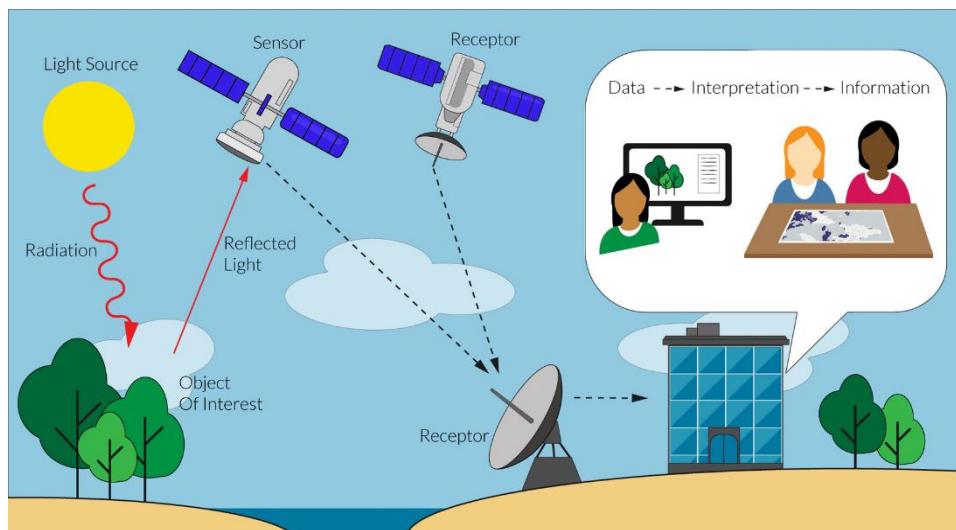


Figura 2. Ejemplo de un sistema de detección remota basado en satélites pasivos. Imagen © The Nature Conservancy

Los elementos que componen un sistema de teledetección son:

- Fuente de energía y radiación: el sol. Su energía se refleja en las distintas cubiertas terrestres, atraviesa la atmósfera y la recogen los sensores óptico-electrónicos a bordo de los satélites. Hay una interacción electromagnética con las cubiertas terrestres, que tienen diferente

comportamiento reflectivo debido a factores externos (ambientales) e internos (características fisicoquímicas).

- Atmósfera: entre las superficies y los sensores se interpone la atmósfera, que dispersa y absorbe parte de la señal original.
- Objeto de interés o cubierta terrestre: superficie de interés, en nuestro caso las áreas heladas y las zonas libres de hielo en el archipiélago de las Islas Shetland del Sur.
- Sensor: cámaras situadas en aviones o satélites. Estos sensores pueden ser de dos tipos en función de la energía detectada:
 - *Pasivos*: captan la energía externa al sensor que se emite o refleja de forma natural desde la superficie. Suele ser la luz del sol reflejada. En el mundo de la fotografía sería como hacer una foto con el flash apagado.
 - *Activos*: emiten energía y captan el reflejo de la misma producido por la superficie terrestre o los elementos sobre ella. Funcionan tanto de día como de noche. En nuestro ejemplo anterior sería como tomar una cámara con el flash encendido.
- Sistema de recepción: la información recogida por el sensor se transmite en forma de señal digital a la tierra (matriz numérica). Los sistemas de recepción realizan un primer tratamiento de la imagen depurando algunos errores geométricos y radiométricos. En este sistema se realiza una primera fase del tratamiento de la imagen.
- Usuario final: la imagen analógica o digital es analizada por los usuarios. De ahí se obtienen nuevos datos como pueden ser mapas temáticos, tablas que recogen el comportamiento de una variable espacial, etc.

PRINCIPIO FÍSICO DE LA TELEDETECCIÓN

Somos capaces de ver un árbol porque nuestros ojos reciben y traducen una energía luminosa procedente del mismo. Esa señal no la origina el árbol, sino un foco energético exterior que lo ilumina (el árbol refleja la luz solar). Por eso no lo vemos en la oscuridad. También podría tratarse de un tipo de energía emitida por el propio objeto como su calor. A estos sensores se les llama pasivos. Los sensores activos, por el contrario, emiten su propia fuente de luz. En función de la longitud de onda tenemos radar y lidar como ejemplos más conocidos [7].

El comportamiento de los objetos a las distintas longitudes de onda se manifiesta en lo que llamamos color: un objeto es azul si refleja intensamente la energía en esa banda del espectro y poco en el resto.

Por lo tanto, la base es la interacción de un flujo energético (radiación electromagnética) con las cubiertas terrestres. Esa radiación es una onda, y una onda se describe por su longitud de onda y su frecuencia (Figura 3).

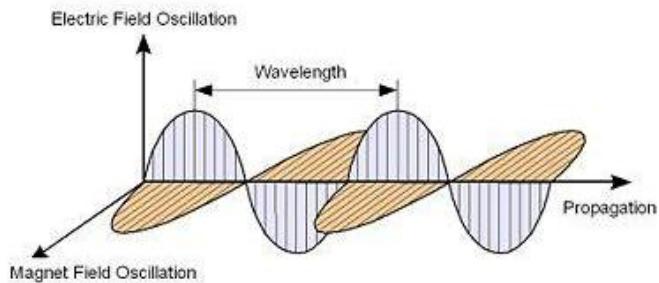


Figura 3. Propagación de la energía electromagnética [8].

EL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO

Podemos definir por lo tanto cualquier tipo de energía en función de su longitud de onda o su frecuencia.

El espectro electromagnético (Figura 4) procede de la división de los valores continuos de la longitud de onda en una serie de intervalos donde la radiación electromagnética manifiesta un comportamiento similar, estas bandas son las bandas espectrales.

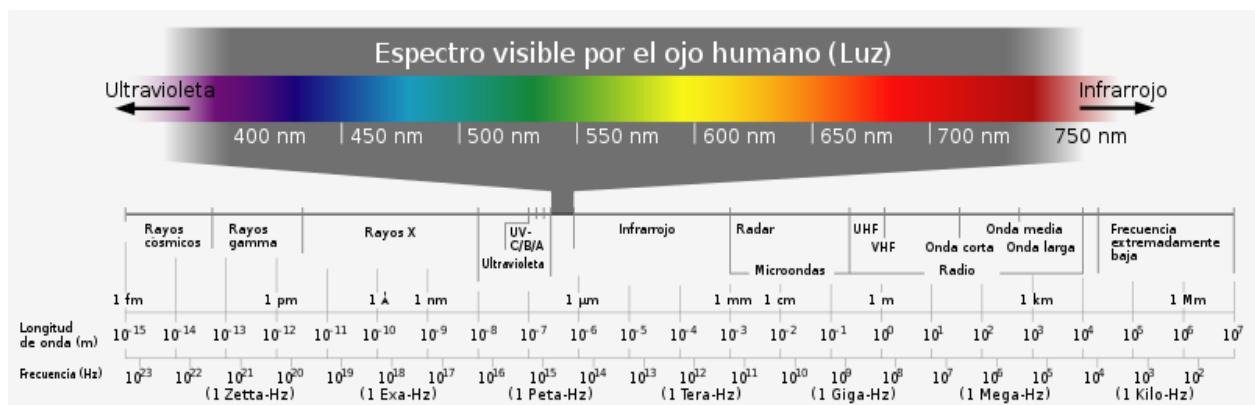


Figura 4. Espectro electromagnético [9].

Las más usadas en teledetección son:

- **Bandas del visible**: de 0,4 a 0,7 μm de longitud de onda. Es la parte de la radiación que pueden percibir nuestros ojos. Entre sus bandas, tres son las elementales: rojo (R), verde (G) y azul (B), que son los colores primarios. Una imagen que vemos en color natural tiene estas bandas colocadas en modo RGB.
- **Bandas del infrarrojo cercano o próximo (IRC)**: 0,7 a 1,2 μm . Son muy útiles para discriminar las masas vegetales y la humedad.
- **Banda del infrarrojo medio**: para detectar la humedad de la vegetación y los suelos, los focos de incendios o los volcanes activos, así como algunos gases atmosféricos.

- Banda del infrarrojo lejano o térmico: que nos ayuda a detectar el calor proveniente de las cubiertas terrestres.
- Banda de microondas: >1mm. Es muy interesante en teledetección porque es una energía transparente a la cobertura nubosa. Entran en este rango las imágenes de Radar.

FIRMAS/CURVAS ESPECTRALES

En campañas de campo obtenemos muestras de las diferentes coberturas del terreno. Estas muestras las analizamos tanto en campo como en laboratorio.

En el caso de la teledetección medimos además su reflectividad con un espectroradiómetro y obtenemos así sus curvas de reflectividad espectral que se denominan firmas spectrales.

Una firma espectral es la curva que muestra las variaciones de la radiación reflejada por los objetos en función de las longitudes de onda.

Cada objeto tiene su propia composición química y características físicas lo que equivale a decir que tiene su propia firma espectral.

La firma espectral es función de la radiación reflejada según el canal empleado, por ejemplo, un elemento puede reflejar la radiación en el rango infrarrojo y absorberla en el visible del verde. Esto marca un comportamiento de absorción y reflexión a lo largo del espectro, respectivamente, que dibuja una curva de comportamiento que delata y permite identificar a los elementos.

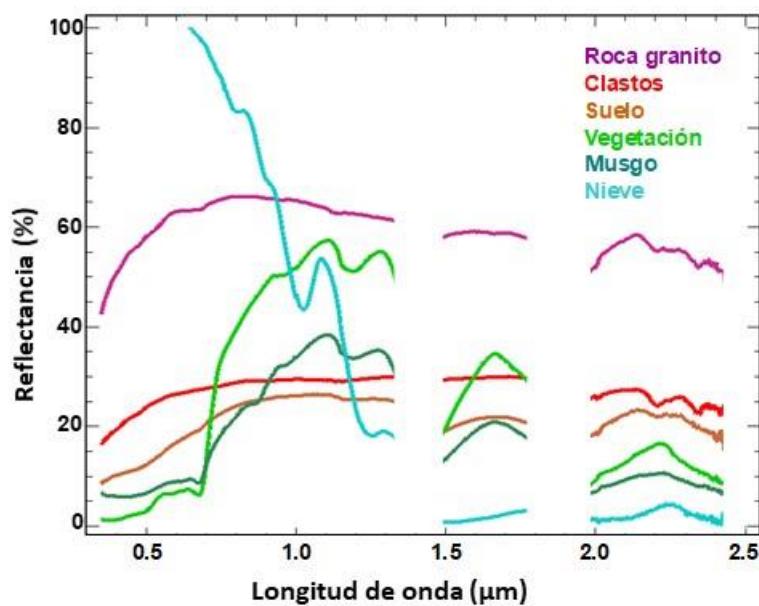


Figura 5. Curvas espectrales de coberturas en las zonas libres de hielo.

Por lo que podemos usar estas firmas para reconocer elementos o coberturas. Disponemos de bibliotecas de firmas spectrales. Las firmas spectrales se representan en un gráfico en el que para cada longitud de onda tenemos la reflectividad en tanto por ciento (Figura 5) Por ejemplo la nieve

tiene una reflectividad del 80 al 90 por ciento en el rango del visible, frente al agua que es prácticamente 0.

En el proyecto GEOCHANGES se han realizado mediciones sobre el terreno y en laboratorio con un espectrorradiometro para crear una biblioteca de curvas espectrales de referencia [10]. Estas curvas permitirán también validar las observaciones de satélite.

IMÁGENES CÁMARA DIGITAL VERSUS IMÁGENES DE SATÉLITE

Cuando adquirimos una cámara digital o revisamos las especificaciones de la cámara de nuestros smartphones un detalle que es clave, incluso para tomar la decisión de compra, es la resolución de la cámara. Así podemos hablar de cámaras de 5, 8, 12 o más megapíxeles y asociamos mayor calidad de imagen a una mayor resolución. Pero, ¿qué significa ese tipo de resolución? Para responder esta pregunta lo primero que tenemos que saber es que existe una unidad mínima de medida, que es la que llamamos píxel.

Un píxel es el elemento más pequeño que conforma una imagen y está compuesto por información de color, saturación y brillo. 'Px' es la abreviatura de *picture* o imagen y 'el' la abreviatura de elemento.

Una fotografía digital es en realidad una matriz de píxeles dispuestos en filas y columnas como si fuera una cuadrícula. Una cámara con una resolución de 24 MP, es por tanto una cámara que puede producir archivos de 4.500 px alto por 5.000 px de ancho= 24 millones de píxeles. La cantidad de filas y columnas es la medida de la calidad o definición de la imagen que es su resolución. Cuantos más píxeles haya en una imagen, mejor resolución, es decir, mayor nitidez.

Un píxel tiene 8 bits por cada canal del color (256 niveles en el rojo, verde y azul) = $256 \times 256 \times 256 = 16.777.216$ colores se pueden representar en cada píxel.

Las imágenes digitales se describen por el número de bits usados para representar cada píxel: 1 bit es una imagen monocroma, 8 bits es que puede contener 256 colores o tonos. De 16 ó 24 bits es una mayor gama de tonos, 65.536.

Pero en un píxel de una imagen de una cámara digital tenemos un valor en cada píxel de una combinación de RGB y en píxel de una imagen de un satélite tenemos un valor para cada bandapectral que es capaz de captar ese sensor y que podemos combinar de múltiples maneras.

RESOLUCIÓN ESPACIAL, ESPECTRAL, RADIOMÉTRICA Y TEMPORAL

RESOLUCIÓN ESPACIAL

Se llama resolución espacial al tamaño de un píxel en el suelo, al área real que representa. Pero ¿qué es un píxel? Un píxel es el punto más pequeño que compone una imagen. Por ejemplo, una imagen de un satélite de la serie Landsat tiene una resolución de 30 m, lo que significa que cada píxel representa un área de 30x30 m del suelo. Por lo que no podemos distinguir objetos individuales como casas o coches.

Hoy en día se avanza de forma constante hacia mayores resoluciones. La mejor resolución obtenida hasta ahora es de 30 cm en satélites comerciales (Figura 6).

Pero las imágenes de mayor resolución espacial suelen ser muy costosas, cubren un área menor y por lo general son bajo pedido, por lo que no hay una gran disponibilidad. Además, no son multiespectrales ni tienen una resolución temporal amplia. Sin embargo, los satélites de la serie Landsat, por ejemplo, llevan dándonos imágenes desde hace 40 años cada 16 días del mismo punto de la tierra.



Figura 6. Ejemplo de resolución espacial menor (izquierda imagen del Satélite Sentinel-2 con 10 cm de resolución) y mayor (derecha imagen del satélite Pléyades con 50 cm de resolución) [11].

RESOLUCIÓN ESPECTRAL

Se refiere a las bandas del espectro electromagnético que ha sido posible detectar con el sensor. En las cámaras digitales convencionales, como las de nuestros teléfonos, la resoluciónpectral es 3, porque sólo registran las bandas R, G y B y con la combinación respectiva de ellas forman los colores de las imágenes. Así si una imagen es como una cuadrícula de una hoja de Excel, una imagen de 3 bandas de resoluciónpectral sería como un libro de Excel con 3 hojas.

Sin embargo, ya sabemos que el espacio del espectro electromagnético que el ojo humano puede distinguir es muy pequeño, y no podemos percibir información y fenómenos que se hacen notorios en bandas del espectro que ya no podemos ver, pero hemos podido crear sensores que sí pueden hacerlo: las cámaras multiespectrales, las cuales guardan no sólo la información del color de las cosas sino también cómo se verían en bandas como el infrarrojo o ultravioleta.

La clasificación de sensores multiespectrales dependerá de la cantidad de bandas que es posible descifrar. Existen satélites que son capaces de poder capturar hasta 300 bandas del espectro, estos sensores se conocen como hiperespectrales (Figura 7).

Poder seleccionar esas bandas, como si fueran láminas, y poder superponerlas unas con otras en diferentes órdenes, tienen muchas aplicaciones, pero entre las más populares está la agricultura

que con imágenes multiespectrales permite detectar la salud de los cultivos o si hay presencia de plagas.

En el proyecto de tesis permiten detectar las zonas libres de hielo, diferenciar las coberturas de hielo y nieve, la colonización por parte de la vegetación en las zonas de las que los glaciares se están retirando entre otras cuestiones.

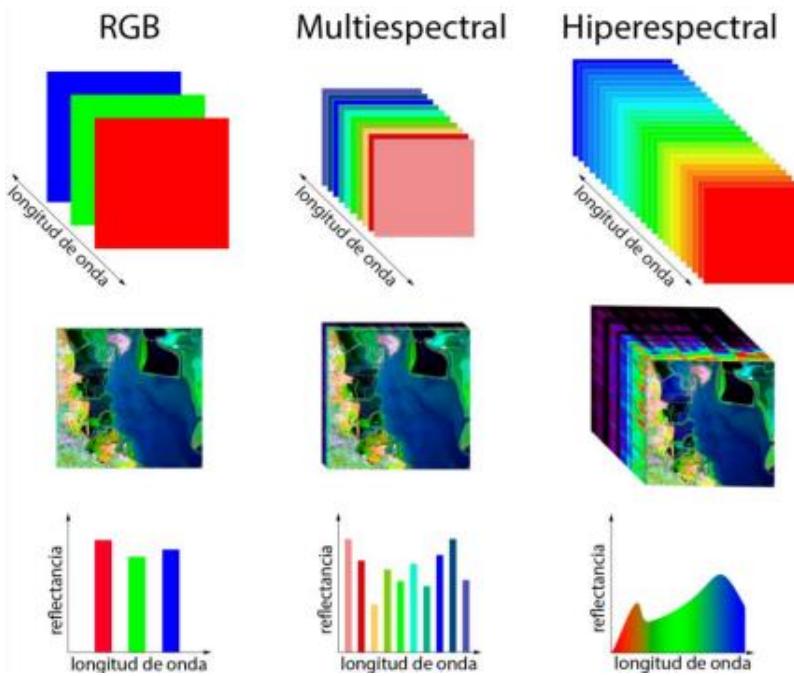


Figura 7. Resolución espectral de 3 bandas, multiespectral e hiperespectral [12].

RESOLUCIÓN RADIOMÉTRICA

Es la cantidad de niveles digitales en que es posible guardar la información recibida de una imagen. Cada imagen, digitalmente, se guarda en bytes y cada byte está compuesto por 8 bits. Un valor, computacionalmente hablando, se puede guardar como un 0 o como un 1. Significa que decir que algo tiene 8 bits de información es que tiene la posibilidad de combinar esos 0 y 1 en 8 subespacios diferentes, es decir, 2^8 que es igual a 256 posibilidades.

Por lo tanto, la resolución radiométrica hace referencia a cuanta información ha sido posible que el sensor distinga. A mayor resolución radiométrica, mayor posibilidad de que la información sea más variada.

Como podemos ver en la imagen de ejemplo (Figura 8), si tiene 1 bit de resolución radiométrica es $2^1=2$, es decir que la información se guarda en 0 o 1, no hay más. Si la resolución radiométrica aumenta a 2 bits las posibilidades de guardar esos 0 y 1 aumentan a $2^2=4$ posibilidades y así hasta llegar a una imagen de 8 bits que presenta más detalle porque los valores posibles son 256.

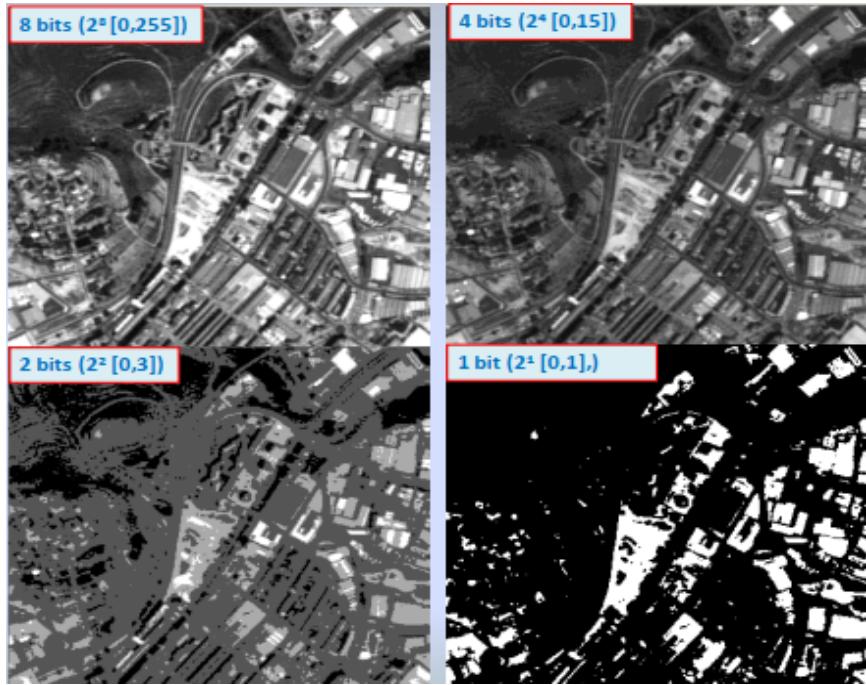


Figura 8. Ejemplo de una misma imagen a diferentes resoluciones radiométricas [13].

RESOLUCIÓN TEMPORAL

La resolución temporal de las imágenes es la frecuencia de paso del satélite por un mismo punto de la superficie terrestre. Es decir, cada cuanto tiempo pasa el satélite por la misma zona de la Tierra. Este tipo de resolución depende básicamente de las características de la órbita.

Si te dedicas a hacer mapas, pueden pensar los demás que todos los mapas del mundo están hechos, y es así, pero no a la vez, ya que el mundo está en constante cambio. Pues bien, la resolución temporal hace referencia a la frecuencia con la cual la información de un lugar específico es recolectada. Si un lugar es medido por cualquier técnica cada quince días se dice que la resolución temporal de las imágenes es de 15 días.

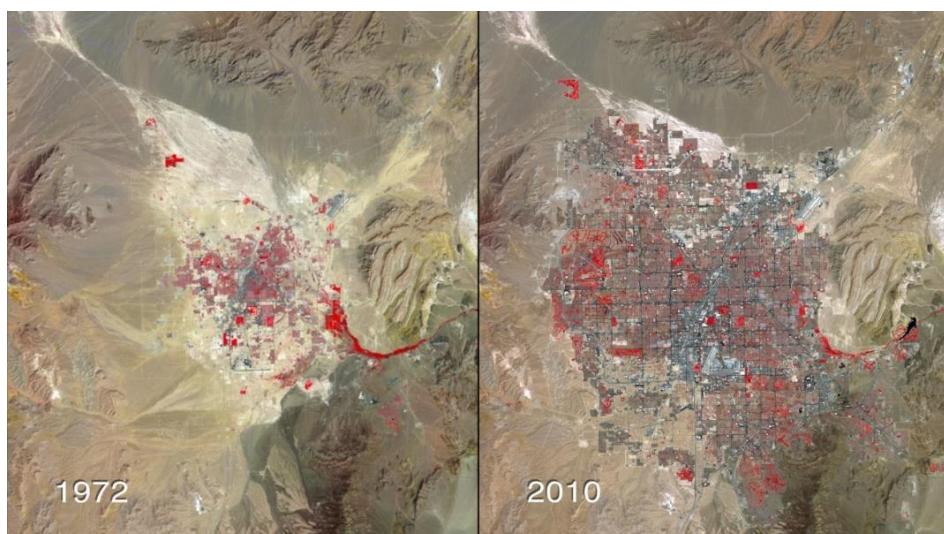


Figura 9. Ejemplo de una misma imagen en diferentes años [14].

No hay mucho más que decir, solo enfatizar el hecho de que el mundo está cambiando constantemente, por obras civiles, o fenómenos naturales, y que una imagen puede ser útil dependiendo de la velocidad de los cambios en la zona (Figura 9).

COMBINACIÓN DE BANDAS ESPECTRALES E ÍNDICES

Una imagen de satélite se organiza en forma de bandas espectrales, que podemos combinar y con las que podemos calcular índices espectrales que nos van a mostrar información ‘oculta’ a nuestros ojos.

El máximo de bandas que podemos emplear por composición es de tres y la apariencia dependerá de las bandas espectrales que asignemos a los canales rojo, verde y azul en nuestro monitor. El proceso permite visualizar, simultáneamente, información de distintas regiones del espectro, lo que facilita la delimitación visual de algunas cubiertas.

La elección de las bandas para realizar la composición, y el orden de los colores destinados a cada una, dependen del sensor sobre el que se trabaje y de la aplicación última del proyecto. La composición más habitual es la denominada falso color o infrarrojo color, fruto de aplicar los cañones de rojo, verde y azul sobre las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, el rojo y el verde respectivamente.

Con la proliferación de sensores hiperespectrales, las posibilidades de realizar composiciones en color de bandas son prácticamente ilimitadas, aunque solo algunas tendrán un interés específico para una determinada aplicación y muchas de ellas serán casi idénticas.

La visualización de bandas sueltas se realiza en tonos gris, donde los valores más bajos se representan en tonos más oscuros porque al sensor llega menos energía.

La nieve tiene una alta reflectividad en las bandas del visible por eso se ve de color blanco porque refleja la mayor parte de la energía incidente. Lo contrario que pasa con el agua que absorbe la mayor parte y se ve oscura [15].

Las combinaciones de bandas más habituales en las imágenes de los satélites Landsat y Sentinel (los más utilizados por su registro temporal, espacial y porque son gratuitas) son:

- Composición en color natural: Landsat 8 y Sentinel 2: 432. Se llama así porque involucra a las tres bajadas del visible y a cada una de ellas se le asigna su verdadero color.
- Composición en falso color: Landat 8 – 543 (*Figura 10*) y Sentinel 2: 843. Rojo indica una vegetación sana y bien desarrollada, azul oscuro o negro la presencia de agua, blanco áreas con escasa o nula vegetación, etc.

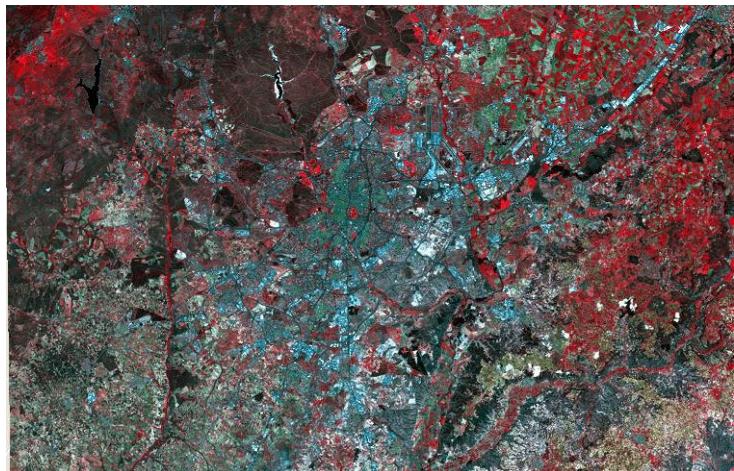


Figura 10. Ejemplo de una composición en falso color [16].

Hay otras combinaciones de bandas que realmente responden a álgebra entre ellas y a los resultados se les llama Índices:

- Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI): se usa para medir la cantidad de agua en la vegetación o el nivel de saturación de humedad en el suelo (Figura 11). La fórmula de este índice relaciona las bandas del verde con el infrarrojo cercano [17]:

$$\text{NDWI} = \text{GREEN} - \text{NIR} / \text{GREEN} + \text{NIR} \quad (1)$$

De forma general si el valor es superior a 0,5 se clasifica como masa de agua. La vegetación sin embargo tiene valores mucho menores.

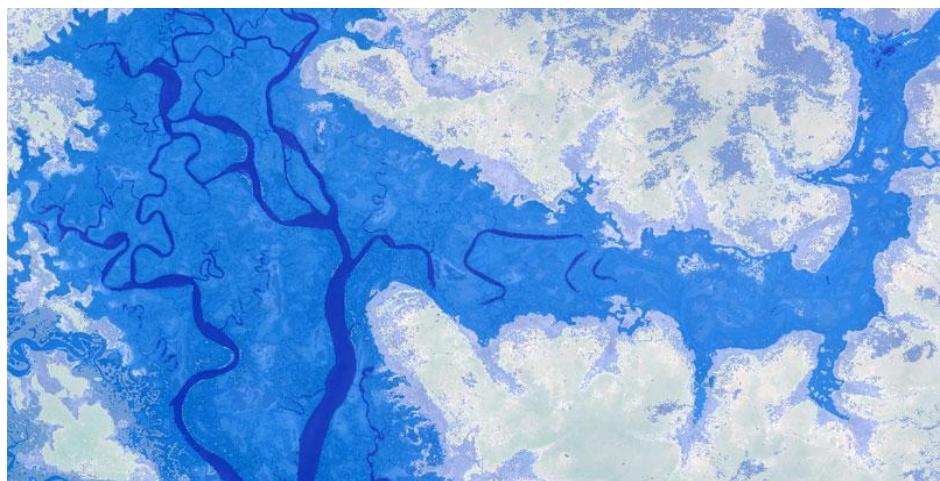


Figura 11. Ejemplo de la representación del Índice NDWI [18].

- Índice de Nieve de Diferencia Normalizada (NDSI): se utiliza para medir la presencia de nieve en un área. Su fórmula relaciona la reflectancia en el rango visible del espectro (verde) y el infrarrojo de onda corta (SWIR). La nieve es muy reflectante en el visible y muy absorbente en el infrarrojo cercano [19]:

$$NDSI = \text{GREEN} - \text{SWIR} / (\text{GREEN} + \text{SWIR}) \quad (2)$$

En este índice, con valores por encima de 0,4 se considera que la superficie es nieve.

Y así tenemos una amplia colección de índices con una serie de valores de umbral en los mismos en los que a partir de cierto valor de reflectividad estamos identificando una cobertura u otra [20].

CLASIFICACIÓN

Además de combinar las bandas y operar con ellas, en teledetección y especialmente en nuestro proyecto realizamos clasificaciones. Una clasificación en teledetección es un proceso o método que aplicamos dentro de un programa SIG que nos permite asignar clases de cobertura terrestre (tipos de cultivos, bosques, masas de agua, entre otros) a los píxeles que conforman la imagen.

Las clasificaciones pueden ser de dos tipos:

- No supervisada. La aplicación de esta clasificación opera como una búsqueda automática de grupos de valores homogéneos dentro de las imágenes. En ella se agrupan los píxeles en grupos con propiedades similares (del inglés *clusters*). Luego, se le asigna a cada *cluster* una clase de cobertura terrestre. Es una manera fácil de segmentar y comprender una imagen.

Utilizando un software específico crearemos los *clusters*. Los algoritmos que facilitan la agrupación de los píxeles a *clusters* más utilizados son K-means e ISODATA (Interactive Self-Organizing Data Analysis Technique Algorithm) [7].

Una vez seleccionado el algoritmo más adecuado para crear los *clusters*- según nuestro estudio-, identificamos el número de grupos que deseamos crear. Por ejemplo, podemos crear 8, 20 o 42*clusters*.

El siguiente paso es asignar manualmente las distintas clases de cobertura terrestre de nuestro estudio a cada clúster. Por ejemplo, si estamos clasificando zonas con vegetación y zonas sin vegetación o desnudas, entonces seleccionaremos los *clusters* que mejor los representen a cada categoría.

- Supervisada. En la clasificación supervisada no iremos tan «a ciegas» como con la clasificación anterior, en este caso, le indicaremos al programa la clase de cobertura terrestre que corresponde a distintos píxeles de la imagen, es decir, crearemos muestras representativas con varios píxeles de la imagen para cada clase de cobertura terrestre. A continuación, el software utiliza estos «sitios de entrenamiento» y los aplica a toda la imagen [21].

Así que, en general, la clasificación supervisada requiere de la aplicación de tres pasos básicos:

- Seleccionar áreas de entrenamiento: por ejemplo, podemos indicar que los píxeles azul claro son lagunas marcándolas en la imagen y luego indicar que los blancos brillantes

corresponden a la nieve. Al final, seguiríamos este proceso, hasta indicar dentro de la imagen, todos los sitios representativos y conocidos por nuestras expediciones.

El objetivo final, es decirle al programa toda la información posible sobre como se muestra en la imagen las distintas clases de cobertura de nuestro estudio. Considerando que, cuantas más referencias o puntos de entrenamiento posea el programa mejor será la clasificación. Esta información se almacena en un «archivo de firma».

- Generar archivo de firma: que almacena toda la información espectral necesaria para realizar la clasificación y que se ha obtenido gracias a los puntos de entrenamiento. Así que, una vez creado este archivo, se pasaría a realizar la clasificación.
- Clasificar: una vez creado el archivo de firma seleccionaremos el algoritmo más adecuado para realizar la clasificación, lo más comunes son: máxima probabilidad, Support Vector Machine (SVM), Random Forest (RF), etc (Figura 12).

Sobre cuál es el mejor, cada opción tiene sus propias ventajas y lo mejor es probar y ver qué algoritmo nos da los mejores resultados para nuestro estudio.

El resultado es un mapa de las coberturas del suelo y su extensión, que en nuestro caso realizamos para diferentes fechas y así estudiamos la evolución de las zonas libres de hielo: su incremento y los procesos geológicos y geomorfológicos que sufren [23].

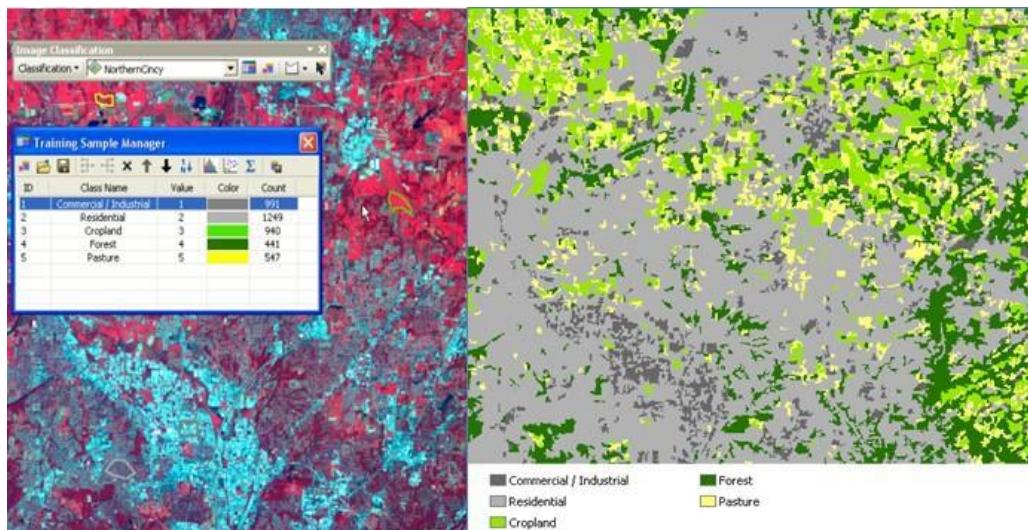


Figura 12. Ejemplo de selección de áreas de entrenamiento (izquierda) y clasificación (derecha) [22].

La zona de trabajo en especial presenta ante estas metodologías dificultades, que son un reto científico, puesto que las respuestas espetrales de la nieve, hielo, hielo sucio y demás coberturas son muy similares y nos movemos en intervalos de valores de reflectividad muy próximos. Eso y que muchas veces los frentes glaciares están cubiertos por derrubios u otros depósitos como los piroclastos que alteran su respuesta y pueden hacer que se confundan con otras coberturas.

Además, el flujo de energía recibido por el sensor no depende solo de la reflectividad de la cubierta, sino de otros factores externos como son: las condiciones atmosféricas, el emplazamiento ambiental de la cubierta y la geometría de la observación. En nuestra zona de trabajo estos tres factores tienen un gran peso y suponen otro reto de cara a interpretar la información que podemos obtener de las imágenes de satélite.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo está siendo apoyado por el proyecto RTI2018-098099-B-100 del Plan Nacional de I+D+i. Agradecer además el apoyo brindado por el Programa Antártico Nacional Español y su personal logístico.

BIBLIOGRAFÍA

- [1]. A.J. Cook, A.J. Fox, D.G. Vaughan y J.G. Ferrigno, "Retreating Glacier Fronts on the Antarctic Peninsula over the Past Half-Century", *Science*, 308, pp. 541-544, 2005.
- [2]. J. Calvet, D. García Sellés y J. Corbera, "Fluctuaciones de la extensión del casquete glacial de la isla Livingston (Shetland del Sur) desde 1956 hasta 1996", *Acta Geologica Hispanica*, 34(4), pp. 365-374, 1999.
- [3]. J. López-Martínez, T. Schmid, E. Serrano, S. Mink, A. Nieto y S. Guillaso, "Geomorphology and surface landforms distribution in selected ice-free areas in the South Shetland Islands, Northern Antarctic Peninsula Region", *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42 (2), pp. 447-468, 2016.
- [4]. J.R. Lee1, B. Raymond, T.J. Bracegirdle, R.A. Fuller, J. D. Shaw y A. Terauds, "Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat." *Nature*, 547, pp. 49-67, 2017.
- [5]. J. Turner, N. Barrand, T. Bracegirdle, P. Convey, D.A., Hodgson, M. Jarvis, A. Jenkins, G. Marshall, M.P. Meredith, H. Roscoe, J. Shanklin, J. French, H. Goosse, M. Guglielmin, J. Gutt, S. Jacobs, M.C. Kennicutt, V. Masson-Delmotte, P. Mayewski, F. Navarro, S.A.. Robinson, T. Scambos, M. Sparrow, C. Summerhayes, K. Speer y A. Klepikov, "Antarctic climate change and the environment: an update", *Polar Record*, 50, pp. 237–259, 2014.
- [6]. C. Molina, F.J. Navarro, J. Calvett, D. García-Selle y J.J. Lapazaran, "Hurd Peninsula glaciers, Livingston Island, Antarctica, as indicators of regional warming: ice-volume changes during the period 1956–2000", *Annals of Glaciology*, 46, pp. 43-49, 2007.
- [7]. E. Chuvieco, 2018. Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel, Ariel Ciencias. 608 pp.

- [8]. Electromagnetic Radiation. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de UW Departments Web Server:
https://depts.washington.edu/cmditr/modules/lum/electromagnetic_radiation.html
- [9]. *Espectro electromagnético*. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de Wikipedia:
https://es.wikipedia.org/wiki/Espectro_electromagn%C3%A9tico
- [10]. T. Schmid, A. Nieto, J. López-Martínez, S. Guillaso, M. Koch, B. Oliva-Urcia y L. J. Lambán et al. 2021. Characterizing the Ice-Free Area of Cierva Point (Antarctic Peninsula) Using Reflectance Spectroscopy, 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS. IEEE, pp. 6178-6181.
- [11]. ¿Qué Es la Resolución Espacial En Una Imagen Satelital? Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de EOS DATA ANALYTICS: <https://eos.com/es/blog/resolucion-espacial/>
- [12]. Detección de contaminación microbiana y cuerpos extraños en carne de vacuno a través de imagen hiperespectral. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de Grupo de trabajo del sector cárnico de la plataforma Food for Life-Spain: <https://foodforlife-spain.es/wp-content/uploads/2020/09/Anexo-2.pdf>
- [13]. *Tipos de resolución en imágenes geoespaciales*. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de Alfa Geomatics: <https://alfageomatics.com/2019/09/tipos-de-resolucion-en-imagenes-geoespaciales/>
- [14]. Imágenes Landsat en estudios urbanos. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de NOSOLOSIG: <https://www.nosolosig.com/articulos/640-imagenes-landsat-en-estudios-urbanos>
- [15]. D.K. Hall, J.L. Foster, J.Y.L. Chien y G.A. Riggs, “Determination of actual snow-covered area using Landsat TM and digital elevation model data in Glacier National Park, Montana” *Polar Rec.*, 31, pp. 191-198, 1995.
- [16]. Combinación de bandas en imágenes de satélite Landsat y Sentinel. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de MappingGIS: <https://mappinggis.com/2019/05/combinaciones-de-bandas-en-imagenes-de-satelite-landsat-y-sentinel/>.
- [17]. *Índice De Agua De Diferencia Normalizada*. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de EOS Data Analytics: <https://eos.com/es/make-an-analysis/ndwi/>
- [18]. *Cálculo del índice NDWI*. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de GIS&Beers: <http://www.gisandbeers.com/calculo-del-indice-ndwi-diferencial-de-agua-normalizado/>
- [19]. *NDSI*. Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de EOS Data Analytics: <https://eos.com/es/make-an-analysis/ndsi/>

- [20]. Hall, D. K., Ormsby, J. P., Bindschadler, R. A. y Siddalingaiah, H., 1987. Characterization of snow and ice zones on glaciers using Landsat Thematic Mapper data. *Annals of Glaciology*, 9, pp. 104–108, 1987.
- [21]. M. Calviño-Cancela y J. Martín-Herrero, “Spectral Discrimination of Vegetation Classes in Ice-Free Areas of Antarctica”, *Remote Sens.*, 8, 856, pp. 1-15, 2016.
- [22]. ¿Qué es la clasificación de imagen? Recuperado el 20 de septiembre de 2022, de ArcGIS Desktop: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.4/extensions/spatial-analyst/image-classification/what-is-image-classification-.htm>
- [23]. T. Schmid, J. López-Martínez, S. Guillaso, E. Serrano, O D'Hondt, M. Koch, A. Nieto, T. O'Neill, S. Mink, J.J. Durán y A. Maestro, “Geomorphological mapping of ice-free areas using polarimetric RADARSAT-2 data on Fildes Peninsula and Ardley Island, Antarctica”, *Geomorphology*, 293, pp. 448-459, 2017.

RECUPERACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS DEGRADADOS A PARTIR DE RESIDUOS

ROCÍO GARCÍA MONTERO

Rocio.Garcia@ciemat.es

RESUMEN

El capítulo es una breve presentación sobre la situación actual en los planes y políticas europeas propuestas para alcanzar la neutralidad climática en el año 2050, y las estrategias asociadas a la protección del suelo y políticas agrícolas. Los suelos son una pieza fundamental para esta transformación, por esta razón se tratarán sus principales funciones y el valor de los mismos, junto a una de las mayores problemáticas que presentan: el bajo contenido en carbono, fruto del proceso degradativo que sufren. La adición de enmiendas orgánicas es una de las propuestas para contrarrestar el problema y, en concreto, el uso del biochar (o biocarbón), procedente del proceso de pirólisis de residuos, puede ser una alternativa con mucho valor. Los residuos orgánicos, por su alto contenido en carbono generan mucho interés para su aplicación en los suelos como enmienda. Al final del capítulo se presenta un caso práctico, basado en la caracterización de distintos biocarbonos tras un proceso de pirólisis de alta temperatura, y la metodología llevada a cabo para valorar los usos potenciales según sus características al aplicarse en un suelo.

INTRODUCCIÓN

El momento actual está siendo clave a la hora de decidir y orientar el futuro de la sociedad. El incremento de las temperaturas medias en todo el planeta, la escasez de agua y la crisis energética, muestran parte de las consecuencias de décadas de crecimiento descontrolado, y como se van alcanzando los hitos de los distintos escenarios previstos en informes como los del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). A su vez, un periodo de inestabilidad como éste, obliga a buscar medidas novedosas y multidisciplinares que consigan resolver distintos problemas desde una visión más sostenible.

La producción de alimentos es uno de los procesos más sensibles al cambio climático por la inestabilidad en la frecuencia y cantidad de precipitaciones, la contaminación, la erosión y el déficit de nutrientes en los suelos. Y a ello se añade la necesidad de aumentar dicha producción de alimentos para abastecer a la creciente población mundial.

Los suelos son claves en numerosos procesos naturales como el ciclo del agua y de los nutrientes, la producción de alimentos, fibras y biomasa, la regulación del clima, el almacenamiento de carbono o el hábitat de organismos [1]. Sin embargo, un 60 % de los suelos europeos están bajo intensas condiciones de degradación [2], y las perspectivas futuras de cambio climático sugieren que esta proporción vaya en aumento. No es posible abordar la crisis climática sin una gestión sostenible de los suelos, y para ello, son necesarias políticas que tengan como objetivo preservar y restaurar los ecosistemas junto a formas novedosas de captura de carbono de la atmósfera. En la nueva hoja de ruta adoptada por numerosos gobiernos, y previamente establecida por los Objetivos de Desarrollo

Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, se encuentra identificada la necesidad de restaurar los suelos degradados y mejorar la salud del suelo [3].

¿QUÉ ES UN SUELO Y CUÁL ES SU INTERÉS EN EL CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO?

A pesar de caminar cada día sobre él, el suelo y todo lo que ocurre en él es menos conocido de lo que debería. Se define como un cuerpo natural formado por capas (horizontes del suelo), compuesto por minerales, materia orgánica, aire y agua [4], conformando de este modo un medio muy complejo y heterogéneo.

Los suelos constituyen un recurso natural no renovable a escala humana, ya que el tiempo necesario para su desarrollo es muy superior al de su degradación. El proceso de edafogénesis o formación del suelo es muy lento; comienza a partir de procesos de meteorización de la roca o sedimento de partida, conocida como “material parental” o “roca madre”. La alteración que este material va a sufrir, está condicionada por distintos factores ambientales que marcarán las propiedades y morfología del suelo resultante. Ello se debe a la enorme complejidad de la reacciones bio-geo-químicas derivadas del contacto con la atmósfera y los seres vivos (biosfera). Estos factores ambientales son conocidos como “factores formadores del suelo”, y son: el clima, organismos, topografía, el material parental y el tiempo [5].

De forma muy sintética, el proceso se inicia con la meteorización de la roca madre recién expuesta a la acción de la atmósfera y a las primeras fases de colonización de los seres vivos, básicamente microorganismos. Poco a poco se va generando una sinergia entre los factores anteriormente citados aumentando la proporción de roca disgregada y el inicio de la formación de nuevos minerales. Con el paso del tiempo y a medida que aumenta la biomasa, el grado de desarrollo del suelo es mayor, incrementando su transformación en profundidad por la actividad biológica y química del suelo. A medida que se desarrolla el suelo en profundidad, las condiciones (temperatura, humedad, composición de gases) van variando, formándose una serie de capas horizontales que poseen distintas características de estructura, color o textura que se conocen como horizontes. Cada una de estas capas se denomina con una letra según las características que presenten. El conjunto de los horizontes dan una información muy valiosa sobre cómo han sido las condiciones en las que ese suelo se ha desarrollado, eventos climáticos pasados o ecosistemas anteriormente sustentados en él. Toda esta información es recogida tomando como base el denominado perfil de suelo, constituido por cada uno de los horizontes que, diferenciándose del material original, muestran la acción de los factores formadores. El perfil de suelo es la base para el muestreo y análisis del suelo en su conjunto, y permite por tanto, su clasificación a partir de sus características principales. Los sistemas de clasificación de suelos más usados son los elaborados por la FAO [6] y el U.S.D.A [7]. La Figura 1 muestra dos perfiles característicos de la meseta central española, de suelos desarrollados en materiales arcillosos.

El perfil de la izquierda representa un suelo poco afectado por erosión, que ha conservado los horizontes más ricos en materia orgánica y por tanto con mayor actividad biológica. Su fertilidad

natural es elevada. El perfil de la derecha representa una fase avanzada de degradación del suelo, por erosión y pérdida de materia orgánica con la consiguiente baja fertilidad.



Figura 1 Perfiles de suelos mostrando sus horizontes [8].

En cuanto a la importancia de los suelos en el contexto del cambio climático, destaca su papel como sumidero de formas complejas de carbono orgánico, controlando de ese modo la producción de CO₂ dentro del ciclo global del carbono. El suelo contiene más carbono que la atmósfera y la vegetación terrestre juntos [9]. El carbono orgánico en los suelos es de vital importancia ya que se trata del componente estructural de toda materia orgánica; es el gran indicador de la calidad del suelo: de él dependen factores como la estructura (o agregación de las partículas orgánico-minerales que lo forman), la fertilidad química, el grado de aireación, la retención de humedad o, en último término, la biodiversidad [10].

La escasez de materia orgánica en los suelos se plantea como un problema ambiental generalizado a nivel mundial, y particularmente, en extensas regiones agrícolas del planeta, muy sensibles a las alteraciones de lluvia y temperatura acentuadas por el cambio climático. La vía natural para la incorporación de carbono orgánico a los suelos se produce a partir de la descomposición de material vegetal creado a partir de la fotosíntesis, proceso por el cual la planta es capaz de tomar el CO₂ atmosférico. Una parte de este carbono orgánico es muy lábil, y por lo tanto, es degradada rápidamente. Para poder incrementar los valores de carbono orgánico es necesario buscar vías alternativas y formas de carbono más recalcitrantes para que sean almacenadas de forma estable en el tiempo [11].

LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

La degradación del suelo es un proceso biofísico que puede estar fuertemente acelerado por factores socio-económicos, como los usos agrícolas [12]. La calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos que el suelo proporciona, están intrínsecamente relacionados con los procesos de degradación del suelo [13].

Existen tres principales procesos directos de degradación que actúan sobre las propiedades del suelo: la degradación física implica la pérdida de la estructura natural del suelo, por compactación (que hace que el suelo pierda porosidad), o por “sellado” (es decir, la cubierta artificial de suelo fértil) generando una “ruptura de la conexión del suelo con el conjunto ecológico en el que se inscribe” [14]. La degradación química incluye los procesos derivados de la pérdida por lixiviación de nutrientes, y de la incorporación al suelo de elementos potencialmente tóxicos (metales pesados, compuestos orgánicos, sales, etc.), acidificación, o alcalinización. Finalmente, la degradación biológica, como consecuencia de cualquiera de los procesos anteriores, implica la alteración de la funcionalidad y la composición taxonómica de los organismos del suelo, y se relaciona fundamentalmente con la pérdida (o mineralización) de la materia orgánica. En los suelos agrícolas, todas estas formas de degradación pueden derivar en el desarrollo de procesos erosivos, es decir, en pérdida de masa del suelo [12] y su acumulación en zonas bajas del paisaje. Estos procesos provocan de manera inmediata la pérdida de la capacidad productiva de los suelos agrícolas de forma irreversible.

En el contexto del cambio climático, con el aumento de temperaturas y la disminución de precipitaciones, los procesos asociados a la degradación de los suelos se ven favorecidos. El aumento de las temperaturas fomenta el desarrollo de los microorganismos, incrementando la mineralización completa de la materia orgánica (producido más CO₂), alterando los equilibrios sólido-agua-gases y, afectando al papel del suelo como el mayor sumidero de carbono terrestre [13]. La disminución de las precipitaciones provoca una menor cobertura vegetal y de ese modo un menor aporte de materia vegetal fresca, clave en el ciclo del carbono del suelo.

La mayor parte de la cuenca mediterránea, es especialmente sensible a la disminución de la materia orgánica del suelo. La Figura 2 muestra los contrastes entre el contenido en carbono orgánico de los suelos del centro y norte de Europa y los de la cuenca mediterránea, mostrándose unos niveles alarmantemente bajos en la Península Ibérica.

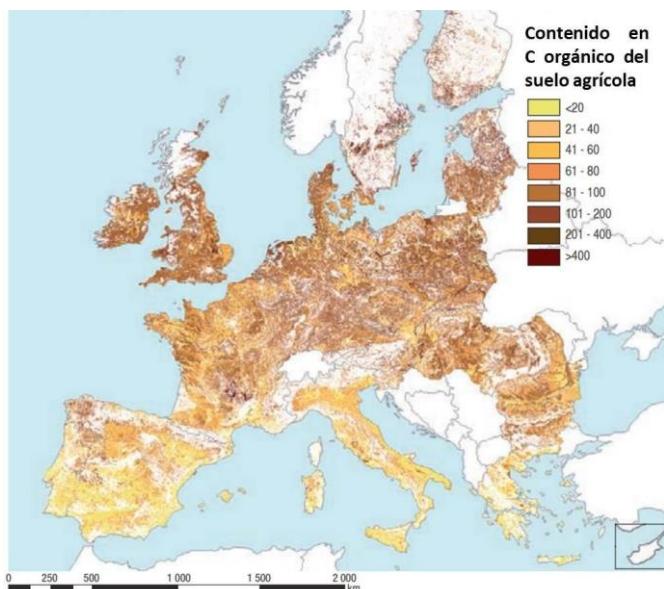


Figura 2 Distribución del contenido en carbono orgánico de los suelos de Europa [15]

Esta escasez de carbono se asocia a grandes limitaciones en la fertilidad de los suelos. Por ello, la incorporación de enmiendas orgánicas que incrementen los niveles de carbono orgánico en el suelo, se plantea como una necesidad global [16].

ESCENARIO FUTURO Y POLÍTICAS EUROPEAS BASADAS EN LA PRESERVACIÓN DE LOS SUELOS

La agricultura es una de las actividades más valiosas y transformadoras del medio, ya que de ella depende tanto la salud del entorno como la de las personas. En los últimos 50 años ha conseguido triplicar su producción basada en la conocida como “Revolución verde”, por la necesidad de producir alimentos ante un periodo de crecimiento rápido de la población. Consistió en la transformación de los usos del suelo, destinando mayor superficie a la producción de alimentos, gran parte de manera intensiva. A su vez, fue acompañada por una mejora tecnológica asociada a la selección precisa de variedades de cultivo con mayor rendimiento y el uso de fertilizantes y pesticidas para contrarrestar la explotación de los recursos [17]. Esta presión se tradujo en contaminación del suelo y de las aguas por lixiviación del exceso de fertilizantes, fungicidas y pesticidas, además de ser una fuente de emisiones de gases de efecto invernadero: la agricultura actualmente es responsable de un 24 % de las emisiones de dichos gases [18].

Para 2050 se prevé un aumento de la población hasta los 9.700 millones de personas [19]. A diferencia de periodos anteriores de gran crecimiento poblacional, en los que podía contarse con grandes extensiones de suelos fértiles para poner en activo para cultivar, las actuales previsiones hablan de unas condiciones desoladoras, situando hasta en un 20 % de las tierras potencialmente disponibles para el cultivo en suelos intensamente degradados [20], junto a unos rendimientos reducidos entre un 20 y 30 % [21]. A la hora de enfrentar esta situación se requerirá una producción de alimentos sostenible, planificada para alcanzar las necesidades crecientes de abastecimiento, sin incrementar la contaminación, y teniendo en cuenta los ciclos de los elementos clave en el contexto del cambio climático.

Hasta 1992, con la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente, no se estableció la necesidad de alcanzar un crecimiento económico y social basado en el desarrollo sostenible, poniendo en valor la protección de la naturaleza como una prioridad [22]. Desde entonces, son numerosas las políticas y estrategias orientadas a la protección del medio ambiente dentro de la actividad económica actual. En 2015, se alcanza el acuerdo internacional de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, enmarcado dentro de la Agenda 2030, en el que se traza una nueva hoja de ruta de 17 objetivos, basados en alcanzar sociedades más justas y sostenibles [3]. Este punto de inflexión ha confluido en numerosas propuestas y estrategias, situando a la agricultura y los suelos en un papel protagonista.

Las estrategias y medidas más destacadas están vertebradas por el Pacto Verde Europeo (*Green New Deal*). En él se publica uno de los mayores objetivos en línea con el Acuerdo de París: que Europa sea el primer continente con neutralidad climática para 2050. El resto de medidas van acorde al objetivo, basado en un crecimiento sostenible e integrador con la economía, la salud, la justicia y el Medio Ambiente [23]. Dentro de dicho pacto, para la agricultura se presenta la estrategia “De la

“granja a la mesa” (*From Farm to Fork Strategy*), donde se abordan los escenarios futuros a los que deberá hacer frente el sistema agroalimentario europeo y en paralelo a los ODS. Es un sector vital con un gran margen de mejora en la reducción de su huella ambiental y para reforzar la resiliencia de la actividad.

Entre los objetivos planteados, se encuentra la reducción de la aplicación de químicos a los cultivos (como plaguicidas) y a los suelos (exceso de fertilización química), ya que esta aplicación de químicos genera un problema grave, tanto de contaminación por el exceso de nutrientes aplicados al suelo, como por la pérdida económica que supone su lixiviación o volatilización. Asimismo, se apuesta por la recuperación de nutrientes a partir de residuos o potenciar el ahorro energético, optimizando las posibilidades que la agricultura y la ganadería tiene de autoabastecimiento a partir de los desechos y residuos de su actividad. Por último, dentro de garantizar una producción sostenible de alimentos, se presenta una posibilidad de negocio a partir de la captura de carbono por agricultores. Se busca recompensar económicamente cualquier actividad que sume en el objetivo de la neutralidad climática. Otras iniciativas como el Pacto sobre el Clima y el Plan de Acción para una Economía Circular, también incorporan este mercado dentro de sus bases, con la intención de generar un marco regulatorio que certifique de forma veraz los incrementos de carbono en el suelo [24].

Como plan específico de trabajo para aumentar el carbono en los suelos, nació la Iniciativa Internacional “4 por 1.000”, impulsada por Francia durante la COP21 (2015). Su objetivo es demostrar cómo los suelos agrícolas pueden jugar un papel muy valioso en la seguridad alimentaria y el cambio climático. La iniciativa se basa en el potencial, anteriormente comentado, de almacenamiento de carbono en los suelos, y cómo, con un simple aumento de un 0,04 % en los 30 a 40 cm superiores del suelo, se conseguiría una notable reducción del CO₂ atmosférico. Esto da idea de la enorme capacidad que tienen los suelos para el almacenamiento de carbono orgánico. Con esta iniciativa se busca concienciar, generar colaboraciones entre los distintos actores implicados y evaluar la consecución de este objetivo a partir de criterios científicos [25].

Por último, actualmente se está preparando la Estrategia Europea de los Suelos 2030, enmarcada en su salud y su buen manejo, impulsando una economía circular con base en ellos. En dicha Estrategia se incluye la restauración de suelos degradados o la remediación de aquellos contaminados, con mucha incidencia en los procesos de aridez y desertificación, que se esperan en gran medida a consecuencia de las alteraciones producidas por el cambio climático. La estrategia pone en valor el trabajo de investigación enfocado en los suelos para conocer estrategias de adaptación y toma de decisiones correctas en estas décadas de cambio; en consecuencia, la necesidad de apostar y fortalecer los medios en investigación y monitorización de los suelos [26].

RESIDUOS: UNA OPORTUNIDAD PARA LOS SUELOS.

Una parte esencial a la hora de abordar la transición hacia modelos más justos y sostenibles, pasa por cuestionar el sistema de consumo actual de forma integral. A partir de la revolución industrial, el modelo de consumo instaurado como medio de creación de riqueza de los países occidentales, estuvo basado en un sistema productivo de extracción de materias primas y consumo de energía,

con el que fabricar bienes sin tener en cuenta ciclos naturales de reposición, ni siendo justos con los países de procedencia de esos recursos. Este sistema arrollador produjo un aumento de la contaminación y de los residuos producidos, incapaces de ser asimilados por los ciclos naturales, y sin tecnología capaz de gestionarlos.

Hasta hace bien poco, este sistema, conocido como modelo lineal de consumo, en el que una vez finalizado la vida útil del producto, su destino es convertirse en desecho sin considerar la posibilidad de retornar a un proceso nuevo de producción o uso posterior, era el que mayor peso tenía en la economía. A mediados de los años 60, aparecen las primeras ideas relativas a sistemas cílicos de producción, pero no es hasta finales de los años 80 [27] cuando se introduce el concepto de “Economía Circular”. En el año 2010, Ellen MacArthur [28] comenzó a promover el concepto de Economía Circular, y poner sobre la mesa la insostenibilidad e injusticia de este modelo sobre la sociedad y el medio ambiente. Es en 2015 cuando la Unión Europea publica por primera vez un plan de acción basado en la Economía Circular y la Huella Ecológica de los productos [29]. El concepto de Economía Circular quiere desterrar la linealidad del modelo anterior, buscando nuevas propuestas en las que los residuos que iban a ser eliminados y no presentaban ningún valor, sean de nuevo recursos para nuevos procesos de fabricación o producción de energía. A pesar de estar cada vez más instaurado los sistemas de reciclaje y valorización de residuos, todavía queda un gran porcentaje por incluir en los sistemas de recuperación de residuos. Ejemplo de ello son los valores publicados de la Unión Europea [30] en el año 2018 (Figura 3) del destino y tipo de tratamiento de los residuos europeos.

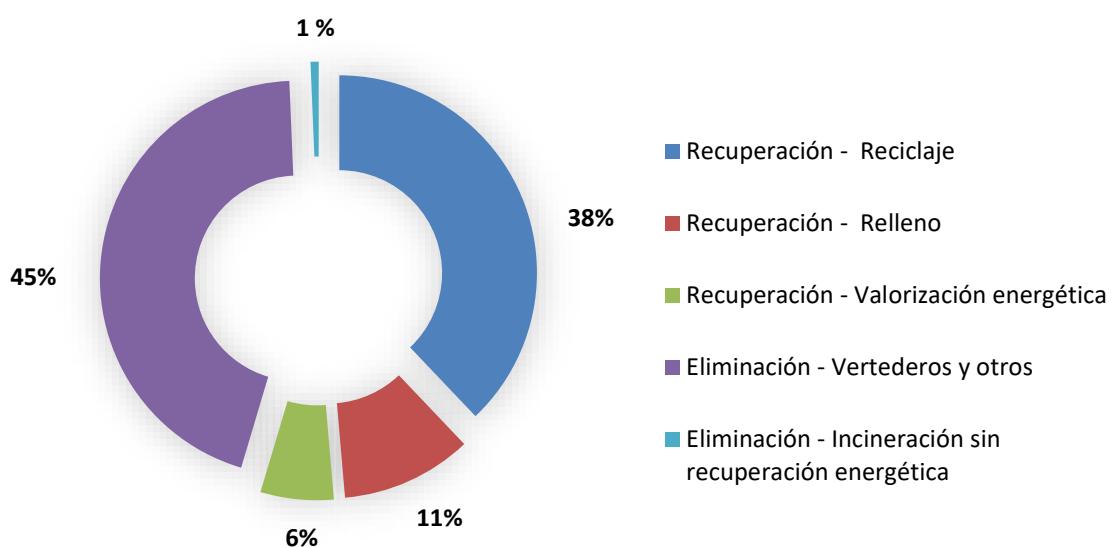


Figura 3 Distribución de los tratamientos de residuos por tipo de valorización y disposición en la Unión Europea en el año 2018 [30].

La gran tipología de residuos existentes hace que no todos sean aptos para procesos de recuperación, y se deba seguir retirando un porcentaje para tratamientos de eliminación como la incineración o depósito en vertederos, a pesar de los problemas ambientales asociados.

BIORRESIDUOS

Una fracción de residuos que presenta mucho interés y de la que no se aprovecha todo su potencial son los biorresiduos. En ellos se puede encontrar una oportunidad de retorno del carbono y los nutrientes que los suelos necesitan para poner a punto sus funciones y condiciones edáficas.

El reciclaje de los biorresiduos es parte del ciclo natural de los nutrientes, siendo el compost el mayor representante de este proceso, y su uso como enmienda orgánica para suplir sus deficiencias nutricionales en la producción agrícola.

Una vez más, la legislación se va actualizando y ajustando medidas concretas para no desperdiciar residuos de gran valor. Por ello, en la nueva Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados en una economía circular [31], se establece una jerarquía de los residuos cuyo orden de prioridad, recogido en la Figura 4, está basado en priorizar puntos de la economía circular siempre que sea posible.



Figura 4 *Jerarquía de tratamiento de los residuos propuesta en la Ley 7/2022 [31].*

La Ley también hace una especial mención a los biorresiduos, especificando que “se deberán tomar medidas específicas para posibilitar su separación y reciclado mediante tratamiento biológico, incluido el tratamiento en origen mediante compostaje doméstico o comunitario, y la obtención de enmiendas orgánicas de calidad”. A ello, se le suma que los residuos vegetales de prácticas agrarias, deben tener el mismo destino, priorizando su tratamiento biológico, y quedando prohibida prácticas como su quema, exceptuando razones fitosanitarias, bajo previa autorización, marcando así nuevos manejos a los tradicionales tan extendidos.

Hasta ahora, los procesos como la digestión anaerobia y la pirólisis se han priorizado como fuente de valorización energética. Sin embargo, en respuesta a la necesidad de optimizar los procesos y la gestión de los residuos, la fracción sólida de ambos tratamientos energéticos se están planteado como nuevas enmiendas orgánicas. A continuación, se muestran las características principales de los tratamientos biológicos y de valorización incluidos en la ley:

- **Compostaje.** Se trata de un proceso biológico aerobio (con presencia de oxígeno) dirigido por hongos y microorganismos que, bajo unas condiciones de aireación, temperatura y humedad controladas, es capaz de transformar los residuos en un material estable e higienizado conocido como compost. Este proceso imita el reciclado natural de los nutrientes [32]. No es válido cualquier tipo de residuo vegetal, sino que para que sea una transformación completa es necesario adecuar la relación C/N de la mezcla. El compost es una fuente de nutrientes de rápida degradación para cultivos y microorganismos. Su uso

como enmienda orgánica está muy extendida; consiguiendo mejora en la estructura del suelo aparte de su fertilización. Se caracteriza por un contenido elevado de carbono orgánico muy lábil, de gran capacidad fertilizante, pero con altas tasas relativas de mineralización y por tanto de emisiones de CO₂.

- **Digestión anaerobia.** Es un proceso biológico en ausencia de oxígeno, a partir del cual una población diversa de microorganismos transforma la fracción más lábil de la materia orgánica en biogás, formado principalmente por metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) [33]. Es un proceso totalmente controlado en dispositivos denominados “digestores”. Las mezclas de sustratos definirán la calidad y composición del biogás y digerido resultante. El objetivo prioritario es la producción de gas, pero el sólido restante tras el proceso (conocido como digerido o digestato), también puede ser aprovechado como enmienda para los suelos, por su alto contenido en nitrógeno amoniacal, aunque debe de mezclarse con otros materiales que corrijan la baja estabilidad y la alta densidad aparente que presenta. De forma similar al compost, su contenido en carbono orgánico fácilmente mineralizable es alto.
- **Pirólisis / Gasificación.** Es una descomposición térmica a alta temperatura y en condiciones anaerobias, de materia orgánica, componente mayoritario de los residuos a tratar. El proceso dependerá de la temperatura y tiempos de residencia seleccionados. En cuanto a la temperatura, se considera pirólisis rangos de 300 – 800 °C, y gasificación por encima de los 800 °C. Del proceso se obtienen 3 fracciones:
 - Gas: compuesto principalmente por CO, CO₂, H₂ y CH₄, junto a compuestos orgánicos volátiles. La fracción de mayor valor por su aprovechamiento energético.
 - Líquido: compuesto por hidrocarburos de alto peso molecular como alquitranes y aceites.
 - Sólido: material con alto contenido en carbono, obtenido tras la transformación térmica, junto a otros compuestos como fracción mineral, metales pesados, y otros compuestos no alterables a alta temperatura [34].

Los rendimientos relativos de las tres fracciones dependerán de la temperatura y los residuos usados; a mayor temperatura, se favorecerá la producción de gas respecto al resto de fracciones. Hasta ahora, los productos de mayor valor en pirolisis y gasificación han sido el gas y bioaceite del proceso, con potencial energético y diversos usos industriales. Sin embargo, en las últimas décadas, ha sido la fracción sólida la que ha generado gran interés por la diversidad de aplicaciones que presenta a partir de la selección de residuos y las condiciones de pirólisis. En el ámbito científico y tecnológico, dicho carbón se le denomina como *biochar* o biocarbón.

BIOCHAR

Numerosas políticas y estrategias destinadas al incremento de la capacidad productiva de los suelos, el secuestro de carbono y la economía circular de los residuos, podrían reunirse en la producción de *biochar*. En este apartado se van a describir las características que presenta el *biochar*, su origen como enmienda orgánica, las tipologías de fabricación y las aplicaciones edáficas que están siendo evaluadas en el contexto de la tesis doctoral actualmente en realización.

Las primeras referencias al uso sostenido de materiales equivalentes al *biochar*, como enmiendas agrícolas, datan de la época pre-colombina en la Amazonía brasileña. Se trata de los suelos denominados como *Terra Preta* (Tierra Negra), de color muy oscuro y muy alta fertilidad, cuyas propiedades se atribuían a la carbonización de biomasa vegetal. Presentan unas condiciones de fertilidad y nutrientes muy superiores a los suelos colindantes, destacando por presentar altas concentraciones de formas carbono muy estables en el tiempo [35].

El *biochar* está caracterizado por una estructura muy porosa, que en gran medida conserva la original de las fibras vegetales y otros materiales orgánicos pirolizados, y con unas características químicas muy variables. Presenta un alto contenido en carbono, en estado muy recalcitrante. Ha conseguido atraer la atención de numerosas disciplinas de la ciencia por las diversas aplicaciones ante problemas ambientales que presenta. Algunas de las aplicaciones probadas son: el tratamiento de aguas residuales o contaminadas, siendo usado como filtro para retener metales pesados o contaminantes químicos [36]; al igual en chimeneas para retener gases contaminantes y reducir sus emisiones [37].

En el suelo, su aprovechamiento se ha dividido en tres aplicaciones prioritarias: por un lado, el tratamiento de suelos contaminados, ya que puede favorecer procesos de sorción física de metales o retención por procesos químicos [38]. Por otro lado, su aplicación como enmienda agrícola, la cual está basada en las mejoras que puede producir en el suelo desde una perspectiva física: proporcionando estructura, favoreciendo aspectos como el desarrollo radicular de los cultivos, y aumentando su porosidad, incrementando la absorción de la humedad y la creación de hábitats microbianos que aumenten la actividad biológica. Además, se ha observado una mejora en la eficiencia de los fertilizantes cuando se combinan [39], asociado a la alta porosidad antes citada, y que tiende a retener agua y fertilizantes disueltos. Por ello, otro beneficio en el ámbito de la agricultura es la posibilidad de reducir las dosis de fertilización o minimizar las pérdidas por lixiviación [40] y de las emisiones de gases de efecto invernadero [41]. Finalmente, otra tipología de aplicación del *biochar*, asociada a los suelos, está basada en el incremento de carbono, como se comentaba anteriormente. Hay una doble necesidad para dicho incremento: en primer lugar, evitar el aumento de las emisiones de carbono a la atmósfera y, en segundo lugar, la pérdida de carbono orgánico que sufren los suelos y que necesita ser revertida. Por ello, enmiendas como el *biochar* pueden favorecer las sinergias del secuestro carbono y del aumento de la fertilidad de los suelos, como se ha recogido en el último informe del IPCC [42].

Anteriormente se han citado diferentes características del *biochar*, citando los beneficios que presenta su empleo agrícola, sin embargo, debe destacarse que no se puede hablar de forma generalizada sobre las propiedades de este material, ya que éstas van a depender principalmente de dos aspectos: las condiciones en las que se desarrolle la pirólisis y la naturaleza del material (o mezcla de materiales) utilizado.

En cuanto a las condiciones del proceso, va a estar determinado por la temperatura, el tiempo de residencia y la humedad que presente la materia prima, determinantes en el rendimiento del proceso de pirólisis. En cuanto a los residuos susceptibles de ser aprovechados para el proceso, no tiene grandes limitaciones más allá de su naturaleza orgánica. No obstante, para la aplicación como enmiendas edáficas o procesos de descontaminación, los biocarbones procedentes de biomasa vegetal de tipo lignocelulósico (compuesta mayoritariamente por madera y residuos de cultivos) son los más representativos. Su composición química va a ser muy heterogénea, dependiendo de las especies aprovechadas, condiciones climáticas y del suelo en el que se desarrollen [43]. Pero a la hora de la producción de *biochar* también tienen cabida residuos de difícil manejo y propensos a generar problemas ambientales, como purines, estiércoles o lodos de depuradora, muy ricos generalmente en nutrientes pero que también pueden contener metales pesados [40], así como moléculas orgánicas contaminantes. A pesar de que la pirólisis ya sirve como proceso higienizante, para asegurar que el *biochar* producido es inocuo, no genera problemas de contaminación o toxicidad en los cultivos, o sobre la biodiversidad edáfica, es necesario testar y caracterizar bien los biocarbones que se produzcan antes de su aplicación, para no generar un problema mayor.

A la hora de evaluar su aplicación, actualmente no se encuentra recogido en la legislación española como enmienda orgánica u otros usos. De manera que no existen unos estándares de producción o valores de referencia en los que se tenga que enmarcar un biocarbón específico. El Reglamento (UE) 2019/1009 [44], es la única referencia hasta ahora hacia el *biochar* y el gran interés que presenta su aplicación en los suelos, pero hasta que no queden expresamente determinados los requisitos de su fabricación, los residuos aprovechables y los requisitos para garantizar la seguridad hacia la salud y el medio ambiente, no se extenderá su uso en el mercado. Sin embargo, en países como Estados Unidos u otros de la Unión Europea, su uso se encuentra ampliamente extendido, y tienen sus propios estándares voluntarios de producción, válidos hasta que exista una regulación común [45-47]. De modo que un material con tanto potencial, extensamente probado a pequeñas escalas en investigación, requiere seguir trabajando en temas como la selección de los residuos y una mejor definición de los procesos de fabricación, para que finalmente sea una herramienta de uso global que genere beneficios ambientales y socioeconómicos.

CASO PRÁCTICO: USOS POTENCIALES DEL BIOCHAR EN LOS SUELOS.

Parte del trabajo realizado en la Unidad de Conservación y Recuperación de Suelos del CIEMAT, está centrado en el estudio de suelos degradados y su recuperación a partir de enmiendas orgánicas. Uno de los aspectos en los que se ha trabajado en los últimos años, y en el que está basado una parte de la tesis doctoral en realización, es la caracterización de distintos biocarbones y la evaluación de su uso potencial ante distintas necesidades de un suelo fuertemente degradado.

A continuación, se presenta la metodología planteada para evaluar el uso de los distintos biocarbones y los resultados más relevantes publicados [48]. El estudio analiza los biocarbones resultantes del proceso de pirólisis de alta temperatura (820 °C), de residuos procedentes de la industria agroalimentaria, y de diversos usos forestales, agrícolas y ganaderos.

El objetivo de la evaluación es comparar residuos muy heterogéneos y sometidos a un mismo proceso de pirolización de alta temperatura, desde el punto de vista de su uso como enmienda edáfica de interés agrícola y/o ambiental. Se plantea la hipótesis de si el origen del residuo es determinante de las características del *biochar* resultante o si, por el contrario, el proceso de fabricación, y en este caso, a muy alta temperatura, acaba produciendo cierta homogeneidad en la aplicabilidad como enmienda de los biocarbones.

Para el desarrollo de evaluación de los biocarbones se estableció una metodología basada en:

1. Caracterización físico-química y fitotoxicidad de los biocarbones. Los análisis realizados fueron pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico total y fácilmente oxidable, Si asimilable, P asimilable, N Kjeldahl, iones solubles en extracto acuoso, superficie específica (método BET) y microscopía de electrónica de barrido (SEM). Se llevó a cabo un test de fitotoxicidad (Test de Zucconi).
2. Tratamiento estadístico de los datos. Tras la valoración de los resultados obtenidos de la caracterización, y con el fin de establecer qué similitudes y diferencias hay entre los distintos biocarbones, y así agrupar por sus propiedades comunes, se aplicó un análisis de conglomerados, en el que se representa en un dendrograma los grupos que se forman a partir de los parámetros físico-químicos analizados. A continuación, para determinar las variables más representativas a la hora de hacer las agrupaciones, se procedió a hacer un análisis discriminante que señale las variables diferenciadas significativamente entre los grupos.
3. Usos potenciales en el suelo. A partir de los parámetros predominantes/diferenciadores en cada una de las agrupaciones de los biocarbones, se proponen distintos usos potenciales en los que pueden ser beneficiosa su aplicación.

La selección de estos parámetros está basada en aspectos concretos para la evaluación de los usos potenciales como la recuperación de suelos degradados y la fijación de carbono. La Figura 5 resume el proceso metodológico seguido.

El estudio se realizó a partir de 10 residuos procedentes de los siguientes orígenes: olivicultura, industria oleícola, plantas suculentas, forestal, excretas ganaderas, cultivo cerealista de secano, cultivo cerealista de regadío, industria de cítricos, planta de biomasa y vinicultura. Cada uno de estos residuos sufrió un proceso de pretratamiento basado en su secado y, en el caso de ser necesario, trituración a un tamaño menor de 2 cm. El proceso de pirólisis comenzó una vez el equipo alcanzase los 780 °C y la temperatura máxima alcanzada fue de 820 °C, con un tiempo de residencia de 1 hora.

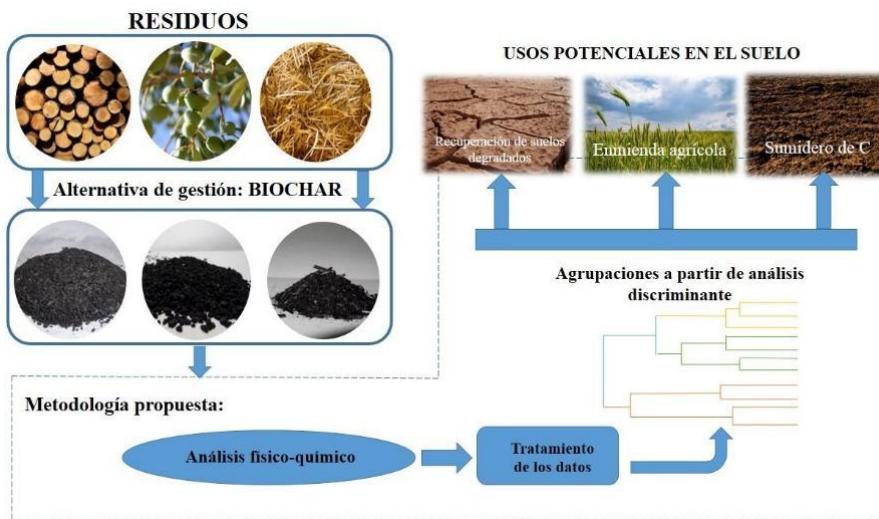


Figura 5 Mapa conceptual del proceso y metodología aplicada en el estudio.

Tras los análisis de laboratorio de los parámetros físico-químicos anteriormente citados, el resultado del análisis de conglomerados concluyó que, de los 10 residuos originales pirolizados, teniendo en cuenta las características químicas que presentaban los biocarbones podían formarse 3 grupos distintos. Estas asociaciones destacaban por los siguientes parámetros obtenidos en el estudio discriminante: la concentración en los iones solubles cloruro (Cl^-) y potasio (K^+), la conductividad eléctrica, la superficie específica y el contenido en carbono orgánico total. En la tabla 1 se recoge los residuos agrupados y los parámetros que los discriminan.

| GRUPO | RESIDUO DE PROCEDENCIA | PARÁMETROS DISCRIMINANTES |
|-------|--|--|
| 1 | Olivicultura, vinicultura y cultivo cerealista de regadío Forestales, industria de cítricos, planta de biomasa, excretas ganaderas y cultivo cerealista de secano | Superficie específica Carbono orgánico total |
| 2 | | Ningún parámetro destacado. |
| 3 | Industria oleícola y plantas suculentas | Alta concentración en sales. (Conductividad eléctrica e iones solubles) |

Tabla 1 Agrupaciones de los biocarbones y sus parámetros discriminantes.

El grupo 1 está formado por residuos de origen agrario y agroalimentario. Los parámetros en los que destaca (carbono orgánico total y superficie específica), la convierten en una enmienda de mucho interés. Este tipo de enmiendas dado el alto contenido en carbono orgánico total, podría destinarse a incrementar el carbono en los suelos y favorecer el papel del suelo como sumidero. La alta superficie específica hace referencia a la estructura microscópica que presentan estos materiales carbonosos, pudiendo no presentar una estructura definida, siendo esta masiva, o ser una estructura porosa, cuya importancia está basada en ser lugares preferenciales como microhabitats y reservorios de agua u otras sustancias que puedan quedar almacenadas. Esta capacidad de absorción puede ser muy útil a la hora de mezclarlos con fertilizantes, consiguiendo un aprovechamiento mayor al ser retenido y evitar posibles contaminaciones por lixiviación. En

algunas ocasiones, sobre todo cuando el residuo utilizado proviene de materiales lignocelulósicos, su estructura original puede quedar prácticamente inalterada al ser fibras muy resistentes a la degradación térmica en ausencia de O₂. Como ejemplo de la diversidad de estructuras resultantes tras el proceso de pirolisis del ensayo, la Figura 6 recoge las imágenes de microscopía electrónica de barrido (SEM) de 6 de las muestras de *biochar*.

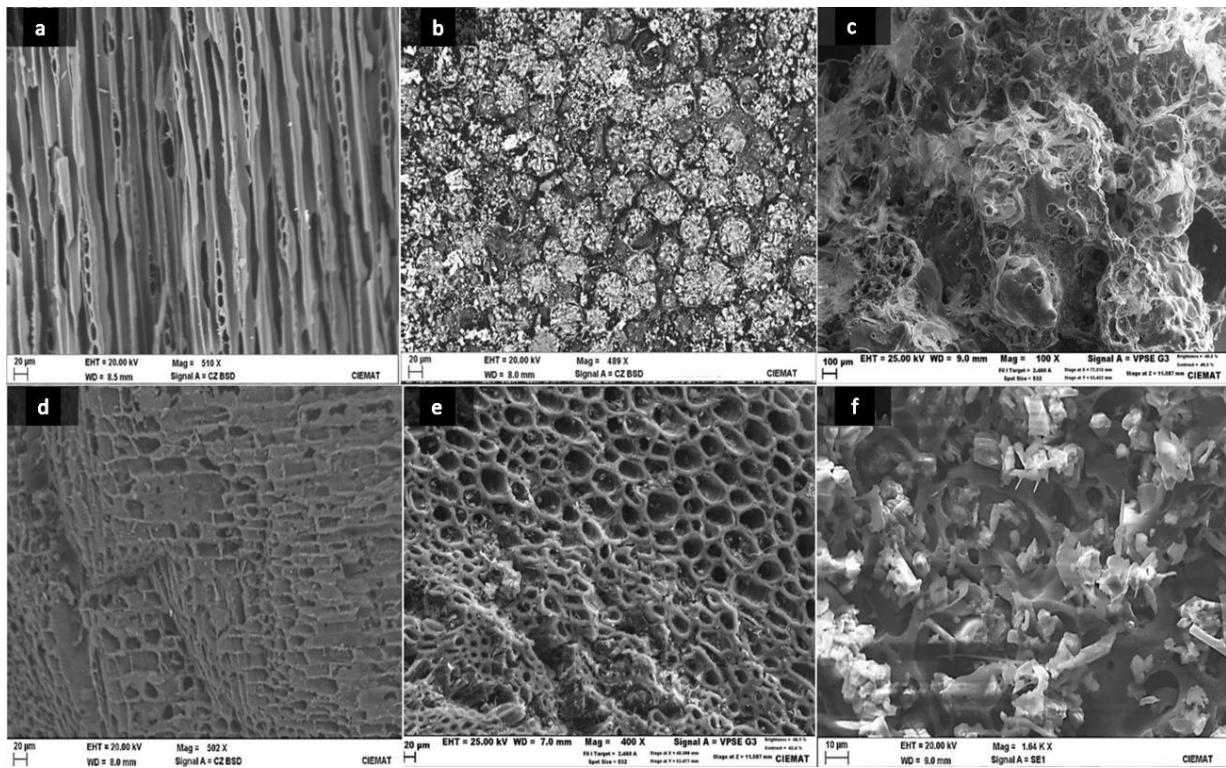


Figura 6 Imágenes de microscopía electrónica de barrido (SEM) de biocarbones producidos a partir de residuos de procedencia: forestal (a), plantas suculentas (b), planta de biomasa (c), viticultura (d), cereal de regadío (e) e industria oleícola (f).

El grupo 2 es el más numeroso y el que presenta los orígenes más diversos en tipología de residuos. A pesar de no presentar unos valores muy altos en los parámetros analizados, serían aplicables a muchos suelos para hacer pequeños aportes de carbono o nutrientes, sin suponer una amenaza para la biodiversidad del suelo o por toxicidad para los cultivos y, aun así, ser una fuente adicional de carbono para los suelos, aunque en menor medida que el grupo anterior.

Finalmente, el grupo 3 presenta unos niveles muy altos en sales. Esta alta conductividad eléctrica va a limitar sus posibles aplicaciones por la sensibilidad de muchos cultivos, por lo que sólo sería compatible en suelos ya adaptados a la salinidad o en aquellas áreas geográficas que cuenten con climas húmedos que consigan lavar el exceso de sales. En cuanto a las altas concentraciones observadas de iones solubles (K⁺), podría ser recomendable en cultivos con altos requerimientos en este elemento como los cítricos [49]. No obstante, su aplicación debe estar siempre sujeta a suelos que cuenten con un buen drenaje, donde este aporte extra no suponga un problema mayor, por salinización. En las imágenes del SEM de la figura 6, siendo b y f las dos muestras integrantes del

grupo 3, se observa de forma muy clara los cristales de sales precipitadas en la superficie, producidas durante el proceso de pirólisis.

Los resultados obtenidos muestran cómo residuos de distinta índole tras un proceso de pirólisis de alta temperatura, pueden ser agrupados por tipologías y encontrar diversas aplicaciones que suponga potencialmente un beneficio ambiental. Antes de ser aplicados en situaciones reales, deben ser sometidos a ensayos preliminares para conocer la evolución de los suelos y posibles cultivos.

Residuos que hasta ahora no tenían cabida en procesos de reciclaje o valor económico por su estacionalidad, tienen una oportunidad en la pirólisis, con un triple beneficio ambiental: producción de energía (biogás), evitar las emisiones de carbono propias de la degradación de la materia vegetal u orgánica, y la obtención de un material carbonoso (*biochar*) con propiedades beneficiosas para mejorar el estado de los suelos.

CONCLUSIONES

El trabajo práctico presentado, realizado en el contexto de la tesis doctoral en realización, muestra cómo tipologías muy variadas de residuos, tras un proceso de valorización energética, pueden dar lugar a un producto rico en carbono, que tras el necesario proceso de caracterización y evaluación, puede ser empleado para mejorar propiedades edáficas en suelos degradados, mejorar sus propiedades agronómicas, y servir de herramienta para incrementar la concentración de carbono recalcitrante en los suelos y, al mismo tiempo, como solución parcial al problema ambiental de la generación de residuos orgánicos, en un contexto de economía circular, particularmente en el ámbito agrario.

Los suelos son unos grandes aliados a la hora de llevar a cabo acciones específicas contra el cambio climático. Las prácticas agresivas con químicos y manejos del suelo poco acertadas en las últimas décadas, han hecho que los suelos se encuentren en estados acusados de degradación, potencialmente acentuada por el aumento de temperaturas y la mayor irregularidad de precipitaciones en este contexto de crisis ambiental.

Dicha situación requiere soluciones sinérgicas que abarquen distintas problemáticas. Para ello es necesario la transición a un modelo más justo y eficiente. En pocos años se han realizado grandes avances asentando las bases para el uso ambiental de residuos como el *biochar*; sin embargo éste no será efectivo hasta incrementar suficientemente la inversión en investigación y tecnología que permita la fijación de estándares en la producción y sus posibles aplicaciones, todo ello enmarcado en una legislación que garantice su uso.

BIBLIOGRAFÍA

- [1]. FAO. Directrices voluntarias para la gestión sostenible de los suelos. [Internet]. Roma, Italia. 2017. [Citado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i6874s/i6874s.pdf>.

- [2]. EC. Caring for Soil is Caring for Life – Ensure 75 % of soils are healthy by 2030 for healthy food, people, nature and climate. European Comission [Internet]. 2020. [Citado el 3 de agosto de 2022] Disponible en: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/32d5d312-b689-11ea-bb7a-01aa75ed71a1/language-en>
- [3]. UN. Objetivos para el desarrollo sostenible. La Agenda para el Desarrollo Sostenible. [Internet]. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda/>
- [4]. FAO. Definiciones clave. ¿Qué es el suelo? [Internet]. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/soils-portal/about/definiciones/es/>
- [5]. Jenny H. Factors of soils formation. New York: McGraw-Hill; 1941.
- [6]. FAO. Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [Internet] Rome, 2006. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/a0541e/a0541e.pdf>
- [7]. Schoeneberger P.J, Wysocki D.A, Benham E.C, and Soil Survey Staff. Field book for describing and sampling soils. [Internet]. , Lincoln, NE: Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center; 2012. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_052523.pdf
- [8]. Rodríguez Rastrero M. INTENSE Summer School. Sustainable agricultural production on marginal soils within europe. Field Trip Guidebook. CIEMAT (Madrid).2018.
- [9]. FAO. Carbono Orgánico del Suelo: El potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. [Internet]. Roma, Italia. 2017. [Citado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i6937s/i6937s.pdf>
- [10]. FAO. Global Soil Organic Carbon Map. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [Internet]. 2017. [Citado el 10 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i8195e/i8195e.pdf>
- [11]. Kane D. Carbon Secuestration Potential on Agricultural Lands: A Review of Current science and Available Practices. National Sustainable Agriculture Coalition. [Internet]. 2015. [Citado el 10 de agosto de 2022]. Disponible en: https://sustainableagriculture.net/wp-content/uploads/2015/12/Soil_C_review_Kane_Dec_4-final-v4.pdf
- [12]. Lal R. Soil Degradation by Erosion. LDD. 2001; (12):519-539. DOI: doi.org/10.1002/ldr.472
- [13]. Pereira P, Bogunovic I, Muñoz-Rojas M, Brevik E.C. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. Current Opinion in Environmental Science & Health Volume 5. 2018; (5):7-13. DOI: doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003

- [14]. García-Alvarado J.M, Pérez-González M.E, García-Rodríguez M.P. Revisión del concepto de sellado de suelos y propuesta de tipología urbana. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 34. 2014: (1):87-103. DOI: http://dx.doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n1.45193
- [15]. European Comission-JRC. Soil degradation processes: Fact sheet no.3: Organic matter decline. [Internet] 2009. [Consultado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets/ENFactSheet-03.pdf>
- [16]. Diacono M, Montemurro F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2010; (30):401-422. DOI: <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- [17]. OECD/FAO. Background Notes on Sustainable, Productive and Resilient Agro-Food Systems: Value Chains, Human Capital, and the 2030 Agenda. OECD Publishing, Paris / FAO, Rome. 2019. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://doi.org/10.1787/dca82200-en>.
- [18]. FAO. Strategic work of FAO for Sustainable Food and Agriculture. [Internet]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [Internet]. 2017. [Citado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i6488e/i6488e.pdf>
- [19]. UN. Desafíos globales. Población. Naciones Unidas. [Internet]. [Citado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.un.org/es/global-issues/population>
- [20]. Giovannucci D, Scherr S, Nierenberg D, Hedebrand C, Shapiro J, Milder J, Wheeler K. Food and Agriculture: the future of sustainability. [Internet]. A strategic input to the Sustainable Development in the 21stCentury (SD21) project. New York. 2012. [Citado el 6 de julio de 2022].
- [21]. IPCC. Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad - Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. [Internet] 2014. [Citado el 6 de julio de 2022]. Disponible en: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf
- [22]. UN. Declaración de Rio sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Agenda 21. [Internet]. [Citado el 6 de julio de 2022]. Disponible en: <https://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/riodeclaration.htm>
- [23]. Comisión Europea. El Pacto Verde Europeo. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas. COM (2019). [Internet]. 2019. [Consultado el 8 de julio de 2022]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF

- [24]. Comisión Europea. Estrategia “de la granja a la mesa” para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas. COM (2020). [Internet]. 2019. [Consultado el 8 de julio de 2022]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ea0f9f73-9ab2-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF
- [25]. La Iniciativa internacional “4 por 1000”. La originalidad de la iniciativa “4 por 1000”. [Internet]. [Consultado el 6 de julio de 2022]. Disponible en: <https://4p1000.org/la-originalidad-de-la-iniciativa-internacional-4-por-1000/?lang=es>
- [26]. EC. Soil strategy for 2030. Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. [Internet]. [Consultado el 12 de julio de 2022]. Disponible en: https://environment.ec.europa.eu/strategy/soil-strategy_en
- [27]. Kneese A.V. The Economics of Natural Resources Population and Development Review. Population Council. 1988;(14):281-309. DOI:[10.2307/2808100](https://doi.org/10.2307/2808100)
- [28]. Ellen MacArthur Foundation. Circular economy introduction. What is a circular economy? [Internet]. [Consultado el 6 de julio de 2022]. Disponible en: <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/circular-economy-introduction/overview>
- [29]. Comisión Europea. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas. COM (2015). [Internet]. 2015. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0011.02/DOC_1&format=PDF
- [30]. Eurostat. Waste statistics. [Internet]. [Consultado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics
- [31]. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Boletín del Estado, número 85, (09 de abril de 2022). [Internet] Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/pdf/2022/BOE-A-2022-5809-consolidado.pdf>
- [32]. MITECO. Valorización y reciclaje material. 1.2 Tratamientos biológicos: Compostaje [Internet] [Consultado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Tratamientos-biologicos-compostaje.aspx>
- [33]. MITECO. Valorización y reciclaje de material. 1.2 Tratamientos biológicos: Biometanización. [Internet] [Consultado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Tratamientos-biologicos-compostaje.aspx>

<gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Tratamientos-biologicos-biometanizacion.aspx>

- [34]. MITECO. Valorización energética / Tratamientos térmicos. 2.2 Pirólisis. [Internet] [Consultado el 3 de agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Pirolisis.aspx>
- [35]. Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, Zech W. The “Terra Preta” phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. Naturwissenschaften; 2001; (88): 37-41.
- [36]. Ahmad M, Rajapaksha A.U, Lim J.E, Zhang M, Bolan N, Mohan D, Vithanage M, Lee S.S, Ok Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. Chemosphere. 2014; (99):19-33. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2013.10.071](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071)
- [37]. Kumar A, Singh E, Mishra R, Lo S-L, Kumar S. A Green approach towards sorption of CO₂ on waste derived biochar. Environmental research. 2022; (214). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113954>
- [38]. Beesley L, Moreno-Jimenez E, Fellet G, Carrijo L, Sizmur T. Biochar and heavy metals. En: Lehmann J. y Joseph S (Eds). *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. London. Earthscan; 2015, 563-594.
- [39]. Jeffery S, Bezemer T.M, Cornelissen G, Kuyper T.W, Lehmann J, Mommer L, Sohi D, van de Voorder T.F.J, Wardle D.A, van Groenigen J.W. The way forward in biochar research: Targeting trade-offs between the potential wins. GCB Bioenergy. 2015; (1);1-13.
- [40]. Red Española de Compostaje (REC). Enmiendas orgánicas de nueva generación: Biochar y otras biomoléculas III.8. Mundi-Prensa, Madrid; 2014
- [41]. Cayuela M. L, van Zwieten L, Singh B. P, Jeffery S, Roig A, Sánchez-Monedero M. A. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 2014; (191): 5–16. DOI: [10.1016/j.agee.2013.10.009](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009)
- [42]. IPCC. Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change. Working group III contribution to the IPCC sixth assessment report. [Internet]. 2022. [Consultado el 27 de julio de 2022]. Disponible en: https://report.ipcc.ch/ar6wg3/pdf/IPCC_AR6_WGIII_FinalDraft_FullReport.pdf
- [43]. Brown R. *Biochar* production technology. En: Lehmann J y Joseph S (Eds.). *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan; 2009, 127-146.
- [44]. Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el Mercado de los

productos fertilizantes UE. (Diario Oficial de la Unión Europea, de 25 de junio de 2019). [Internet]. Disponible en: <https://www.boe.es/doue/2019/170/L00001-00114.pdf>

- [45]. Meyer S, Genesio L, Vogel I, Shmidt H P, Soja G, Someus E, Shackley S, Verhjeijen, F.G.A, Glaser B. Biochar standardization and legislation harmonization. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 25. 2017; (2): 175-191.
- [46]. IBI. Biochar Standards. International *Biochar* Initiative. [Internet]. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://biochar-international.org/characterizationstandard/>
- [47]. EBC. EBC Guidelines. The European *Biochar* Certificate. [Internet]. [Consultado el 18 de julio de 2022]. Disponible en: <https://www.european-biochar.org/en/ct/2-EBC-guidelines-documents>
- [48]. García Montero R, Pizarro Medina P, Rodríguez Rastrero M, Sierra Herráiz M.J, Guirado Torres M, Millán Gómez, R. Biochar y sus aplicaciones potenciales en el suelo. Técnica Industrial. 2021; (328):44-53. DOI: doi.org/10.23800/10503
- [49]. Opazo A.J.D, Razeto M.B. Efecto de diferentes fertilizantes potásicos en el contenido foliar de nutrientes, producción y calidad de fruta en Naranjo cv. Valencia. Agricultura Técnica, 61. 2001; (4):470-478.

ESTUDIO Y OPTIMIZACIÓN DE UN SISTEMA DE CLASIFICACIÓN POR MOVILIDAD ELÉCTRICA DE PARTÍCULAS FINAS Y ULTRAFINAS PARA SU APLICACIÓN EN EMISIONES INDUSTRIALES

IMARA IBARRA BARAJAS

Imara_ibarra@hotmail.com

RESUMEN

El estudio de la contaminación atmosférica tiene una gran importancia por su impacto medioambiental y su efecto sobre la salud. Uno de los contaminantes principales es el material particulado, PM (Particulate Matter). Gran parte de las emisiones de las partículas de aerosol al ambiente es aportada por los sectores energético, industrial y transporte. La caracterización de estas partículas, utilizando técnicas de medida basadas en sus propiedades físicas, sobre todo en el tamaño de partícula, es de especial interés.

Una de las técnicas más empleadas para la determinación de la distribución de tamaños de partículas con diámetros inferiores a 1 µm, está basada en sus propiedades eléctricas, en concreto en su movilidad eléctrica. Los equipos que la aplican son los Espectrómetros de Movilidad Eléctrica, cuyo elemento principal es el Analizador de Movilidad Diferencial (DMA, Differential Mobility Analyzer). Para su correcto funcionamiento, es necesario disponer de un elemento fundamental de pre-acondicionamiento de la muestra de aerosol; un neutralizador de carga que conduce a las partículas a una distribución de carga estacionaria y conocida, para transformar el dato de movilidad eléctrica en tamaño de partícula.

El Espectrómetro de Movilidad Eléctrica, desarrollado en CIEMAT, que dispone de un DMA basado en el diseño tipo Viena, posee un comportamiento que se aleja del ideal en base a observaciones y estudios realizados por otros autores. El análisis del funcionamiento, su comportamiento y la optimización de este sistema de medida, es el objetivo principal de la presente investigación.

El uso de la fluidodinámica computacional (CFD) como herramienta de diseño de nueva instrumentación, ha permitido analizar en detalle la fenomenología asociada al DMA. Se ha realizado un riguroso estudio teórico del campo fluido, eléctrico y la trayectoria de partículas. Se han simulado individualmente cada una de las partes de su geometría, permitiendo diseñar nuevas configuraciones para las entradas y salidas de flujo. Además, se ha utilizado un modelo de neutralización y carga de partículas para una geometría cilíndrica, con el fin de estudiar las condiciones necesarias para alcanzar la distribución de carga estacionaria.

La fase experimental de este estudio ha permitido comprobar, el efecto de las modificaciones mecanizadas e incorporadas en el DMA, y las condiciones necesarias en los neutralizadores para alcanzar la distribución de carga estacionaria.

Los resultados obtenidos en este Trabajo de Tesis suponen no solo una mejora en la operación del Espectrómetro de Movilidad Eléctrica (CIEMAT), sino un gran avance en el grado de conocimiento sobre los fenómenos que se producen en los clasificadores por movilidad eléctrica diferencial, y en los dispositivos necesarios para su operación. Adicionalmente, se ha demostrado la aplicabilidad de herramientas CFD en el diseño de instrumentación para la medida de partículas de aerosol, y en general, en el estudio de la tecnología de aerosoles.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica se define como la presencia de determinadas sustancias que pueden provocar un problema a nivel global y local, debido a los efectos que causan sobre el medioambiente y la salud. Actualmente, es el riesgo ambiental más importante para la salud humana, y se percibe como la segunda mayor preocupación ambiental para los europeos, después del cambio climático.

La contaminación del aire sigue teniendo un impacto significativo en la salud de la población europea, especialmente en las zonas urbanas. Los compuestos que más daños provocan son: el material particulado (PM), dióxido de nitrógeno (NO_2) y ozono (O_3) troposférico. El informe publicado en 2019 por la Agencia Europea del Medio Ambiente (European Environmental Agency, 2019) indica que las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ en 2016 fueron responsables de alrededor de 412.000 muertes prematuras, debidas a exposiciones prolongadas en Europa (en más de 41 países), de las cuales alrededor de 374.000 se produjeron en 28 países miembros.

Como se ha mencionado previamente, entre los contaminantes más comunes, se encuentra la materia particulada (*Particulate Matter, PM*) suspendida en el aire o aerosol. Las partículas que forman el aerosol pueden tener una gran diversidad de tamaño, forma, densidad y composición química. El efecto sobre la salud causado por el material particulado tiene su principal consecuencia en las enfermedades respiratorias. El tamaño de las partículas de aerosol determina el grado de penetración de estas en las vías respiratorias. Las partículas de mayor tamaño, con diámetro de partícula comprendido entre 2,5 y 10 μm (PM_{10}) que son inhaladas tienden a ser depositadas en las zonas más externas del sistema respiratorio. Las partículas de tamaño inferior a 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$) pueden penetrar en los pulmones alcanzando los alveolos pulmonares. Por consiguiente, un menor tamaño de partícula puede implicar mayores daños sobre la salud. Las partículas ultrafinas, UFP (*Ultrafine Particles*) están definidas por la comisión europea, como partículas que tienen al menos una dimensión, entre 1 y 100 nm o un diámetro aerodinámico entre 1 y 100 nm. El tamaño de estas partículas se encuentra en el mismo orden de magnitud que las moléculas de ADN (2,5 nm) y los glóbulos rojos (800 nm).

En general, las emisiones de partículas deben cumplir límites cada vez más restrictivos. Los efectos sobre el medioambiente y sobre la salud del ser humano provocarán que las normativas incluyan la regularización de esta fracción de tamaño. Por ello, el control de las emisiones requiere la medida en continuo con total garantía, no solo de la concentración en masa. Para llevar a cabo de manera eficaz este tipo de control es imprescindible caracterizar de manera fisicoquímica el aerosol emitido. Entre estas características se encuentran tanto la distribución por tamaño de las partículas que forman el aerosol, como la concentración total, definida de diferentes formas, como masa, número o volumen.

Existen diferentes técnicas para la caracterización de las partículas de aerosol, extracción de muestra y posterior análisis, y técnicas de medida en tiempo real. Esta última requiere una instrumentación de mayor coste, que generalmente proporciona información sobre concentración y distribución del tamaño en tiempo real. Al dar información con un mayor grado de detalle,

actualmente existe gran interés en el desarrollo y optimización de este tipo de técnicas. En función de los diferentes instrumentos existentes, se puede realizar una clasificación de las técnicas de medida, disponibles para la caracterización de aerosoles en base al tamaño de partícula, entre las que se encuentran las técnicas de microscopía, técnicas ópticas, técnicas inerciales, técnicas de difusión y las basadas en las propiedades eléctricas, técnica en la que se enmarca este trabajo.

Los instrumentos basados en la última técnica funcionan aplicando un campo eléctrico a las partículas de aerosol que presentan con carga eléctrica. La capacidad que poseen las partículas para desplazarse dentro de un campo eléctrico se denomina movilidad eléctrica, la cual es función del tamaño y carga de la partícula. Por lo tanto, las partículas que tienen una movilidad determinada y en consecuencia una carga y tamaño determinado, son seleccionadas en el clasificador y detectadas, mediante un contador de partículas.

Para la medida de la distribución de tamaño con ese tipo de instrumentos, es necesario conocer la carga de las partículas. Las partículas de menor tamaño habitualmente adquieren una única carga, mientras que las de gran tamaño pueden adquirir cargas múltiples. El desconocimiento de la distribución de carga de un aerosol provoca inconvenientes a la hora de su clasificación, por lo que es necesario utilizar dispositivos o sistemas de pre-acondicionamiento, que permitan alcanzar una distribución de carga conocida. En ellos, el aerosol atraviesa una nube de iones, que puede ser unipolar o bipolar, de manera que las partículas sufren un proceso de carga y/o neutralización, hasta conseguir una distribución de carga conocida y estacionaria, necesaria para la determinación de la distribución de tamaño del aerosol.

En el DMA, las partículas se clasifican según su movilidad eléctrica. Solo las partículas de una determinada movilidad (y en consecuencia un tamaño), tras aplicar el voltaje adecuado, saldrán del clasificador como un aerosol monodisperso (aerosol formado con partículas de una única movilidad). Los primeros diseños de DMA y actualmente los más utilizados, tienen una geometría cilíndrica. Este tipo de DMA consta de dos electrodos cilíndricos concéntricos metálicos, entre los que se aplica una diferencia de potencial, generándose así, un campo eléctrico entre ambos. El aerosol polidisperso (formado por partículas de diversos tamaños) que se quiere clasificar entra cargado a través de una ranura por el cilindro exterior. A continuación, se incorpora a la cámara de clasificación (región entre electrodos) junto con el aire limpio y seco denominado gas de *sheath* o arrastre. En el punto que coinciden ambos flujos, las partículas del aerosol adquieren la velocidad del gas de arrastre, en dirección axial, paralela a los electrodos. Debido al campo eléctrico existente entre ambos cilindros, las partículas cargadas se mueven hacia el electrodo interior según su movilidad eléctrica. Las partículas se encuentran por lo tanto sometidas a una fuerza de arrastre axial (por el gas) y a una fuerza eléctrica radial debida al campo eléctrico, dando lugar a una trayectoria parabólica. Aquellas partículas, que presenten la movilidad eléctrica en un intervalo determinado por el potencial aplicado, tendrán una trayectoria concreta y saldrán del DMA por la ranura de clasificación arrastradas por el caudal del aire y clasificadas como aerosol monodisperso. Aquellas otras, que se encuentren fuera de esta movilidad y, por lo tanto, presenten otra trayectoria, serán arrastradas por el gas de exceso (Flagan, 1998).

Finalmente, si el objetivo es la determinación de la concentración de partículas en la corriente de aerosol monodisperso, será necesario el uso de un contador de partículas o un electrómetro. Variando el voltaje aplicado al DMA, se obtiene un aerosol con distinta movilidad, que, al medir su concentración, y tras realizar los cálculos necesarios mediante su sistema de control, se obtiene la distribución de tamaño del aerosol de muestra.

En base al diseño de estos instrumentos basados en la movilidad eléctrica, el Grupo de Investigación de Emisiones Industriales del CIEMAT desarrolló un espectrómetro cuyo elemento principal es un DMA basado en el diseño tipo Viena (Winklmayr et al., 1991). El equipo fue patentado como modelo de utilidad con referencia ES 1074908 (Rojas et al., 2010).

Este trabajo está centrado en las dos primeras partes que engloban el espectrómetro: el DMA, como elemento principal de clasificación, y el neutralizador de carga. En cuanto a la detección y medida de partículas, el espectrómetro modelo CIEMAT, tiene la alternativa de utilizar un contador de núcleos de condensación (CPC) o un electrómetro. Sin embargo, esta última sección se encuentra fuera del alcance de este trabajo.

Los neutralizadores o cargadores de partículas, comúnmente utilizados en la técnica de medida de aerosoles basada en movilidad eléctrica, son los de tipo radiactivo bipolar. El neutralizador incorporado en el espectrómetro original, es comercial y está constituido por una fuente radiactiva de Kr-85 (TSI modelo 3077), y es uno de los cargadores más estudiados y comparados con otros tipos. Su objetivo es conseguir una distribución de carga estacionaria, lo cual requiere un diseño y una selección adecuados de las condiciones de funcionamiento. Tradicionalmente, estos requisitos se han recogido en un solo parámetro, el llamado producto Nt, el producto de la concentración media del número de pares iónicos y el tiempo medio de residencia del aerosol en el neutralizador. Sin embargo, además del producto Nt, la relación de concentración de iones a partículas de aerosol es también un parámetro relevante (de La Verpilliere et al., 2015; Tigges et al., 2015). Por ello, es necesario analizar teóricamente las condiciones requeridas para alcanzar la distribución de carga estacionaria para aerosoles monodispersos, así como su influencia en la medición de la distribución del tamaño de partícula mediante el análisis de movilidad.

En ocasiones, la utilización de estos dispositivos en campo, hacen complejo su desplazamiento y admisión en algunas instalaciones. La necesidad de utilizar otro tipo de neutralizadores de tipo radiactivo ha sido uno de los alicientes para el desarrollo de este trabajo.

El objetivo principal de este trabajo es optimizar el funcionamiento del Espectrómetro de Movilidad Eléctrica para la clasificación de partículas de aerosol, desarrollado en el CIEMAT, con el fin de tener un comportamiento adecuado en aplicaciones de medida de emisiones industriales. Para ello, se establece como metodología inicial, la realización de un análisis teórico de ambos componentes (el DMA y el neutralizador).

Se propone realizar el estudio mediante simulación CFD (*Computational Fluid Dynamics*), del comportamiento fluidodinámico y dinámica de partículas referidos al DMA modelo CIEMAT, en

concreto las regiones de entrada y salida: la entrada de gas de *sheath*, la entrada tangencial de aerosol polidisperso y la salida del gas de exceso.

Se propone también, el análisis teórico de las condiciones necesarias para alcanzar la distribución de carga estacionaria en neutralizadores de carga radiactivos. Por ello, se llevará a cabo el estudio de un cargador de baja actividad, que ha permitido analizar teóricamente las condiciones requeridas para alcanzar la distribución de carga estacionaria en aerosoles monodispersos.

Finalmente, se plantea un estudio experimental para el análisis y comprobación de los resultados y conclusiones derivadas de los estudios teóricos tanto del DMA como de tres tipos de neutralizadores de carga radiactivos.

METODOLOGÍA

La metodología empleada para el estudio y optimización del Espectrómetro de Movilidad Eléctrica diseñado en CIEMAT, está dividida en el estudio de dos elementos partes principales: el Neutralizador y el DMA. En cada uno de ellos, se realizan dos estudios: un estudio teórico utilizando modelos de simulación CFD y modelos de carga y neutralización de partículas de aerosol y, el desarrollo y estudio experimental de los diseños optimizados de cada elemento.

En la Figura 1, se muestra un diagrama de flujo que recoge la metodología empleada sobre el sistema de clasificación de partículas, donde se diferencian ambos estudios.

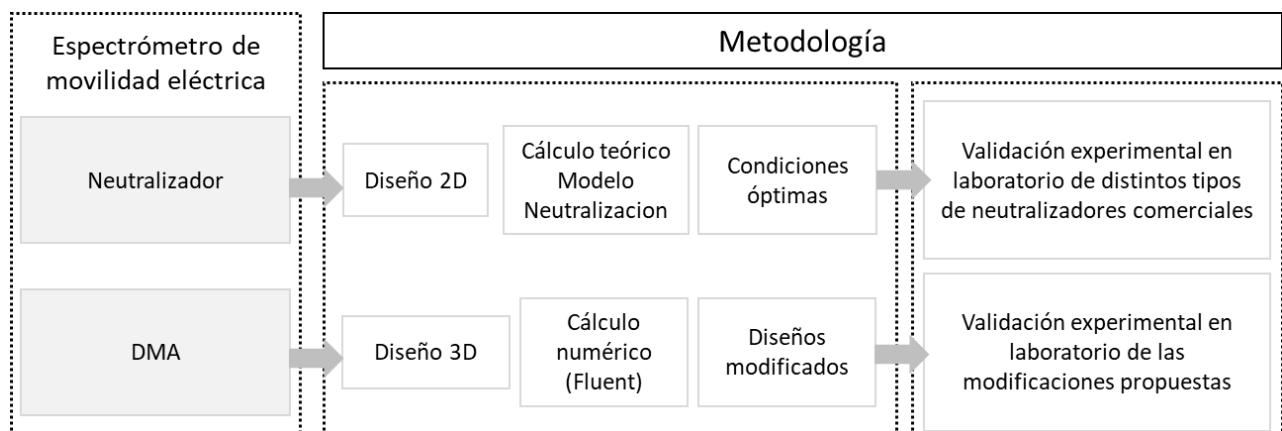


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología empleada para el desarrollo de este trabajo.

ESTUDIO TEÓRICO DEL DMA

El estudio teórico del DMA constituye una de las principales partes de este trabajo. Para su realización, el proceso de simulación CFD, se divide en tres etapas principales: el modelado físico donde se describen los modelos empleados del paquete comercial utilizado, ANSYS Workbench; el preprocessado realizado antes de la simulación, donde se realiza la discretización espacial del dominio para la creación del mallado y la discretización de las ecuaciones; y el postprocesado de los datos obtenidos en los cálculos numéricos.

La simulación CFD con ANSYS es utilizada para el análisis del funcionamiento y optimización del DMA. En primer lugar, es necesario definir inicialmente el DMA modelo CIEMAT, el cual está basado en el tipo Viena diseñado por Winklmayr et al. (1991). Al igual que en el resto de DMAs está formado por cuatro caudales: caudal de gas de arrastre o *sheath*, caudal de aerosol polidisperso, caudal de aerosol monodisperso y caudal de gas de exceso. Se trata de un DMA de geometría cilíndrica que *a priori*, y en base a su diseño, ofrece ventajas en estabilidad de flujo a altos caudales, lo que favorece la minimización de las pérdidas por difusión de las partículas nanométricas.

En la Figura 2, se muestra la sección interna y externa del DMA bajo estudio. En este diseño, el aire limpio o gas de *sheath* se introduce tangencialmente por la parte inferior de una cámara de amortiguación y atravesando una pantalla o malla de nylon, que laminariza el flujo. Posteriormente, el flujo se acelera a lo largo del perfil del electrodo central. El aerosol polidisperso también es introducido tangencialmente a través de un tubo de descarga, hasta una cavidad anular cuya finalidad es la de distribuir el flujo en toda la cámara de clasificación. Esta cavidad anular termina en una ranura a modo de cuchilla, que dirige el flujo de aerosol a la cámara donde confluye con el gas de *sheath*. La salida de aerosol monodisperso se realiza a través de una ranura situada en el electrodo interno. Con el fin de reducir las irregularidades del flujo, se utiliza una ranura muy estrecha que protege al flujo de las perturbaciones causadas por los orificios radiales que se necesitan en la salida de la muestra. El gas de exceso junto con las partículas de aerosol no clasificadas por la ranura, salen por una toma lateral conectada a una cámara de amortiguación. El flujo llega a esta cámara a través de una hendidura en el electrodo externo, con el fin de desacoplar la cámara de clasificación de las perturbaciones que pudiera generar la salida.

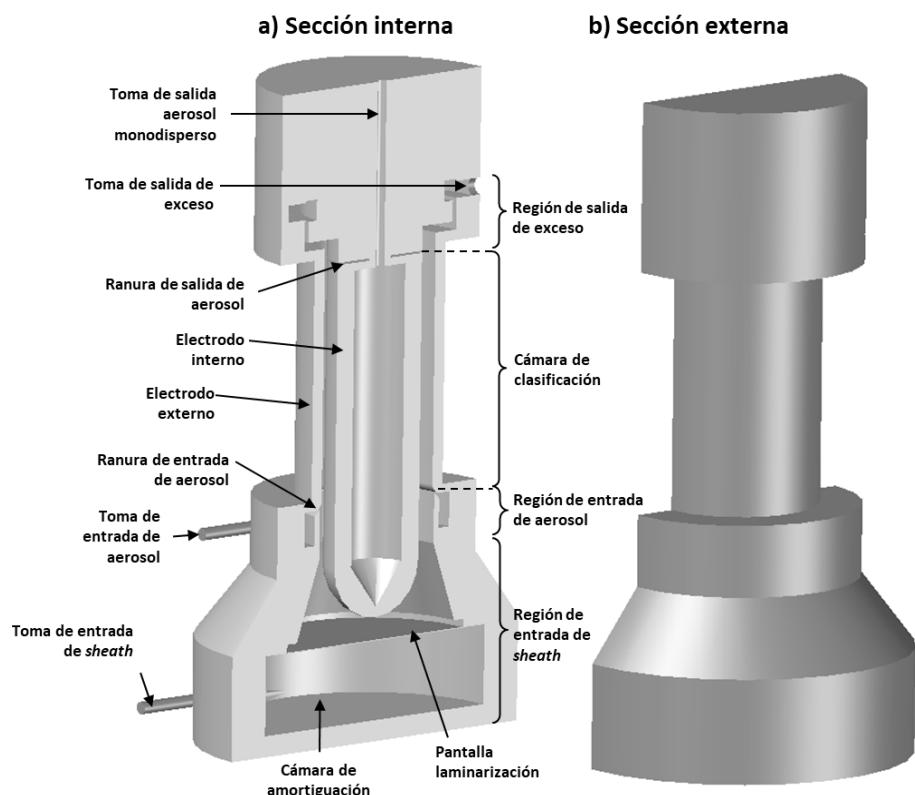


Figura 2. Modelo 3D y sección interna del DMA CIEMAT.

En general, las piezas en contacto con el aerosol son de acero inoxidable para evitar la corrosión. Para reducir el peso, todas las demás partes son de aluminio, a excepción del aislamiento del electrodo central, fabricado de Delrin®.

Siguiendo el esquema, el flujo de aerosol es introducido por la toma de entrada tangencial, a la cavidad anular donde se distribuye y alcanza la ranura de entrada hacia la cámara de clasificación. En este punto, es donde confluyen el flujo de aerosol y el flujo de *sheath*, el cual ha sido introducido por la parte inferior, también por la toma de entrada tangencial hacia una cámara de amortiguación. Una vez confluyen ambos flujos, atraviesan el espacio creado entre los dos electrodos, denominado cámara de clasificación. El electrodo interno se conecta a una fuente de alta tensión encargada de aplicar el voltaje necesario para la clasificación de partículas con una movilidad determinada. El electrodo externo se conecta a tierra, de manera que se forma un campo eléctrico entre ambos.

Para poder estudiar cada uno de los posibles efectos esperados, debidos a la configuración de entradas y salidas, se analizan separadamente la región de entrada del gas de *sheath*, región de entrada de aerosol polidisperso y región de salida de gas de exceso. De este modo, se han logrado desarrollar nuevos diseños de las geometrías de entrada y salida del DMA, que mejoran su comportamiento.

Para el modelado numérico de los procesos físicos de este DMA, tomando de partida un enfoque euleriano para el gas y lagrangiano para las partículas, se consideran una serie de hipótesis iniciales entre las que se encuentran: temperatura constante, flujo incompresible (no hay transferencia de calor y el número de Mach es muy pequeño), flujo turbulento en algunos casos, condición de no deslizamiento en las paredes, modelo de fase discreta (*Discrete Phase Model, DPM*) y ausencia de interacción entre partículas, ya que ofrece la posibilidad de incluir el tamaño de la partícula en forma de diámetro esférico, así como la ley de Stokes definida por el factor de Cunningham correspondiente a cada tamaño (Fluent Inc, 2001). Para la definición del modelo de potencial eléctrico, será necesario definir cada superficie de la geometría en función de su conductividad, es decir si se trata de un material conductor o aislante. En el caso de los materiales conductores, se define la condición de escalar que corresponde al voltaje eléctrico (Computational Fluid Dynamics With Ansys Fluent 14 . 5, 2013).

ESTUDIO TEÓRICO DEL NEUTRALIZADOR DE CARGA

El procedimiento de simulación teórica del neutralizador de carga no es mediante un software comercial. En este caso, el objetivo es analizar el proceso de carga y neutralización, y su efecto sobre la distribución de tamaño, por lo que se utiliza un modelo 2D que no requiere una simulación del campo fluidos detallada. En este modelo, se considera un neutralizador formado por una cámara de ionización cilíndrica de radio y longitud variable donde se genera una concentración de iones constante, comparable con los distintos neutralizadores reales que se estudiarán experimentalmente, que utilizan distintas fuentes radiactivas para la generación de la nube iónica (Figura 3).

Se ha utilizado un modelo teórico basado en las ecuaciones que describen el proceso de carga y neutralización para partículas de diámetro menor a 10 nm (Ibarra, Rodríguez-Maroto, et al., 2020), para determinar las condiciones necesarias que permitan alcanzar la distribución de carga de equilibrio. Se analizará la carga y neutralización de partículas de aerosol monodisperso en un tubo circular con distintas dimensiones (radio y longitud), correspondiente a la cámara de ionización. El sistema de ecuaciones diferenciales acopladas descritas en el modelo se resuelve a lo largo de la longitud del tubo. Se han probado menores dimensiones de la malla, pero no dieron lugar a ninguna mejora en cuanto a la precisión de los resultados.



Figura 3. Modelo 3D y sección interna de los neutralizadores de carga utilizados.

Para examinar con más detalle el efecto de la geometría del cargador y sus condiciones de funcionamiento en la distribución de la carga de salida, se han ejecutado 200 casos variando aleatoriamente los parámetros pertinentes que afectan al rendimiento del cargador: geometría (radio y longitud), caudal de aerosol, concentración en número de iones a partículas. En todos los casos, el flujo se considera laminar, es decir, el número Reynolds siempre es mucho menor que 2000. Se han simulado tres procesos: neutralización de partículas cargadas positivamente; neutralización de partículas cargadas negativamente; y cargado de partículas sin carga neta.

ESTUDIO EXPERIMENTAL

Finalmente, el estudio experimental se realiza para cada uno de estos componentes. En el caso del DMA, tras el análisis CFD del diseño original y haber obtenido el diseño óptimo de cada una de las partes, es necesario proceder a su fabricación. Una vez fabricados los elementos y piezas necesarias, se lleva a cabo el montaje de una serie de bancos de ensayos para su validación. Los bancos de ensayos están formados por una primera etapa de generación donde se genera un aerosol polidisperso mediante el método de atomización de una disolución de NaCl (s), utilizando aire comprimido para su atomización y posterior secado de la corriente de aerosol. El aerosol polidisperso se dirige a un DMA comercial (modelo 3071 de TSI). A continuación, es cargado/neutralizado pasándolo a través de un neutralizador radiactivo de ⁸⁵Kr. Las partículas de aerosol cargadas individualmente se clasifican en la columna del primer DMA, ajustado a una relación caudales *sheath-aerosol* de 10 a 1. Finalmente, el aerosol de salida se introduce directamente en el DMA “problema” que se quiere validar, obteniendo la fracción de partículas clasificadas de una determinada movilidad utilizando diferentes caudales.

En el caso del neutralizador, se analiza la distribución de carga obtenida y su desviación respecto a la distribución de carga estacionaria, utilizando un cargador de Am²⁴¹ de baja actividad (0,9 a 8,1 µCi)

para pequeños tamaños de partícula y otro de Rayos X, para partículas mayores, frente a la de los cargadores comerciales de Kr-85 de 2 mCi, que implican disponer de instalaciones radiactivas autorizadas para su uso.

Para ello, se diseña un banco de ensayos, similar a la utilizada por Gopalakrishnan et al. (2015). En primer lugar, se genera un aerosol polidisperso y se carga bipolarmente, y a continuación, se clasifica en función de su tamaño con un analizador de movilidad diferencial comercial (NanoDMA TSI modelo 3085) operando a una relación de caudal de aerosol a *sheath* de 1-10 en modo abierto. La muestra de aerosol con partículas monodispersas se diluye con aire filtrado y seco antes del neutralizador de prueba, con el objetivo de mantener la concentración de aerosol a la entrada del neutralizador lo más constante posible entre experimentos. El aerosol monodisperso a la salida del neutralizador de prueba es una mezcla de partículas positivas, negativas y sin carga. La determinación de las tres fracciones se realiza utilizando dos configuraciones diferentes:

En la configuración 1, la mezcla de partículas cargadas y no cargadas se conduce a un segundo DMA, operando con los mismos caudales que el primero. La concentración total de partículas cargadas positivamente se determina variando el voltaje negativo aplicado a este y midiendo las concentraciones de partículas clasificadas con CPC (TSI modelo 3786). La concentración total de partículas cargadas negativamente en la salida del neutralizador de prueba se determina de la misma manera, pero variando el voltaje positivo en el segundo DMA. Con esta configuración se determina la relación entre la concentración numérica positiva y negativa en el aerosol de salida del neutralizador en prueba.

En la configuración 2, el aerosol pasa a través de un precipitador electrostático cilíndrico coaxial (ESP), que básicamente consiste en un tubo de cobre (electrodo externo) y un cable coaxial a este (electrodo interno), entre los que se aplica una tensión de 200 V. Todas las partículas cargadas (positivas y negativas) se depositan en ambos electrodos y la concentración numérica de las partículas restantes, no cargadas, se mide con el CPC. Cuando no se aplica voltaje al ESP, el CPC mide la concentración numérica de todas las partículas de aerosol, cargadas y no cargadas. A partir de estas dos medidas, se obtiene la fracción de partículas cargadas (positivas más negativas) en el aerosol. A partir de ambas relaciones, se determinan las fracciones de partículas positivas, negativas y no cargadas en la salida del neutralizador de prueba.

RESULTADOS

Los resultados se recogen en base a los componentes estudiados, que forman el Espectrómetro de Movilidad Eléctrica, descritos anteriormente:

- Analizador de Movilidad Diferencial o DMA.
- Neutralizador de carga.

ANALIZADOR DE MOVILIDAD DIFERENCIAL, DMA

En primer lugar, se recogen los resultados obtenidos en el estudio de simulación teórica del DMA en función de las regiones de entrada y salida, y, en segundo lugar, los obtenidos en la fase experimental y su relación con los obtenidos teóricamente.

Estudio de simulación teórica

El primer efecto estudiado es el producido en la región de entrada del gas de arrastre o *sheath*, representada en la parte inferior del esquema del DMA de la Figura 2. Se han analizado tres configuraciones de entrada del *sheath*: cónica, cónica-cilíndrica, que es el diseño original del DMA CIEMAT, y en forma de trompeta con una curvatura suavizada. En este estudio, se han utilizado caudales de gas de arrastre moderados ($10-20 \text{ l min}^{-1}$). Los resultados no han permitido observar grandes diferencias entre los perfiles de la velocidad axial obtenidos en los distintos diseños. Sin embargo, la componente radial de velocidad si ha presentado variaciones significativas. El caso más desfavorable se ha observado en el diseño cónico, donde el fluido mantiene una velocidad radial hasta posiciones donde confluye el flujo de aerosol y el flujo de *sheath* en la cámara de clasificación. Sin embargo, en todos los diseños, la componente axial de velocidad es la predominante frente a la componente radial, por lo que las diferencias de velocidad aportadas por la geometría del *sheath* no afectan de manera considerable sobre la trayectoria final de las partículas. Únicamente, en el diseño cónico se produce un ligero desplazamiento en la trayectoria de las partículas, ya que, al presentar un valor mayor de la componente radial de velocidad, su desplazamiento en esa dirección es mayor que en el resto de los diseños, lo que implica un recorrido axial de la cámara menor. Sin embargo, esta pequeña variación en la velocidad radial en la entrada a la cámara no influye sobre la clasificación de las partículas.

El análisis de la región de entrada del aerosol polidisperso se ha basado en el estudio de las partes que la componen: desde la toma de entrada que consiste en un tubo de descarga tangencial en la cavidad anular; hasta la ranura de entrada hacia la cámara de clasificación, representadas en la Figura 2. Por lo tanto, su análisis se ha dividido en dos partes: el estudio del efecto del perfil o inclinación de la ranura de entrada de aerosol hacia la cámara de clasificación, y, el análisis de la cavidad anular que la precede y su efecto sobre la clasificación de partículas en el DMA.

Se han estudiado cuatro ángulos de inclinación de la ranura de entrada hacia la cámara de clasificación: 15° , 45° y 90° . En la Figura 8, se muestra la velocidad radial que presentan las partículas de 40 nm y una carga negativa para los tres ángulos estudiados.

Una ranura de 15° produce un flujo de aerosol con una velocidad axial inicial mayor que la del resto de los casos, mientras que su velocidad radial inicial es inferior. Con una ranura de 90° , el flujo de aerosol entra a la cámara con una velocidad axial prácticamente nula y una velocidad radial máxima. Sin embargo, la incorporación del flujo de aerosol a 15° mantiene la componente radial hasta zonas de la cámara de clasificación más lejanas. Una ranura con un ángulo próximo a 0° acercará el

comportamiento del DMA al caso ideal, sin embargo, su adaptación a la geometría del DMA bajo estudio presenta una gran dificultad.

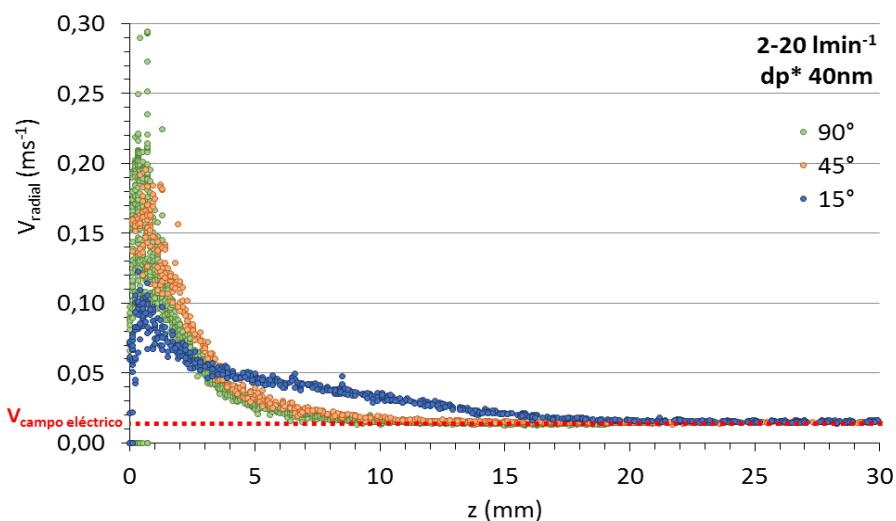


Figura 4. Datos de velocidad radial de las partículas de 40 nm y una carga negativa, para los tres ángulos estudiados (15° , 45° y 90°) y una relación de caudales de $2,0-20\text{ l min}^{-1}$.

El estudio de la cavidad anular de la entrada tangencial de aerosol incorpora una nueva componente de la velocidad, la componente tangencial, generada por el movimiento circular que describen las partículas en la entrada hasta alcanzar la ranura. En un primer estudio, se ha analizado el comportamiento de la entrada tangencial original. La inserción tangencial del flujo de entrada en la cavidad anular provoca una baja presión aguas abajo, formando un vórtice en ese punto. Este vórtice genera dos fenómenos: el movimiento hacia atrás del flujo y la reentrada del flujo debido a la depresión generada. Un caudal bajo ($0,3\text{ l min}^{-1}$) implica una baja velocidad de entrada, que no permite que el flujo viaje a través de la cavidad completa, pero genera un gran flujo de retroceso. Un alto caudal ($10,0\text{ l min}^{-1}$) implica una velocidad más alta que permite el camino completo a lo largo de la cavidad. En este caso, se genera una mayor depresión, disminuyendo el retroceso, pero aumentando la reentrada del flujo. A caudales intermedios ($2,0\text{ l min}^{-1}$), se produce tanto la reentrada de flujo como el movimiento hacia atrás (Ibarra et al., 2019, 2021).

La Figura 5 muestra las líneas de corriente en la cavidad anular y sus trayectorias en función de la coordenada axial y radial, para un caudal de $2,0\text{ l min}^{-1}$.

Estos fenómenos se originan porque el chorro de entrada en la cavidad anular tiene un módulo de velocidad muy elevado cuyo impacto con la pared de la cavidad genera un punto de estancamiento inmediatamente aguas arriba del tubo. Esto ocasiona que la distribución de partículas sea heterogénea a un caudal bajo, mostrando una fracción muy alta de partículas en la primera mitad de la ranura, y muy baja en la segunda. A caudal intermedio, la distribución de partículas mejora, observándose sólo una desviación del 6 % del comportamiento ideal. Sin embargo, al aumentar el caudal, la distribución vuelve a ser heterogénea. Este comportamiento puede explicarse por la competencia entre la resistencia del flujo para moverse a lo largo de la cavidad, el flujo inverso y su

reentrada. Un caudal bajo no es suficiente para superar la resistencia al desplazamiento a lo largo de la cámara, la cual aumenta para velocidades de flujo más altas. Con un flujo intermedio, el equilibrio entre ambos efectos produce una mejor distribución de las partículas en la ranura de entrada a la cámara de clasificación.

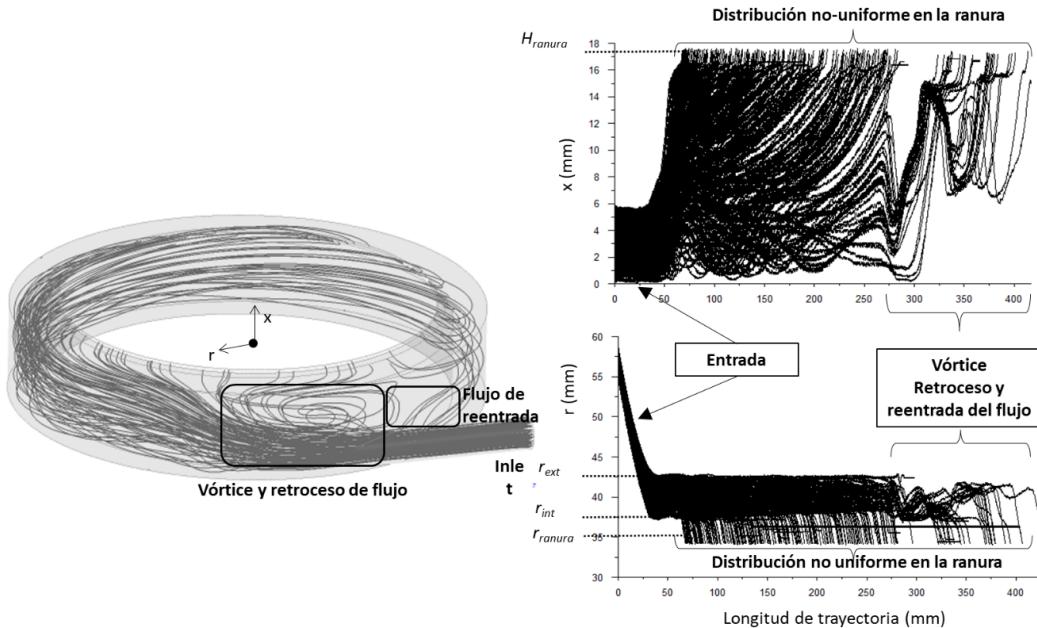


Figura 5. Resultados de distribución de flujo obtenidos en el diseño tangencial original utilizando $2,0 \text{ l min}^{-1}$.

En base a los fenómenos observados, se han estudiado distintas opciones de diseños, y se ha seleccionado el más adecuado para evitarlos. El diseño modificado (Figura 6) presenta dos cambios respecto al original: la incorporación de una pared inclinada, para evitar la formación de vórtice en la zona inicial; y la reducción de la sección en la dirección axial y el aumento de la sección en la dirección angular, a lo largo de la cavidad.

En el estudio de este nuevo diseño modificado, se ha observado que con él se previene la formación de vórtices en la inyección tangencial del flujo de aerosol, evitando el flujo inverso y la reentrada del flujo. La Figura 7, muestra los resultados fluidodinámicos dentro de la entrada tangencial modificada utilizando $2,0 \text{ l min}^{-1}$.

El cambio gradual de la pared interna de la cavidad anular, así como la incorporación de la superficie inclinada, ha provocado un cambio en la velocidad del fluido en la zona hasta la entrada del chorro de entrada con respecto al diseño original. El módulo de la velocidad es mayor en relación con la entrada original, mientras que la componente axial es prácticamente cero a lo largo de toda la cavidad, lo que implica un incremento de la velocidad tangencial. Este aumento supone una mejora del flujo de entrada, ya que el fluido completará su movimiento circular en la dirección en el sentido horario. Además, el comportamiento de las partículas mejora con respecto al diseño original. En todos los casos, la distribución mejora excepto en el caso de partículas pequeñas (5 nm) a $2,0 \text{ l min}^{-1}$. A caudales elevados ($10,0 \text{ l min}^{-1}$), la distribución es la más homogénea, obteniendo desviaciones

de la ideal de hasta un 2 %. Las pérdidas de partículas disminuyen, mejorando hasta un 14 % en comparación con el diseño original, y cualitativamente la función de transferencia mejora, reduciendo su anchura en todos los casos.

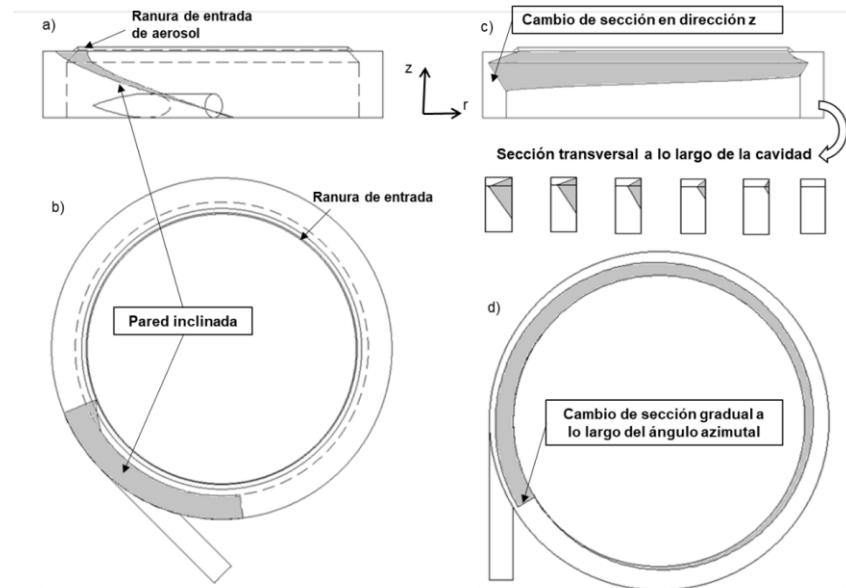


Figura 6. Esquema de las modificaciones incluidas en la geometría de entrada tangencial. a) Vista del perfil de la modificación incluyendo la pared inclinada; b) Vista de planta de la modificación de la pared inclinada; c) Vista de perfil de la variación de la sección en dirección z; d) vista de planta del cambio gradual de sección a lo largo del ángulo azimutal

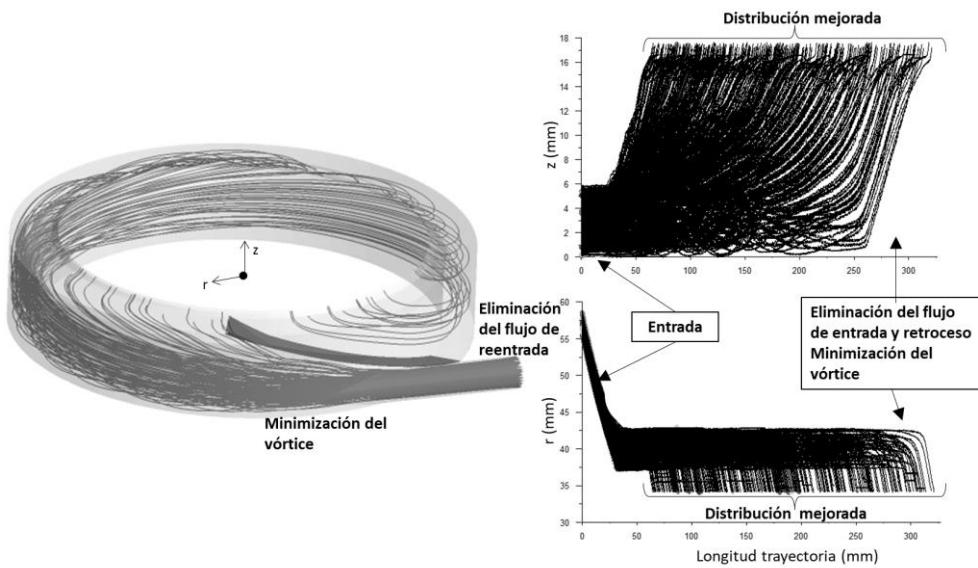


Figura 7. Resultados de la distribución de flujo obtenidos en el diseño tangencial modificado utilizando $2,0 \text{ l min}^{-1}$.

Finalmente, se ha realizado el análisis CFD de la región de salida del gas de exceso, representada en el esquema del DMA recogido en la Figura 2. En el diseño original, se ha observado una velocidad en el entorno próximo a la salida muy superior a la existente en toda la cámara de clasificación.

En la Figura 8, se muestran los contornos del módulo de velocidad al operar con caudales de aerosol y de *sheath* de 2,0-20 l min⁻¹. En la figura, se representan dos secciones de la cámara: longitudinal, en el plano medio de la cámara, alineado con la toma de salida (Figura 8a); y transversal, en un plano anterior a la ranura de salida de aerosol monodisperso (Figura 8b). En ambas imágenes, se observa un aumento de velocidad hasta 3,3 veces, respecto a la existente en toda la cámara superior de salida del exceso en el entorno próximo a la salida (contornos rojos).

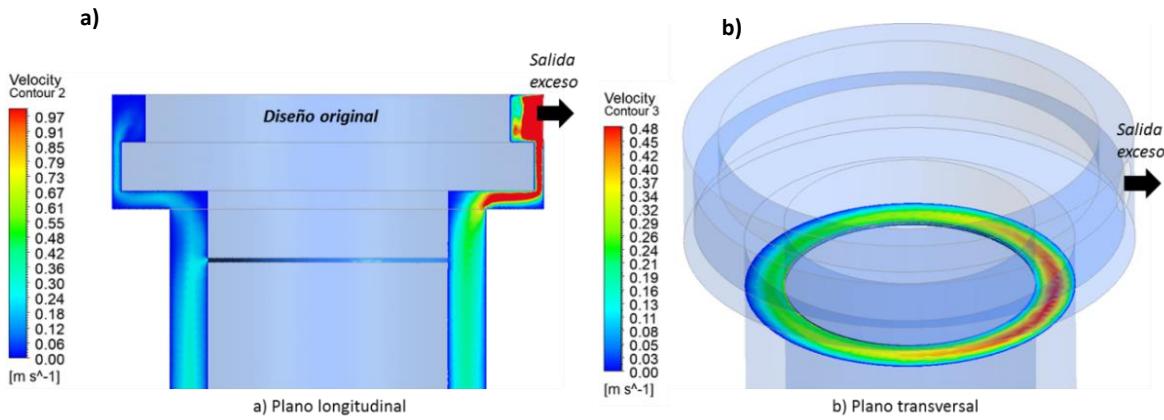


Figura 8. Contornos de velocidad en la zona de salida del gas de exceso original y ranura de salida de aerosol en dos secciones: a) plano medio longitudinal y b) plano trasversal situado inmediatamente aguas abajo de la ranura de salida de aerosol.

Este incremento local de la velocidad en la cavidad provoca una desviación en las líneas de corriente en el seno de la cámara de clasificación, de hasta $\pm 30^\circ$ en dirección angular. Sin embargo, en zonas cercanas u opuestas a la salida la variación es prácticamente nula, ya que es la zona donde menos influencia ejerce esta salida lateral. Esta desviación de las líneas de corriente tiene un efecto directo sobre la clasificación de partículas, ya que dejan de cumplir la condición de una velocidad completamente axial. Al presentar una componente adicional de velocidad en dirección radial, las partículas son depositadas a una longitud de electrodo mayor o incluso saliendo de la cámara con el gas de exceso.

La modificación propuesta es la ampliación de la cámara previa a la toma de salida de exceso y la incorporación de orificios radiales axisimétricos al electrodo interno, con el fin de amortiguar su efecto aguas abajo, en la región de clasificación. Con esta modificación, se ha logrado una mejor distribución de flujo, así como una velocidad más uniforme en toda la cámara. También, en la cámara de clasificación se observa una velocidad similar en todas las zonas. Esto supone una minimización de la desviación de las líneas de corriente del flujo, y en consecuencia una mejora significativa en la clasificación de partículas. En la Figura 9, se presentan los resultados fluidodinámicos de velocidad utilizando esta nueva geometría y, como en los casos anteriores una relación de caudales de aerosol-sheath de 2,0-20 l min⁻¹.

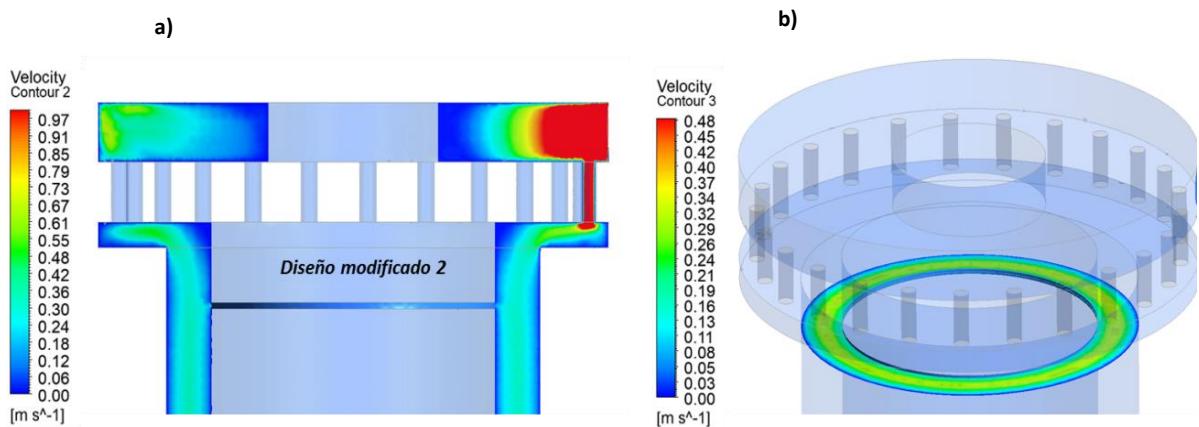


Figura 9. Contornos de velocidad para el diseño modificado en la zona de salida del gas de exceso y ranura de salida de aerosol en dos secciones: a) plano medio longitudinal y b) plano trasversal situado inmediatamente aguas abajo de la ranura de salida de aerosol.

Esto supone una leve desviación en la posición de las líneas de corriente, con valores de variación angular menores a 2° , en toda la cámara. En cuanto a la clasificación de partículas, se produce de manera uniforme a través de la ranura de clasificación. La incorporación de la modificación al diseño original ha mejorado cuantitativamente la clasificación de partículas respecto al diseño original, sin embargo, sigue existiendo un pequeño desplazamiento de la trayectoria de partículas respecto a la trayectoria ideal (Ibarra, Rodriguez-Maroto, et al., 2020).

Estudio experimental

Finalizado el estudio CFD, se ha logrado obtener un nuevo diseño con las siguientes características geométricas:

- La región de entrada del gas de arrastre o sheath se mantiene con la forma cónica-cilíndrica, como en el diseño original del DMA CIEMAT.
- La región de entrada de aerosol polidisperso ha sido modificada, pero manteniendo la característica de la tangencialidad. La nueva geometría se ha logrado mediante el diseño de un anillo (Figura 10) que se coloca en la pared interior de la cavidad anular y que incorpora las dos modificaciones descritas anteriormente: pared inclinada, y cambio gradual de sección a lo largo del anillo.
- La región de salida del gas de exceso ha sufrido dos modificaciones en la pieza aislante que la conforma. Esta pieza incorpora las dos modificaciones descritas anteriormente que se colocará sobre el electrodo interno, en la zona final de la cámara de clasificación (Figura 11).

La simulación mediante CFD del DMA, ha permitido analizar los efectos asociados a su comportamiento debido a su configuración de entradas y salidas. Realizar este mismo proceso experimentalmente, supone un alto coste temporal y computacional, siendo imposible, en algunos casos, separar los efectos simultáneos de las entradas y salidas, y los propios de la fabricación del dispositivo.

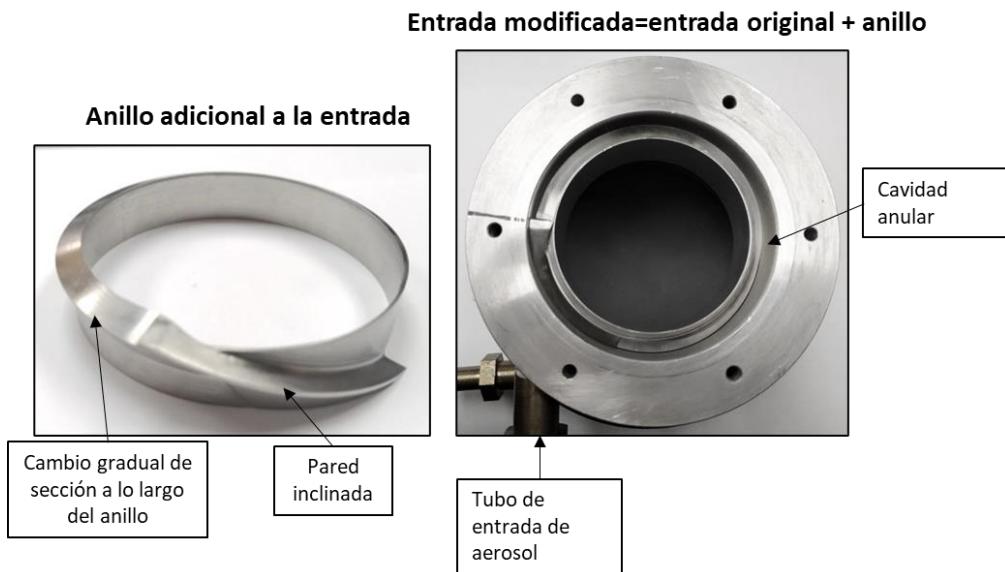


Figura 10. Imagen del anillo diseño para adaptar a la entrada de aerosol tangencial y de su montaje final, con respecto a la entrada original.



Figura 11. Pieza de salida del gas de exceso original, modificada, y su montaje junto al electrodo interno del DMA CIEMAT.

En esta fase experimental, se ha observado que en el diseño original del DMA, con una entrada tangencial y una salida lateral, su comportamiento es diferente en función de las posiciones relativas, según el ángulo que exista entre la entrada y la salida. La posición relativa de la entrada y la salida apenas influye al utilizar una relación de caudales aerosol-sheath de $2,0\text{-}20 \text{ lmin}^{-1}$. Sin embargo, el uso de un caudal bajo ($0,3\text{-}3,0 \text{ l min}^{-1}$) supone altas variaciones.

En el estudio de la salida de gas de exceso modificada se han analizado de nuevo distintas posiciones relativas de esta salida respecto a la entrada. A bajos caudales se produce una desviación del 10 % al variar la posición de salida. Esto indica que esta corrección no ha sido suficiente al trabajar a caudales bajos o que este efecto es provocado por otro tipo de inestabilidades, como podría ser la

entrada de aerosol, ya que se comprobó mediante simulación CFD, que a bajos caudales su comportamiento no era el adecuado.

El análisis de la entrada tangencial de aerosol modificada se ha realizado en base a los resultados obtenidos mediante simulación. En ellos, se observa un bajo porcentaje de mejora en la función de transferencia, por lo que es necesario realizar los ensayos experimentales, utilizando el DMA con la salida de exceso modificada para evitar su influencia.

En la Figura 12 se muestra la fracción de partículas clasificadas al utilizar el diseño original de DMA, teniendo en cuenta una posición de 180°, el diseño modificando únicamente la salida de exceso, y finalmente incluyendo la salida de exceso y la entrada tangencial de aerosol modificada.

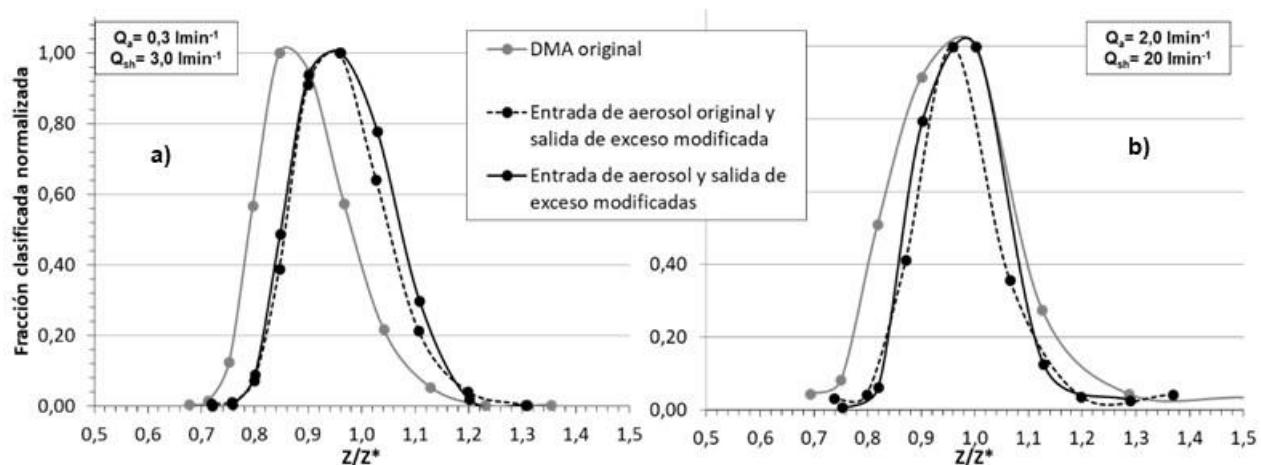


Figura 12. Fracción de partículas de movilidad correspondiente a un diámetro de 100 nm, para los tres diseños estudiados: diseño original, diseño con la pieza de exceso modificada, diseño con las piezas de exceso y entrada de aerosol modificadas, utilizando dos relaciones de caudales aerosol-sheath (a) 0,3-3 l min⁻¹ y b) 2,0-20 l min⁻¹)

Experimentalmente, esta mejora también se produce, disminuyendo su anchura y con una desviación del 4 % y 2 % respecto a la movilidad central, para los caudales aerosol-sheath de 0,3-3,0 l min⁻¹ y 2,0-20 l min⁻¹, respectivamente.

NEUTRALIZADOR DE CARGA BIPOLAR

En la fase experimental, se ha analizado el proceso de carga y neutralización en un cargador radiactivo de baja actividad, y en un cargador de Rayos X. Cabe diferenciar dos tipos de ensayos, para partículas mayores de 10 nm y para las mayores a este tamaño. Para el caso de las partículas inferiores a 10 nm cargadas inicialmente de forma negativa, se han utilizado una fuente de ²⁴¹Am, de baja actividad (0,9 hasta 8,1 µCi) y un neutralizador comercial de ⁸⁵Kr de (2 mCi) (TSI modelo 3077A). La neutralización de partículas mayores a 10 nm cargadas positivamente se ha realizado con una fuente radiactiva exenta de Rayos X (Soft X-rays < 9.5 keV, TSI modelo 3088) y un neutralizador de ⁸⁵Kr (2 mCi) (TSI modelo 3077A).

Estudio teórico

Alcanzar la distribución de carga estacionaria depende simultáneamente de dos parámetros: la relación de concentración del número de iones a partículas de aerosol en la entrada del cargador (N_{in}/n_{in}), y el producto de la concentración del número de iones y el tiempo medio de residencia del aerosol en el cargador ($N_{in} \cdot \tau$). La combinación adimensional de estos dos parámetros ($\beta \cdot N_{in}^2 \cdot \tau/n_{in}$), se puede utilizar para determinar si un cargador específico está funcionando o no en condiciones estacionarias.

Los resultados han mostrado que la distribución de carga a la salida de un cargador bipolar es igual a la que se puede alcanzar en un cargador ideal, considerando que no hay pérdida de partículas en la pared, como ocurre para las partículas de pocos nanómetros. En el caso de partículas de mayor tamaño, donde esta consideración no es cierta, las dos distribuciones de carga son diferentes.

La Figura 13 muestra los resultados obtenidos para el proceso de neutralización de partículas cargadas positivamente de dos diámetros, 2,5 y 10 nm. El parámetro representado en el eje X es la combinación sin dimensiones de los dos parámetros críticos mencionados.

En la figura se observa que para alcanzar la distribución de carga estacionaria se requiere un valor de $\beta^{+} N_{in}^2 \tau/n_{in}$ mayor a 800, y el diámetro de las partículas no parece tener ningún efecto significativo en el rango de tamaño de partícula estudiado.

La neutralización de partículas cargadas negativamente conduce al mismo resultado. Los resultados para el proceso de carga de partículas no cargadas muestran que se alcanza el estado estacionario cuando el parámetro es mayor que aproximadamente 500. Para los procesos de neutralización, este valor de 500 no cambia significativamente con el tamaño de partícula (Ibarra, Rodríguez-Maroto, et al., 2020).

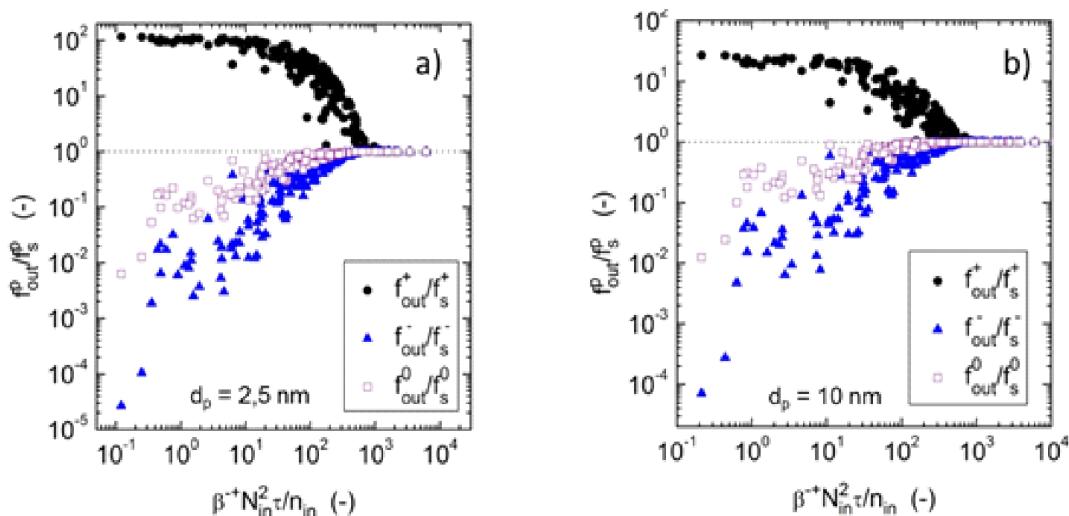


Figura 13. Distribución de carga en la salida del cargador para el proceso de (a) neutralización de partículas cargadas positivamente de diámetro 2,5 nm; (b) neutralización de partículas cargadas positivamente de diámetro 10 nm.

Estudio experimental

Se ha analizado experimentalmente el proceso de carga y neutralización de partículas con neutralizadores radiactivos exentos de regulación.

En el estudio realizado para las partículas menores a 10 nm, no llegan a la distribución de carga estacionaria en cargadores radiactivos que utilizan fuentes de baja actividad (^{241}Am en este estudio). La distribución de carga estacionaria tampoco se logra en algunos neutralizadores de mayor actividad, como es el caso de ^{85}Kr de 2 mCi.

En el estudio realizado para las partículas mayores a 10nm, no se alcanza una distribución completamente estacionaria. En los cuatro casos analizados, dos neutralizadores (^{85}Kr y Rayos X) con dos caudales de operación (0,3 y 1,0 lmin^{-1}) para el aerosol polidisperso, las mayores diferencias se encuentran a tamaños de partícula pequeños, mayor cuanto mayor es el caudal, debido a la disminución en el tiempo de residencia. De acuerdo con los resultados obtenidos para $d_p < 10 \text{ nm}$, la fracción con una única carga (negativa y positiva) es mayor al valor estacionario, mientras que la fracción de partículas neutras se encuentra en valores cercanos a la unidad. A medida que el d_p aumenta, los valores se aproximan al valor estacionario, sobre todo a caudales bajos.

En estas circunstancias, la distribución real de la carga en el aerosol debe medirse antes de utilizarlas para inferir distribuciones de tamaño de partícula a partir del análisis de movilidad eléctrica. Si esto no se hace, la inversión de datos suponiendo que el aerosol ha alcanzado el estado estacionario conduce a valores erróneos para la concentración del número de partículas.

CONCLUSIONES

El estudio del comportamiento fluidodinámico y de la dinámica de partículas en las distintas regiones que configuran los componentes de un Espectrómetro de movilidad eléctrica, ha resultado en la optimización de su funcionamiento para su aplicación en el ámbito de la medida de emisiones industriales. A través del tratamiento y análisis de esta información, ha sido posible la evaluación y optimización de la geometría del DMA modelo CIEMAT, así como la capacidad de definir condiciones y geometrías de neutralizadores de carga.

El análisis del DMA, tanto de su comportamiento fluidodinámico como de la dinámica de las partículas, se ha realizado en base a la geometría y configuración de sus entradas y salidas. Se han analizado aisladamente: la entrada de gas de arraste o *sheath*, la entrada tangencial de aerosol polidisperso y, por último, la salida de gas de exceso.

No se han observado grandes diferencias entre los perfiles de la velocidad axial obtenidos en los distintos diseños de la región de entrada del gas de *sheath*, ya que la componente axial de velocidad es la predominante frente a la componente radial, por lo que las diferencias de velocidad aportadas por la geometría del *sheath* no afectan de manera considerable sobre la trayectoria final de las partículas.

El estudio de la entrada tangencial de aerosol en su diseño original ha mostrado un comportamiento fluidodinámico no deseado. La ranura de entrada hacia la cámara de clasificación aporta al fluido una componente de velocidad radial en función del ángulo de entrada, y el tubo de descarga en la cavidad anular, provoca un vórtice en la zona de inserción del tubo, la reentrada de flujo y un retroceso de flujo de entrada en sentido antihorario.

La geometría de la región de salida del gas de exceso en su diseño original ha mostrado variaciones altas de velocidad de hasta 3,3 veces superior a la existente en toda la cámara de clasificación. Este incremento local de la velocidad en la cavidad provoca una desviación en las líneas de corriente teniendo un efecto directo sobre la clasificación de partículas.

El análisis de cada una de estas partes ha facilitado la definición de nuevas geometrías y modificaciones, dando lugar a un nuevo diseño de DMA en base al diseño original del CIEMAT, que mejora su comportamiento y evita la formación de los fenómenos fluidodinámicos observados y la desviación en la clasificación de partículas. Estos nuevos diseños han sido comparados experimentalmente, confirmando la mejora en el comportamiento del nuevo DMA.

El estudio teórico del proceso de carga y neutralización de partículas ha permitido establecer teóricamente las condiciones necesarias para alcanzar la distribución de carga estacionaria, a partir de un nuevo parámetro adimensional que engloba la relación inicial de la concentración de iones y la de partículas (N_{in}/n_{in}), y también, el tiempo de residencia del aerosol en el cargador (τ). Este parámetro ($\beta \cdot N_{in}^2 \cdot \tau/n_{in}$), debe ser mayor que aproximadamente 500 si el aerosol que entra en el cargador no está cargado, y mayor que aproximadamente 800, si todas las partículas en la entrada del cargador están cargadas de manera unipolar. Además, se ha comprobado experimentalmente que no se alcanza la distribución de carga estacionaria en los de neutralizadores radiactivos de ^{341}Am y ^{85}Kr para partículas por debajo de 10 nm, mientras que para tamaños superiores si se alcanza utilizando neutralizadores de ^{85}Kr y Rayos X.

El estudio completo demuestra el potencial del uso de modelos teóricos, tanto comerciales, en este caso el software ANSYS *Workbench*, como los desarrollados para estudios específicos, para el estudio y diseño de instrumentos basados en la movilidad eléctrica. Con ello, se ha logrado también optimizar el diseño de los diferentes componentes, para mejorar el rendimiento de los Espectrómetros de Movilidad Eléctrica. Este tipo de herramienta permite analizar la fenomenología asociada a partes específicas de los instrumentos, que en el análisis experimental podrían quedar ocultas por otro tipo de fenómenos. Además, la metodología desarrollada posibilita obtener una gran cantidad de información sobre el flujo y el comportamiento de las partículas en base a la geometría de un DMA.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] *Computational Fluid Dynamics With Ansys Fluent 14 . 5.* (2013).

- [2] de La Verpilliere, J. L., Swanson, J. J., & Boies, A. M. (2015). Unsteady bipolar diffusion charging in aerosol neutralisers: A non-dimensional approach to predict charge distribution equilibrium behaviour. *Journal of Aerosol Science*, 86, 55–68. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.03.006>
- [3] European Environmental Agency. (2019). *Air quality in Europe — 2019 report* (Issue 10).
- [4] Flagan, R. C. (1998). History of Electrical Aerosol Measurements. *Aerosol Science and Technology*, 28(4), 301–380. <https://doi.org/10.1080/02786829808965530>
- [5] Fluent Inc. (2001). Discrete Phase Models. In *ANSYS FLUENT User's Guide*.
- [6] Gopalakrishnan, R., McMurry, P. H., Hogan, C. J., & Hogan, C. J. (2015). The Bipolar Diffusion Charging of Nanoparticles: A Review and Development of Approaches for Non-Spherical Particles. *Aerosol Science and Technology*, 49(12), 1181–1194. <https://doi.org/10.1080/02786826.2015.1109053>
- [7] Ibarra, I., Rodríguez-Maroto, J., & Alonso, M. (2020). Bipolar charging and neutralization of particles below 10 nm, the conditions to reach the stationary charge distribution, and the effect of a non-stationary charge distribution on particle sizing. *Journal of Aerosol Science*, 140(November 2019), 105479. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2019.105479>
- [8] Ibarra, I., Rodriguez-Maroto, J. J., Rojas, E., & Sanz, D. (2020). Flow effects associated with the configuration of a Vienna type DMA. *European Aerosol Conference*.
- [9] Ibarra, I., Rodriguez-Maroto, J. J., Rojas, E., & Sanz, D. (2021). CFD simulations to improve the aerosol tangential inlet of a Differential Mobility Analyzer. *Journal of Aerosol Science*, 154, 105740. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105740>
- [10] Ibarra, I., Rojas, E., Rodriguez-Maroto, J. J., & Sanz, D. (2019). CFD simulation for improving the tangential aerosol inlet reliability of a Vienna-type DMA. *RICTA*.
- [11] Rojas, E., Rodriguez-Maroto, J. J., & Sanz, D. (2010). *MEDIDOR DE PARTÍCULAS SUBMICROMÉTRICAS MODELO CIEMAT* (Patent No. 1074908).
- [12] Tigges, L., Jain, A., & Schmid, H.-J. (2015). On the bipolar charge distribution used for mobility particle sizing: Theoretical considerations. *Journal of Aerosol Science*, 88, 119–134. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.05.010>
- [13] Winklmayr, W., Reischl, G. P., Lindner, A. O., & Berner, A. (1991). A new electromobility spectrometer for the measurement of aerosol size distributions in the size range from 1 to 1000 nm. *Journal of Aerosol Science*, 22(3), 289–296. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(05\)80007-2](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(05)80007-2)

DEPÓSITO DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO Y EFECTOS EN LOS ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS

RAQUEL RUIZ CHECA,

Raquel.ruizcheca@ciemat.es

RESUMEN

*Las concentraciones de nitrógeno reactivo en la atmósfera se han incrementado en el último siglo debido a la quema de combustibles fósiles y la intensificación de la agricultura y ganadería. Esto puede suponer una amenaza para los ecosistemas, ya que el depósito atmosférico de compuestos nitrogenados puede alterar el ciclo natural del nitrógeno ocasionando acidificación, eutrofización, daños directos a la vegetación, formación de ozono troposférico y partículas, y pérdida de biodiversidad. Pese a que se han adoptado políticas y acuerdos de reducción de emisiones, la contaminación atmosférica continúa siendo un problema a gran escala. En España los bosques de encina (*Quercus ilex*), representativos de los ecosistemas mediterráneos, han sido identificados como amenazados por el depósito de nitrógeno.*

Entender los procesos y estudiar los efectos del depósito de N en los ecosistemas es esencial para mejorar las políticas de reducción de emisiones y promover la conservación de los ecosistemas. Con nuestro trabajo pretendemos analizar algunos de los procesos claves asociados a los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación. Calcularemos el depósito total de N atmosférico en condiciones mediterráneas, analizaremos el ciclo del N en encinares, incluyendo procesos de interacción con el dosel y emisiones de los gases del suelo, y se propondrán cargas críticas de N para ecosistemas españoles. La información obtenida se utilizará en el marco del Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia (CLRTAP/UNECE) para proponer niveles y cargas críticas para la protección y conservación de los ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

El planeta está inmerso en un proceso de cambio global, en el que algunas de las transformaciones más importantes están relacionadas con cambios en la composición de la atmósfera generados por las actividades humanas. Desde la revolución industrial, se ha incrementado la industria, la ganadería y la agricultura intensivas, el transporte y la quema de combustibles fósiles, lo que ha ocasionado un aumento de las emisiones de compuestos químicos a la atmósfera (Tabla 1). Una vez en la atmósfera, estos compuestos pueden permanecer allí de días a décadas, participar en multitud de reacciones químicas y formar otros compuestos contaminantes secundarios y/o viajar largas distancias arrastrados por las masas de aire, para depositarse finalmente constituyendo un problema a escala mundial (Figura 1).

La presencia de estos compuestos químicos en la atmósfera va a determinar la calidad del aire y constituye lo que se conoce como contaminación atmosférica. Esta contaminación provoca efectos adversos sobre la salud humana, incrementando la mortalidad, las enfermedades respiratorias y cardiovasculares y puede afectar también al sistema nervioso y reproductivo [3]. Así mismo, la contaminación atmosférica afecta a la vegetación y los ecosistemas, mediante alteraciones en el metabolismo y crecimiento vegetal, reduciendo la biodiversidad y provocando procesos de eutrofización y acidificación [4–6].

| CONTAMINANTE | TIEMPO DE PERMANENCIA EN LA ATMÓSFERA | PRINCIPALES FUENTES DE EMISIÓN HUMANAS |
|---|---------------------------------------|--|
| Dióxido de carbono (CO ₂) | 100 a 1000 años | Quema de combustibles fósiles, cambio en el uso del suelo (por ejemplo, transformación de bosques a zonas agrícolas) |
| Metano (CH ₄) | Aproximadamente 10 años | Agricultura (producción de arroz), ganadería, gestión de residuos, producción de energía a partir de carbón, petróleo y gas, procesamiento, almacenamiento, transmisión y distribución |
| Monóxido de carbono (CO) | Días a meses | Quema de biomasa y combustibles fósiles |
| Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano (COVDM) | Días a meses | Transporte, industria, uso de disolventes y quema de biomasa |
| Óxidos de Nitrógeno (NO _x) | Horas a días | Quema de combustibles fósiles para transporte, industria, etc. |
| Amoniaco (NH ₃) | Horas | Agricultura, ganadería asociada a la excreción de los animales y la fijación industrial de nitrógeno a partir de nitrógeno molecular e hidrógeno mediante el proceso de Haber Bosch |
| Dióxido de azufre (SO ₂) | Días | Quema de combustibles fósiles, industria asociada a la fundición de metales y el transporte marítimo |
| Carbono negro (<i>Black carbon</i>) | Días a semanas | Quema de biomasa, cocina y calefacción residencial con biomasa y carbón, carbón industrial, motores diésel |
| Carbono orgánico | Días a semanas | Quema de biomasa, cocina y calefacción residencial con biomasa y carbón, carbón industrial, motores diésel |
| Aerosoles | Días a semanas | Industria, tráfico rodado, incineración de residuos urbanos y agrícolas, incendios, erosión |

Tabla 1. Contaminantes atmosféricos, tiempo de permanencia en la atmósfera y principales fuentes de emisión humanas [1,2].

Los contaminantes atmosféricos no sólo representan un problema de calidad del aire, sino que algunos de estos compuestos, como el dióxido de carbono, metano, ozono troposférico y óxidos de nitrógeno se definen como gases de efecto invernadero; es decir, gases que absorben la radiación solar e impiden que sea liberada al espacio. Este fenómeno causa un aumento de la temperatura atmosférica global provocando el cambio climático [1,2,7]. A su vez, algunos de los procesos asociados al cambio climático, como el aumento de la temperatura y la reducción de las precipitaciones, pueden favorecer la formación de contaminantes secundarios y su permanencia en la atmósfera, agravando los problemas de calidad del aire. Por lo tanto, la contaminación atmosférica y el cambio climático son dos procesos estrechamente relacionados.

Los contaminantes emitidos a la atmósfera pueden introducirse en los ecosistemas terrestres y acuáticos a través de la vía húmeda, al verse arrastrados desde la atmósfera por precipitación, niebla o nieve; o por vía seca, mediante el depósito sobre las superficies o la absorción directa por los seres vivos. Entre los contaminantes emitidos a la atmósfera, en este capítulo nos vamos a centrar en los compuestos nitrogenados, que están vinculados tanto a procesos de contaminación atmosférica como de cambio climático. Estos compuestos son, además, responsables de la formación de otros contaminantes secundarios, como partículas en suspensión y ozono troposférico.

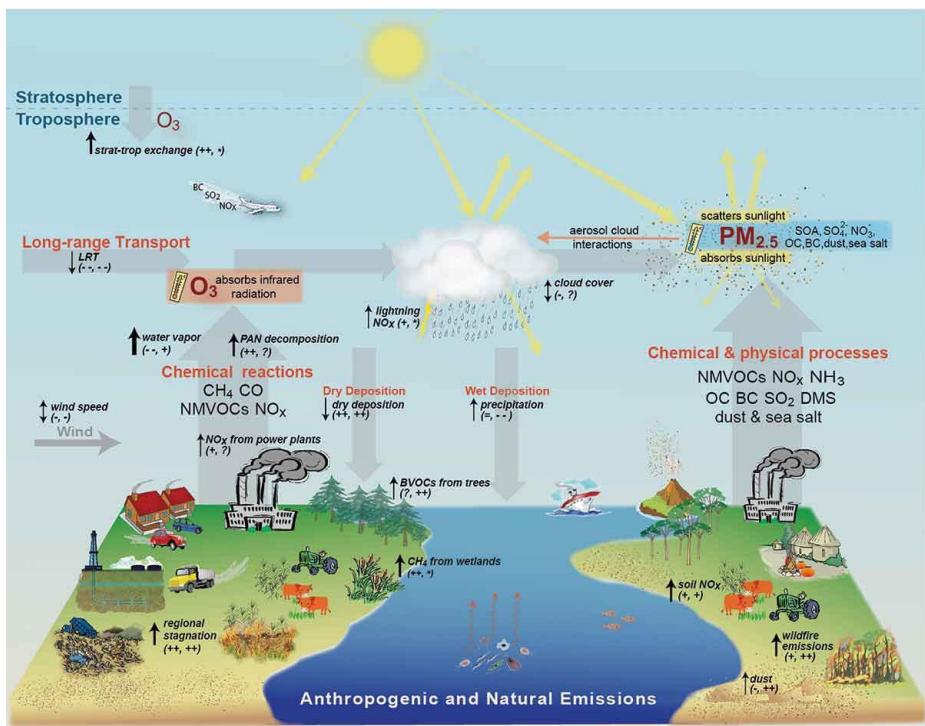


Figura 1. Relación entre la calidad del aire y el clima. La figura contiene los compuestos emitidos a la atmósfera tanto de origen natural como los emitidos por actividades humanas: CH₄, CO, COVNM, NO_x, SO₂, NH₃, CO, BC, sulfuro de dimetilo, polvo mineral y sal. El texto en naranja describe los procesos que ocurren en la atmósfera: formación, transporte y eliminación. El texto negro con flechas negras indica la sensibilidad de estos procesos al calentamiento del clima. Los símbolos entre paréntesis indican cómo responden los contaminantes secundarios (O₃, PM): ++ consistentemente positivo, + generalmente positivo, = débil o variable; - generalmente negativo, - consistentemente negativo, ? incertidumbre en el signo de la respuesta, y * la respuesta depende del cambio de los niveles de oxidante. Figura obtenida de Fiore et al. [1]

NITRÓGENO REACTIVO Y EFECTOS EN ECOSISTEMAS

El nitrógeno (N) es un compuesto esencial para la vida ya que forma parte de las proteínas y ácidos nucleicos, y de otras macromoléculas fundamentales para la actividad de animales y plantas [8]. La mayor reserva de este elemento en la Tierra se encuentra en la atmósfera en forma de N₂ molecular, constituyendo el 78 % de su volumen [9]. Pese a su abundancia, el nitrógeno atmosférico en sí es un compuesto inerte y, por lo tanto, de difícil utilización por parte de los seres vivos. No obstante, existen otras formas de nitrógeno (inorgánico y orgánico) mucho más reactivas, fácilmente utilizables por los organismos y que se denominan en su conjunto como nitrógeno reactivo (Nr). Entre los principales compuestos que forman este Nr se encuentran: amoniaco (NH₃), monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂), óxido nitroso (N₂O), amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻). Este Nr es muy móvil e interconvertible, es decir se puede transformar en distintas formas químicas con relativa facilidad, y circula a través de un complejo ciclo entre el aire, el suelo, el agua y los organismos vivos (Figura 2).

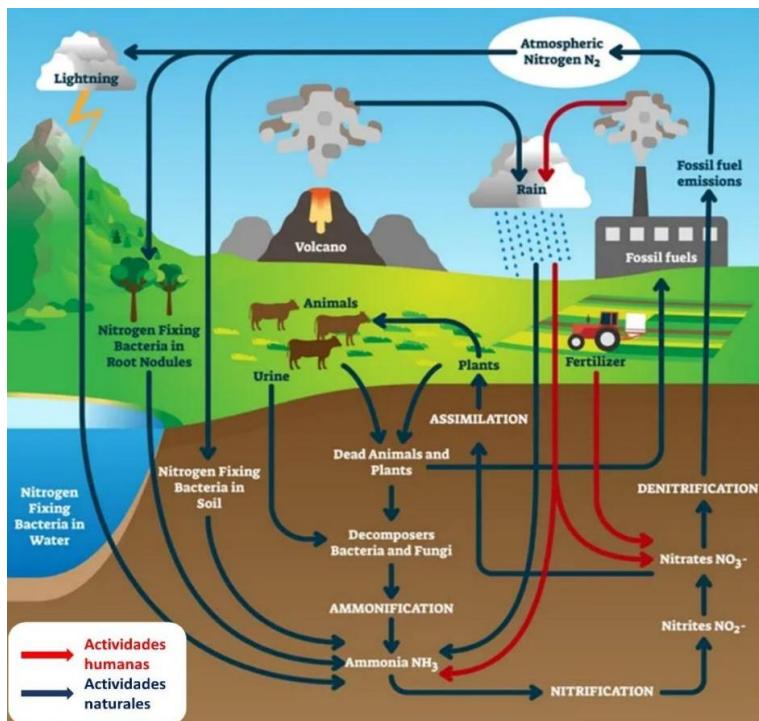


Figura 2. [Ciclo del Nitrógeno en los ecosistemas](#)

El principal mecanismo natural de entrada del N atmosférico en los ciclos biológicos es a través de la fijación de N por parte de algunos microorganismos. Estos microorganismos son capaces de romper el enlace triple del N_2 y, mediante un proceso de reducción con gran consumo de energía, formar NH_3 . Este amoniaco ya puede ser utilizado y transformado por diferentes organismos.

Sin embargo, las actividades humanas asociadas a la quema de combustibles fósiles y a la intensificación de la agricultura y la ganadería han aumentado de forma relevante las emisiones de N a la atmósfera, ocasionando un desequilibrio del ciclo del nitrógeno a escala global. Una vez emitidos a la atmósfera, los compuestos forman parte de una serie de complejas reacciones físicas y químicas hasta que son depositados en los ecosistemas terrestres y/o acuáticos a través de una vía húmeda o seca. Esta entrada en exceso de nitrógeno puede desencadenar una serie de efectos en los ecosistemas como la pérdida de biodiversidad (al favorecerse el establecimiento de unas especies frente a otras), el desequilibrio de nutrientes en las plantas (haciéndolas más vulnerables ante plagas, estrés hídrico o incendios forestales), acidificación del suelo, daños directos en la vegetación y otros efectos relacionados con procesos de eutrofización [4,10]. De hecho, el depósito de nitrógeno está reconocido como el tercer factor más importante responsable de la pérdida de biodiversidad a nivel global por detrás de los cambios en el uso del suelo y el cambio climático [11]. Además, en 2009 se definieron por parte de un grupo de 28 científicos de renombre internacional, unos límites a cambios en los principales procesos planetarios dentro de los cuales la humanidad puede continuar desarrollándose y prosperando. En este contexto se ha identificado que el incremento de los procesos industriales y agrícolas ha supuesto que el ciclo del N se haya alterado más allá de este límite de seguridad para la humanidad [12].

Por todo ello, resulta esencial el estudio y comprensión del complejo ciclo del nitrógeno en los ecosistemas, así como los efectos de su alteración debido a la contaminación atmosférica, con el fin de poder evaluar las posibles consecuencias y poder tomar acciones para asegurar la conservación de los recursos naturales.

POLÍTICAS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Para garantizar la protección y conservación de la salud humana y de los ecosistemas frente a los efectos perjudiciales de la contaminación atmosférica se han establecido una serie de acuerdos y convenios internacionales. El primer convenio internacional a este respecto se crea en 1979 con la colaboración de 32 países en el ámbito del Consejo Económico para Europa de Naciones Unidas (CEPE-ONU) y entra en vigor en 1983. Se trata del Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (CLRTAP, por sus siglas en inglés: *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*), al que nos referiremos como “Convención del Aire”. En este convenio internacional se establecen los principios generales de cooperación internacional para la reducción de la contaminación del aire y se establece un marco institucional entre investigación y política. La Convención del Aire fue ratificada por España en 1982 y cuenta actualmente con 51 miembros, entre ellos los países de la Unión Europea y la propia Unión.

Los primeros protocolos desarrollados en el ámbito de la Convención se centraron en tecnologías para reducir las emisiones de los principales contaminantes con el objetivo de conseguir unas reducciones porcentuales uniformes en todos los países. A partir de la década de los 90, los nuevos protocolos utilizaron un enfoque en el que los objetivos de reducción de contaminación atmosférica están basados en lograr objetivos de reducción de sus efectos sobre el medioambiente, la salud humana y el patrimonio histórico-cultural. El primer protocolo que utilizó este nuevo enfoque fue el Protocolo de Gotemburgo en 1999 cuyo objetivo es reducir la acidificación, eutrofización y el ozono troposférico. En él se establecieron los límites máximos de emisiones de contaminantes precursores causantes de la acidificación, eutrofización y formación de ozono troposférico: dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles y amoniaco. Para el establecimiento de los límites máximos de emisiones, el protocolo utiliza la metodología de cargas y niveles críticos. Estas cargas y niveles críticos se definen como la cantidad de depósito/concentración de uno o más contaminantes por debajo del cual no se esperan efectos adversos sobre elementos sensibles de un ecosistema, de acuerdo con el conocimiento actual [13]. Estos valores sirven para cuantificar la sensibilidad de los ecosistemas al ozono, la acidificación y eutrofización. Para el cálculo de las cargas críticas existen dos aproximaciones: mediante la modelización (cargas críticas modelizadas) o a través de medidas experimentales de efectos sobre los ecosistemas (cargas críticas empíricas). Los umbrales para los distintos contaminantes y receptores se establecen en los grupos de trabajo de la Convención en base al conocimiento científico del momento. El Protocolo de Gotemburgo se revisó y actualizó en 2012 y la versión actualizada se encuentra en vigor en España desde 2019. Las partes del Convenio se reúnen todos los años y forman un Cuerpo Ejecutivo que monitoriza el trabajo y planea futuras políticas. Los protocolos se modifican y amplían con el paso de los años,

incluyendo nuevos contaminantes según se obtienen evidencias científicas de su repercusión a efectos del Convenio.

En el caso de los compuestos nitrogenados, la Convención del Aire ha definido unos niveles críticos que regulan las concentraciones de NH₃ y NO_x para la protección de la vegetación que se encuentran actualmente en proceso de revisión (Tabla 2). Así mismo, se han definido cargas críticas empíricas de Nr para la protección de algunos ecosistemas para los que se dispone de información [14] y cargas críticas de Nr modelizadas a escala europea.

| CONTAMINANTE | VEGETACIÓN | NIVELES CRÍTICOS ($\mu\text{g m}^{-3}$) | PERÍODO DE TIEMPO |
|-----------------|---|--|-----------------------------|
| NO _x | Todo tipo de vegetación | 30 | Media anual |
| | | 75 | Media diaria |
| NH ₃ | Líquenes y briófitos | 1 | Media anual |
| | Plantas (flora terrestre de brezales, praderas y bosques) | 3 23 | Media anual Media diaria |

Tabla 2. Niveles críticos para NO_x y NH₃. Datos obtenidos de CLRTAP [13].

A nivel de la Unión Europea, también se han establecido una serie de normativas para regular y controlar la contaminación atmosférica. Las directivas relacionadas con la calidad del aire (Directivas 2004/107/CE y 2008/50/CE) actualmente en vigor, definen unos valores límites de los distintos contaminantes que no deben excederse para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos que provocan en la salud humana y el medioambiente. Para cumplir con estas directivas, los países están obligados a medir, evaluar e informar sobre las concentraciones de estos compuestos. Cuando se sobrepasen los valores límite, se deben de tomar medidas de actuación para reducir lo máximo posible el tiempo de superación de esos valores. Concretamente, la Directiva 2008/50/CE (comúnmente conocida como Directiva de Calidad del Aire) regula algunos de los principales contaminantes nitrogenados como es el NO₂ y otros contaminantes secundarios derivados de los contaminantes nitrogenados como es el ozono troposférico y el material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5}).

Además, existe otra directiva europea para regular la contaminación atmosférica: la Directiva sobre Techos Nacionales de Emisión (Directiva 2016/2284/UE). En esta Directiva se establecen unos objetivos nacionales de reducción de emisiones de los contaminantes atmosféricos transfronterizos más importantes: dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM), amoníaco (NH₃) y material particulado (PM). Esta Directiva incorpora los compromisos adquiridos por la Unión Europea al ratificar el Protocolo de Gotemburgo de la Convención del Aire, incluida su metodología de cargas y niveles críticos. Estos objetivos se revisan periódicamente y los países tienen la obligación de elaborar programas nacionales de control de la contaminación atmosférica para cumplir con los compromisos de reducción.

Junto con estas Directivas generales, se han definido otras normas adicionales sobre las emisiones permitidas para algunas de las principales fuentes de contaminación relacionadas con los sectores

del transporte, la energía y la industria. Para ello, se dispone de regulaciones específicas para las emisiones industriales, las emisiones de las centrales eléctricas, las emisiones de vehículos y de los combustibles para el transporte, y sobre la eficiencia energética de los productos.

Todas estas políticas han conseguido que las emisiones en la Unión Europea hayan disminuido desde 1990 hasta la actualidad para los contaminantes recogidos en estas directivas. La mayor reducción de las emisiones se ha registrado para el dióxido de azufre (SO_2) y el monóxido de carbono (CO) con una reducción del 92 % y 68 % respectivamente desde 1990 (Figura 3). Para el resto de los contaminantes medidos, las reducciones están entre el 25-50 %. En el caso del material particulado (PM), este contaminante se incorporó en los protocolos a partir de 1999, por lo que la gráfica recoge información sólo para el período desde 2000 hasta 2019 (Figura 4). Toda esta información es de dominio público y puede ser consultada en la web del EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme*) de la Convención del Aire.

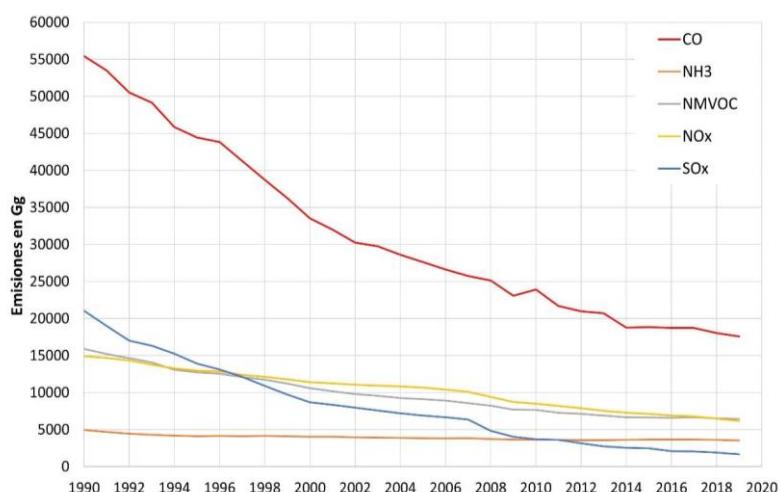


Figura 3. Evolución temporal de la emisión de los contaminantes CO, NH₃, COVNM, NOx y SO₂ desde 1990 a 2019 en la Unión Europea. Los datos han sido obtenidos del [EMEP](#).

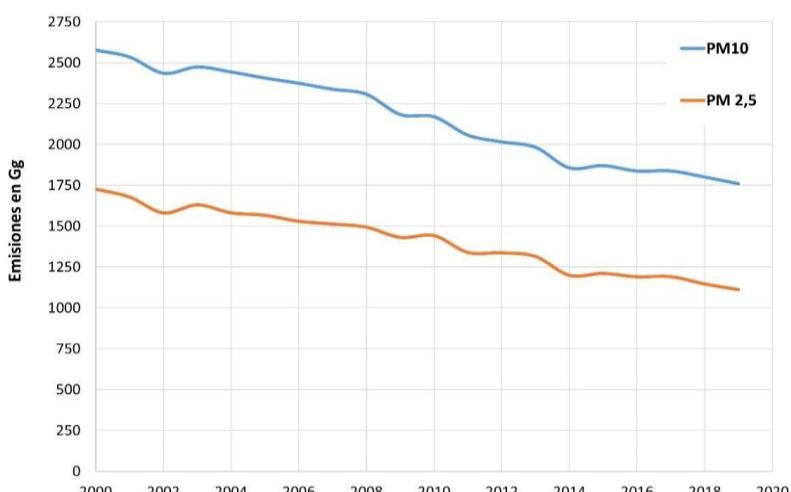


Figura 4. Evolución temporal de las emisiones de material particulado menor de 10 y 2,5 μm durante el período 2000 a 2019 en la Unión Europea. Los datos han sido obtenidos del [EMEP](#).

EMISIONES Y DEPÓSITO DE N EN ESPAÑA

En el caso de España, las emisiones de la mayoría de los contaminantes han disminuido siguiendo la misma tendencia observada en Europa, salvo para el amoniaco, que en los últimos años ha experimentado un ligero aumento del 4 % (Figura 5). La mayor reducción de las emisiones se ha producido para el SO₂ y el CO con una disminución del 94 % y 65 %, respectivamente, desde 1990 a 2020 (Figura 5). Para el resto de los compuestos la reducción varía entre el 30 y el 50 % (Figura 5 y Figura 6).

En cuanto a la concentración de NO₂ que se encuentra regulada por la Directiva de Calidad del Aire, los informes de Calidad del Aire de España preparados por MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) indican que en 2019 (último año pre-pandemia) se superaron los valores límites anuales establecidos para salud humana en el área de Barcelona, la ciudad de Madrid y en Granada y Área Metropolitana (Figura 7). Sin embargo, los niveles críticos de NO_x para la protección de la vegetación no se superaron en ninguna región. [15]

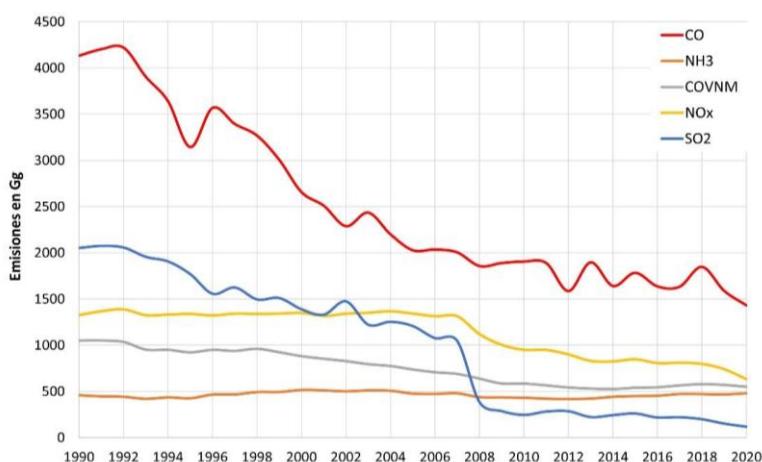


Figura 5. Evolución temporal de la emisión de los contaminantes CO, NH₃, COVNM, NOx y SO₂ desde 1990 a 2020 en España. Los datos han sido obtenidos del EMEP.

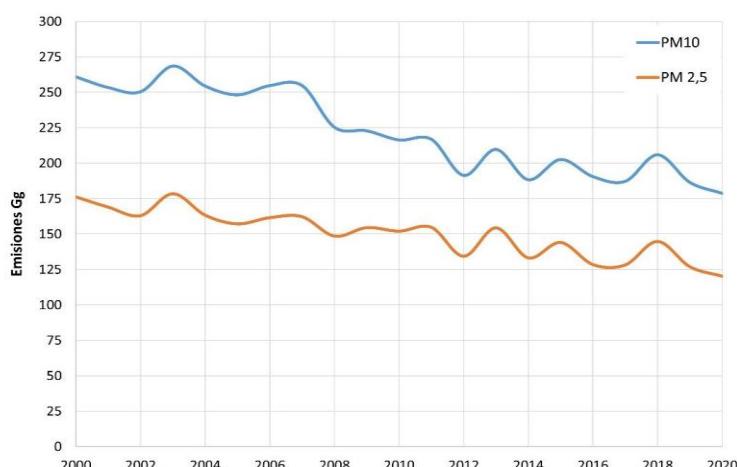


Figura 6. Evolución temporal de las emisiones de material particulado menor de 10 y 2,5 μm durante el periodo 2000 a 2020 en España. Los datos han sido obtenidos del EMEP.



Figura 7. Mapa de superación de los valores límites anuales para el NO₂ en 2019 en España. Mapa elaborado por MITECO y publicado en el Informe anual de Calidad del Aire en España 2019 [15].

Si nos centramos en el depósito atmosférico de N en España y cómo se distribuye espacialmente por la península, se pueden observar variaciones regionales. Los valores más altos de depósito Nr total (depósito seco + depósito húmedo), se localizan de forma general en la costa norte y noreste de la península, la costa valenciana y en el estrecho de Gibraltar (Figura 8). Esto se debe principalmente a tres factores: la distribución de la precipitación, las emisiones regionales y el aporte de contaminación transfronteriza. Por esa razón, el mayor depósito se registra en zonas con altas precipitaciones, altamente pobladas e industrializadas como la región de Barcelona y la costa Cantábrica, y que además reciben contaminación de otros países [16]. En lo referente a esta contaminación transfronteriza, se ha analizado que en el norte de España la contaminación transfronteriza puede aportar entre un 60-70 % de la contaminación en algunos lugares [17]. Esto hace que sea tan importante establecer acuerdos y políticas internacionales de reducción de las emisiones, ya que no se trata de un problema a escala local. Por otro lado, los altos valores de depósito en la región de Gibraltar, se deben principalmente a las emisiones del transporte marítimo en la zona el cual no se encuentra muy regulado. Si se estudia por separado la contribución del depósito seco y depósito húmedo (Figura 8) al depósito total, se aprecia una mayor contribución del depósito seco en la mayor parte del territorio. Esto se debe principalmente al clima mediterráneo en el que se dan largos periodos sin lluvias. Además, podemos ver como el depósito húmedo se concentra en la zona norte peninsular, donde la precipitación es más abundante.

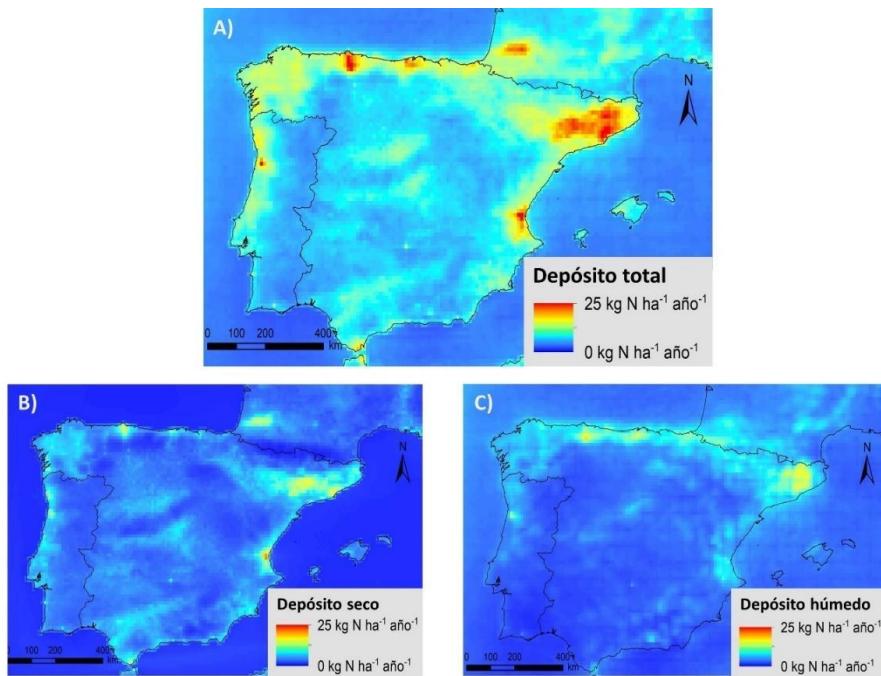


Figura 8. Mapas de depósito de nitrógeno para la Península Ibérica para el 2016 realizado por CIEMAT (Marta G. Vivanco) con el modelo de calidad del aire CHIMERE dentro del proyecto RETOS-Aire (RTI2018-099138-B-I00). El mapa A muestra el depósito total de N (depósito seco + depósito húmedo); los mapas B y C muestran el depósito seco y húmedo respectivamente.

EVIDENCIAS DE EFECTOS DE N EN ECOSISTEMAS ESPAÑOLES

Aunque todavía no existe mucha información disponible, ya se han detectado evidencias del efecto del depósito de Nr atmosférico sobre los ecosistemas españoles. A través del estudio de las especies de plantas, musgos y líquenes recolectadas en herbarios durante las últimas décadas, se ha observado un aumento de las especies nitrófilas; es decir, especies que habitan en medios ricos en nitrógeno [18]. También ha aumentado el contenido de nitrógeno en los tejidos de los musgos durante el siglo XX [19]. Por otro lado, en las cuencas de cabecera del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurice en Pirineos, se ha observado un aumento de la entrada de Nr desde las praderas perennes a los ecosistemas acuáticos relacionada con el aumento de depósito de nitrógeno en la región [20]. También se han descrito efectos como la reducción del crecimiento de las raíces finas y un desequilibrio nutricional con la consecuente reducción de la eficiencia fotosintética en los bosques de montaña de *Abies pinsapo* a lo largo de un gradiente con distinta concentración de Nr, en el Parque Natural de la Sierra de Grazalema [21].

Toda esta serie de evidencias de efectos del depósito de Nr sobre ecosistemas en España llevó a la realización de un estudio por parte de CIEMAT para realizar un análisis de riesgo de daños por depósito de Nr, centrándose en los hábitats incluidos dentro de la red Natura 2000 española. La red Natura 2000 es la red europea de áreas para la conservación de la biodiversidad. Utilizando la aproximación de Cargas Críticas (CC) empíricas desarrolladas por la Convención del Aire para los diferentes ecosistemas, y los datos de depósito de nitrógeno modelizados, se localizaron los hábitats susceptibles de sufrir efectos adversos por el depósito de nitrógeno. Aunque en ese momento

todavía no había CC empíricas definidas específicamente para la mayoría de los hábitats españoles, se utilizaron los valores recogidos de la bibliografía de aquellos hábitats más próximos por tipo de vegetación y condiciones ambientales.

Las regiones que superaban las CC se localizaron principalmente en regiones con alto depósito de N y con hábitats altamente sensibles. Entre estos hábitats se encontraban las praderas naturales y prados húmedos, algunos bosques de montaña y brezales mediterráneos (Figura 9). Más concretamente, los ecosistemas amenazados incluyeron las praderas silíceas pirenaicas de *Festuca eskia*, con una superficie amenazada de entre el 79-100 %, y los bosques de *Pinus uncinata*, *Abies pinsapo* o los brezales oromediterráneos. También entre los ecosistemas sensibles se encontraban los bosques esclerófilos mediterráneos, ecosistemas representativos de las cuencas mediterráneas, que incluye los bosques de encinas [17]. Por lo tanto, las zonas que presentan una mayor amenaza son los ecosistemas ubicados en el norte y noreste de España, particularmente en la cordillera pirenaica y en otras regiones montañosas localizadas al norte de Madrid, en la costa oriental y la cordillera cantábrica, así como en las zonas cercanas al Estrecho de Gibraltar. Esta primera aproximación para localizar zonas vulnerables coincide con las evidencias recogidas sobre efectos de depósito de nitrógeno en ecosistemas.

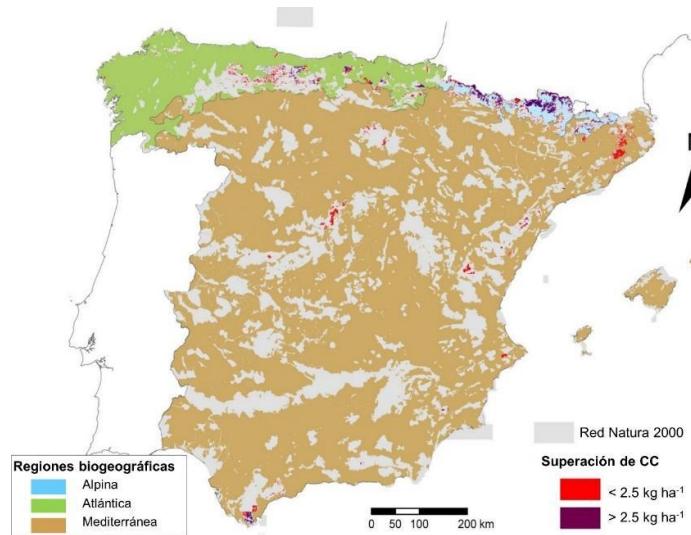


Figura 9. Superaciones de las cargas críticas empíricas dentro de la Red Natura 2000 en España (excluyendo las Islas Canarias), según CC de Bobbink y Hettelingh [22] y depósito de N atmosférico estimado con CHIMERE. Fuente: García-Gómez et al. [23].

En la última década han aumentado los estudios sobre los efectos del depósito de Nr atmosférico en ecosistemas españoles. Se ha encontrado que el contenido en nutrientes de las hojas de los árboles está relacionado con el depósito atmosférico de Nr [24]. También se ha descrito que el depósito de Nr a lo largo de un gradiente en ecosistemas semiáridos provoca acidificación del suelo y afecta a la estructura y funcionamiento de las comunidades de microorganismos del suelo, alterando la costra biológica [25]. Estos resultados se han corroborado con experimentos de fertilización en matorrales esclerófilos, donde también se observaron cambios en la cobertura de algunas especies de plantas y líquenes [26,27]. De forma similar, un mayor aporte de N en encinares

adehesados mediante fertilización provoca cambios en las comunidades de microorganismo y de la microfauna del suelo [28] y afecta a la abundancia de diferentes especies herbáceas, modificando la arquitectura y la bioquímica de la comunidad [29–31]. Estos efectos se traducen en alteraciones de los ciclos de materia y energía en el ecosistema, observándose unas mayores tasas de evapotranspiración y consumo de agua [29].

EL PROYECTO EDEN-MED

Tras identificar los bosques y dehesas de encinas (*Quercus ilex*) como ecosistemas susceptibles de sufrir efectos por el depósito de Nr, y al tratarse de un ecosistema representativo y muy característico de la región mediterránea, se planteó un proyecto para caracterizar y cuantificar el depósito de Nr atmosférico y evaluar sus efectos en estos ecosistemas. A través del proyecto EDEN-MED (Efectos del DEpósito de Nitrógeno atmosférico en ecosistemas MEDiterráneos) se está realizando una monitorización intensiva anual del depósito de nitrógeno atmosférico en tres encinares cercanos a grandes núcleos de población, Madrid, Pamplona y Barcelona (Figura 10). En este contexto, los bosques localizados cerca de núcleos de población resultan idóneos porque reciben un importante aporte de compuestos nitrogenados emitidos desde la ciudad, por lo que están expuestos a unos mayores niveles de contaminación. Los resultados obtenidos en estos bosques periurbanos se pueden complementar con los obtenidos utilizando una metodología similar en la red de la Convención del Aire para el Seguimiento del Estado de Salud de los Bosques ([ICP Forests](#)). Los bosques incluidos en esta red se encuentran en entornos generalmente menos contaminados, por lo que combinando ambas fuentes de información se puede lograr un gradiente de exposiciones necesario para evaluar los efectos en el funcionamiento del ecosistema. Además, el uso de bosques periurbanos en este tipo de estudios permite evaluar su papel en la mejora de la calidad del aire. La vegetación urbana y periurbana, al ofrecer una mayor superficie de captación y una complejidad estructural, es capaz de atrapar una mayor cantidad de contaminantes y por lo tanto disminuir la contaminación atmosférica.

Los objetivos clave del proyecto son estudiar las vías de entrada de nitrógeno (depósito atmosférico húmedo y seco), cuantificar la absorción de contaminantes por parte del dosel arbóreo, estudiar las transformaciones químicas que ocurren en el dosel por parte de las comunidades bacterianas (nitrificación) y cuantificar las pérdidas de contaminantes a través del suelo mediante la emisión de gases y lixiviado (lavado) de compuesto nitrogenados. El proyecto se complementa con otros objetivos que permiten completar el ciclo del N en el ecosistema como es cuantificar el contenido de nutrientes en hojas y hojarasca y caracterizar la actividad fisiológica del arbolado de forma estacional. El CIEMAT se encarga de monitorizar el encinar cercano a Madrid, mientras que la Universidad de Navarra y el CREAF se encargan de monitorizar los encinares cercanos a Pamplona y Barcelona, respectivamente.

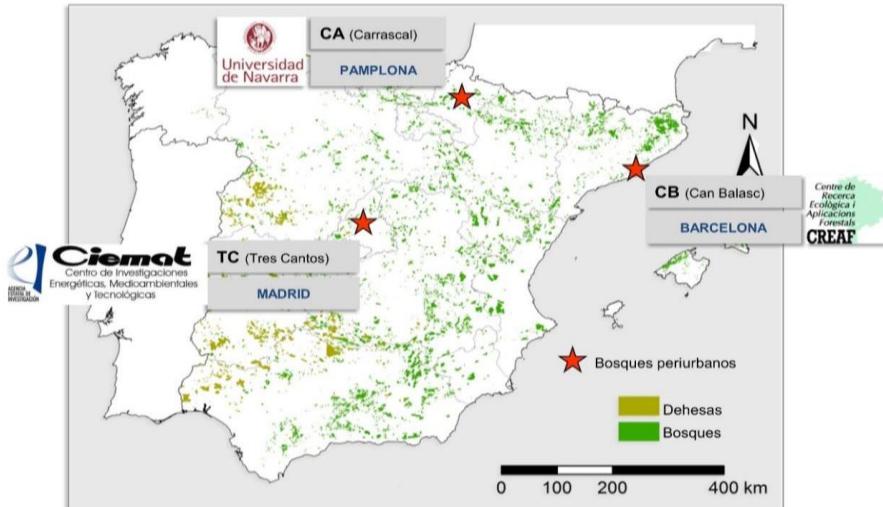


Figura 10. Localización de las parcelas de monitorización de depósito de Nr en el proyecto EDEN-med.

Para cuantificar el depósito de Nr anual, se han instalado unos colectores de agua de lluvia en campo abierto y bajo dosel arbóreo, como se muestran en la Figura 11. Estos sistemas permiten recoger muestras tras el lavado de contaminantes en la atmósfera después de un periodo de lluvia y permiten cuantificar el depósito húmedo. La muestra queda almacenada en una botella que se recoge tras la finalización del evento y posteriormente se analiza químicamente para conocer las concentraciones de los diferentes compuestos contaminantes. La muestra recogida bajo el dosel arbóreo (trascolación o *throughfall* en inglés) está formada tanto por los contaminantes lavados de la atmósfera como los que estaban depositados en la superficie de las hojas y se han lavado con la lluvia. En el caso de la muestra recogida en campo abierto (*bulk* en inglés), la muestra contiene fundamentalmente los contaminantes lavados de la atmósfera. Los contaminantes disueltos en el agua de lluvia entran al suelo y pueden ser utilizados por las plantas y/o microorganismos o atravesar las distintas capas del suelo hasta llegar a acuíferos o ríos y, en algunos casos, contaminarlos. La utilización de estos compuestos por parte de las plantas y microorganismos dependerá de la época del año y de las condiciones meteorológicas. En un contexto de clima mediterráneo, las plantas y microorganismos suelen reducir su actividad durante el verano cuando las altas temperaturas y la ausencia de precipitaciones hacen que reduzcan su actividad para sobrevivir frente a estas condiciones tan adversas. Además, durante el verano, debido a la escasez de precipitaciones, se produce una mayor acumulación de material depositado sobre las superficies. Con las primeras lluvias de otoño, tras largos periodos sin precipitaciones, se produce un pico de entrada de nitrógeno al suelo que no puede ser utilizado por los microorganismos o las plantas debido a que aún se encuentran recuperándose de su periodo de estrés y baja actividad, por lo que los compuestos nitrogenados suelen lixiviarse a través del suelo o emitirse en forma de gases de efecto invernadero. Este fenómeno se conoce como asincronía entre la disponibilidad de nitrógeno en el medio y la capacidad de ser utilizado por los organismos vivos. Por otro lado, también es importante conocer las formas de nitrógeno que entran al sistema ya que el amonio (NH_4^+) es más fácilmente utilizable por los organismos por sus cualidades químicas en comparación con el nitrato (NO_3^-).

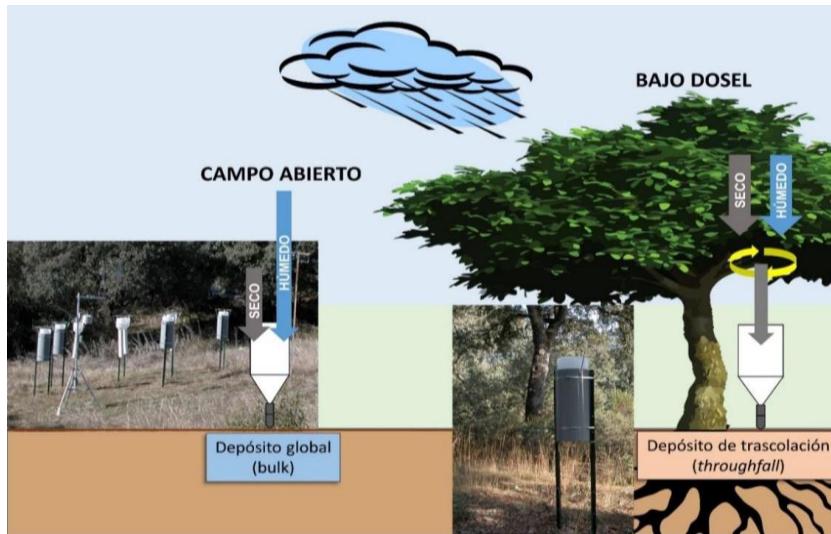


Figura 11. Esquema representativo de la recogida de muestras para el cálculo del depósito húmedo de Nr. A la izquierda se muestra una imagen de los colectores situados en campo abierto y a la derecha los colectores situados bajo dosel.

La cuantificación del depósito seco es más compleja y no existen todavía métodos estandarizados. En este proyecto se están realizando estudios para mejorar la estimación del depósito seco en ecosistemas mediterráneos, ya que representa una parte importante del depósito total de Nr. La metodología que se está desarrollando consiste en combinar la exposición de ramas de forma estacional durante períodos sin lluvia que recojan el material que pueda depositarse, con la cuantificación de la conductancia estomática que permite estimar la absorción de gases por parte del dosel arbóreo. Para la exposición y lavado de ramas se seleccionan ramas de diferentes árboles, unas se marcan y otras se cortan. Ambos tipos de ramas se lavan para eliminar el depósito previo y se dejan expuestas en campo durante un período sin lluvias (Figura 12). Después de este período se recogen, se lavan y se analiza la disolución recogida del lavado para estimar el depósito seco en función de la concentración de los compuestos y la superficie y tiempo de exposición. En esta metodología se usan tanto las ramas vivas como las ramas cortadas y posteriormente liofilizadas ("muertas") para poder estimar la retención de contaminantes por los árboles, ya que las ramas vivas presentan unas condiciones de humedad por transpiración y actividad fisiológica que ofrecen unas condiciones ambientales para el depósito, distintas al de las ramas muertas. La comparación del depósito entre ambos tipos de ramas permite analizar la influencia de la actividad fisiológica de la planta en el proceso de depósito seco. Para la cuantificación de la absorción de gases por parte del dosel arbóreo se realizan campañas estacionales de medida de intercambio gaseoso en los distintos tipos de edad de las hojas (Figura 12). Simultáneamente, también se toman medidas en continuo de la concentración atmosférica de contaminantes, tanto gaseosos como particulados, mediante el uso de monitores activos, y de las condiciones meteorológicas y de disponibilidad de agua en el suelo. Combinando todos estos resultados se puede hacer la estimación del depósito seco de compuestos nitrogenados atmosféricos.



Figura 12. En la imagen de la izquierda se muestra la medición del depósito seco mediante la utilización de ramas liofilizadas colocadas en el poste y ramas naturales. En la imagen de la derecha se muestra las mediciones de intercambio gaseoso de las encinas mediante el uso de un equipo portátil de fotosíntesis tipo LI-COR 6400.

Una parte importante del ciclo del N poco conocida son los procesos que ocurren a nivel de dosel. El Nr depositado sobre las copas de los árboles puede ser directamente absorbido por las plantas o puede ser transformado biológicamente por las comunidades de microorganismos que se encuentran sobre las superficies de las hojas. Para estimar el Nr absorbido por las plantas y su preferencia por las formas oxidadas o reducidas, se ha realizado un experimento de fertilización de ramas con amonio y nitrato marcados isotópicamente estacionalmente (Figura 13). Cada compuesto tiene marcado el nitrógeno, es decir emite una señal isotópica que se puede analizar y rastrear para así cuantificar la tasa de absorción de cada uno de los compuestos. A su vez, se han realizado medidas de la actividad de la planta para poder comprobar si existe una relación entre la actividad fisiológica y la capacidad para absorber contaminantes. Esto permitirá discernir las preferencias de esta especie y permitirá mejorar la estimación de la cantidad de contaminantes atmosféricos nitrogenados que es retenida anualmente por estos bosques periurbanos.



Figura 13. Experimento de fertilización con nitrógeno marcado. La imagen de la izquierda muestra el lavado de las ramas previo al experimento para eliminar el depósito seco. La imagen central muestra la aplicación de la disolución con nitrógeno marcado y la imagen de la derecha la recogida de la rama al finalizar el experimento para el análisis isotópico.

Por otro lado, no solo es importante conocer la tasa de absorción por parte de los árboles, sino también comprender y estimar las transformaciones que se están dando en el dosel arbóreo. La superficie de las hojas constituye un hábitat conocido como filosfera formada por un gran número de microorganismos que incluyen bacterias, protozoos, algas, levaduras y hongos. Identificar las actividades que realizan estos microorganismos resulta crucial para entender el funcionamiento de los ecosistemas, particularmente en los bosques donde el dosel arbóreo juega un papel importante. En relación con el ciclo del nitrógeno, se están llevando a cabo estudios para identificar y evaluar los procesos en los que participan estos microorganismos, ya sea a través de la fijación de N atmosférico o de la transformación de los compuestos atmosféricos depositados mediante la nitrificación. Para ello se están secuenciando los microorganismos que conforman estas comunidades, identificando los implicados en el ciclo del nitrógeno y calculando su abundancia y su variabilidad anual. Además, se está utilizando la señal isotópica del nitrógeno y del oxígeno de los compuestos nitrogenados (nitrato y amonio) recogidos en el depósito húmedo para cuantificar los procesos de nitrificación que realiza la filosfera y su variación a lo largo del año.

Otro de los procesos menos conocidos del ciclo del nitrógeno en los ecosistemas mediterráneos son las salidas en forma de lixiviados o por emisión de gases desde el suelo. Para cuantificar y caracterizar estos procesos, se está midiendo la entrada del nitrógeno al suelo a través de la lluvia y del desfronde de los árboles y la salida a través del lixiviado de agua del suelo o emisión de gases de suelo. La entrada del N a través de la lluvia se cuantifica mediante la medida del depósito húmedo (*bulk* y *throughfall*). También se está recogiendo mensualmente el desfronde de los árboles para analizar el contenido en N de las hojas. Las hojas al caer al suelo, se descomponen y liberan sus nutrientes al suelo o son utilizados por otros organismos, por lo que suponen otra entrada de N al sistema. Los compuestos nitrogenados depositados y no capturados por la vegetación y/o los microorganismos pueden lavarse y perderse como lixiviado. Para cuantificar este proceso se toman muestras de agua de suelo a diferentes profundidades tras los eventos de lluvia y se analizan químicamente.

Por último, para estimar la emisión de gases a la atmósfera, se están tomando medidas mensuales de la emisión de gases de N_2O , CH_4 y CO_2 . Las medidas se realizan mediante la colocación en el suelo de una cámara estanca y tomando tres medidas de gases mensualmente a tiempo 0, 30 min y 60 min (Figura 14). También hay que señalar que estos gases están considerados como gases de efecto invernadero, y por lo tanto contribuyen al cambio climático. Todos estos resultados permiten cuantificar y completar el ciclo del N que ocurre en estos ecosistemas y cómo puede verse modificado por las condiciones meteorológicas o de vigor de las plantas.



Figura 14. Medición de emisión de gases de suelo.

CONCLUSIÓN

Los resultados del proyecto permitirán completar el ciclo del N en encinares mediterráneos, incluyendo procesos poco estudiados como las interacciones con el dosel, la actividad de las comunidades microbianas que conforman la filosfera y la absorción foliar. Los resultados permitirán además cuantificar los beneficios que representan los bosques periurbanos para la mejora de la calidad del aire. La información obtenida será utilizada en el marco de la Convención del Aire para la estimación del depósito atmosférico en condiciones mediterráneas y para proponer niveles y cargas críticas para la protección y conservación de los bosques esclerófilos de hoja ancha. Por último, con los resultados obtenidos en los diferentes encinares, y en combinación con la información obtenida en las parcelas de encinar del ICP-Forest, se pretende estimar para los encinares mediterráneos su carga crítica (CC) para nitrógeno; es decir, la estimación del depósito máximo de nitrógeno atmosférico cuyo valor no debe excederse para garantizar la ausencia de efectos negativos en este tipo de ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Este tipo de estudios solo pueden desarrollarse gracias a la participación y colaboración de múltiples investigadores e instituciones. Este estudio ha recibido financiación de los proyectos FEDER/MICIU-AEI EDEN-Med (CGL2017-84687-C2-1-R) y Retos-AIRE (RTI2018-099138-B-I00); E.G. Cargas y Niveles Críticos, MITECO; ERA-Net COFUND BioDiv-Support (PCI2018-093149/AEI). Queremos expresar un especial agradecimiento a Marta G. Vivanco y a la Unidad de Modelización de la Contaminación Atmosférica del CIEMAT; Laura Sánchez y Sonia García de ETSIA de la UPM; Rossella Guerrieri de la Universidad de Bolonia; David Elustondo de la Universidad de Navarra; Anna Àvila del CREAF; Vicent Calatayud de CEAM; Miguel Sánchez, M^a Ángeles Clavero, Manuel Fernández y a la División de Química del CIEMAT; Unidad de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica. También queremos reconocer la importante labor de gestión realizada por Santiago Gascó, Elvira Tejedor, M^a Dolores Gómez y Guillermo Vidal.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Fiore AM, Naik V, Leibensperger EM. Air quality and climate connections. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 2015; 65(6): 645-685.
- [2] Von Schneidemesser E, Monks PS, Allan JD, Bruhwiler L, Forster P, Fowler D, Lauer A, Morgan WT, Paasonen P, Righi M, Sindelarova K, Sutton M. Chemistry and the Linkages between Air Quality and Climate Change. *Chem. Rev.* 2015; 115(10): 3856-3897.
- [3] Manosalidis I, Stavropoulou E, Stavropoulos A, Bezirtzoglou E. Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Front. Public Health*. 2020; 14.
- [4] Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P. The European nitrogen assessment sources, effects and policy perspectives. Cambridge University Press. 2011.
- [5] Grulke NE, Heath RL. Ozone effects on plants in natural ecosystems. *Plant Biology*. 2020; 22: 12-37.
- [6] Barker JR, Tingey DT. Air pollution effects on biodiversity. Springer Science & Business Media. 2012.
- [7] Jacob DJ, Winner DA. Effect of climate change on air quality. *Atmos Environ*. 2009; 43(1): 51-63.
- [8] Hawkesford M, Horst W, Kichey T, Lambers H, Schjoerring J, Møller IS, White P. Functions of Macronutrients. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants: Tercera Edición*. 2012; 1: 135-189.
- [9] Rothschild L, Lister A. Evolution on Planet Earth: impact of the physical environment. Environment. Academic Press, London, Reino Unido. 2003.
- [10] Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erisman JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, De Vries W. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological applications*. 2010; 20(1):30-59.
- [11] Sala OE, Stuart F, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*. 2000; 287 (5459): 1770-1774.
- [12] Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, Van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA. A safe operating space for humanity. *Nature*. 2009; 461(7263): 472-475

- [13] CLRTAP. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Umwelbundesamt, Berlin. 2004
- [14] Bobbink R, Loran C, Tomassen H. Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. On behalf of the German Environment Agency. 2022. Versión preliminar.
- [15] MITECO 2020. Evaluación de la calidad del aire en España 2019.
- [16] García-Gómez H, González-Fernández I, Vivanco MG, Calvete-Sogo H, Bermejo-Bermejo V, Valiño F, Rábago I, Alonso R. Depósito atmosférico de nitrógeno en España y evaluación del riesgo de efectos en los hábitats terrestres de la Red de Parques Nacionales. Ecosistemas. 2017; 26(1):55-65.
- [17] García-Gómez H, Garrido JL, Vivanco MG, Lassaletta L, Rábago I, Àvila A, Tsyró S, Sánchez G, González A, González-Fernández I, Alonso R. Nitrogen deposition in Spain: Modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. Science of the Total Environment. 2014; 485(1):450-460.
- [18] Hicks WK, Whitfield CP, Bealey WJ, Sutton MA. Nitrogen deposition and Natura 2000: science and practice in determining environmental impacts. COST729/ Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, published by COST. 2011.
- [19] Peñuelas J, Filella I. Herbaria century record of increasing eutrophication in Spanish terrestrial ecosystems. Glob Chang Biol. 2001; 7(4): 427-433.
- [20] Camarero L, Aniz M. El sistema de seguimiento de las aguas en el nodo LTER-Aigüestortes: tendencias e indicadores de los impactos de la deposición atmosférica de N y S. Ecosistemas. 2010; 19(2): 24-41.
- [21] Blanes MC, Viñegla B, Merino J, Carreira JA. Nutritional status of *Abies pinsapo* forests along a nitrogen deposition gradient: Do C/N/P stoichiometric shifts modify photosynthetic nutrient use efficiency? Oecologia. 2013; 171(4):797-808.
- [22] Bobbink R, Hettelingh JP. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Bilhoven, Holanda; 2011.
- [23] García-Gómez H, Calvete-Sogo H, González-Fernández I, Rábago I, Bermejo V, Valiño F, Sanz J, Elvira S, Alonso R. Atmospheric Nitrogen Deposition in Spain: Emission and Deposition Trends, Critical Load Exceedances and Effects on Terrestrial Ecosystems. Just Enough Nitrogen. Springer; 2020. p. 319-328.
- [24] Sardans J, Alonso R, Janssens IA, Carnicer J, Veresoglou S, Rillig MC, Fernández-Martínez M, Sanders T, Peñuelas J. Foliar and soil concentrations and stoichiometry of nitrogen and

phosphorous across European *Pinus sylvestris* forests: Relationships with climate, N deposition and tree growth. *Funct Ecol.* 2016; 30(5):676-689.

- [25] Ochoa-Hueso R, Delgado-Baquerizo M, Gallardo A, Bowker MA, Maestre FT. Climatic conditions, soil fertility and atmospheric nitrogen deposition largely determine the structure and functioning of microbial communities in biocrust-dominated Mediterranean drylands. *Plant Soil.* 2016; 399(1):271-282.
- [26] Ochoa-Hueso R, Arróniz-Crespo M, Bowker MA, Maestre FT, Pérez-Corona ME, Theobald MR, Vivanco MG, Manrique E. Biogeochemical indicators of elevated nitrogen deposition in semiarid Mediterranean ecosystems. *Environ Monit Assess.* 2014; 186(9):5831-5842.
- [27] Ochoa-Hueso R, Munzi S, Alonso R, Arróniz-Crespo M, Avila A, Bermejo V, Bobbink R, Branquinho C, Concostrina-Zubiri L, Cruz C, Cruz de Carvalho R, De Marco A, Días T, Elustondo D, elvira S, Estébanez B, Fusaro L, Generosa G, Izquierdo-Rojano S, Lo Cascio M, Marzuoli R, Matos P, Mereu S, Merino J, Morillas L Nunes A, Paoletti E, Paoli L, Pinho P, Rogers IB, Santos A, Sicard P, Stevens CJ, Theobald MR. Ecological impacts of atmospheric pollution and interactions with climate change in terrestrial ecosystems of the Mediterranean Basin: Current research and future directions. *Environmental Pollution.* 2017; 227: 194-206.
- [28] Peguero G, Folch E, Liu L, Ogaya R, Peñuelas J. Divergent effects of drought and nitrogen deposition on microbial and arthropod soil communities in a Mediterranean forest. *Eur J Soil Biol.* 2021; 103.
- [29] Luo Y, El-Madany T, Ma X, Nair R, Jung M, Weber U, Filippa G, Bucher SF, Moreno G, Cremonese E, Carrara A, Gonzalez-Cascon R, Cáceres Escudero Y, Galvagno M, Pacheco-Labrador J, Martín MP, Perez-Priego O, Reichstein M, Richardson D, Menzel A, Römermann C, Migliavacca M. Nutrients and water availability constrain the seasonality of vegetation activity in a Mediterranean ecosystem. *Glob Chang Biol.* 2020; 26(8):4379-4400.
- [30] Martini D, Pacheco-Labrador J, Perez-Priego O, van der Tol C, El-Madany TS, Julitta T, Rossini M, Reichstein M, Christiansen R, Rascher U, Moreno G, Martín MP, Yang P, Carrara A, Guan J, González-Cascón R, Migliavacca M. Nitrogen and phosphorus effect on sun-induced fluorescence and gross primary productivity in mediterranean grassland. *Remote Sens (Basel).* 2019; 11(21).
- [31] Migliavacca M, Perez-Priego O, Rossini M, El-Madany TS, Moreno G, van der Tol C, Rascher U, Berninger A, Bessenbacher V, Burkart A, Carrara A, Fava F, Guan JH, Hammer TW, Henkel K, Juarez-Alcalde E, Julitta T, Kolle O, Martín MP, Musavi T, Pacheco-Labrador J, Pérez-Burgueño A, Wutzler T, Zaehle S, Reichstein M. Plant functional traits and canopy structure control the relationship between photosynthetic CO₂ uptake and far-red sun-induced fluorescence in a Mediterranean grassland under different nutrient availability. *New Phytologist.* 2017; 214(3):1078-1091.

MEJORAR LA CALIDAD DEL AIRE EN ZONAS URBANAS DESDE LA PERSPECTIVA DE LA MOVILIDAD URBANA

ALEJANDRO RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ,

Alejandro.Rodriguez@ciemat.es

RESUMEN

El objetivo fundamental del trabajo es buscar estrategias que permitan reducir las concentraciones de contaminantes en zonas urbanas, buscando un compromiso entre movilidad sostenible y comodidad de los ciudadanos.

Para lograr este objetivo, es necesario desarrollar una metodología que nos permita simular de manera realista las emisiones reales de contaminantes procedentes del tráfico y su dispersión y transporte en la atmósfera. Las emisiones de tráfico se estiman mediante simulaciones en ordenador de los patrones de tráfico observados en la actualidad. Empleando un simulador de tráfico y datos de flujo de vehículos reales en distintos puntos de la ciudad, y conociendo la composición del parque de vehículos, se representan los flujos de circulación de vehículos de manera realista. Estos flujos simulados son después validados con un subconjunto de datos puntuales de flujo de vehículos observados en distintos puntos de la ciudad -que no haya sido empleado en la simulación- para comprobar que no haya una diferencia importante de vehículos simulados en distintas partes de la ciudad respecto a la realidad. Con el mismo simulador de tráfico, se calculan las emisiones generadas por cada vehículo en cada momento del periodo temporal simulado empleando un modelo de emisiones, obteniendo una distribución espacial y temporal de las emisiones generadas por el tráfico a muy alta resolución (en celdas de 1x1 m²).

Como la localización de los focos de mayor emisión no tiene por qué coincidir con los puntos de mayor concentración de contaminantes (debido en parte a la naturaleza turbulenta de la atmósfera, que transporta los contaminantes en las direcciones vertical y horizontal), es necesario calcular de manera realista el transporte y dispersión de los contaminantes desde que salen de los vehículos. Para ello, se emplean distintas herramientas de modelización numérica que resuelven las ecuaciones que rigen los movimientos atmosféricos para así poder identificar zonas de acumulación de contaminantes procedentes del tráfico.

Identificadas las zonas más expuestas a la contaminación derivada del tráfico, el siguiente paso es plantear hipótesis para reducir la exposición de la población a la contaminación con especial énfasis en estos puntos críticos. Estas hipótesis pueden tener naturaleza muy variada. Algunos ejemplos ya implementados en distintas ciudades europeas incluyen la creación de Zonas de Bajas Emisiones (ZBE), donde se restringe la circulación a los vehículos más contaminantes; o la renovación de la flota de vehículos en circulación para una transición a vehículos menos contaminantes.

En este capítulo se presentará la primera parte de este trabajo, que consiste en la simulación y validación de los flujos de tráfico en una zona urbana a partir del cual se realiza el posterior cálculo de emisiones.

INTRODUCCIÓN

A la presencia de gases y partículas perjudiciales para la salud humana y vegetal se la conoce con el nombre de contaminación atmosférica, la cual constituye un problema de la actualidad que cada vez afecta a un mayor número de personas.

En 2019 nueve millones de personas murieron por causas relacionadas con la mala calidad del aire, casi tres cuartos de ellas por enfermedades provocadas por la contaminación del aire (Fuller et al., 2022). En concreto, se ha encontrado una relación directa entre la exposición puntual y prolongada a la contaminación del aire y el desarrollo de enfermedades cardiovasculares (Mills et al., 2009) y respiratorias (Cesaroni et al., 2008).

Por otra parte, se ha observado una relación directa entre el incremento de alergias en niños y niñas y su exposición a la contaminación atmosférica (Pénard-Morand et al., 2010). Los niños y niñas son las personas más afectadas por la contaminación procedente del tráfico por su baja estatura y su mayor proporción de aire respirado respecto a su peso.

Los dos hechos anteriores son razones más que suficientes para buscar la manera de respirar menos contaminación en nuestro día a día. Y es precisamente lo que se está haciendo desde numerosas áreas científicas y técnicas. La colaboración entre distintas áreas de investigación es un elemento clave para el desarrollo de estrategias de mejora de la calidad del aire. Por ejemplo, para la creación de una zona de bajas emisiones (ZBE) como las ya existentes en Madrid -Madrid Central y Plaza Elíptica- es imprescindible la existencia de una vía de comunicación entre las personas encargadas de tomar las decisiones urbanísticas de la ciudad y los científicos que plantean distintos escenarios de recirculación del tráfico en el área de estudio para avalar la viabilidad de dicha actuación.

Para los autores de este trabajo, tan importante -o más- como la interacción entre distintas áreas científico-técnicas es la colaboración entre ciencia y sociedad, pues muchas veces la ciencia busca respuestas o soluciones a inquietudes y problemas que nos afectan en nuestro día a día como miembros de una sociedad de individuos. Por eso, la ciencia detrás de la mejora de la calidad del aire en zonas urbanas no debe limitarse a buscar los escenarios más beneficiosos posibles para la salud humana desde un punto de vista puramente científico, sino que debe haber una comunicación estrecha y transparente con los miembros de la sociedad para los que se está realizando este trabajo, teniendo siempre en cuenta las preocupaciones de la sociedad y buscando en las estrategias a plantear, siempre que sea posible, no solo impactos positivos en la salud sino también alcanzar el mayor grado de comodidad para poder disfrutar de ciudades menos contaminadas sin sacrificar otros aspectos de la vida diaria.

Por todo lo anterior, el presente capítulo recoge la investigación doctoral que tiene como fin último el desarrollar estrategias para mejorar la calidad del aire en zonas urbanas considerando en las simulaciones toda la ciudad como un ente único, considerando los efectos de modificaciones locales (como las ZBE) a nivel de toda la ciudad, y así no comprometer la calidad del aire de la ciudad en general en beneficio de una pequeña zona originalmente más contaminada -estas últimas conocidas en la literatura como puntos calientes o *hotspots*. No obstante, el trabajo para llegar al objetivo final es muy extenso, y para explicar lo mejor posible la labor que se está realizando, en este capítulo se aborda solamente la primera parte de la investigación: la representación matemática de los flujos de tráfico reales en una zona urbana, el paso más crucial de este proyecto.

METODOLOGÍA

Este trabajo posee una perspectiva interdisciplinaria. Esto significa que se emplean conocimientos y herramientas de distintos ámbitos de investigación. Por ejemplo, para la modelización de los flujos de tráfico se emplean conceptos propios de las Matemáticas y de la Ingeniería; mientras que las trayectorias de los contaminantes una vez han salido de los tubos de escape o del asfalto las obtenemos siguiendo las leyes de la Física que rigen en la atmósfera. En esta sección se describen las herramientas empleadas en este trabajo.

SIMULACIONES DE TRÁFICO

Para estimar de manera realista el tráfico en zonas urbanas se ha utilizado el simulador de tráfico SUMO. SUMO es un paquete de simulación de tráfico de licencia libre diseñado para manejar grandes redes de tráfico y es ampliamente utilizado en un gran rango de campos de investigación, desde planeamiento de tráfico a estudios de calidad del aire. Esta herramienta ofrece diferentes algoritmos para calcular los flujos de tráfico en una red a partir de series temporales de observaciones puntuales.

En la tesis doctoral, se está usando SUMO para simular los flujos de tráfico en zonas urbanas en diferentes momentos representativos de la semana -a partir de datos de tráfico reales facilitados por diferentes ayuntamientos- y los flujos de tráfico resultantes de aplicar las diferentes medidas de mitigación estudiados. Conociendo el número de vehículos que pasan por determinados puntos del dominio de estudio en distintos momentos del día, y la disposición de los distintos elementos que componen la red de tráfico (carriles, qué vehículos pueden circular por cada carril, direcciones permitidas, semáforos...), SUMO es capaz de crear una ruta para cada vehículo a introducir en la simulación, de manera que simula con la mayor exactitud posible la interacción entre los diferentes vehículos y su entorno que tiene lugar en la realidad. En la Figura 1 se muestra la fotografía de un instante temporal de los vehículos simulados por SUMO en el entorno más inmediato de la gran rotonda de Plaza Elíptica.

En este trabajo, sin embargo, solo se muestran los resultados de simulaciones de tráfico para una semana típica de febrero en Plaza Elíptica, donde se está estudiando el efecto que tendrá la implantación de la ZBE que entró en funcionamiento el pasado 21 de diciembre de 2021 y oficialmente en vigor el pasado mes de mayo de 2022. Se está estudiando un mes de invierno ya que es en esta estación cuando las condiciones meteorológicas son más propicias para acumular la contaminación en las capas bajas de la atmósfera, siendo por tanto la estación del año más propensa a tener episodios de alta contaminación.

Para el cómputo de las emisiones de contaminantes procedentes del tráfico se introducen los datos de flujo de tráfico de las simulaciones realizadas con SUMO en un modelo de emisiones. Este modelo de emisiones calcula las emisiones generadas por cada vehículo en cada instante de la simulación (una medida por segundo) en función de las características técnicas del vehículo, su edad, las

características de la carretera y el ciclo de funcionamiento en el que se encuentre el vehículo: aceleración, velocidad de crucero, desaceleración o parada.

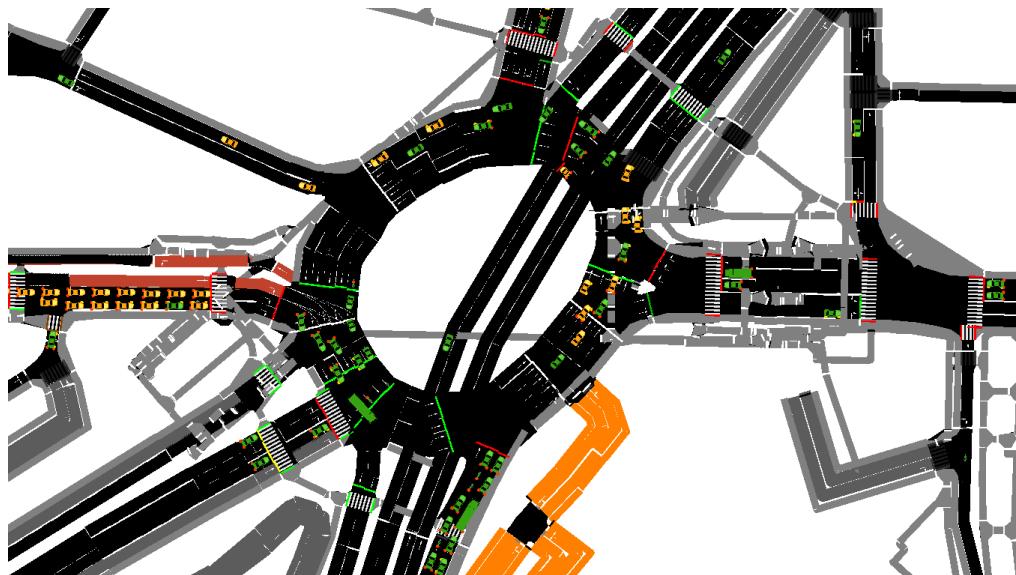


Figura 1. Fotografía de un instante temporal de una simulación de vehículos en SUMO, centrada en Plaza Elíptica. Los vehículos son representados como formas simplificadas. Cada vehículo tiene asignada una forma diferente. Los vehículos naranjas no podrán acceder a la ZBE a partir de 2022, los vehículos verdes sí pueden acceder a la ZBE. Los semáforos son representados como líneas perpendiculares a los carriles de circulación, y su fase está representada con los colores verde, amarillo o rojo.

El éxito de este trabajo dependerá en gran medida de la habilidad de simular correctamente los flujos de tráfico en el área de estudio, y las emisiones de contaminantes asociadas a la circulación de vehículos. Por eso, grandes esfuerzos se están empleando en asegurar el mayor grado de fiabilidad posible en esta primera parte del trabajo.

Descripción del tráfico en Plaza Elíptica

La Plaza Elíptica se encuentra en el distrito de Carabanchel-Usera, en el sur de Madrid (Figura 2). Se trata de una rotonda muy transitada con una compleja configuración geométrica que se compone de cinco carreteras que convergen en la plaza, un túnel que atraviesa la misma por debajo, un importante intercambiador y un colegio.

Plaza Elíptica es además uno de los principales puntos de comunicación entre el sur de Madrid y el área metropolitana, constituyendo la principal vía de entrada y salida a Madrid para decenas de miles de personas cada día.

La Figura 3 muestra el flujo medio de tráfico para cada hora de cada día de la semana en un mes de febrero. La plaza presenta una gran afluencia de lunes a viernes prácticamente a todas horas, aunque destacan las horas punta de la mañana (de 08 a 10h) y de la tarde (de 18h a 20h). No obstante, Plaza Elíptica presenta una peculiaridad importante respecto de los patrones típicos de

tráfico al presentar un tercer máximo relativo de tráfico entre las 14h y las 15h, coincidiendo con la hora de salida del colegio (Quassdorff et al., 2016).

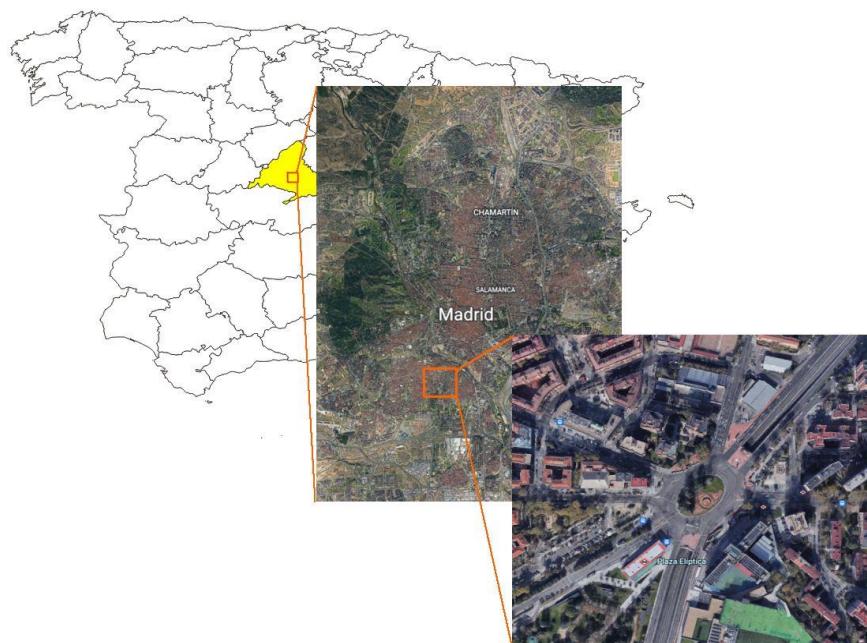


Figura 2. Localización de Plaza Elíptica en Madrid y en España.

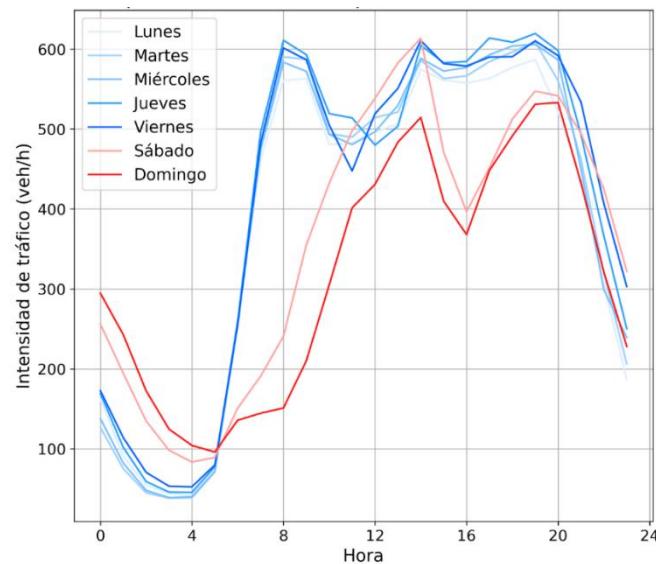


Figura 3. Tráfico habitual en el dominio de Plaza Elíptica durante el mes de febrero de 2019, clasificado por tipo de días presentes en el mes.

El tráfico es bastante similar de lunes a viernes -hasta las 21 h-, siendo el tráfico de viernes por la noche (de 21 a 24 h) la transición entre el tráfico de los días de semana y el de los días de fin de semana. Teniendo esto en cuenta, se simularon dos días para representar el tráfico normal de los 7 días de la semana: se simulará un día de la semana laborable para representar el tráfico típico de lunes a viernes en el dominio de estudio, y un día de fin de semana para representar el tráfico habitual del fin de semana.

MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

Para analizar la distribución espacial actual de la contaminación y los efectos de las potenciales estrategias de reducción de la contaminación en zonas urbanas en la calidad del aire se empleará un modelo de Dinámica de Fluidos Computacional (CFD por sus siglas en inglés). Este modelo es una parte clave del trabajo, pues nos permitirá conocer cómo se transporta y dispersa la contaminación en la atmósfera a nivel de calle con muy alto nivel de resolución (la resolución espacial del modelo es del orden de 1 metro). Esto es muy importante ya que las zonas más contaminadas no tienen por qué coincidir con las zonas de mayor emisión de contaminantes porque una vez emitidos los gases y partículas contaminantes, estos son transportados y dispersados por la atmósfera antes de ser depositados en el suelo o en nuestro sistema respiratorio.

Tras ejecutar el modelo CFD obtendremos mapas de la concentración de contaminantes a nivel de calle en intervalos horarios. Esta información será la que se use para determinar la exposición de la población a la contaminación en cada momento de la semana, y disminuir la misma a partir de las estrategias a desarrollar.

El modelo CFD necesita de los siguientes datos de entrada:

- Distribución espacial de emisiones de contaminantes en intervalos horarios.
- Conocimiento de la contaminación de fondo presente de forma natural (emisiones biogénicas) y artificial (emisiones antropogénicas de otras partes de la ciudad y del mundo que alcanzan el dominio de simulación).
- Velocidad y dirección del viento promedio en cada hora.
- El primer conjunto de datos se obtiene de las simulaciones de tráfico previamente descritas.

La velocidad y dirección del viento promedio en la zona de simulación se obtiene ejecutando un modelo meteorológico de alta resolución. En este trabajo se ha empleado el modelo WRF (Skamarock et al., 2008). WRF es un modelo meteorológico que permite calcular distintas variables meteorológicas en un área limitada con una alta resolución (en celdas del orden de 1 km²). Esto nos permitirá saber las condiciones meteorológicas promedio en Plaza Elíptica en cada momento de la semana.

Finalmente, la contaminación de fondo –aquella presente en la atmósfera procedente de fuentes distintas al tráfico rodado- la obtenemos ejecutando un modelo de química y transporte atmosféricos de mesoescala. El modelo que se usará es CHIMERE. CHIMERE es un modelo de transporte y química atmosférica diseñado para estudios de composición atmosférica a escala regional (Menut et al., 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta sección se presentan los resultados de las simulaciones de tráfico realizadas en el entorno de Plaza Elíptica.

Para el tráfico de fin de semana, se usan datos del domingo 18 de febrero de 2019. En este día se observa un patrón típico de los días de fin de semana mostrados en la Figura 3. La simulación es capaz de modelizar el tráfico real con gran exactitud en la mayoría de los puntos del dominio con datos de tráfico facilitados por el Ayuntamiento de Madrid. Por ejemplo, en la Figura 4 se muestra el ciclo diario del tráfico simulado (en naranja) y real (en azul) en un punto del entorno de la Plaza Elíptica.

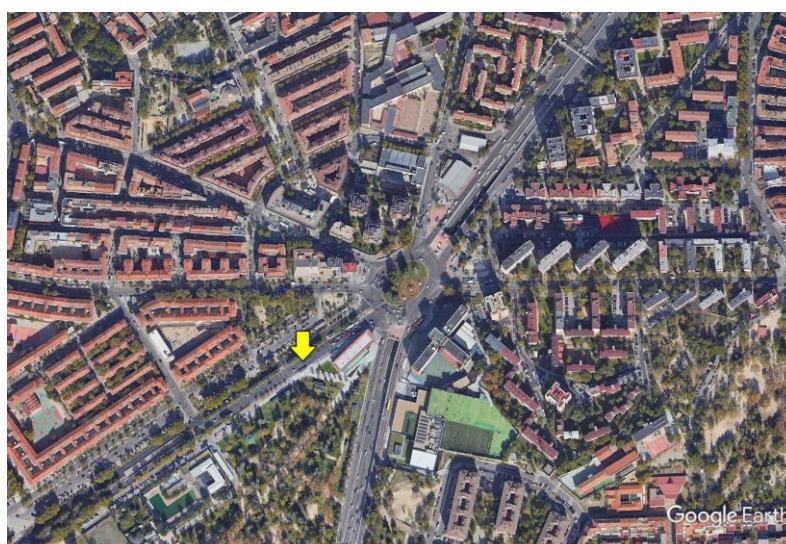
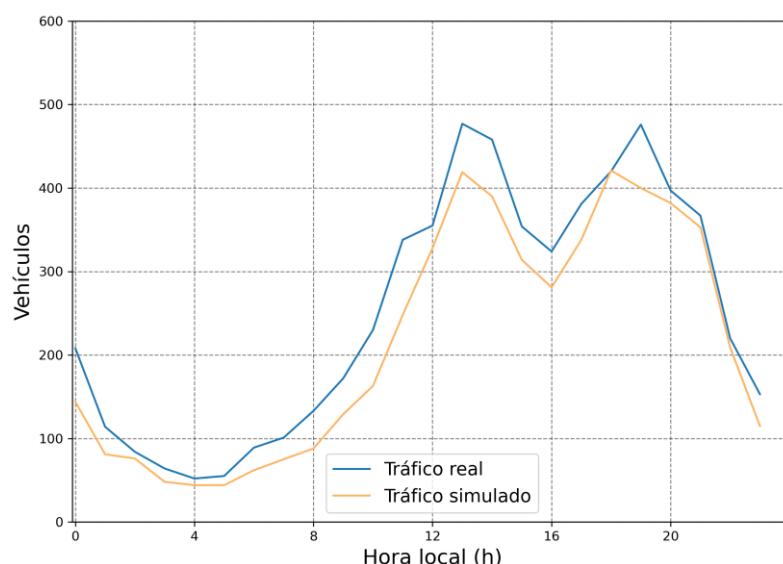


Figura 4. (Arriba) Curvas de tráfico horario total simulado (naranja) y real (azul) durante el día 24 de febrero de 2019 en el detector 5090. (Abajo) Localización real del detector 5090 dentro del dominio de simulación.

Para simular el tráfico habitual en días laborables previos a la implantación de la zona de bajas emisiones (ZBE en adelante) se emplearon datos del día 18 de febrero de 2019. La diferencia más notable con los días de fin de semana es el rápido incremento del tráfico procedente del sur a las 6:00h, produciéndose importantes saturaciones de la red simulada dando lugar a tráfico muy congestionado hasta prácticamente las 10:00h. Aunque estos atascos son habituales en la vida diaria, la red simulada tiende a saturarse algo antes que la realidad, dando lugar a mayores errores que en los días de fin de semana, cuando prácticamente en ningún momento del día se satura completamente la red.

No obstante en un día laborable típico los resultados siguen siendo prometedores, con errores menores al 20 % en la mayoría de los detectores de tráfico situados dentro del dominio de simulación. Esto se puede observar en la Tabla 1, que muestra los errores tras hacer un promedio temporal y espacial. La gran diferencia entre el error medio y el error mediano -así como los grandes valores de los extremos de la distribución de errores- es debida a que calles con flujos de tráfico muy pequeños pueden tener errores relativos muy grandes, aunque el error absoluto sea también pequeño, al comparar cantidades pequeñas entre sí. Así si para una calle residencial pequeña cuyo flujo de tráfico real es de unos 10 vehículos por hora se simula un flujo de 20 vehículos por hora, el error relativo será del 100 %, aunque su impacto en la simulación sea despreciable al tratarse de un número muy bajo en comparación con el flujo medio de tráfico en la zona de Plaza Elíptica.

| DÍAS | MEDIA DEL ERROR | MEDIANA DEL ERROR | PERCENTIL 5 | PERCENTIL 95 |
|---------------|-----------------|-------------------|-------------|--------------|
| Laborables | 90,89 | 22,32 | -57,22 | 379,24 |
| No laborables | 91,2 | 14,85 | -71,52 | 406,37 |

Tabla 1. Resumen de los errores relativos promedio de todas las horas de simulación y todos los detectores situados en el dominio.

Por otra parte, en los días entre semana se consiguió además modelizar de modo adecuado la peculiaridad que presenta Plaza Elíptica: el máximo relativo de tráfico entre las 14 y 15 h, fuera de las típicas horas punta. Esto será relevante a la hora de calcular las emisiones generadas por el tráfico y su transporte por la atmósfera, y en especial para calcular correctamente la exposición de la población a la contaminación en esta área.

CONCLUSIONES

En este trabajo se emplean herramientas y conocimientos de diferentes temáticas para estudiar el grado de exposición de la población a la contaminación procedente del tráfico en zonas urbanas: un simulador de tráfico para representar los flujos de tráfico reales en el dominio de estudio; un modelo CFD para analizar el transporte y dispersión de los contaminantes emitidos por el tráfico por la atmósfera; y un par de modelos más para ejecutar el modelo CFD.

En este capítulo, se ha hablado en detalle del simulador de tráfico, una pieza angular para alcanzar el objetivo final de la tesis. Tras analizar el tráfico habitual en Plaza Elíptica con detectores de tráfico

reales colocados por el Ayuntamiento de Madrid y comparar estas mediciones con los flujos de tráfico obtenidos en las simulaciones realizadas en este trabajo, se puede concluir que las simulaciones presentan el flujo de tráfico en un área de unos 3,2 km² centrada en Plaza Elíptica de manera realista para toda las horas de una semana típica. Los resultados obtenidos hasta la fecha de la redacción de este artículo suponen un buen punto de partida para calcular la exposición de la población a la contaminación en este área de interés, y para poder plantear estrategias que disminuyan la cantidad de gases y partículas dañinas para la salud que respiran los transeúntes en esta zona de Madrid y en cualquier otra zona urbana.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Mills, N., Donaldson, K., Hadoke, P. Boon, Nicholas A., MacNee, W., Cassee, Flemming R., Sandström, T., Blomberg, A., Newby, David E. Adverse cardiovascular effects of air pollution. *Nat Rev Cardiol* 6, 2009: 36-44. [10.1038/ncpcardio1399](https://doi.org/10.1038/ncpcardio1399).
- [2] Cesaroni G, Badaloni C, Porta D, Forastiere F, Perucci C A. Comparison between various indices of exposure to traffic-related air pollution and their impact on respiratory health in adults. *Occupational and Environmental Medicine* 2008, 65:683-690.
- [3] Richard Fuller, Philip J Landrigan, Kalpana Balakrishnan, Glynda Bathan, Stephan Bose-O'Reilly, Michael Brauer, Jack Caravanos, Tom Chiles, Aaron Cohen, Lilian Corra, Maureen Cropper, Greg Ferraro, Jill Hanna, David Hanrahan, Howard Hu, David Hunter, Gloria Janata, Rachael Kupka, Bruce Lanphear, Maureen Lichtveld, Keith Martin, Adetoun Mustapha, Ernesto Sanchez-Triana, Karti Sandilya, Laura Schaeffli, Joseph Shaw, Jessica Seddon, William Suk, Martha María Téllez-Rojo, Chonghuai Yan, Pollution and health: a progress update. *The Lancet Planetary Health* 2022, 6(6): E535-E547, [10.1016/S2542-5196\(22\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00090-0).
- [4] C. Pénard-Morand, C. Raherison, D. Charpin, C. Kopferschmitt, F. Lavaud, D. Caillaud, I. Annesi-Maesano, Long-term exposure to close-proximity air pollution and asthma and allergies in urban children. *European Respiratory Journal* 2010 36: 33-40, [10.1183/09031936.00116109](https://doi.org/10.1183/09031936.00116109).
- [5] Quaassdorff, C., Borge, R., Perez, J., Lumbreras, J., de la Paz, D., de Andres, J. M.. Microscale traffic simulation and emission estimation in a heavily tracked roundabout in Madrid (Spain). *Science of The Total Environment* 2016, 566:416-427.
- [6] Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Barker, D., Duda, M. G. Powers, J. G. A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research, 2008, doi:10.5065/D68S4MVH.
- [7] Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., and Vivanco, M. G.: CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling, *Geosci. Model Dev.* 2013 6, 981–1028, <https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013, 2013>.

AUTORES

Ana Nieto García

Licenciada en Geología por la Universidad Complutense de Madrid (UCM) en la especialidad de Geología Ambiental e Hidrogeología. Ha trabajado principalmente en el sector de la cartografía, los sistemas de información geográfica y la teledetección. Actualmente, forma parte de la Unidad de Conservación y Recuperación de Suelos del Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT, donde analiza imágenes de satélite de tipo óptico y radar para calcular el aumento de las áreas libres de hielo en la región septentrional de la Península Antártica, en el archipiélago de las Islas Shetland del Sur y desarrolla su tesis doctoral en esta temática en la Facultad de Geología de la UCM.



En su artículo en este trabajo agradece la colaboración a Thomas Schmid.

Imara Ibarra Barajas

Ingeniera Química y Máster en Investigación en Ingeniería Ambiental por la Universidad del País Vasco de Bilbao. Ha trabajado principalmente en el sector de la contaminación atmosférica, especialmente en las emisiones industriales. Actualmente, forma parte del Grupo de Emisiones Industriales dentro de la Unidad de Emisiones Contaminantes del Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT, donde analiza el comportamiento de equipos de detección y medida de partículas de aerosol basados en movilidad eléctrica, mediante el uso de modelos fluidodinámicos, desarrollando su tesis doctoral en esta temática.



En su artículo en este trabajo agradece la colaboración a Jesús Javier Rodríguez Maroto

Alejandro Rodríguez Sánchez

Graduado en Física por la Universidad Autónoma de Madrid y Máster en Meteorología y Geofísica por la Universidad Complutense de Madrid. Actualmente, forma parte de la Unidad de Modelización Atmosférica (uniMA) del Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT. Desarrolla su tesis doctoral en modelización multiescalar de la calidad del aire en zonas urbanas estando matriculado en la Facultad de Ciencias Físicas de la UCM y optimiza el modelo meteorológico incluido en el sistema operativo de predicción de calidad del aire PRECOZ 2.0 que se implementará en Zaragoza a partir de 2023.



En su artículo en este trabajo agradece la colaboración José Luis Santiago del Río y Marta García Vivanco

Raquel Ruiz Checa

Graduada en Biología por la Universidad Rey Juan Carlos de Móstoles y Máster interuniversitario en Restauración de Ecosistemas por las universidades Rey Juan Carlos, Complutense, Alcalá de Henares y Politécnica de Madrid. Su trabajo se ha centrado en estudiar los efectos del cambio climático y la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas. Actualmente, forma parte de la Unidad de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica del Departamento de Medioambiente del CIEMAT, donde desarrolla su tesis doctoral en estudios del depósito de nitrógeno atmosférico sobre bosques mediterráneos, para comprender y evaluar los efectos de la contaminación atmosférica sobre los bosques y así mejorar las políticas de conservación de los ecosistemas.



En su artículo en este trabajo agradece la colaboración a Hugo Pérez Jordán, Héctor García Gómez y Rocío Alonso del Amo

Rocio García Montero

Licenciada en Ciencias Ambientales por la Universidad Autónoma de Madrid y Máster en Geología Ambiental en la Universidad Complutense de Madrid. Ha desarrollado parte de su carrera profesional en el ámbito de la educación ambiental como educadora y coordinadora de distintas campañas de concienciación ambiental en el Ayuntamiento de Madrid. En el ámbito de la investigación ha trabajado en el estudio de suelos contaminados y la aplicación de fitotecnologías para su recuperación. Actualmente, es estudiante de doctorado en el programa de Química Agrícola de la Universidad Autónoma de Madrid y forma parte de la Unidad de Conservación y Recuperación de Suelos del Departamento de Medio Ambiente del CIEMAT, donde elabora su tesis doctoral sobre la recuperación de suelos agrícolas degradados a partir de enmiendas orgánicas procedentes de residuos.

En su artículo en este trabajo agradece la colaboración a María José Sierra Herráiz y Rocío Millán Gómez.



