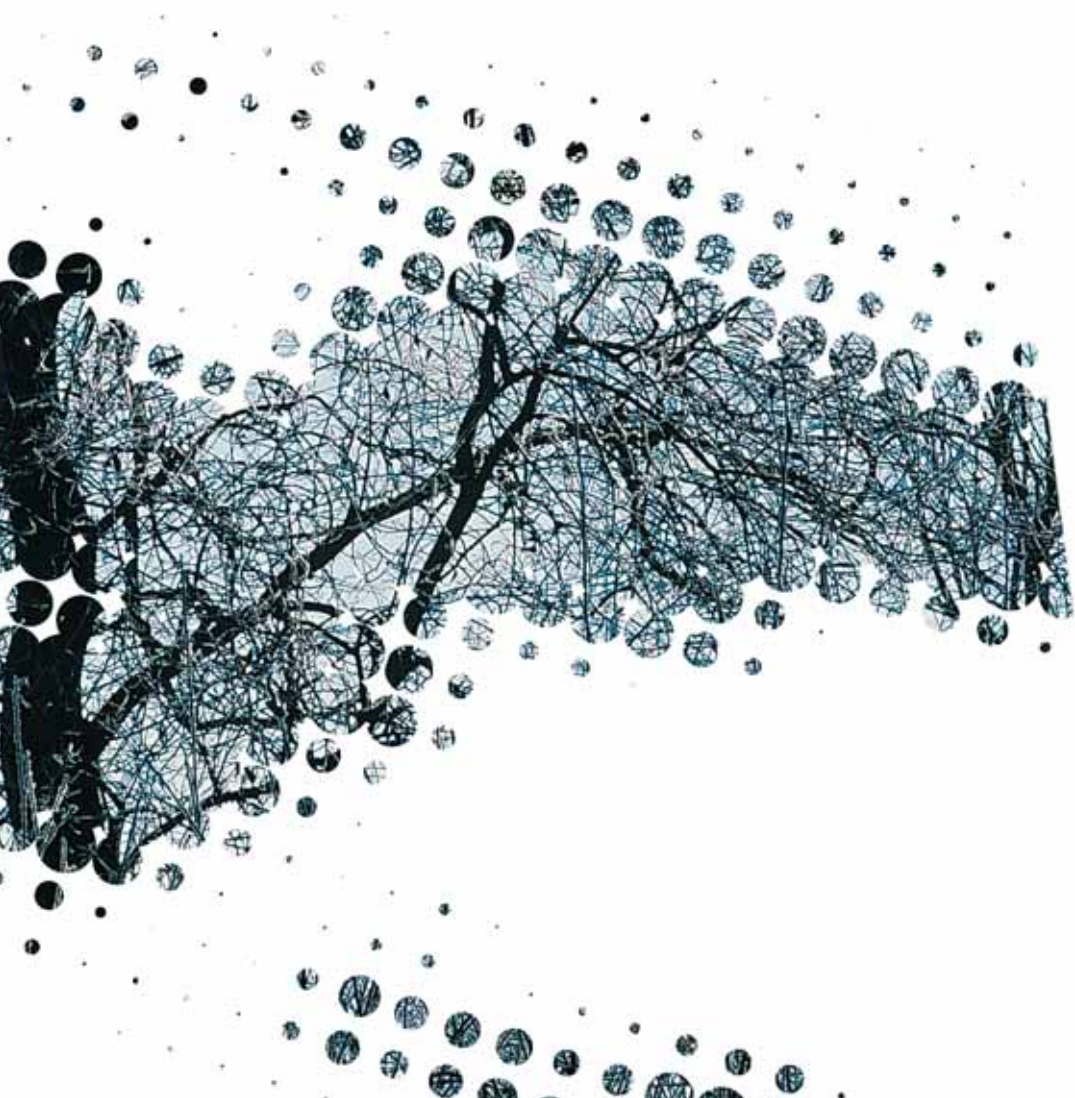


# Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia



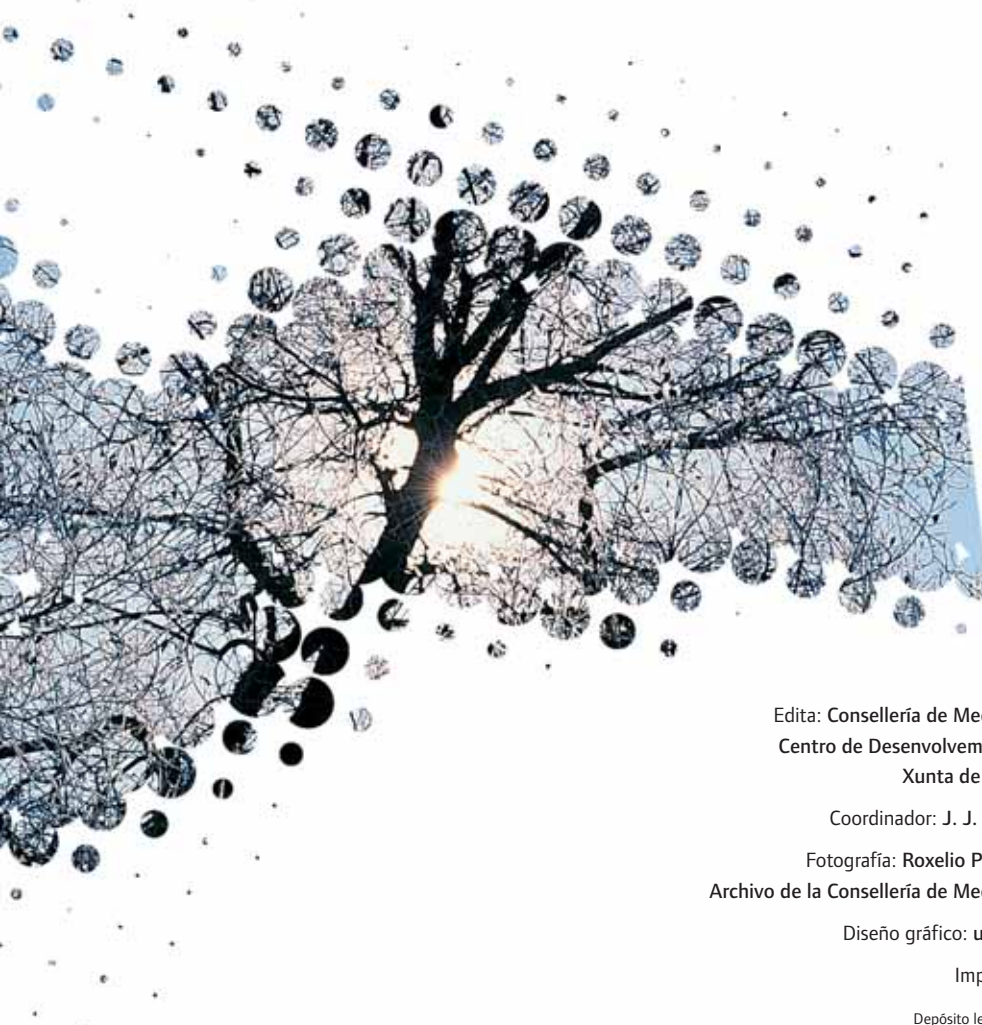
XUNTA DE GALICIA





Reflexiones sobre  
**el medio ambiente**  
en Galicia

**J. J. Casares Long**  
coordinador



Edita: Consellería de Medio Ambiente  
Centro de Desenvolvemento Sostible  
Xunta de Galicia, 2003

Coordinador: J. J. Casares Long

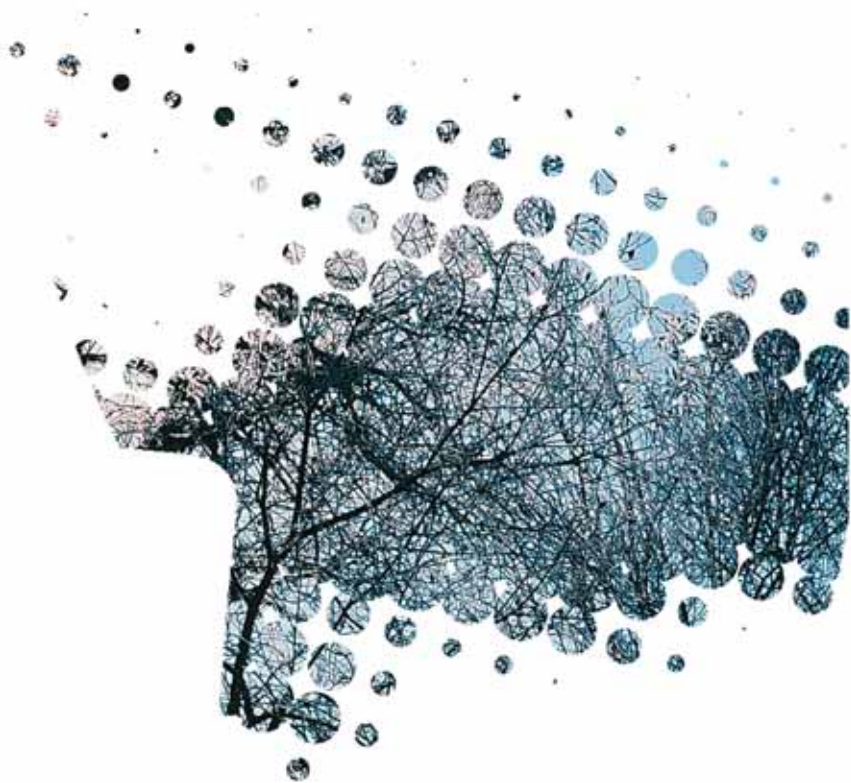
Fotografía: Roxelio Pérez Moreira,  
Archivo de la Consellería de Medio Ambiente

Diseño gráfico: uqui lllll cebra

Imprime: Litoror

Depósito legal: C-2804-2003

ISBN: 84-453-3652-5









9	<b>Prólogo</b>	Xosé Manuel Barreiro Fernández
15	<b>Biomonitorización de la calidad ambiental de Galicia</b>	A. Carballeira Ocaña
51	<b>Presencia de sustancias químicas en el medio ambiente natural</b>	D. Prada Rodríguez / E. Fernández Fernández / P. López Mahía / S. Muniategui Lorenzo
119	<b>Contaminación acústica: antecedentes y estado actual</b>	L. Espada Recarey / F. J. Rodríguez Rodríguez
149	<b>Cargas críticas de contaminantes: un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza para la ordenación de las actividades humanas</b>	F. Macías Vázquez / M. Camps Arbestain / L. Rodríguez Lado / E. Barreal Modroño
191	<b>La corrosividad atmosférica zonas: costeras, de interior y agresivas</b>	L. Espada Recarey
231	<b>Aguas subterráneas y medio ambiente en Galicia</b>	J. Samper Calvete
253	<b>Las aguas superficiales</b>	F. Díaz-Fierros Viqueira
277	<b>Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación</b>	J. Izco
325	<b>Bosques y masas arboladas</b>	A. Rigueiro Rodríguez
363	<b>Los incendios forestales</b>	T. Carballas Fernández
419	<b>Medio ambiente y comportamiento humano</b>	J. M. Sabucedo Cameselle / J. E. Real Deus / R. García Mira
443	<b>Sociedad terciaria y demandas ambientales</b>	J. Pérez Vilariño
459	<b>Las energías renovables en Galicia en el siglo XXI</b>	M. Bao Iglesias
487	<b>Sobre la calidad del aire en Galicia</b>	J. J. Casares Long / J. A. Souto González
513	<b>Bibliografía</b>	



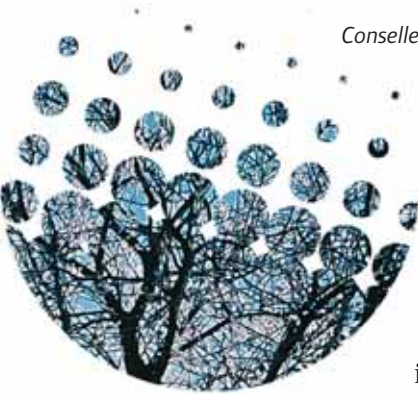




## Prólogo

Xosé Manuel Barreiro Fernández

*Conselleiro de Medio Ambiente*



Considero que ha llegado ya el momento de compartir y contrastar las inquietudes de la consellería que me honro en dirigir y las de mis colaboradores sobre el medio ambiente en nuestra Comunidad Autónoma con un grupo de especialistas del mundo universitario gallego en el marco de una serie de reuniones de trabajo informales. Con este fin, se les pidió que nos hiciesen llegar uno o más documentos que, de algún modo, reflejasen su sentir sobre el medio ambiente de Galicia.

La gestión del medio ambiente de una Comunidad Autónoma como Galicia, debido a su diversidad natural, cultural y productiva, no es fácil. Hacer compatible el cuidado del entorno y la mejora de la calidad de vida de nuestros ciudadanos y ciudadanas es todavía objeto de controversia. De ahí el reciente compromiso de la Unión Europea de incorporar el referente ambiental en todas las políticas sectoriales. El cambio de valores, que incluya los principios de prevención y precaución, y la asunción por parte de los seres humanos de que somos miembros de una comunidad, que es nuestro entorno, y no dueños de

ella, es un cambio lento, como lo es toda transformación cultural, y está todavía por conseguir. Por eso, únicamente con el esfuerzo y la participación de todos lo lograremos.

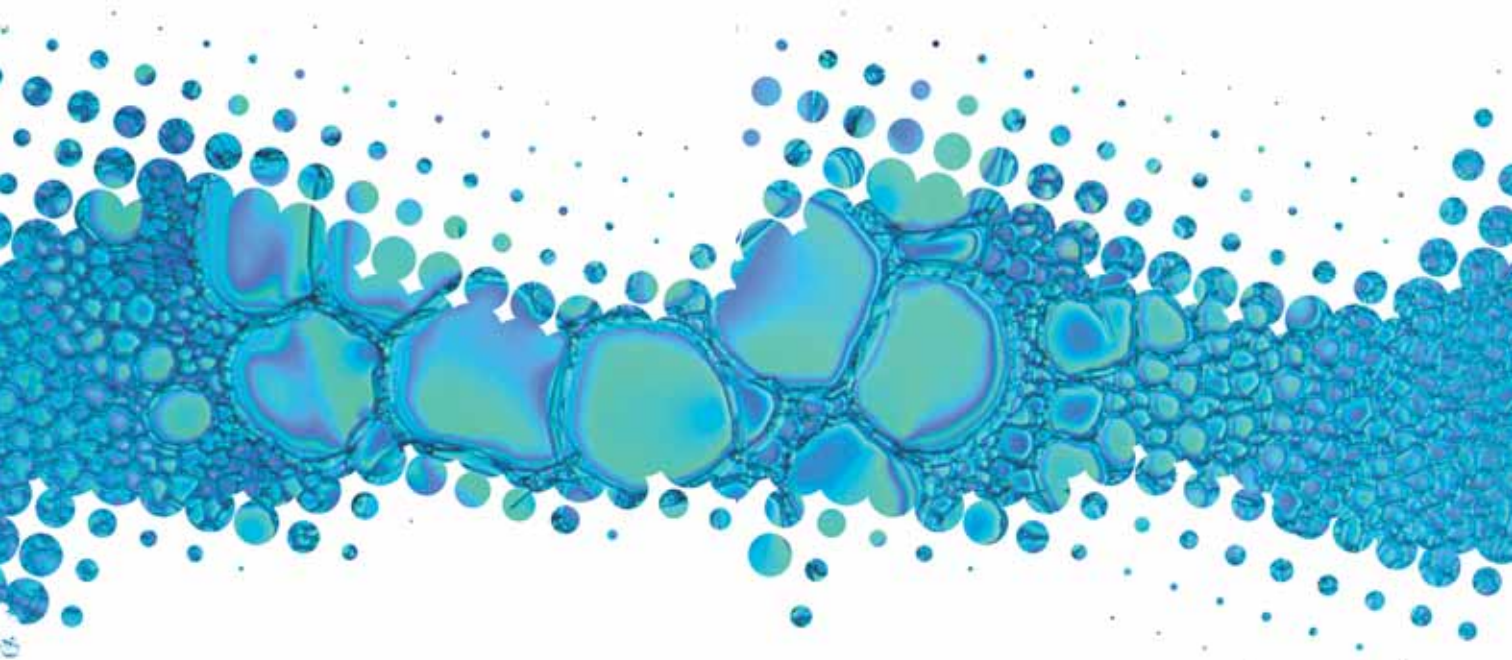
Hoy me complazco en hacerles partícipes de estas *Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia*, que no pretenden ni ser exhaustivas ni cubrir absolutamente todo sobre nuestro entorno, pero que sí expresan de forma bastante clara la necesidad de conservar lo que no fue dañado y de proteger lo amenazado.

Quiero, por último, expresar mi agradecimiento a todos aquellos que han colaborado en esta obra con la esperanza de que les resulte interesante a todos los lectores.



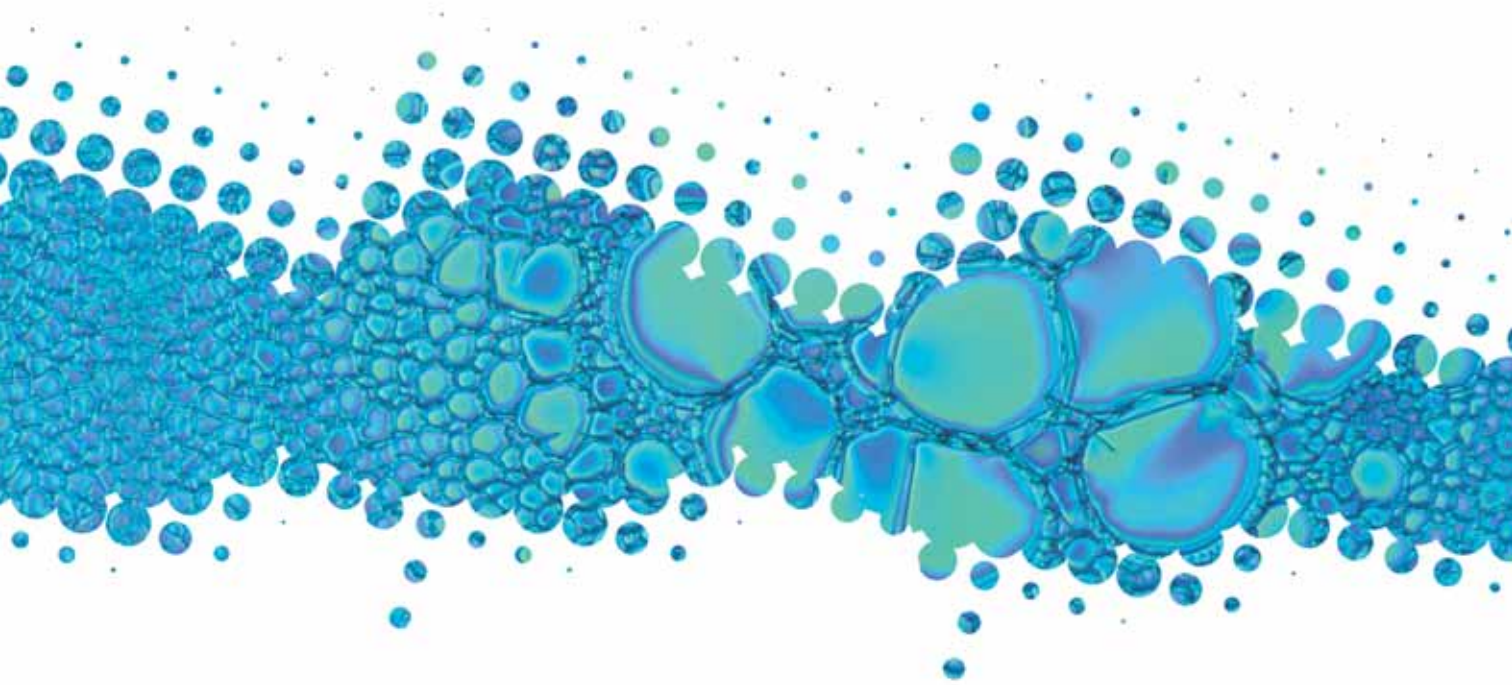


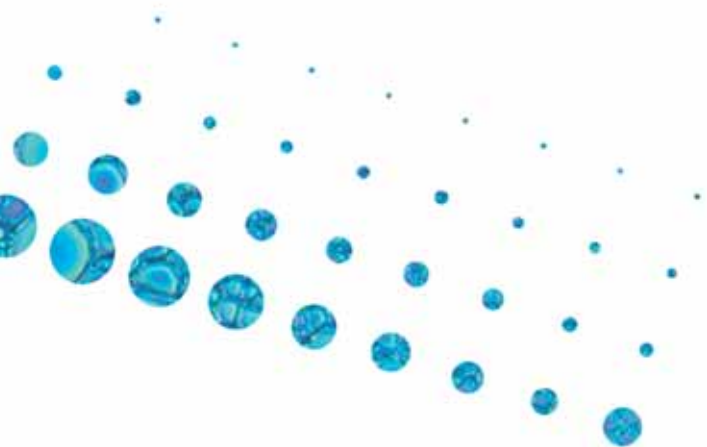




A. Carballeira Ocaña

**Biomonitorización de  
la calidad ambiental de Galicia**







# **Biomonitorización de la calidad ambiental de Galicia**

**A. Carballeira Ocaña.** *Área de Ecología*  
*Departamento de Biología Celular y Ecología*  
*Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela*

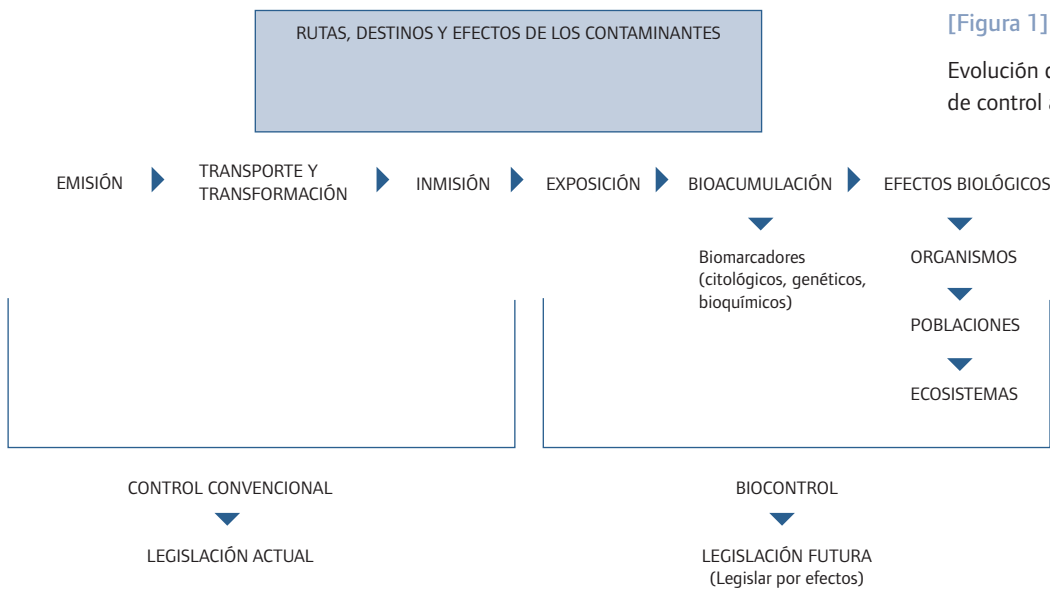
## **1. Introducción**

La contaminación y sus efectos sobre organismos y ecosistemas, es decir, la polución constituye uno de los principales motivos de preocupación de las sociedades desarrolladas. El incremento de este proceso –aparentemente inevitable, al menos durante un determinado período de desarrollo de cada país– es paralelo al llamado progreso de la civilización, y llega en algunos casos a situaciones de alarma social.

Esta preocupación social se manifiesta a diferentes escalas, desde el interés por la calidad del entorno más inmediato (calidad de vida) hasta la sensibilización por problemas a escala planetaria (calentamiento terrestre, capa de ozono...), pasando por cuestiones de índole regional, como la *calidad ambiental*, objetivo de este trabajo.

La medida o el control de la calidad ambiental<sup>1</sup> es una cuestión extremadamente compleja, pues tanto las características del medio físico como las de la biota son muy heterogéneas, variables y sujetas a sinergias y retroalimentaciones.

Los estudios básicos sobre degradación ambiental y la mayor parte de la legislación correspondiente [figura1] se basan en la medida de la concentración que alcanza una determinada sustancia tóxica en un emisario o, en el mejor de los casos, en la inmisión sobre alguno de los diferentes compartimentos abióticos (aire, agua, sedimento o suelo). Posteriormente se examinan los niveles de contaminación con relación a estándares de calidad, que se supone que sirven para proteger la salud humana u otros organismos y hábitats.



[Figura 1]

Evolución de los métodos de control ambiental

<sup>1</sup> El concepto de calidad ambiental está ligado al de ecosistema *sano*, entendiendo por tal *aquel que posee un alto nivel de biodiversidad, productividad y habitabilidad* (IUCN/UNEP/WWF, 1990). La medida del estado de alteración en que se encuentra un ecosistema puede establecerse en función de variaciones de ciertos indicadores (presencia de contaminantes, aparición de daños biológicos, alteración de comportamientos, pérdida de efectivos, cambios estructurales...) con respecto a unos valores de referencia fijados para un ecosistema sano. Estos valores de referencia (*criteria*) no deben ser tomados de manera rígida por la variabilidad natural de las respuestas biológicas sino que deben considerarse como intervalos (*guidelines*).

Sin embargo, se ha comprobado en numerosos estudios que la medida de la concentración de un contaminante en el medio no guarda relación directa con el daño producido en el sistema. Aspectos tales como transporte y transformación, biodisponibilidad, posibilidad de absorción, dosis suministrada, bioacumulación y daño causado por el tóxico, forman una cadena de procesos muy complejos y difíciles de predecir debido a que la eficiencia de cada paso depende de las condiciones físicoquímicas del medio, del nivel biológico considerado, la interacción entre contaminantes, la época del año, etc., de tal forma que la valoración de la *salud* del sistema dista mucho de ser objetiva.

Por ello, es necesario hacer uso de otras alternativas como la medida de la bioacumulación de toxinas en organismos. Para facilitar la labor, se seleccionan solamente unos pocos organismos (bioindicadores), que en función de unas determinadas propiedades permitan obtener una idea lo más aproximada posible sobre la situación del sistema.

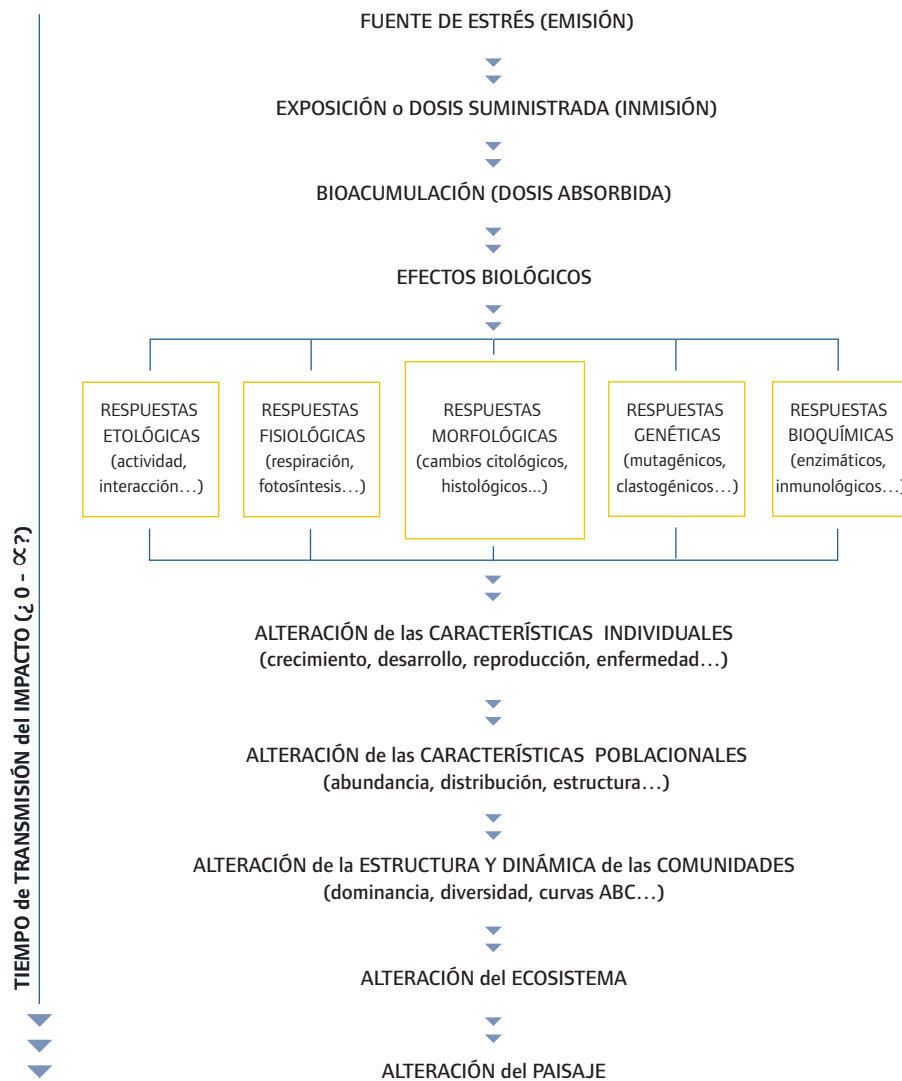
Si queremos ajustarnos a la realidad, tendremos que medir los efectos –letales y subletales, a corto y largo plazo– originados por los tóxicos bioacumulados, mediante ensayos realizados con los bioindicadores en condiciones controladas de laboratorio, o mejor, en condiciones de campo. En este sentido, el empleo de biomarcadores específicos de efectos y exposición es una ayuda inestimable.

Una valoración realista, ecosistémica, implica realizar estudios de campo. Las medidas estructurales y funcionales de poblaciones y comunidades permiten traducir el término calidad como medida del *orden o desorden* de la naturaleza observada frente a la que habría –estándar del lugar– sin alteraciones antrópicas.

De este contexto surgen los llamados *índices integrados* de la calidad ambiental, que consisten en observar o medir la presencia de residuos de contaminantes y sus efectos a través de todas las modalidades de acción [figura 2]. Además, estos estudios permiten sumar la capacidad analítica de las diferentes aproximaciones: análisis químicos de medio y organismos, efectos tóxicos en las poblaciones y alteraciones en las comunidades. Se han propuesto diversos índices integrados, fundamentalmente aplicables a medios acuáticos, siendo el método triaxial de Long y Chapman (1985) el que mejores resultados aporta. Estas metodologías de tipo integrado son recomendadas por diversos organismos de protección medioambiental (USEPA, 1990).

Ahora bien, estos índices integrados implican la utilización de técnicas y metodologías de trabajo muy diferentes, equipos de expertos multidisciplinares, larga duración y alto coste económico [figura 3], de tal forma que sólo son operativos en determinados contextos (investigación de relaciones causales, áreas espe-





[Figura 2]

Cadena y tiempo de transmisión de los efectos de los polucio- nantes a través de los diferentes niveles de organización biológica

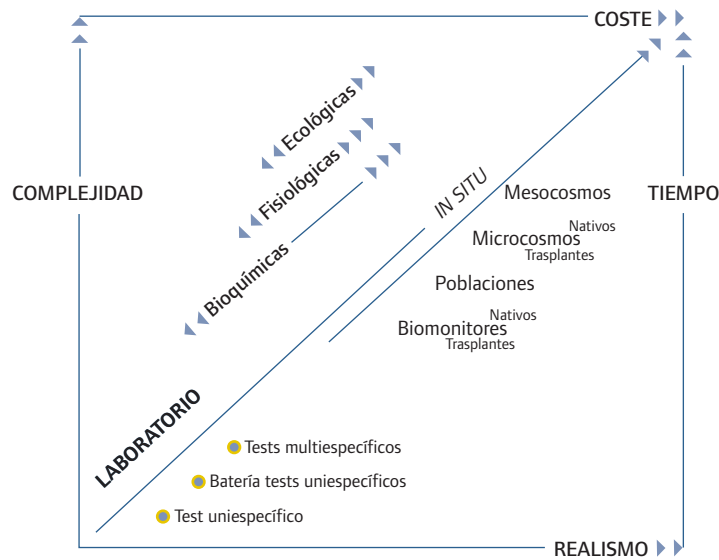
ciales) y aun así no están libres de problemas, como la fiabilidad de las técnicas de integración y la falta de criterios de normalización. Por ello, estos métodos integrados e intensivos han sido, en el ámbito mundial, aplicados pocas veces de manera completa y nunca como programas de seguimiento.

Para un control extensivo y periódico, como lo es la estima y el seguimiento de la calidad ambiental regional, es necesario priorizar algunas de las aproximaciones descritas y plantear un sistema lo más preciso y acorde con los objetivos que se pretenden y dentro del estado actual que los conocimientos permiten.

¿Qué objetivos se pretenden en el ámbito regional? Como principal objetivo está disponer de un sistema de *indicadores ambientales* lo más completo posible y viable capaz de informarnos del grado de salud de los diferentes ecosistemas, de su evolución en el tiempo y que además permita en cualquier momento estudiar qué compuestos, y su origen, en el presente o el pasado reciente, pueden haber originado los daños actuales.

[Figura 3]

Relación entre realismo, complejidad y esfuerzo de las técnicas biológicas de vigilancia ambiental



Para cumplir estos objetivos, consideramos que un sistema combinado, Red de Biomonitorización-Banco de Especímenes Ambientales, nos ofrece las mejores garantías dentro de unas coordenadas científicas y sociales aceptables.

## 2. La biomonitorización ambiental

El término «monitorización» se aplica a muchos tipos de actividades humanas (monitorización de la salud humana, de cultivos, de procesos industriales...), pero a nivel ambiental es necesario distinguir entre monitorización química, cuyo objetivo es determinar el nivel de un contaminante en un foco o en el biotopo, y monitorización biológica (*biomonitoring*), cuyo objeto es evaluar el nivel del contaminante en los organismos y el impacto producido por dicho contaminante sobre la biota.

También es necesario distinguir entre estudios de sondeo y de monitorización *sensu stricto*. Los primeros sólo pretenden conocer el estado de conservación de un ecosistema en un momento dado; por ejemplo, para caracterizar el estado preoperacional de un ecosistema antes de la realización de una actividad. La monitorización consiste en una serie de análisis y observaciones que permiten evaluar las modificaciones sufridas con el tiempo por un ecosistema expuesto a un tipo de contaminación o en un proceso de recuperación una vez que cesa un impacto, es decir, es un proceso de *vigilancia ambiental permanente*.

Habitualmente la monitorización ambiental se realiza de tres formas, de manera aislada o conjunta: monitorización de la tasa de liberación de los contaminantes (emisión), monitorización del grado y variación de los contaminantes en el ambiente (inmisión) y monitorización de los efectos bioecológicos. Mientras las dos primeras formas se refieren a monitorizaciones químicas, la tercera, la monitorización biológica, se centra en: 1) determinar los niveles de contaminantes en las poblaciones animales y vegetales (bioacumulación), y 2) en la evaluación de los efectos ecotoxicológicos de los sistemas expuestos. Sólo mediante la relación entre niveles de bioacumulación/respuestas ecotoxicológicas es posible establecer normas de protección ambiental<sup>2</sup> ajustadas a cada tipo de contaminación y ambiente o región.

El control de los contaminantes por los efectos biológicos presenta otras ventajas añadidas:

No siempre las técnicas analíticas son lo suficientemente sensibles o no están desarrolladas para medir algunos contaminantes dentro de un plan de vigilancia permanente en tiempo real.

La monitorización basada solamente en el análisis de las concentraciones del contaminante, tanto en organismos como en el medio, encuentra otro inconveniente importante en el caso de compuestos lábiles o fugaces, que pueden provocar daños biológicos sin dejar residuos detectables.

La periodicidad de la monitorización química puede influir claramente en la detección del contaminante, ignorando concentraciones significativas ocasionales.

Según el informe M.A.R.C. (1985): «*la biomonitorización suministra información sobre la respuesta de la biota integrando los efectos del ambiente y de los contaminantes, lo que no puede ser determinado directamente con medidas físico-químicas*».

---

<sup>2</sup> Para definir los niveles máximos de emisión o vertido de un contaminante que aseguren la calidad ecológica, es necesario primero establecer las concentraciones máximas tolerables o admisibles para las especies más sensibles o claves del ecosistema considerado.



### 3. Tipos y características de los biomonitores

Los sistemas de biomonitorización se desarrollan para poder evaluar la presencia y distribución de los contaminantes y sus efectos biológicos, con el objeto de asegurar que no rebasen unas concentraciones críticas para la salud humana y de los ecosistemas.

Los biomonitores pueden ser de dos tipos: *acumuladores* o directos y *sensitivos* o indirectos. En los primeros se explota su capacidad de acumulación corporal de compuestos químicos y en los segundos su sensibilidad diferencial frente a los contaminantes cuantificables ópticamente (abundancia relativa, cambios morfológicos, alteraciones etológicas...) o a través de sus respuestas fisiológico-bioquímicas (tasa fotosintética, actividad enzimática...). Un monitor puede suministrar los dos tipos de información al mismo tiempo, y, si la indicación la suministra en tiempo real, lo denominamos *organismo centinela*<sup>3</sup>.

Como es imposible estudiar todo tipo de organismos, es necesario seleccionar aquellos que ofrezcan la mejor información sobre el ecosistema. Los monitores deben cumplir una serie de criterios y requerimientos. Unos criterios son intrínsecos de la especie (información base, estabilidad genética...); otros se refieren a la población (no protegida, cosmopolita...); y otros, al medio y al ecosistema (niveles tróficos...), (Carballeira y Aboal, 2000). De manera resumida, para que un organismo sea un buen monitor debe cumplir una serie de requisitos generales (modificado de Phillips, 1980):

- Poseer una amplia distribución geográfica y ecológica, lo que permite la comparación de resultados.
- Ser común y relativamente estático (preferentemente sésil) para tener una referencia espacial clara.
- Estar disponible todo el año y, si es posible, varios años, con el fin de seguir la evolución de la contaminación en el tiempo y por clases de edad.
- Poseer una talla o densidad suficiente para poder disponer de biomasa mínima para los análisis.
- Un biotopo y un comportamiento que faciliten el muestreo y la manipulación de laboratorio y campo respectivamente.

---

<sup>3</sup> Los centinelas suelen ser organismos muy sensibles que se someten artificialmente a las condiciones de un medio y funcionan como alarmas para detectar la presencia de contaminantes. Cada día son más utilizados, sobre todo en el medio acuático. Entre ellos están los bivalvos, a los que se les controla la apertura y cierre de valvas o la tasa de filtración; la actividad natatoria o respiratoria en peces; cambios en el transporte electrónico del fotosistema en cultivos fitoplanctónicos...

■ Buen acumulador, de tal forma que la concentración corporal, por un lado, sea lo suficientemente elevada para permitir su análisis directo (factor de bioacumulación elevado<sup>4</sup>) y, por otro, que presente relaciones simples con la biodisponibilidad del contaminante en el medio.

■ Debe presentar una relativa tolerancia a los contaminantes, es decir, debe ser capaz de acumular el contaminante sin alterar significativamente su comportamiento bioacumulador.

A estas características habría que añadir otras como: velocidad de reequilibrio lenta para poder detectar perturbaciones accidentales; conservación sencilla; importancia desde una perspectiva ecológica (especie clave) o económica y para la salud humana (especie comercial)...

Según el procedimiento seguido en la biomonitorización, ésta puede ser de tipo pasivo o activo. En la *biomonitorización pasiva* los organismos o comunidades utilizadas son autóctonos (nativos). Estos organismos, llamados *detectores*, que viven naturalmente en un área, denotan los cambios ambientales en función de su abundancia, vitalidad, tasa de reproducción... En algunos casos, la bioindicación se basa en la aparición, más o menos repentina, de una especie (explotadora u oportunista) debida generalmente a la creación de un vacío ecológico derivado de la eliminación por la perturbación de los competidores nativos. Este procedimiento presenta las ventajas de poder aplicarse fácilmente de manera extensiva, suministrar una información en un largo período de tiempo –el tiempo de existencia del organismo en cuestión– y tener un coste económico bajo. La *biomonitorización activa* consiste en la exposición controlada de organismos o comunidades en condiciones de laboratorio –*in vitro*– mediante técnicas de bioensayo (organismos test), o en condiciones de campo –*in situ*– mediante técnicas de trasplante. Este último método es más costoso pero presenta grandes ventajas, como poder controlar el lugar y el período de exposición, el índice de condición del monitor (edad, sexo, talla...), el estado cero<sup>5</sup> y un mayor ajuste a la realidad.

Es cierto que ningún bioindicador responde estrictamente a todas las características señaladas frente a todo tipo de contaminantes. Raras especies pre-

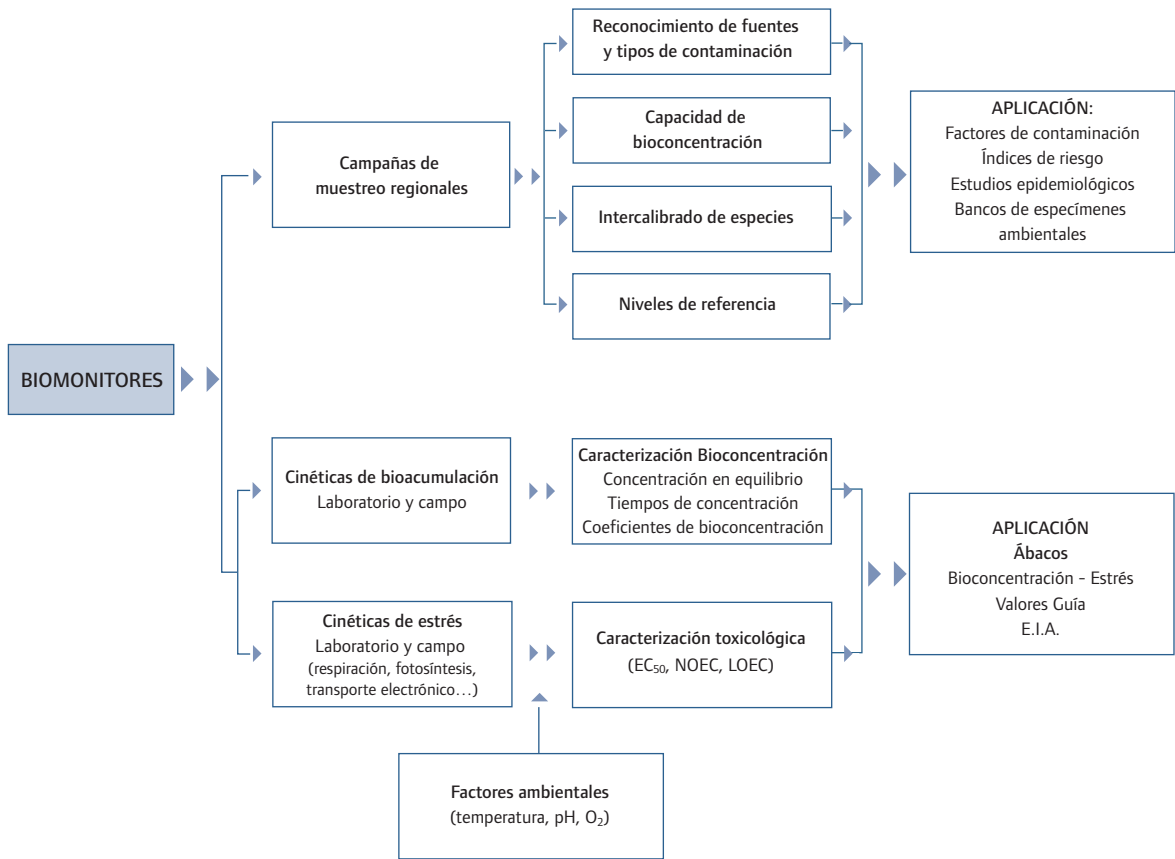
---

<sup>4</sup> El factor de bioacumulación es un término general que no distingue entre la vía de incorporación del contaminante. Así, si éste procede directamente del medio, se denomina factor de bioconcentración (concentración corporal/concentración en el medio) y, si se adquiere por vía trófica, factor de biomagnificación (concentración en el depredador/ concentración en la presa).

<sup>5</sup> Estado cero o nivel preoperacional se refiere tanto a la concentración corporal del contaminante como al estado de salud del monitor antes de la exposición o inicio de la actividad perturbadora.

[Figura 4]

Esquema que muestra los estudios necesarios para la puesta a punto de un biomonitor regional



sentan una relación simple entre contaminante en el medio y en los tejidos. Sólo ciertos briófitos han demostrado esta cualidad frente a metales pesados y PCB (Mouvet y col., 1986; López y Carballeira, 1993). Hay que tener en cuenta que la fiabilidad de un bioindicador está controlada por factores extrínsecos o ambientales (pH, temperatura, forma de la deposición...) e intrínsecos (estado fisiológico y época del año, edad y sexo, interferencia entre contaminantes...). Por ejemplo, el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) presenta una capacidad de regulación diferente según su ubicación dentro de la ría (Barreiro, 1991); el se-

lenio puede bloquear la absorción de mercurio y otros metales en *Scleropodium purum* (Fernández y Carballeira, 2000); el aluminio, en altas concentraciones en el agua, puede limitar la absorción de otros metales por *Fontinalis antipyretica* (Carballeira y col., 1992). En general, con la edad y la concentración de lípidos aumentan las concentraciones corporales de los elementos difícilmente biodegradables (Calow, 1993).

En resumen, antes de implementar un programa de biomonitorización es necesario:

- Caracterizar el comportamiento de cada monitor frente a la contaminación y en las condiciones ambientales del medio donde se van a emplear [figura 4]. Hay que tener en cuenta que los bioindicadores lo son en principio en el ámbito local-regional, pues los requisitos pueden ser diferentes en puntos alejados geográficamente.
- Aplicar una batería de monitores, de tal forma, que en conjunto sean susceptibles de informar de manera precisa de todo tipo de contaminantes y efectos bioecológicos.

#### 4. Biomarcadores

El interés por los biomarcadores radica en que, aunque la medida de contaminantes en organismos (residuos) supone un gran avance en el establecimiento del grado de contaminación ambiental, es necesario incluir estudios sobre los efectos biológicos generados por dichos contaminantes. En este sentido, una de las aproximaciones cada vez más desarrolladas en los programas de vigilancia ambiental para la determinación del impacto de la contaminación sobre la salud de los ecosistemas es el análisis de biomarcadores. Este es el caso de programas internacionales tales como: *Mussel Watch*; *Ocean Pulse*, *NE Monitoring Program* o Grupos de Expertos (GEEP).

Se entiende como biomarcador, el conjunto de cambios moleculares, celulares o morfológicos, indicadores de exposición a contaminantes y/o lesiones inducidas por dichas contaminaciones (McCarthy y Shugart, 1990). Virtualmente, cualquier cambio producido por un contaminante a nivel bioquímico o celular puede ser considerado un biomarcador. Sin embargo, para que dicho cambio pueda ser utilizado en biomonitorización, debe cumplir los criterios de especificidad, sensibilidad y operatividad. El uso de biomarcadores se basa en que para que los efectos de los contaminantes sean evidentes en el ecosis-



tema, el primer nivel de interacción debe ser el molecular-celular. Este nivel de organización permite estudiar las relaciones causa-efecto comentadas, los mecanismos de acción de los contaminantes y, en muchos casos, predecir, con anticipación suficiente, daños a otros niveles; es decir, son sistemas de *alarma* temprana antes de llegar a situaciones extremas o irreversibles (mortalidad, reducción fuerte de tasas de fecundidad, pérdida de diversidad específica, etc.). Por otra parte, en los casos con ausencia o por debajo del nivel de detección de residuos de contaminantes, una forma de saber que los organismos han estado en contacto con ellos es a través de biomarcadores.

Frente a estas ventajas, el biomonitor a nivel bioquímico o celular presenta dos inconvenientes:

- a) La edad, dieta, factores ambientales, estacionalidad, ciclo reproductor, etc. pueden alterar la indicación.
- b) Es difícil extrapolar entre las respuestas bioquímicas y la salud del organismo o del ecosistema.

Se distinguen dos tipos de biomarcadores: los que indican exposición y aquellos que indican daño producido por la exposición. La mayoría de las alteraciones bioquímicas y celulares están íntimamente ligadas a sistemas de protección y defensa ambiental a nivel celular.

Existen muchos tipos de biomarcadores (Hugget y col., 1992):

- Proteínas y enzimas (citocromo P-450 monooxigenasa; proteínas del estrés; antioxidantes y otros).
- Biomarcadores bioquímicos (metabolitos endógenos de plantas y animales, fitoquelatinas, vitelogenina, etc.).
- Biomarcadores moleculares (alteraciones estructurales del ADN, daños en el procesado del ADN o la producción de genes mutantes).
- Biomarcadores inmunológicos (respuestas del sistema inmune caracterizadas con las técnicas toxicológicas clásicas).
- Indicadores histopatológicos (específicos a nivel de órganos, tejidos, células y orgánulos; se incluyen análisis de deformidades y asimetría fluctuante).

Entre los biomarcadores de interés, tanto para la Red de Biomonitorización como para el Banco de Especímenes Ambientales de Galicia, están:

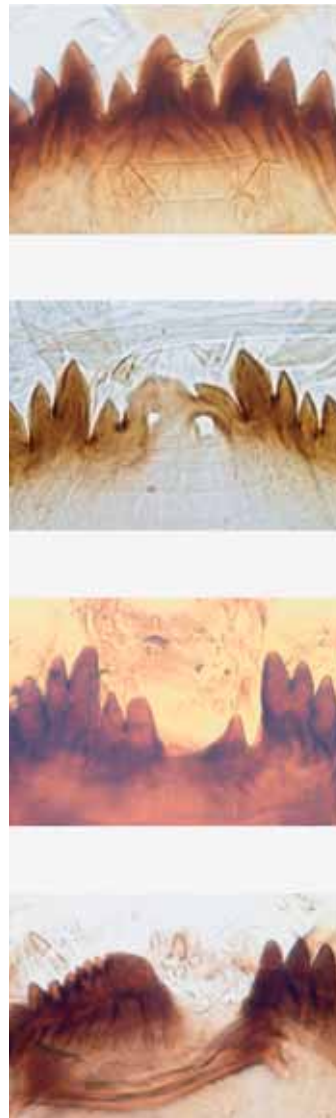
El estudio de deformidades [figura 5]. Una deformidad puede ser definida como una característica morfológica que se aparta de su configuración normal, excluyendo los efectos del deterioro mecánico. Estas anormalidades representan efectos subletales de los contaminantes. Se han citado como posi-

bles agentes causantes de estas deformidades diferentes tipos de compuestos, tales como metales pesados, pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc. Además de índices de deformidad, dentro de los análisis de estabilidad de desarrollo, es muy utilizada la medida de *asimetría fluctuante*, la cual propone que la presencia de estrés genético o ambiental durante la ontogenia puede reducir la eficacia de los procesos normales de desarrollo, lo que se vería reflejado en unos niveles bajos de simetría (Clarke, 1993; Leary y Allendorf, 1989; Parsons, 1990).

■ Varias formas de daño subletal provocan la formación de lisosomas secundarios gigantes en hepatocitos y otros sistemas celulares, junto con la disminución de lisosomas de tamaño normal. El *agrandamiento de los lisosomas* en moluscos, peces, etc. es considerado como uno de los biomarcadores más útiles de daño celular no específico (Cajaraville, 1995).

■ Las *metalotioneinas* son una familia de proteínas solubles de bajo peso molecular que se localizan principalmente en el hígado de vertebrados o en tejidos equivalentes de invertebrados y cumplen funciones importantes en el metabolismo de metales esenciales y no esenciales, funciones de homeostasis y desintoxicación respectivamente. Su síntesis se induce en presencia de metales. El uso de los niveles de metalotioneinas como marcador de exposición a metales, sobre todo de la clase B como Cd, Cu, Hg, Ag, (Langston y Bebianno, 1998) puede ser muy útil en biomonitorización.

■ Cada vez se consideran más importantes los efectos ecológicos subletales derivados de alteraciones de la tasa de reproducción de diferentes organismos. Altas frecuencias de intersexualidad fueron observadas en peces de agua dulce y de estuario, en crustáceos, en moluscos gasterópodos y bivalvos, ligadas fundamentalmente a compuestos organoestánicos (Matthiessen y Gibbs, 1998; Ruiz y col., 1998).



[Figura 5]

Estado normal y reacción morfológica –distintos grados de deformación del *mentum* de larvas de *Chironomus sp.* (dip-*terera: Chironomidae*)– según la severidad de la contaminación del agua

(fotografía: Grupo de Hidrobiología de la USC)

Estas alteraciones de la reproducción se han relacionado causalmente con la presencia de contaminantes denominados *disruptores endocrinos* (sustancias químicas que interaccionan con el sistema endocrino), entre los que se encuentran pesticidas organoclorados (DDT, dieldrín, endosulfán, toxafeno, etc.), algunos PCBs, agentes tensoactivos y plastificantes, ftalatos y monómeros del plástico policarbonato, metacrilato y las resinas epoxi. Dada la importancia ecológica y a nivel humano de la presencia en el ambiente de disruptores endocrinos ligados a procesos de contaminación ambiental (xenoestrógenos), cada vez es más importante la inclusión, en programas de vigilancia, de biomarcadores de exposición a este tipo de sustancias. La medida de *vitelogenina* es un biomarcador de exposición clave a xenoestrógenos.

También pueden usarse como biomarcadores la presencia inusual de algunos elementos, tanto en plantas como en animales, indicadores de mecanismos de defensa contra contaminantes. Por ejemplo, la existencia de elevadas concentraciones de selenio como agente que impide la absorción o facilita la eliminación de mercurio en aves y plantas expuestas a este contaminante (Fernández y Carballeira, 2000).

## 5. Red de Biomonitorización de Galicia

En este apartado se hace una revisión de los métodos y técnicas de biomonitorización aplicados o en desarrollo por el Grupo de Ecotoxicología para cada tipo de ecosistema que consideramos de mayor interés para la Red de Vigilancia Ambiental de Galicia.

### 5.1. Ecosistemas acuáticos

Para la evaluación y el control de la contaminación en los sistemas acuáticos, disponemos de dos aproximaciones: análisis de muestras abióticas (agua y sedimento) y bióticas. Los análisis de aguas presentan la ventaja de la interpretación directa para ciertos usos humanos y la rapidez de resultados, si se trata de una analítica convencional. Sin embargo, en el ámbito ecológico, los estudios de calidad basados solamente en los análisis de aguas presentan graves inconvenientes:

- Las altas fluctuaciones espacio-temporales reducen la representatividad de las muestras o aumentan excesivamente la intensidad y el coste económico del muestreo; las bajas concentraciones de ciertos microcontaminantes,

compuestos nuevos, etc. arrastran dificultades metodológicas; es difícil la constatación de vertidos intermitentes o esporádicos; el desconocimiento de límites de tolerancia, la falta de respuestas lineales dosis-respuesta provocan dificultades muy graves de interpretación de cara a la evaluación de daños bioecológicos.

Los análisis de sedimentos son muy utilizados en estudios del medio acuático, sobre todo lacustre y marino, por su capacidad de integración de la columna de agua y de atrapar y concentrar toxinas. Entre las principales desventajas ligadas al uso de los sedimentos hemos de señalar: los problemas derivados de la representatividad granulométrica y del contenido orgánico por condicionar la capacidad de fijación de sustancias; dificultades en el establecimiento de velocidades de sedimentación; alteración de los perfiles sedimentarios por bioturbación; e, igual que en el caso del agua, dificultades de interpretación de transformaciones y biodisponibilidad de los compuestos retenidos. El escaso sedentarismo y la reducida capacidad de fijación de sustancias, por su textura más gruesa y menor contenido de materia orgánica, reducen la utilidad de los sedimentos de nuestros ríos.

Por otro lado, a pesar de que en los últimos años (Calow, 1993) se han dado avances importantes en el desarrollo de modelos predictivos de la dispersión de contaminantes y de la biodisponibilidad potencial en función de sus propiedades fisicoquímicas (*Quantitative Structure Activity Relations*), la predicción de efectos sobre especies y ecosistemas se encuentra en un estado muy primitivo. No existe ningún modelo válido que pueda medir la toxicidad ni integrar la compleja biodisponibilidad y sinergias a partir de análisis químicos (Cairns y Orvos, 1984).

Con el objeto de obtener una imagen de la biodisponibilidad de los contaminantes en un hábitat acuático o, si se requiere, una comparación de las magnitudes relativas de diferentes contaminantes en varias localizaciones, es necesario utilizar diferentes tipos de biomonitores.

Los organismos acuáticos pueden acumular contaminantes directamente en disolución y particulados, según sea su nivel trófico (filtradores, detritívoros). Algunos invertebrados pueden tomar contaminantes que son liberados por el sedimento, vía agua intersticial, sobre todo si se alteran las condiciones fisicoquímicas del mismo. Mientras las algas y fanerógamas adquieren los contaminantes en disolución, los herbívoros pueden reflejar la concentración de las mismas cuando están vivas o después de la muerte, y los carnívoros magnificar la concentración de los herbívoros.

Según Wagner (1993), los niveles tróficos representados deben ser al menos los siguientes, junto a su importancia ecotoxicológica:



■ Plantas verdes o productores primarios, que integran los niveles del medio hasta llegar al equilibrio que depende de su biodisponibilidad, persistencia y poder de adhesión de las sustancias y de las características ecofisiológicas de las especies. Los efectos fitotóxicos y las concentraciones de las sustancias químicas potencialmente tóxicas en los tejidos de las plantas –contaminación de la dieta de herbívoros e introducción de contaminantes en la cadena alimenticia– pueden ser interpretados como efectos biológicos.

■ Herbívoros o consumidores primarios, que muestran la acumulación y los efectos de las sustancias químicas en diferentes tejidos de su cuerpo desde la exposición directa (bioconcentración) como piel y branquias, así como la comida (biomagnificación). Estos organismos informan de la posibilidad de transferencia trófica hacia niveles superiores.

■ Carnívoros o consumidores secundarios, que son la mejor fuente de información sobre el riesgo de acumulación de sustancias tóxicas a lo largo de la red trófica.

■ Detritívoros, que están altamente expuestos a los contaminantes, observándose efectos significativos para las funciones tróficas.

Los *ecosistemas acuáticos continentales* pueden ser monitorizados con especies de microalgas, briófitos, fanerógamas, invertebrados y vertebrados.

Parámetros estructurales y funcionales de las comunidades de microalgas planctónicas y pelíticas dulce-acuícolas son utilizados en el biocontrol de aguas lénticas y lólicas respectivamente. Sin embargo, la taxonomía incompleta, estacionalidad, falta de especificidad y baja biomasa limitan fuertemente su uso en biomonitorización (Premazzi y Chiaudani, 1992). Cultivos específicos de microalgas son utilizados desde hace mucho tiempo en bioensayos normalizados (*Test de Scenedesmus*) para evaluar la calidad del agua en laboratorio. Recientemente se han creado dispositivos (1-Hz- Fluoresce Toximeter, BBE) que permiten utilizar las microalgas fitoplanctónicas como organismos centinelas en función de la intensidad del transporte electrónico del fotosistema II.

Los briófitos acuáticos –musgos y hepáticas– responden bien al concepto de bioindicador desde diferentes perspectivas: *biocenótica* a partir del establecimiento de perfiles ecológicos e índices de toxifobia (López y col., 1997); *ecotoxicológica* a través del estudio de las respuestas a los polucionantes; y *analítica*, a partir de la acumulación de los contaminantes. Las aguas corrientes, limpias, ácidas y bien oxigenadas, los substratos duros, y el ambiente umbrófilo hacen de los ríos de Galicia un paraíso para los briófitos. Especies como *Fontinalis antipyretica*, *Rinchestegium ripariodes*, *Scapania undulata*, *Brachytecium rivulare*

y *Fissidens polyphyllus* son unos excelentes biomonitores de nuestros ríos por presentar las siguientes características:

- Amplia distribución.
- Sedentarismo.
- Se desarrollan todo el año con poblaciones estables en el tiempo.
- Tolerantes a elevadas cargas de contaminación.
- Los factores de acumulación son los más altos de todos los compartimentos acuáticos.
- Velocidad de carga muy rápida y de reequilibrio lenta.
- Presentan una clara respuesta fisiológica [figura 6] a los contaminantes.
- Su recolección es fácil, rápida y se requiere un equipo ligero.
- Su conservación es sencilla, lo que permite un fácil almacenamiento.
- Pueden ser trasplantados con gran facilidad, muy útiles en biomonitorización activa.
- Al no ser vasculares permiten hacer estudios retrospectivos de la contaminación en función de la porción apical estudiada.

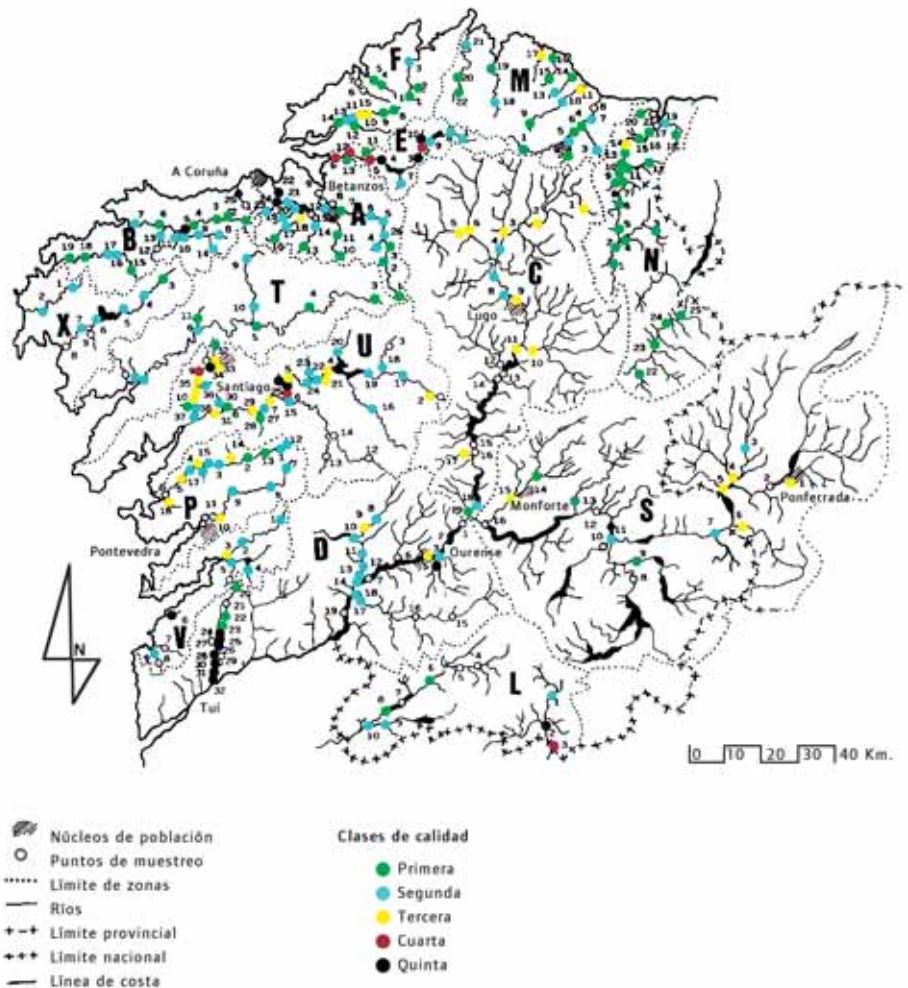
Además los briófitos acuáticos permiten evaluar impactos físicos, como alteración de la temperatura del agua (Carballeira y col., 1998) y el control de fugas radiactivas; permiten diferenciar el grado de biodisponibilidad del contaminante mediante el análisis de su distribución celular (Vázquez y col., 1999) y su elevada velocidad de carga hace posible monitorizar contaminaciones esporádicas y de corta duración (Carballeira y col., 2000).

Las fanerógamas son usadas tanto desde una perspectiva biocenótica (Haslam, 1990) como analítica para el control de la calidad de las aguas. Son buenos y rápidos indicadores de estados tróficos. Sin embargo, su estacionalidad, la incorporación indistinta de contaminantes vía disolución o radical, baja tolerancia y menor cosmopolitismo reducen su utilidad. Especies de los géneros *Potamogeton* y *Ranunculus* pueden ser utilizadas en Galicia.

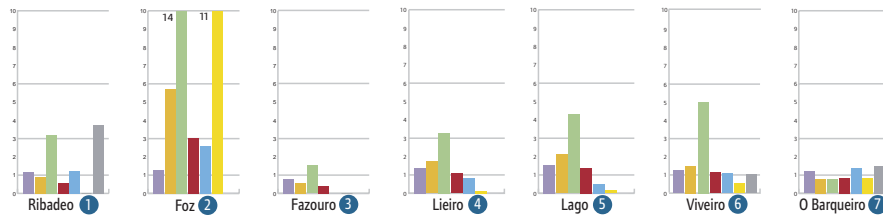
Los macroinvertebrados son utilizados tradicionalmente en el control de la calidad del agua, sobre todo desde una perspectiva biocenótica. Avalan la utilidad de estos métodos el elevado número de especies y su papel ecológico. Numerosos sistemas de clasificación fueron desarrollados, basados en el valor indicador de las especies aisladamente o mediante índices ecológicos (Premazzi y Chiaudani, 1999). La experiencia en Galicia sobre macroinvertebrados acuáticos es amplia (Membiela *et al.*, 1990); además de numerosos estudios taxonómicos se han realizado trabajos de adaptación de los índices bióticos gene-

[Figura 6]

Clasificación de la calidad general del agua de la red fluvial gallega (1990-1991) en función del estrés medido (índices pigmentarios) en varias especies de briófitos acuáticos (Grupo de Ecotoxicología, USC)



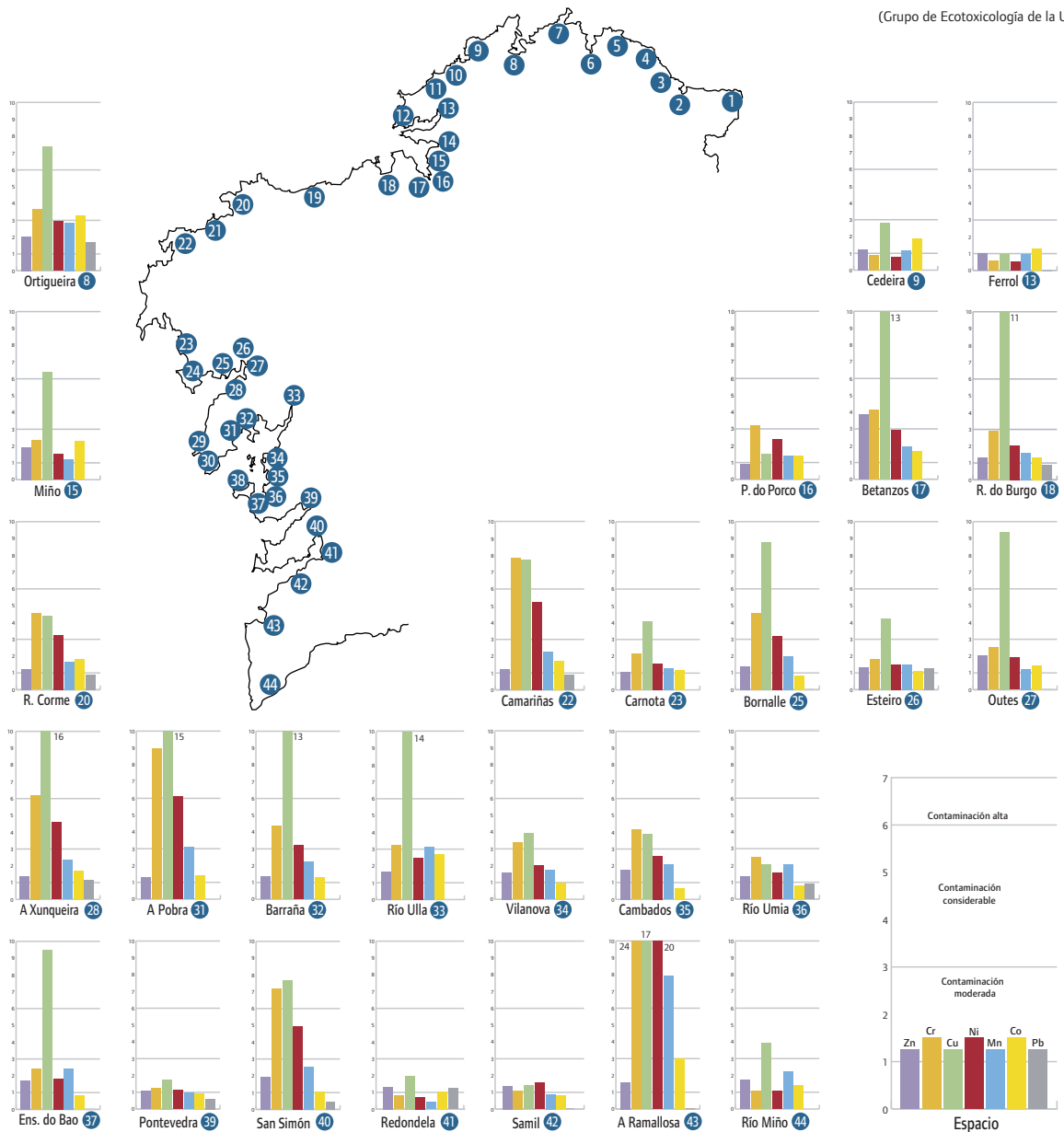
rales (González y Cobo, 1991); se aplicaron a varias cuencas (Eo, Eume, Lor, Louro, Miño, Sar, Sor, Tambre, Tea, Ulla...) por distintos investigadores, y se ensayaron frente a impactos, como vertidos urbanos e industriales o minicentrales (González y Cobo, 1998). Hemos de señalar que la Directiva Marco de Política de Aguas Europea (Art. 4) prevé que se realice una clasificación de las masas de agua según criterios ecológicos, en todos los estados miembros, lo que incluye factores geomorfológicos, físico-químicos y biológicos, y dentro de los índices bióticos el sistema español de indicadores ambientales aplica una adaptación del Biological Monitoring WorkingParty-BMWP (MMA, 1998) construido con macroinvertebrados. Sin embargo, dificultades taxonómicas, estacionali-



[Figura 7]

Factores de contaminación metálica en poliquetos (*Nereis diversicolor*) recolectados en los estuarios gallegos

(Grupo de Ecotoxicología de la USC)





dad, sesgo de muestreo, dificultades en establecer niveles de referencia, poca especificidad de la indicación, etc. limitan su uso en programas de vigilancia. Desde una perspectiva analítica la dificultad de obtener biomasa suficiente de cada especie es un inconveniente añadido. Estudios recientes (Clarke, 1993) avalan la utilización de macroinvertebrados como biomarcadores morfológicos [figura 5] de compuestos xenobióticos altamente peligrosos por su carácter subletal, neurotóxico o genotóxico. Por último, en condiciones de laboratorio especies de invertebrados son utilizados en los bioensayos de calidad de muestras de agua, como el comúnmente aplicado y normalizado test de *Daphnia*.

Entre los vertebrados acuáticos, los peces son los más usados en vigilancia ambiental. Aunque la distribución de las especies de peces nos informa del tipo de medio y del estado trófico, los estudios *in situ* desde una perspectiva biocenótica pierden precisión por el bajo número de especies presentes, si lo comparamos con microalgas o con macroinvertebrados. Desde un punto de vista analítico tienen interés por su interpretación cara al consumo humano y al aprovechamiento cinegético, puesto que su movilidad, índice de condición variable, capacidad de regulación y dificultades de muestreo limitan claramente su utilidad en vigilancia ambiental. Igual que en casos anteriores, son utilizados en bioensayos de laboratorio –tests subletales y letales– y como organismos centinela en función de cambios observados en el comportamiento natatorio o en la actividad respiratoria. También se utilizan para el análisis de biomarcadores (Handy y Depledge, 1999). En Galicia, por su amplia distribución y abundancia *Salmo trutta* morfl *fario* y *Chondrostoma polylepis* son los mejores candidatos.

Centrándonos en el *medio acuático marino*, las especies nativas más usadas como biomonitores en Galicia (Carballeira y col., 1997) son:

- Entre las macroalgas están diferentes especies de *Fucus* (*F. vesiculosus*, *F. spiralis*, *F. ceranoides*), *Ascophyllum nudosum*, *Ulva sp.* y *Enteromorpha sp.* y entre las fanerógamas la más común es la *Zostera noltii*.

- Entre los filtradores el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) es un eficiente monitor de un amplio rango de contaminantes. Su amplia utilización en acuicultura facilita la monitorización; lo mismo ocurre con *Ostrea edulis* y *Crassostrea gigas*.

- Entre los detritívoros distintas especies de bivalvos comedores de depósitos recientes del sedimento, como *Scrobicularia plana* y *Macoma balthica*, son buenos indicadores, pero su distribución es limitada frente al mejillón. Entre los poliquetos se emplean varias especies pero, fundamentalmente, *Arenicola marina* y *Nereis diversicolor* [figura 7].

Habitualmente, se utilizan los tejidos blandos de los bivalvos en los estudios de contaminación, pero también se pueden analizar los elementos en sus conchas con ciertas ventajas: valor integrador; menor regulación metabólica; permiten realizar estudios retrospectivos; etc. (Puente y col., 1996).

Además de con especies nativas, el medio marino puede ser monitorizado con trasplantes y bioensayos. Trasplantes de discos de macroalgas, como *Ulva sp.*, permiten realizar monitorizaciones activas muy sencillas, tanto de contaminantes como del nivel trófico del sistema (Barraza, 2000; Villares, 1999).

El comportamiento de enterramiento de bivalvos marinos, como *Venerupis decussata* y *V. pullastra*, es muy útil para evaluar en condiciones de laboratorio y campo la calidad de los sedimentos marinos (Kaschl y Carballeira, 1998).

Los bivalvos marinos son organismos idóneos para realizar monitorizaciones en tiempo real a través de cambios del comportamiento, como el ritmo de apertura y cierre de las conchas (Salanki y col., 1994).

Estudios de biocenosis, sobre todo de macro y meso bentos de fondos blandos, son ampliamente utilizados para la evaluación de la calidad del medio y para el seguimiento de accidentes como mareas negras (MMA, 1996).

Hemos de señalar que en el medio marino cada día se están utilizando más los biomarcadores (Cajaraville, 1995), sobre todo en bivalvos como *Venerupis*, *Cerastoderma*, *Mytilus*, es el caso de programas internacionales como Mussel Watch, y en peces.

## 5.2. Ecosistemas terrestres

Para la monitorización de los ecosistemas terrestres se emplean todo tipo de organismos: hongos, líquenes, briófitos, plantas vasculares, invertebrados y vertebrados.

La polución del aire puede ser controlada mediante el grado de esporulación de la levadura de las hojas (Dowding, 1994). El hongo rosa –*Sporobolomices spp.*– está ampliamente distribuido por las superficies foliares de los árboles caducifolios y son muy sensibles a atmósferas con contaminantes gaseosos (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>), de tal forma que exposiciones de horas son suficientes para reducir su importancia significativamente. Se pueden realizar trasplantes con individuos procedentes de vivero –no afectados e incluso inoculados– de igual edad, porte y vigor, para minimizar ruidos locales (estacionalidad, sensibilidad de las poblaciones locales y condiciones de los hospedadores...).

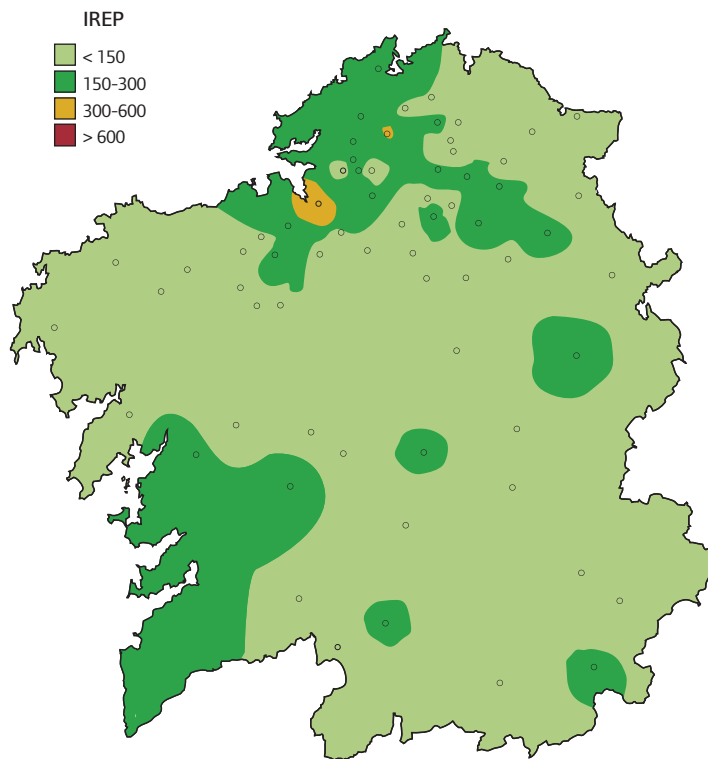
Los líquenes son muy utilizados por su sedentarismo, amplia distribución, facilidad de muestreo y alta sensibilidad a la contaminación atmosférica. Su sensibilidad es debida a su bajo contenido específico clorofílico, bajo metabo-

lismo y capacidad de regeneración, falta de regulación estomática, dependencia exclusiva de la deposición atmosférica y alta capacidad de absorción específica de contaminantes. Así, los contaminantes les pueden provocar alteraciones de todo tipo reduciendo su viabilidad y supervivencia. Todo ello junto a su cosmopolitismo y diversidad han llevado a la generación y aplicación de índices biocenóticos de la calidad del aire, sobre todo en ambientes urbano-industriales (Ederra, 1996; García, 1990). Los líquenes también han sido utilizados en biomonitorizaciones pasivas y activas, pero su precisión analítica se ve limitada debido a: baja biomasa; dificultades en la homogeneización del material; influencia de la edad del talo; inestabilidad de la capacidad bioacumuladora con las condiciones atmosféricas; localización intra y extracelular y tiempo de residencia desconocidos; alta sensibilidad; falta de linealidad; y posibles contribuciones del sustrato (Bargagli, 1998).

Los musgos terrestres se vienen empleando como biomonitores de la calidad del aire desde finales de los años 60 frente a gran variedad de contaminantes: metales, compuestos orgánicos, elementos radiactivos... (Fernández, 1999). Ello es debido a que sus tejidos son altamente permeables por su falta de cutícula y por poseer paredes celulares finas y cargadas negativamente, lo que facilita el intercambio de cationes; por su dependencia casi exclusiva de la deposición atmosférica; porque el crecimiento apical permite realizar estudios con diferenciación del período de integración; y por todas las características antes comentadas con los briófitos acuáticos. En Galicia, por su abundancia y amplia distribución, dos especies –*Scleropodium purum* e *Hypnum cupressiforme*– permiten monitorizar con facilidad todo el territorio [figura 8]. Actualmente la monitorización de la calidad del aire con musgos terrestres está totalmente normalizada, de tal forma que existe una red internacional, que comenzó el Environmental Monitoring and Data Group con el apoyo del *Nordic Council of Ministers*, y que posteriormente la zona de estudio se extendió a otros muchos estados europeos. En la última campaña realizada, años 1995-96 (NORD, 1998), el Grupo de Ecotoxicología de la USC se responsabilizó de España peninsular. El trabajo supuso la puesta punto (selección de especies; metodología; calibración) e inicio de esta red en nuestro país [figura 9]. Actualmente se está diseñando la siguiente campaña 2001-2003 en el ámbito europeo<sup>6</sup>; en este caso, además del control de la deposición atmosférica sobre los ecosistemas, se intenta estudiar su incidencia en la salud humana. La construcción de una red

---

<sup>6</sup> Actualmente está en trámite la solicitud del proyecto europeo: «*EPIDEP: Relationships between atmospheric deposition data and epidemiological data in Europe*», en el cual participa el grupo de Ecotoxicología (USC) como responsable de España.



[Figura 8]

Índice de Riesgo Ecológico Potencial –promedio de las campañas 1995 y 1997– de la deposición atmosférica calculado en función de la concentración metálica en musgos terrestres (*Scleropodium purum* e *Hypnum cupressiforme*)

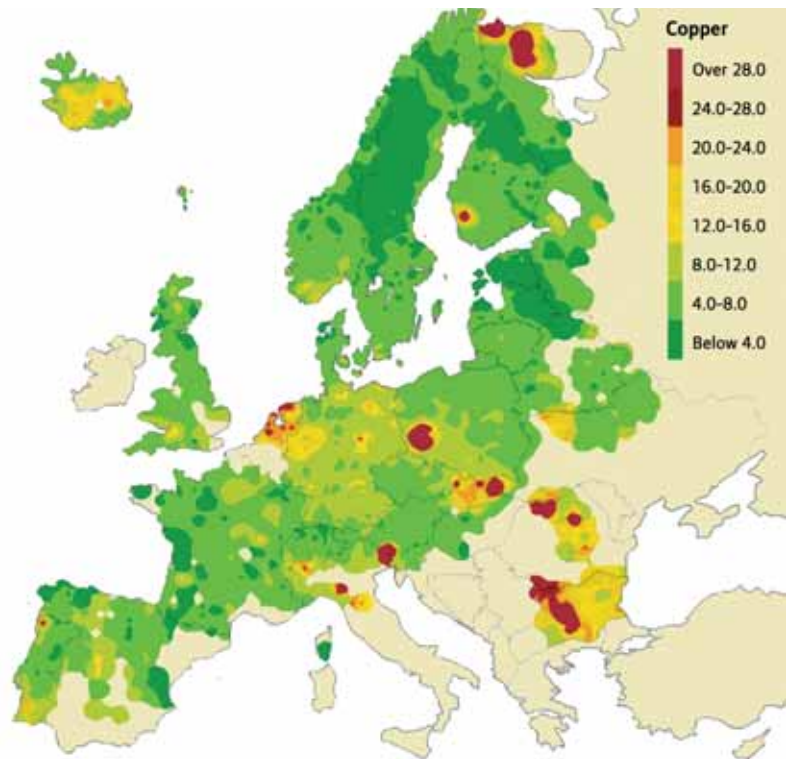
(Grupo de Ecotoxicología de la USC)

de biocontrol extensiva de la calidad del aire presenta unas ventajas grandes frente al costoso y por tanto limitado, por la baja densidad de estaciones, control convencional, además de ayudar al cumplimiento de varias actuaciones públicas en materia de medio ambiente, tales como: sistema español de indicadores ambientales, Control de Zonas Atmosféricas Contaminadas y Protección de Bosques y Hábitats. Por otro lado, sería conveniente sistematizar esta red europea para complementar –en el sentido de dar especificidad causal– la ya existente de vigilancia de los bosques (ICP forest), más adelante comentada.

Los musgos nativos también permiten estimar la calidad del aire en función del estrés fisiológico mostrado, cuantificable fácilmente mediante relaciones e índices pigmentarios o mediante fluorescencia clorofílica. Sin embargo, los valores obtenidos pueden estar influenciados por las condiciones atmosféricas. Para eliminar el ruido meteorológico hemos diseñado un método de monitorización activa consistente en trasplantes de musgos irrigados que presentan dos grandes ventajas: una, mantienen constante la capacidad de captación de los contaminantes y, dos, el estrés determinado es responsabilidad exclusiva de los mismos (Fernández y col., en prensa).

[Figura 9]

Red europea de biocontrol de la deposición atmosférica mediante musgos terrestres. Tomado del informe *Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-96* (1998) en el que participó el Grupo de Ecotoxicología de la USC como responsable de España

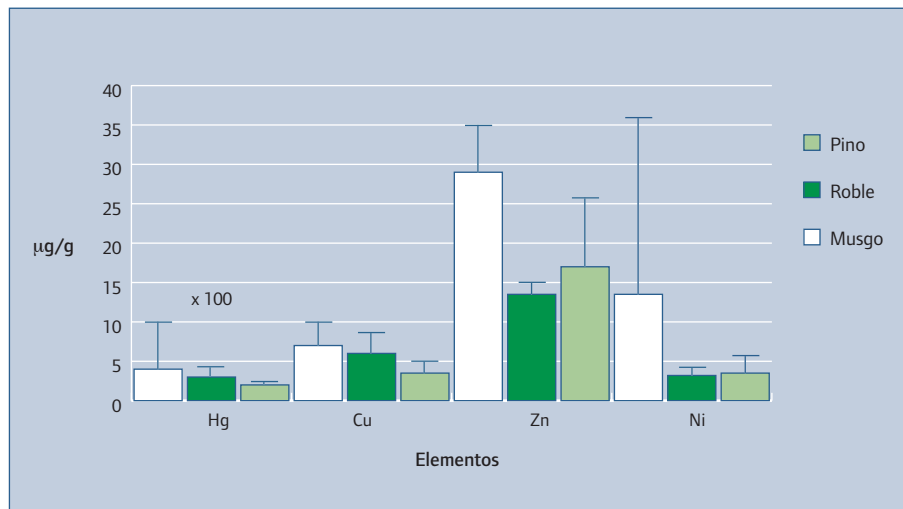


Las plantas vasculares son ampliamente utilizadas como bioindicadores tanto acumuladores como sensibles (Kovacs, 1992). La ventaja de estos organismos es su amplia difusión y gama de sensibilidades. La preocupación por el declive forestal, que comienza a observarse en los años 70, lleva al establecimiento en el año 1985 del programa de la CEE de Cooperación internacional para la Evaluación y Seguimiento de los efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP forestry<sup>7</sup>). Desde 1987 se vienen realizando con periodicidad anual muestreos sistemáticos para la evaluación del estado de salud forestal basado solamente en parámetros ópticos (defoliación y decoloración). La red dispone en Galicia de medio centenar de parcelas entre coníferas, frondosas y masas mixtas. Sin embargo, la importancia de la contaminación atmosférica en el estado del arbolado es un factor no cuantificable directamente al encontrarse enmascarado por procesos mucho más llamativos en apariencia (MMA, 1999),

<sup>7</sup> En 1986 se publica el Reglamento CEE n.º 3528/86, sobre protección de los bosques contra los efectos de la contaminación atmosférica, que regula las acciones de seguimiento en todos los países comunitarios.



tales como estrés hídrico, daños bióticos (hongos, insectos,...) u otros. Respecto a la acumulación de elementos traza en plantas superiores, ha de tenerse en cuenta que se debe a la absorción radical y foliar –interceptación y deposición atmosféricas– y con mecanismos de regulación diferenciados, de tal forma que es muy difícil elucidar la correspondiente carga atmosférica. Además, la época del año, el lugar de la cubierta y la posición de la hoja sobre la rama, son fuentes de variabilidad. Aun así, en sondeos extensivos pueden suministrar información válida sobre «puntos calientes» (Bargagli, 1998). En Galicia las hojas de *Quercus robur* y acículas de *Pinus pinaster*, por su amplia distribución y capacidad de acumulación de metales pesados, flúor, etc. (Bussotti y col., 1997), son las especies más aptas [figura 10].



[Figura 10]

Concentración metálica –media de 45 estaciones terrestres gallegas– en hojas de roble (*Quercus robur*), acículas de pino (*Pinus pinaster*) y musgo (*Scleropodium purum*). Datos del Banco de Especímenes Ambientales de Galicia

(Grupo de Ecotoxicología de la USC)

También se puede controlar la acidez y los contaminantes analizando las cortezas de los árboles (Türkan y col., 1995). Pero hay que tener en cuenta que la concentración obtenida depende: de la edad, espesor y exposición de la corteza, que también reflejan la absorción edáfica, y que los epífitos pueden variar la eficiencia de la captación. Por último, las plantas vasculares permiten realizar controles retrospectivos de la contaminación a través del análisis de los anillos de crecimiento (Guyette y col., 1992). Para ello, es necesario usar técnicas complejas tanto para el aislamiento de los anillos como para el análisis del escaso material suministrado por las barrenas. Entre los inconvenientes, algunos autores consideran que se puede producir la translocación de algunos elementos entre los anillos (Hagemeyer, 1995).

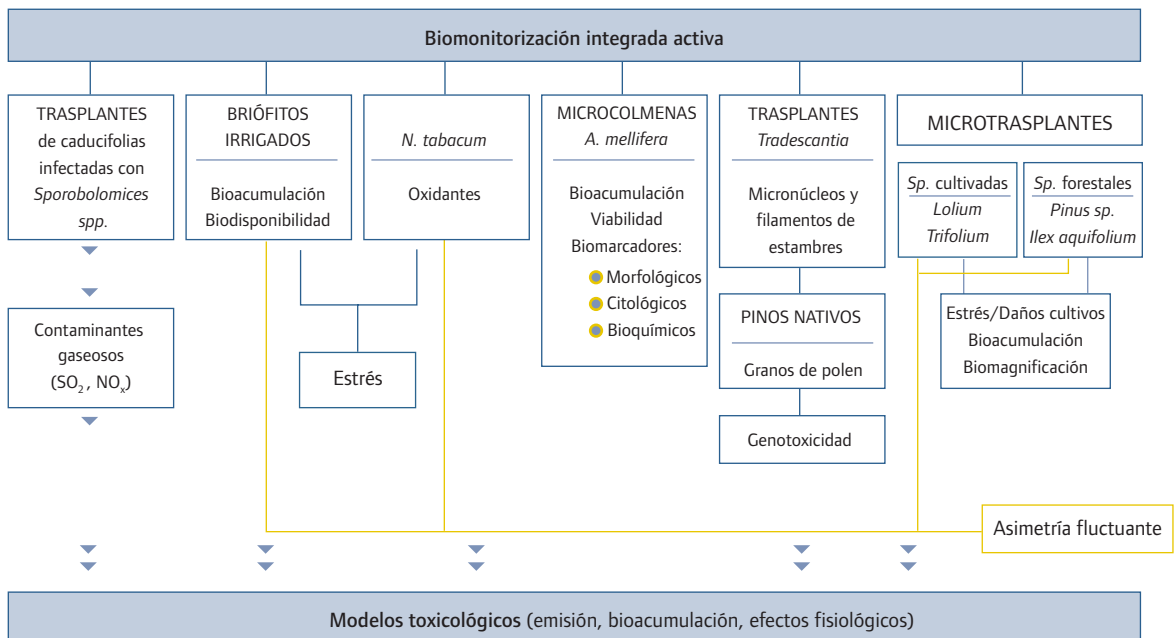
Menos común es la utilización de animales en el control de la contaminación atmosférica. Entre los invertebrados están insectos como *Apis mellifera* y gasteropodos como *Helix aspersa* y, entre los vertebrados, se han utilizado palomas en ambientes urbanos.

Un sistema de biomonitorización ambiental integral debe combinar el estudio de la bioacumulación y los efectos en una batería de monitores, en condiciones naturales, de tal forma que posibiliten obtener una imagen lo más realista y completa de la calidad del aire. Para ello, hemos desarrollado y aplicado un sistema [figura 11] que permite:

- Despejar relaciones causa-efecto y sinergias a diferentes escalas temporales y biológicas.
- Evaluar daños en cosechas agrícolas y forestales.
- Evaluar riesgos de biomagnificación trófica y daños a la salud humana.
- Ser una fuente de información para adecuar modelos sobre dispersión e impacto de contaminantes.
- Facilitar información hacia el desarrollo de una legislación mas adecuada a las necesidades ambientales actuales y futuras.
- Obtener indicadores ambientales para la gestión y planificación territorial.

[Figura 11]

Sistema de biomonitorización integrada activa para la vigilancia de la contaminación atmosférica de Galicia desarrollado por el Grupo de Ecotoxicología de la USC



El sistema contempla como monitores:

- Trasplantes irrigados de musgos, que informan de la biodisponibilidad de contaminantes y nos dan una estima genérica de la calidad del aire mediante medidas de estrés.

- Trasplantes de *Sporobolomices spp.* para evaluar efectos de contaminantes gaseosos.

- Microtrasplantes de clones sensibles y resistentes de *Nicotiana tabacum*, que nos informan de la presencia y daños debidos a oxidantes [figura12].

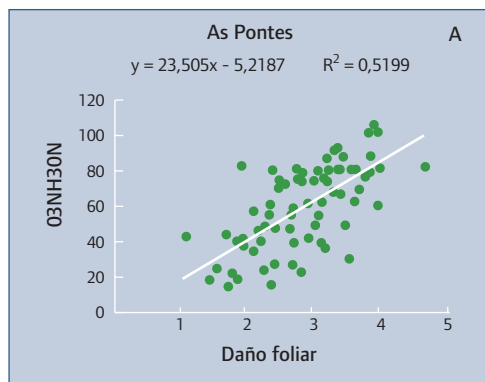
- Microtrasplantes de especies cultivadas (*Lolium perenne*; *Trifolium repens*, *Lactuca sativa*...) y forestales (*Pinus sp.*), que nos informan sobre daños y posibilidades de biomagnificación trófica vía herbívoros.



[Figura 12]

Biomonitorización del ozono troposférico en Galicia mediante microtrasplantes de tabaco (*Nicotiana tabacum*). Foto: Diferencia de daños de los oxidantes fotoquímicos sobre el haz de los clones de tabaco Bel W3 (sensible) y B (resistente)

(Grupo de Ecotoxicología de la USC)



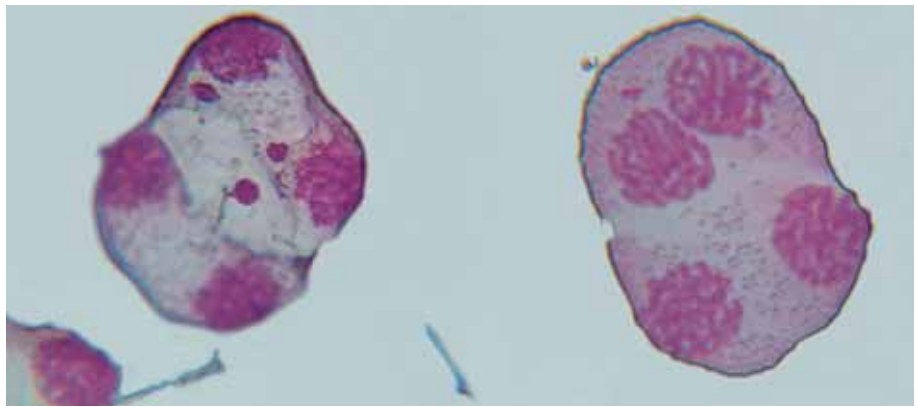
■ Trasplantes del híbrido de *Tradescantia* (clon 4430), que nos permite evaluar riesgos de genotoxicidad (Ma *et al.*, 1994) a través de la frecuencia relativa de micronúcleos (Trad-MCN) [figura 13] y de filamentos de estambres (Trad-SH). La predicción de riesgos genotóxicos puede ser reforzada mediante el estudio de granos de polen en pinos nativos (Miceta y Murin, 1998).

■ Para la estima de posibles daños subletales, también se plantea el estudio de alteraciones morfológicas (asimetría fluctuante) en organismos trasplantados y nativos del entorno de cada estación de control.

[Figura 13]

Test de genotoxicidad de micronúcleos de *Tradescantia híbrida* (clon 4430). El riesgo ambiental es proporcional al grado de clastogenicidad o frecuencia de células con micronúcleos (izquierda) frente a células normales (derecha)

(Grupo de Ecotoxicología de la USC)



■ Existen muy pocos trabajos sobre el empleo de las abejas y la miel (Carballeira y Retuerto, 1992) para el control de la calidad del aire. El interés del uso de microcolmenas de *Apis mellifera* radica en su capacidad de integrar la situación de contaminación por el área de campeo y por representar a un grupo numeroso de organismos (insectos) de gran interés para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres y agrícolas (polinización). Además, se pueden estudiar larvas y adultos biomarcadores de agentes neurotóxicos (Westake y col., 1985).

Desde una perspectiva edáfica estricta, un sistema integrado de evaluación de la calidad del hábitat debe contemplar: análisis de toxicidad microbiana general (respirometría) y específica (tasas de descomposición, mineralización, desnitrificación...); test de inhibición de microalgas (test de *Scenedesmus*, *Selenastrum*); bioacumulación y fitotoxicidad mediante ensayos de germinación, crecimiento y estrés de especies pratenses (*Lolium*, *Trifolium*...), de cultivos (*Lactuca*, *Rabanus*) o forestales (*Pinus* sp.) y efectos sobre esfuerzo reproductor (*Brassica*); análisis de genotoxicidad (test de *Tradescantia*); bioacumulación y toxicidad en nematodos (*Lumbricus friendi*, *Dendrobaena madeirensis*, *D. octaedra*) y

supervivencia y fertilidad en colémbolos (test de *Folsomia cándida*); y un ensayo de tolerancia inducida a nivel de comunidad (PICT), en muestras de suelo o sus lixiviados (Calow, 1993; Riviere, 1998).

## 6. Banco de Especímenes Ambientales de Galicia

Se estima que en los años ochenta (Iyengar y Bubramanian, 1997) sesenta mil compuestos químicos eran utilizados habitualmente en el mundo y que cada año se producen –según el Inventario Europeo de Sustancias Comerciales– más de 100.000 compuestos, de los cuales entre 1.000 y 2.000 ingresan en el mercado. Por otro lado, de los casi cien mil productos de uso común hoy en día solamente tenemos un conocimiento exhaustivo de unos 2.000; del resto se desconocen sus propiedades, transformaciones, efectos y riesgos biológicos a corto plazo, y menos a largo plazo, sobre el hombre, plantas, animales, y ecosistemas (toxicidad y ecotoxicidad) y su capacidad de distribución, persistencia, acumulación y destino final en el ambiente. Además, solamente de una parte de estos compuestos existe información disponible sobre los niveles de producción, los fines para los cuales estos son utilizados y menos sobre los residuos de los procesos de producción y de las impurezas que acompañan al producto principal.

A este problema habría que añadirle que nuestra capacidad de análisis y detección en muchos casos y, sobre todo, en matrices naturales está muy limitada, desconociendo totalmente el o los posibles agentes causales de un daño biológico. Si una técnica analítica no está convenientemente desarrollada actualmente para investigar un contaminante, en medio natural no se analizan por definición las muestras y todo lo que no se busca no se encuentra; además, hemos de recordar en este sentido que las exposiciones crónicas aun a muy bajas concentraciones pueden derivar en problemas biológicos graves, incluida la salud humana (mutageneidad, disruptores hormonales...).

Estos hechos han estimulado el interés investigador para clarificar los parámetros más importantes por los cuales se gobiernan los destinos y las acciones de estas sustancias (Stoepler *et al.*, 1987). La combinación del seguimiento ambiental, las investigaciones ecotoxicológicas y los *Bancos de Especímenes Ambientales (BEA)* se están convirtiendo en los principales instrumentos de las sociedades desarrolladas para la identificación y evaluación de riesgos –para la salud humana y de los ecosistemas– que conlleva la liberación de numerosas sustancias químicas, tanto homobióticas como xenobióticas, al medio ambiente



(Roosbach y Kniewald, 1997a; Giege y Odsjö, 1993). Estos *BEA* adquieren sus máximas ventajas al formar parte de un concepto global de seguimiento o vigilancia ambiental, tal y como ha ocurrido en diferentes países (Keune, 1993).

Podemos definir un *BEA* como: «*El instrumento que tras una recolección sistemática realiza un almacenamiento a largo plazo de una o varias muestras de tipos de especímenes biológicos representativos –del hombre y de los ambientes terrestres, acuáticos y marinos–, para un posterior análisis; para lo cual se ha de cuidar de la óptima estabilidad de las muestras, preservando durante largos periodos los constituyentes originales y sus contenidos en sustancias bioacumuladas*» (Winn y Gunter, 1990; Odsjö, 1997; Jayarama Reddy y col., 1993, Stoepler y col., 1987).

Así pues, la recolección, preparación y almacenamiento de especímenes ambientales –bióticos fundamentalmente– para el seguimiento y el análisis retrospectivo están motivados por un gran número de poderosos argumentos (Roosbach y Kniewald, 1997b) y las actividades desarrolladas por los bancos son el mejor modo de obtención de muestras para posteriores análisis en diferentes campos: biológicos, ecológicos, químicos, médicos... A estas actividades hay que añadir las de proyectos que recogen especímenes ambientales para diferentes propuestas pero que también almacenan las muestras de algún modo (Giege, 1997). Aunque los *BEA* sean aún instituciones novedosas, ya hay suficientes experiencias para demostrar el gran número de ventajas que ofrecen los mismos. Igualmente para el desarrollo de una política adecuada hacia la protección efectiva de daños y hacia una evaluación de riesgos ecológicos realista es indispensable disponer de una información básica (niveles de referencia, grados de bioacumulación, posibilidad de transferencias tróficas, cinéticas ecotoxicológicas, etc.) que puede ser canalizada a través de los *BEA*.

El concepto de los *BEA*, preservar muestras para uso futuro, ya se practica en el Reino Unido desde hace más de un siglo mediante la experimentación con suelos; tampoco son escasos los estudios retrospectivos que acuden a tomar muestras de herbarios históricos. En la actualidad los *BEA* se han mostrado como una importante herramienta en el seguimiento o vigilancia de contaminantes e investigaciones ecotoxicológicas desde hace más de treinta años, y en algunos países los *BEA* durante este periodo han crecido desde laboratorios locales a institutos nacionales (Odsjö, 1997). El país pionero fue EE.UU., que en los albores de la década de los años sesenta creó el Centro para el Control y Prevención de Enfermedades, primeramente como un banco de suero, que jugó un papel crítico en el establecimiento de la preexistencia de la *Legionella pneumophila* a finales de la década de los setenta y para la determinación de los niveles de fondo de la prevalencia de los Hanta virus en la década de los no-

venta (Elaine y Gunter, 1997), y que, posteriormente, se constituyó como el Banco de Especímenes de Seguimiento Ambiental Nacional de los EE.UU. Al mismo tiempo en Finlandia, desde la década de los años sesenta, se recogían y almacenaban muestras provenientes de los bosques (Kubin y col., 1997), y también fue establecido un *BEA* en Suecia. Tras este embrionario desarrollo, mientras unos países comenzaron con las implementaciones de *BEA*, como Alemania desde 1976, Canadá desde 1977, Japón desde 1980 Dinamarca desde 1988, otros han realizado intentos pero aún no han afianzado este tipo de instituciones, tales como el Reino Unido, China, Eslovaquia, República Checa y Polonia.

Se reconoce un objetivo principal y una serie de objetivos secundarios en un *BEA*; como objetivo principal encontramos las investigaciones de seguimiento retrospectivo, ya que los *BEA* proveen perfiles históricos a largo plazo, es decir, son un archivo histórico de las muestras recolectadas periódicamente, básico para la determinación de las tendencias temporales de los diferentes contaminantes mediante un análisis retrospectivo; se trata, por lo tanto de un seguimiento a largo plazo. Como los deterioros de la salud y los problemas ecológicos van a surgir, los *BEA* serán capaces de establecer, identificar y cuantificar los productos químicos (sustancias) que en el momento del almacenamiento *no habían sido*: (I) previamente identificados (es decir, no se conocía la existencia del compuesto) y que sólo posteriormente han llegado a conocerse (como el mirex o el toxafeno); (II) reconocidos como peligrosos, tóxicos o contaminantes; (III) analizados debido a problemas económicos; (IV) analizados porque cuando se recogieron no existía la metodología adecuada para la medida precisa del compuesto, esperando que con el paso del tiempo y los avances tecnológicos las nuevas técnicas analíticas más refinadas (y económicas) sean capaces de determinar qué compuestos químicos fueron introducidos en el pasado.

Ecosistemas litorales
<b>Medio</b>
Sedimento
<b>Comunidad planctónica Macroalgas y fanerógamas</b>
<i>Fucus ceranoides</i>
<i>Fucus spiralis</i>
<i>Ascophyllum nodosum</i>
<i>Ulva sp.</i>
<i>Enteromorpha sp.</i>
<i>Zostera noltii</i>
<b>Moluscos</b>
<i>Cerastoderma edulis</i>
<i>Venerupis decussata</i>
<i>Venerupis pullastra</i>
<i>Mytilus galloprovincialis</i>
<i>Ostrea edulis</i>
<i>Scrobicularia plana</i>
<i>Littorina littorea</i>
<i>Nucella lapillus</i>
<b>Poliquetos</b>
<i>Nereis diversicolor</i>
<i>Arenicola marina</i>
<b>Aves</b>
<i>Larus cachinnans</i>

[Figura 14]

Especímenes seleccionados para el Banco de Especímenes Ambientales de Galicia (BEAG) agrupados por ecosistemas

Aguas continentales
<b>Musgos y hepáticas</b>
<i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Rinchostegium ripariodes</i> <i>Scapania undulata</i> <i>Brachytecium rivulare</i> <i>Fissidens polyphyllus</i>
<b>Fanerógamas</b>
<i>Potamogeton sp.</i> <i>Ranunculus sp.</i>
<b>Peces</b>
<i>Salmo trutta morfl fario</i> <i>Chondostroma polylepis</i>

Ecosistemas terrestres
<b>Medio</b>
Suelo (hojarasca-humus-suelo superficial)
<b>Fanerógamas</b>
<i>Quercus robur</i> (hojas) <i>Pinus pinaster</i> (acículas)
<b>Criptógamas</b>
<i>Scleropodium purum</i> <i>Hypnum cupressiforme</i>
<b>Vertebrados</b>
<i>Turdus merula</i> <i>Apodemus sylvaticus</i>
<b>Nemátodos</b>
<i>Lumbricus friendi</i> <i>Dendrobaena madeirensis</i> <i>Dendrobaena octaedra</i>
<b>Gasterópodo</b>
<i>Helix aspersa var. aspersa</i>
<b>Insectos</b>
<i>Apis mellifera</i>

Ecosistemas urbanos
Sedimentos de depuradora

Como objetivos secundarios destacarían:

a) Constituir una red de vigilancia periódica para la verificación de detecciones tempranas del incremento de las tendencias de peligrosos contaminantes ya conocidos.

b) Realizar un control retrospectivo de las medidas en la protección (legislación) y la gestión, mediante la posibilidad de relacionar el estado del nivel de contaminación de hoy en día con los niveles de contaminación de esos ecosistemas hace o dentro de algunos años, para conocer el éxito y la eficacia de la gestión ambiental y las medidas legislativas ambientales.

c) Ser una fuente de obtención de niveles de fondo (*background levels*) para discernir el momento en que se introdujo un compuesto, permitiendo identificar las posibles fuentes de contaminantes.

d) Ser un instrumento para la investigación química, como disponer de material de referencia para la documentación de la eficacia analítica mediante la redeterminación (calibrado) de compuestos orgánicos e inorgánicos.

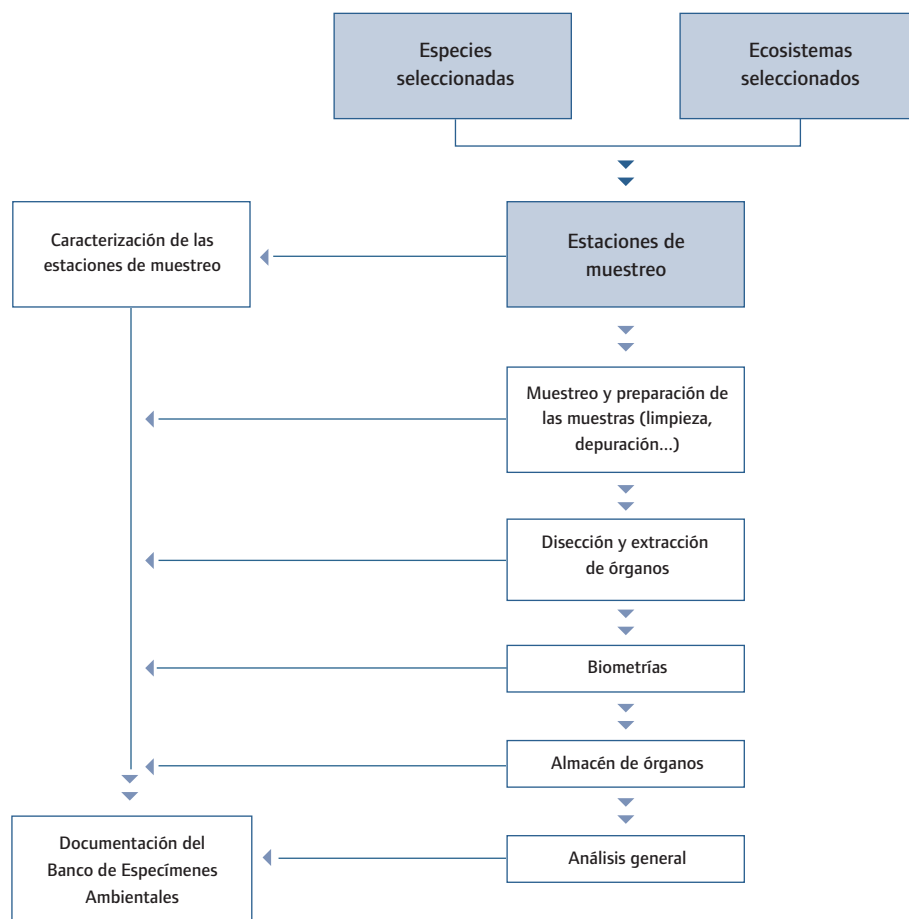
e) Ser un apoyo para investigaciones en genética de poblaciones, patología y sistemática, conservación de especímenes biológicos para análisis retrospectivo, además de la conservación de especies y protección de sus capacidades genéticas.

f) Constituir una base para investigaciones ecológicas, estudio del alcance de afectación de los organismos silvestres (biomarcadores), de la modelización de las tendencias concernientes a ecosistemas, en el campo de la bioindicación con respecto a la identificación y reevaluación de bioindicadores utilizados para determinadas propuestas.

g) Servir de fundamento para la evaluación de riesgos potenciales para el hombre, en el control de contaminantes existentes en especies que son de frecuente consumo.

La construcción de un *BEA* no es una labor fácil ni económica y, para su implantación, entre los principales problemas que nos encontramos están el adecuado desarrollo de criterios de elección de especies [figura 14] y realización de un diseño sistemático: de localización geográfica de los puntos de muestreo, del esfuerzo de muestreo, de su periodicidad,

de la recolección, transporte, caracterización, preparación y almacenamiento de las muestras [figura 15], que permita salvaguardar su integridad durante largo tiempo. Otros conflictos aparecen al desarrollar los criterios de priorización en la elección de los especímenes (bióticos y abióticos) que han de ser almacenados y en la determinación de los compuestos químicos, tanto orgánicos como inorgánicos, para la caracterización analítica de las muestras, seleccionados en el tiempo acorde con las necesidades.



[Figura 15]  
Esquema sobre el protocolo de funcionamiento de un Banco de Espécimes Ambientales

En la actualidad la Universidad de Santiago de Compostela, a través del Grupo de Ecotoxicología (Área de Ecología), y subvencionado por la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia, está tratando de implantar un *Banco de Especímenes Ambientales* a escala regional, adaptado a las características naturales y humanas de esta Comunidad Autónoma, teniendo de este modo la oportunidad única de ponernos en el grupo de cabeza de los países con alto desarrollo en instrumentos ambientales.

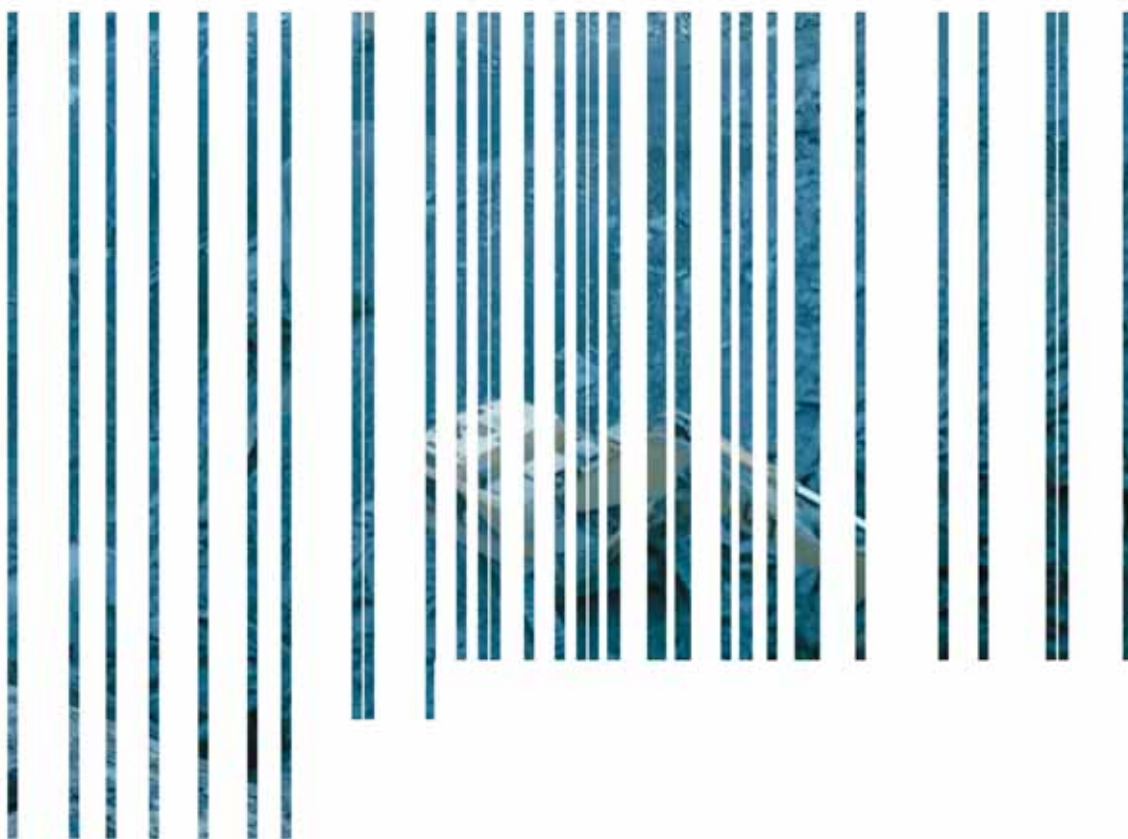
Febrero de 2000





D. Prada Rodríguez  
E. Fernández Fernández  
P. López Mahía  
S. Muniategui Lorenzo

Presencia de  
**sustancias químicas**  
en el medio ambiente natural





# Presencia de sustancias químicas en el medio ambiente natural

D. Prada Rodríguez  
E. Fernández Fernández  
P. López Mahía  
S. Muniategui Lorenzo

*Departamento de Química Analítica  
Instituto Universitario de Medio Ambiente. Universidad de A Coruña*

## 1. Introducción

Existen pocos problemas del medio ambiente que no puedan relacionarse en su origen con algún tipo de concentración excesiva de sustancias químicas. Por otra parte, el desarrollo económico está basado en gran medida en los avances e innovaciones logrados por la industria química. Este proceso ha dado lugar a la comercialización y utilización en diferentes aplicaciones de sustancias químicas en número y cantidad cada vez mayores. En términos aproximados se han identificado una cifra superior a los diez millones de compuestos químicos (naturales o artificiales). De estos, unos cien mil se producen comercialmente (entre 200 y 300 nuevas sustancias químicas acceden al mercado cada año) y pueden ser causa de preocupación. Las estimaciones indican que la producción mundial actual de sustancias químicas se eleva a



unos 450 millones de toneladas. Muchas de ellas se aplican directamente en el medio ambiente o se vierten una vez utilizadas. Solamente se dispone de datos toxicológicos y ecotoxicológicos adecuados para un reducido grupo de sustancias, y los datos relativos a vías medioambientales y efectos ecotoxicológicos son aún más escasos.

Considerado en un principio como un riesgo potencial, fundamentalmente para la salud humana, el impacto de las sustancias químicas sobre el medio ambiente fue adquiriendo interés creciente a partir de los años 60. Hasta entonces no se había prestado mucha atención a la limitada capacidad de la atmósfera y la hidrosfera para asimilar el continuo aumento del vertido de estas sustancias. La bioacumulación de ciertos productos químicos en la cadena alimentaria y sus consecuencias para el funcionamiento normal de los ecosistemas y el bienestar humano tampoco se entendieron plenamente.

### **1.1. Fuentes de las sustancias químicas que entran en el medio ambiente**

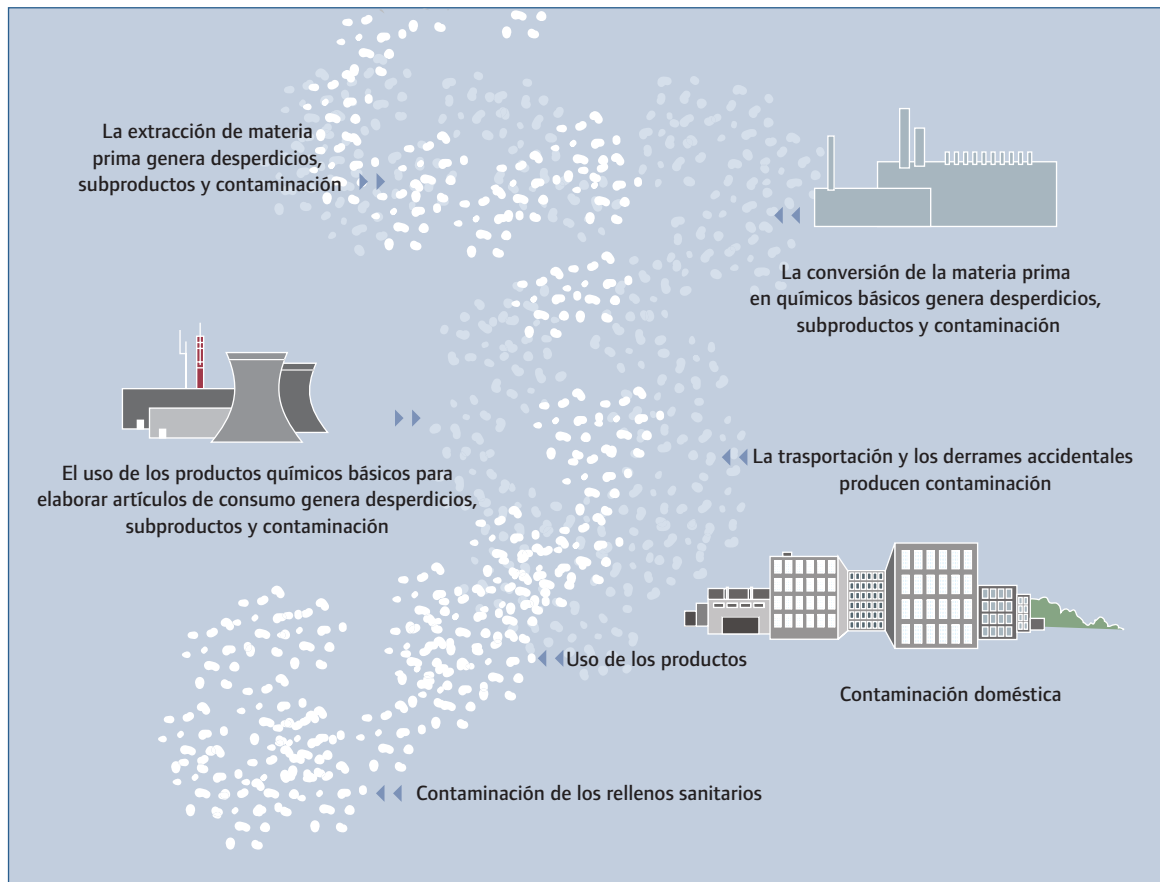
Para entender cómo pasan al medio ambiente los materiales peligrosos, tenemos que atender a varios aspectos de la vida y del trabajo en nuestra sociedad. Consideremos, en primer lugar, que los materiales que componen casi todo lo que usamos, del champú y la pasta dentífrica al aparato de televisión, son productos de la tecnología química. Nuestro uso apenas constituye una etapa en el ciclo de la vida de los productos, que se refiere a todos los pasos, desde extraer la materia prima hasta la eliminación final. Por ejemplo, cuando usamos el champú está implícito que hubo que obtener la materia prima y producir varias sustancias químicas para elaborarlo, lo mismo que el frasco. Es inevitable que haya desechos y subproductos químicos en los procesos de producción. Además, pensemos en los riesgos de accidentes y derrames durante la manufactura y en el transporte de la materia prima, el producto terminado o los desperdicios. Por último, ¿qué pasa con el champú para el pelo que luego de su uso se va por el caño?, ¿y qué ocurre con el envase que va a la basura con todavía algunas gotas de champú, o hasta casi lleno si no le gustó después de probarlo?

Multipliquemos esto por los cientos de miles de productos que utilizan miles de millones de personas en hogares, fábricas y empresas, y tendremos una idea de la magnitud de la situación. En cada etapa –extracción de la materia prima, manufactura, uso y deshecho– varios productos y subproductos químicos pasan al medio, con posibles consecuencias tanto para la salud humana como para el ambiente [figura 1].



El uso de muchos productos –digamos pesticidas, fertilizantes, productos para las carreteras– implica su introducción directa en el ambiente, o que una parte de ellos pase al entorno, como cuando se evaporan los disolventes de pinturas y pegamentos. Y todavía hay que contar con el ciclo de vida de materiales que se emplean marginalmente en el artículo deseado; pensemos en lubricantes, disolventes, líquidos limpiadores y enfriadores, etc., con cuales-

[Figura 1]  
Ciclo de vida de los productos



quiera contaminantes que lleven. En el mismo caso se encuentran los ciclos de vida de la gasolina, el carbón y otros combustibles quemados para obtener energía. Además de los desechos inevitables en todos los casos, hay la posibilidad de fugas accidentales, que van de los derrames mínimos en los tanques de almacenamiento al naufragio de enormes buques cisternas como el petro-

lero griego Mar Egeo que en diciembre de 1992 vertió unas 80.000 toneladas de crudo en las proximidades de A Coruña.

Las emisiones de sustancias químicas ocurren en cualquier sector de las plantas industriales más grandes, lo mismo que en las tiendas pequeñas y los hogares, y en tanto que los acontecimientos únicos en los que se escapan grandes cantidades de un agente químico constituyen desastres y acaparan los encabezados de los diarios, las cantidades totales que ingresan en el ambiente en forma rutinaria de millones de hogares y centros de trabajo es mucho mayor y representa un riesgo general importante para la sociedad. Aunque es difícil probar la relación, a menudo el constante aumento en la incidencia de cáncer se achaca a la contaminación ambiental.

Aparte de algunos signos incipientes de amenaza química contra el medio ambiente (por ejemplo, la contaminación por mercurio manifestada en la enfermedad de Minamata en Japón, las altas concentraciones de mercurio en la caza y la pesca en Suecia, la eutrofización de los lagos, la contaminación por PCB y DDT), sólo en fechas relativamente recientes se ha admitido que las sustancias químicas que llegan al medio ambiente pueden causar, en general, graves perjuicios a la salud humana y en todos los ámbitos medioambientales, independientemente de que su presencia se deba a operaciones normales o sea el resultado de accidentes.

Las fuentes naturales o artificiales de productos químicos peligrosos para la atmósfera son numerosas [figura 2].

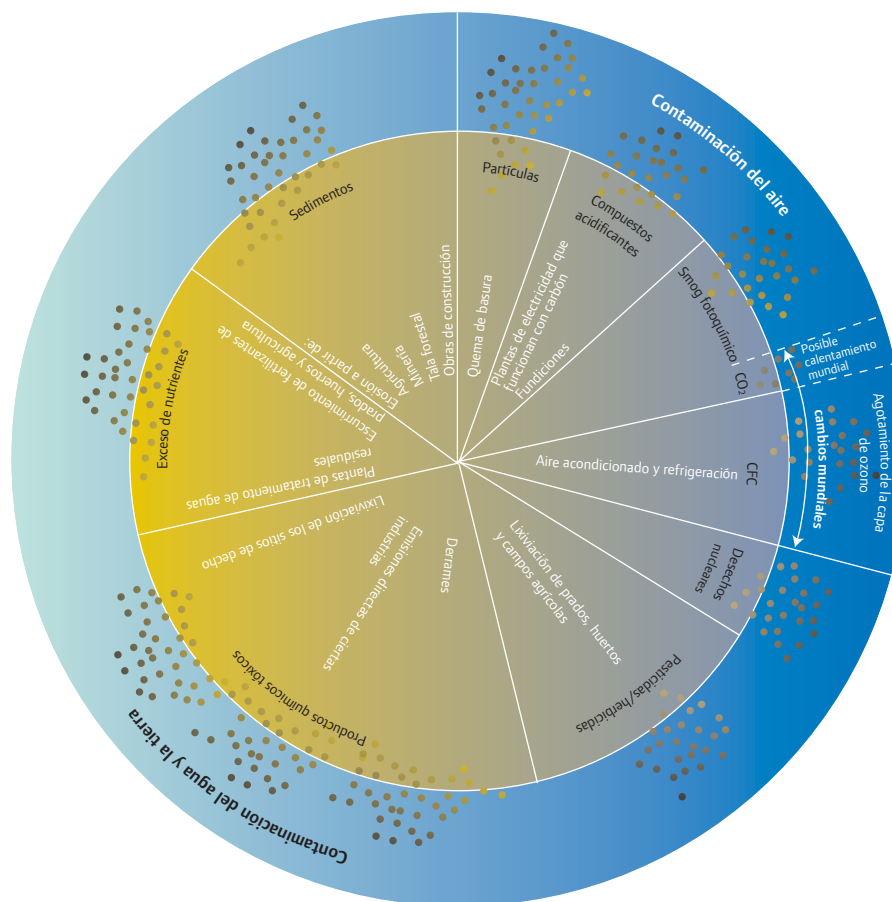
En áreas muy industrializadas o densamente pobladas suelen verterse sustancias químicas al medio acuático en grandes cantidades a través de las canalizaciones industriales o de las redes de alcantarillado municipales. A parte de este factor de riesgo, el peligro para el medio ambiente proviene de que estos vertidos contienen cantidades significativas de muchos tipos de sustancias químicas utilizadas comercialmente.

El vertido de sustancias químicas muy tóxicas (a menudo incluidas en otras sustancias químicas producidas masivamente) también causa problemas graves. Son ejemplos bien conocidos de esta situación los hidrocarburos y los metales pesados.

Las sustancias químicas, una vez emitidas a la atmósfera, suelen depositarse con el agua de lluvia y la nieve y acaban en los ríos y los mares a través de procesos de escorrentía. Otra fuente de emisión de estas sustancias es la utilización de plaguicidas, que contienen productos químicos potencialmente peligrosos que pueden filtrarse hasta alcanzar las aguas subterráneas. Algunas sustancias no degradables (metales pesados) y de lenta degradación (bifenilos policlorados (PCB), dioxinas) pueden transformarse en compuestos intermedios

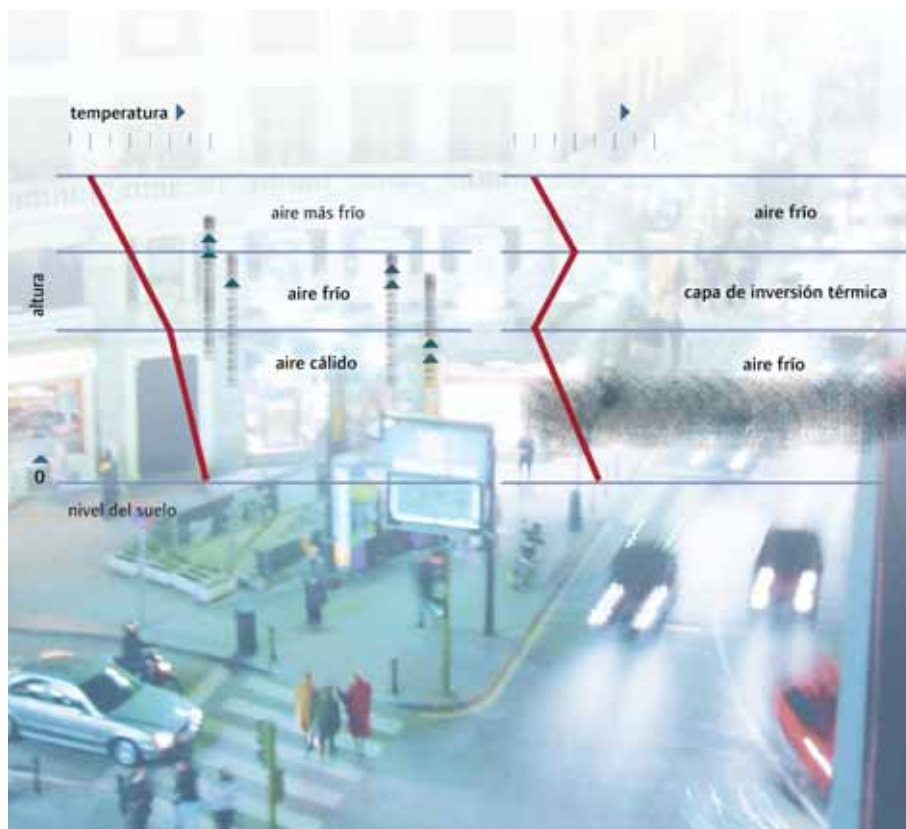
[Figura 2]

Principales categorías de contaminación y actividades que las causan



de mayor toxicidad (DDE a partir del DDT y metilmercurio a partir del mercurio). Por otra parte, la bioacumulación puede producirse en la cadena trófica, con la producción consiguiente de concentraciones tóxicas para la biota, sobre todo para los grandes depredadores. No debemos olvidarnos de los compuestos orgánicos volátiles (COV), mezcla compleja de sustancias con base carbonada, que se evaporan con facilidad a la atmósfera. Cuando los COV se mezclan con óxidos de nitrógeno y son irradiados por la luz UV procedente del sol, la atmósfera se comporta como un gran reactor fotoquímico. El tipo de reacciones puede dar lugar al smog fotoquímico, fenómeno intensificado por ciertas condiciones de las que la más importante es la *inversión térmica* [figuras 3a, b].

En términos de contaminación ambiental los metales traza son generalmente más importantes que los macroelementos, debido a sus efectos sobre los organismos vivos.



[Figura 3]

Inversiones térmicas causantes de episodios de concentraciones elevadas de contaminantes atmosféricos

Algunos de estos metales son esenciales para la vida en concentraciones traza (Cu, Zn), pero ejercen efectos nocivos al sobrepasar determinados umbrales. Otros no presentan acción beneficiosa alguna y son tóxicos a partir de mínimas concentraciones específicas (Hg, Pb, Sn).

Compuestos orgánicos como los hidrocarburos alifáticos e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), están ampliamente distribuidos en el medio ambiente como resultado de numerosas actividades humanas, convirtiéndose estos compuestos en polucionantes de interés primario, debido a su toxicidad bien documentada (propiedades mutagénicas y cancerígenas de PAH) y persistencia en el medio ambiente.

La acumulación de PCB en el ambiente está demostrada por su presencia en muestras de aire, hielo y nieve, y en un amplio número de organismos, incluyendo plancton, peces, mamíferos marinos y terrestres, así como en el hombre. Estos compuestos siguen llegando al medio ambiente a través de una serie de fuentes.

## 1.2. Impactos de los productos químicos

Las sustancias químicas presentan grandes diferencias en cuanto a sus posibles impactos indeseables sobre el medio ambiente. En los tres últimos decenios se ha comprobado que muchas de ellas tienen graves repercusiones en los procesos y organismos naturales, incluidos los seres humanos.

Ciertas sustancias químicas que pasan al medio se descomponen poco a poco y son asimiladas por los procesos naturales. Así, cuando quedan lo bastante diluidas dejan de plantear riesgos para el ambiente y la salud de los seres humanos, aun cuando en dosis grandes sean muy tóxicas (concentraciones elevadas en exposiciones a corto plazo). Hasta hace muy poco se asumía en general que «la dilución es la solución de la contaminación».

Sin embargo, hay dos clases de sustancias químicas en las que la dilución no funciona: (1) los *metales pesados y sus compuestos*, y (2) los *compuestos orgánicos sintéticos no biodegradables*. Lejos de «desaparecer» en el medio, estas sustancias tienden a ser absorbidas y concentradas por los seres vivos, incluyendo a los humanos, hasta que alcanzan dosis mortales. Este proceso de concentración plantea otro riesgo de salud, uno a largo plazo por acumulación de cantidades pequeñas.

La característica que hace que los metales pesados y los compuestos orgánicos sintéticos no biodegradables sean tan peligrosos es su tendencia a acumularse en los organismos. Por esta causa, cantidades reducidas y en apariencia inofensivas absorbidas durante un largo periodo llegan a alcanzar niveles tóxicos. Este fenómeno se conoce como bioacumulación.

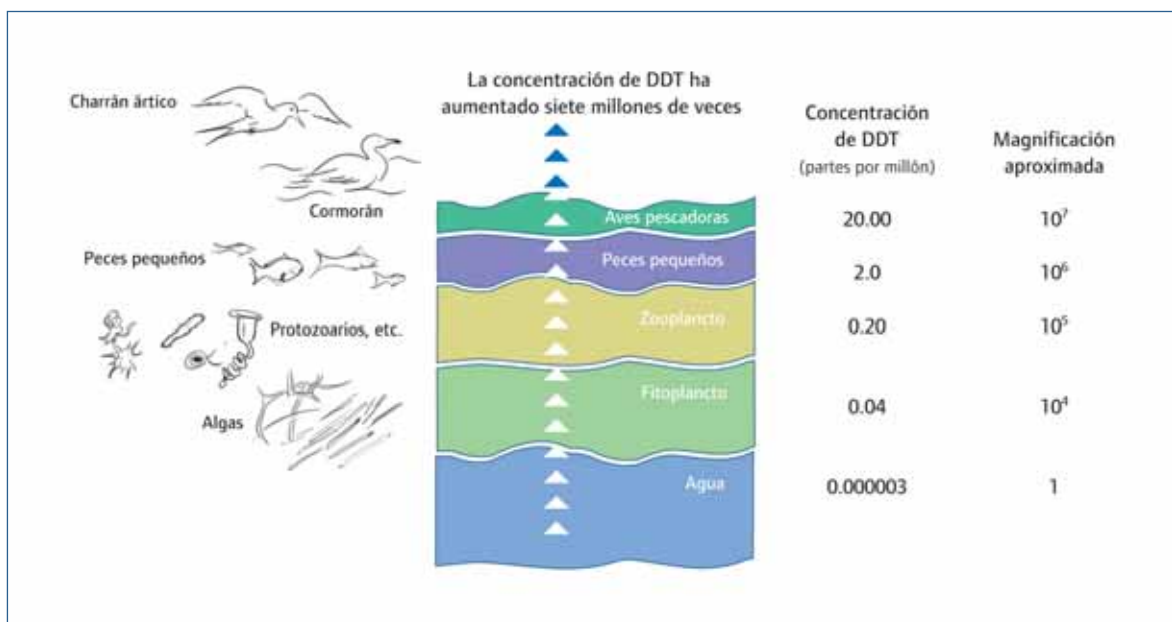
La bioacumulación, que ocurre en el individuo, se agrava conforme avanza la cadena alimenticia. Cada organismo acumula la contaminación de sus alimentos, de modo que la concentración en su cuerpo es muchas veces mayor que en éstos. El siguiente organismo de la cadena tiene ahora un alimento más contaminado y acumula el agente en un grado aún mayor. Todo el contaminante acumulado en la gran biomasa de la base de la pirámide alimentaria se concentra, al avanzar por las cadenas, en la biomasa cada vez más pequeña de los organismos de la parte superior. Este efecto multiplicador de la bioacumulación a lo largo de las cadenas alimentarias se llama *biomagnificación*. En la [figura 4] se muestra un ejemplo documentado de biomagnificación en el hidrocarburo clorado DDT, ahora prohibido en muchos países, pero aún utilizado en varios de los no industrializados.

Uno de los aspectos más desoladores de la bioacumulación y la biomagnificación es que no hay síntomas de advertencia hasta que las concentraciones del contaminante en el organismo son lo bastante elevadas como para dar pro-

blemas, y entonces suele ser demasiado tarde para hacer algo. Como ocurre con frecuencia, no se reconocieron estos dos fenómenos hasta que problemas serios los trajeron a la luz. En los años sesenta, se observó un aumento en la mortalidad de muchas especies de poblaciones de aves de rapiña, incluyendo el águila cabeza blanca y el pigargo. Las investigaciones de la causa revelaron que se trataba de biomagnificación del DDT, como se muestra en la [figura 4]. Este descubrimiento llevó a la prohibición, en diversos países, del DDT y muchos pesticidas relacionados.

[Figura 4]

Biomagnificación del DDT



Un episodio trágico a comienzos de los años setenta, conocido como la enfermedad de Minimata, mostró la posibilidad de biomagnificación del mercurio y otros metales pesados. El nombre de la enfermedad viene de la pequeña aldea de pescadores de Japón donde ocurrió el incidente. A mediados de los años cincuenta, los gatos del lugar comenzaron a mostrar movimientos espásticos seguidos de parálisis parcial, coma y muerte. Al principio se pensó que se trataba de un síndrome propio de esos animales y se le prestó poca atención. Cuando la gente comenzó a padecer los mismos síntomas, la preocupación fue alarmante. También se observaron otros síntomas, como retraso mental, locura y defectos congénitos. Al final, los científicos y los expertos sanitarios diagnosticaron la causa como envenenamiento agudo con mercurio.



Una compañía química cerca de la aldea descargaba residuos que contenían mercurio en un río que desaguaba en la bahía donde los aldeanos pescaban. El mercurio, que se asentaba con los detritos, era absorbido y acumulado primero por las bacterias y luego se magnificaba conforme subía en la cadena alimentaria hasta los peces y gatos o los hombres. Los gatos enfermaron primero y con más gravedad porque se alimentaban casi nada más que con desechos de pescado. Cuando la situación fue controlada, 50 personas habían muerto y 150 sufrían daños serios en el sistema nervioso y huesos. Todavía hoy la tragedia subsiste en los descendientes inválidos y retardados.

Para complicar la situación de los materiales peligrosos en el ambiente, hay relaciones entre los contaminantes y los microorganismos patógenos. Por ejemplo, en 1991 en las playas del Atlántico se encontraron muertos grandes cantidades de delfines y otros mamíferos marinos. Los análisis mostraron que tales animales habían acumulado en los tejidos concentraciones importantes, pero no mortales, de varios hidrocarburos clorados; la causa de las muertes parecía ser los microorganismos patógenos. ¿Hay alguna relación entre los agentes patógenos y los contaminantes, o la presencia de éstos es sólo incidental? Muchos investigadores argumentan que los contaminantes debilitan el sistema inmunológico del organismo y lo hacen más proclive a las infecciones. Es muy difícil probar esta hipótesis, pero crea otro tema de preocupación.

Todos estos conocimientos acerca de los riesgos a largo plazo de las sustancias tóxicas se basan en descubrimientos recientes, logrados por experiencias como la que acabamos de referir. Antes de esto, el manejo de los materiales peligrosos se limitaba a desecharlos indiscriminadamente.

Desde tiempo atrás, los desechos químicos de todas clases se han eliminado lo más rápidamente posible. Ahora pensamos que nuestros métodos son superiores, pero aún persisten muchos problemas de contaminación de la tierra, el agua y el aire causados por materiales peligrosos.

Las leyes de aire limpio y aguas limpias y sus enmiendas posteriores siguen siendo la piedra angular de la legislación ambiental. Sin embargo, su aprobación, a comienzos de los setenta, dejó una enorme laguna. Si no es posible arrojar los residuos a la atmósfera ni a los ríos, ¿qué se hace con ellos? La industria optó por la descarga en tierra, lo que en esa época no estaba regulado. La eliminación indiscriminada en el aire y el agua se convirtió en eliminación indiscriminada en la tierra. En retrospectiva, vemos que esas leyes, con todas sus mejoras de la calidad del aire y el agua, también transfirieron los contaminantes de una parte del medio a otro.

En este sentido la Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la Prevención y Control Integrado de la Contaminación, trata

de complementar en su parcela los objetivos y principios de la política comunitaria del medio ambiente, que, como pone de manifiesto el Tratado de Constitución de la CE, se encamina a la prevención, reducción y, en la medida de lo posible, a la eliminación de la contaminación. Asimismo, el V Programa Comunitario de Medio Ambiente considera prioritario el control integrado de la contaminación, ya que el tratamiento por separado del control de las emisiones a la atmósfera, el agua o el suelo puede potenciar la transferencia de contaminación entre los diferentes ámbitos del medio ambiente, en lugar de proteger al medio en su conjunto.

Pueden encontrarse productos químicos tóxicos en el aire, el agua, el suelo y la biota y, en consecuencia, en los alimentos para el consumo humano. Tanto los seres humanos como otras especies pueden verse expuestos, por tanto, a esos compuestos a través del aire que respiran, los alimentos que comen o el agua que beben, así como por contacto directo.

Los productos químicos presentan una amplia serie de propiedades. Algunos reaccionan fácilmente, o son inflamables, explosivos o corrosivos. Los de carácter tóxico, que alcanzan tejidos sensibles del organismo humano, pueden producir molestias y lesiones, disfunciones o cambios de estructura, y causar enfermedades y muertes. Implican, asimismo, riesgos de intoxicación aguda de carcinogenicidad o de efectos genéticos (mutaciones) en los seres humanos y en otros organismos. Pueden afectar también a la reproducción y a los sistemas nervioso e inmunitario, y causar sensibilización. Otros efectos, menos graves pero muy molestos, son la irritabilidad y las reacciones alérgicas. Estas repercusiones pueden limitarse a individuos aislados o afectar a poblaciones enteras de grandes zonas o incluso a generaciones futuras.

Los productos químicos tóxicos pueden producir, además, impactos ecológicos al afectar a las reacciones bioquímicas de los organismos y alterar el conjunto de los procesos y su equilibrio, o inducir efectos directos en la fauna y la flora. Se han registrado muchos efectos imprevistos de productos químicos sobre la vida silvestre, que pueden ser letales para algunas especies, reducir la capacidad de supervivencia de otras o acumularse en la cadena trófica hasta alcanzar niveles tóxicos. La determinación de las causas y efectos en la vida silvestre es normalmente más compleja que lo que atañe a la salud humana.

Ciertos productos químicos producen, asimismo, efectos físico-químicos globales. Pueden señalarse como ejemplos los clorofluocarbonos (CFC) y el agotamiento de la capa de ozono troposférico, o la contribución de los niveles cada vez mayores de dióxido de carbono y metano en la atmósfera al efecto invernadero.

La peligrosidad de un producto químico depende de sus propiedades físico-químicas, de su toxicidad y ecotoxicidad, del uso a que se destina, de la forma de empleo y, sobre todo, de las cantidades empleadas.

Los efectos inesperados de los productos químicos proceden normalmente del desconocimiento, por ejemplo, de su toxicidad o degradabilidad o de la presencia de contaminantes. También el comportamiento humano puede afectar a las concentraciones químicas en distintos compartimentos del medio ambiente, con la consiguiente influencia sobre los impactos ambientales.

La emisión de sustancias químicas al medio ambiente es un acontecimiento cotidiano. El primer factor que influye en estas emisiones es el modo de empleo de los productos químicos en la agricultura, la industria y los hogares. A su vez, los factores culturales, los hábitos sociales y las razones económicas inciden fuertemente en el alcance y el modo de uso, sobre todo en los compuestos destinados al consumidor normal. Las emisiones pueden proceder de los hogares o del ámbito industrial. Pueden ser el resultado de acciones habituales (el uso generalizado y el desecho de productos o la emisión de efluentes líquidos o gaseosos), de la eliminación más formalizada de los residuos o de accidentes. En zonas densamente pobladas se vierten con frecuencia grandes volúmenes de productos químicos a las masas de agua a través de las tuberías industriales y de la red de alcantarillado urbana.

No se trata, en este capítulo, de hacer una exposición detallada de los distintos tipos de sustancias químicas que afectan negativamente al medio ambiente y, como consecuencia, a la salud humana. Vamos a hablar, en todo caso, de algunas de ellas que han atraído la atención en los últimos años y, por lo tanto, han sido sometidas a vigilancia ambiental.

Trataremos algunos de los productos químicos que han recibido más atención de la OMS y la OCDE, entre otros organismos, y que hemos venido mencionando en los párrafos anteriores.

## **2. Metales pesados y metaloides**

De todos los elementos químicos conocidos, 84 se clasifican como metales. Dentro de éstos, no todos representan riesgos para el medio ambiente; algunos no son tóxicos mientras que otros, aun cuando lo sean, están presentes a niveles de trazas o sus compuestos son insolubles. Solamente unos pocos se consideran en la actualidad como contaminantes ambientales.

Existe un grupo intermedio de elementos descritos como no metales, con características metálicas, llamados metaloides. Este grupo está constituido por

17 elementos entre los que se incluyen el B, Si, Ge, As, Se, Sb y Te. Debido a sus características metálicas y a su importancia como contaminantes en alimentos, deben ser considerados dentro del mismo grupo de los metales.

Con el término metal traza se pretende indicar la abundancia natural de éste; recogiendo en este grupo aquellos metales que se encuentran en la corteza terrestre en proporción igual o inferior al 0,1%. Sin embargo, este término utilizado frecuentemente en química analítica ha variado. En la década de los años 70 el término traza hacía referencia a concentraciones del orden de  $\mu\text{g/g}$  y para cantidades del orden de  $\text{ng/g}$  se utilizaba el término ultratrazas. En la actualidad, y en un futuro próximo, el término traza hará referencia a concentraciones de  $\text{ng/g}$  y ultratrazas a valores del orden de  $\text{pg/g}$  o inferiores.

Análogamente, otros elementos como K, Na, Ca y Mg son denominados macroelementos o metales mayoritarios debido a que sus concentraciones en la mayoría de los organismos son mayores del 0,1%.

En términos de contaminación ambiental los metales traza son generalmente más importantes que los macroelementos debido a sus efectos sobre los organismos vivos. Algunos de estos metales son esenciales para la vida en concentraciones traza (Cu, Zn), pero ejercen efectos nocivos al sobrepasar determinados umbrales. Otros no presentan acción beneficiosa alguna, siendo tóxicos a partir de mínimas concentraciones específicas (Hg, Pb, Sn).

Los elementos metálicos forman parte de la corteza terrestre de manera natural y están presentes en los suelos, ríos y océanos. Muchos de ellos son capaces de alterar los procesos de vida, tienen un uso industrial muy difundido y, como contaminantes, están extendidos a través de la biosfera.

A diferencia de otras especies químicas vertidas al medio ambiente, los metales no son biodegradables, sino que tienden a acumularse en el medio ambiente asociados a la materia orgánica e inorgánica a través de procesos de adsorción, de formación de complejos y combinaciones químicas. Esta estabilidad de los metales favorece el que sean transportados a distancias considerables tanto por aire como por agua transformándose algunas veces en formas más tóxicas del metal.

Uno de los resultados más graves de la persistencia de los metales es su acumulación en las cadenas tróficas, que hemos comentado anteriormente (bioacumulación y biomagnificación)

De acuerdo con «*Clean Air Act*» después de su modificación en 1970, varios metales fueron designados como peligrosos: Be, Hg, Cd, Cu, Pb, Mn, Ni, Sn, Y y Zn a nivel traza, y Ba. La catalogación de peligroso significa que la liberación de la sustancia en cuestión en el medio ambiente debe ser cuidadosamente controlada, ya que una ligera exposición podría dañar la salud humana.

Para esta catalogación la *Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA)* ha tenido en cuenta los siguientes criterios: la cantidad total de emisión anual; número y tamaño de las fuentes en una localidad específica; topografía y condiciones meteorológicas en la zona que rodea las fuentes; y número de personas afectadas por una fuente o grupo de ellas.

Más tarde, en el Symposium «*Earth Sciences and the Quality of Life*», dentro del XXIV Congreso Geológico Internacional, celebrado en Montreal en 1972, fueron catalogados como peligrosos contaminantes medioambientales el Pb, Hg, Cd y Sn. Sin embargo, el Cu, Zn y Mn junto con el Co, Mo, Se, Cr y Fe fueron identificados como elementos traza con algún tipo de función bioquímica.

## 2.1. Fuentes de metales

Los metales están presentes en las diversas matrices medioambientales.

En el medio marino, por ejemplo, su origen está relacionado con los procesos naturales o con las actividades antropogénicas.

### 2.1.1. Fuentes naturales

Los procesos naturales básicos que inciden sobre la presencia de metales en el medio marino son el desgaste geológico (químico y físico) y el lixiviado de los sedimentos. Ambos procesos pueden estar también fuertemente controlados por factores biológicos y bacterianos.

Las principales vías naturales de incorporación de los metales al medio marino son:

- *Aportes costeros*, los cuales incluyen los debidos a los ríos y a la erosión geológica producida por la acción de las olas.
- *Aportes oceánicos*, que incluyen los metales emitidos por las erupciones volcánicas submarinas y los originados en los procesos químicos que tienen lugar en los sedimentos.
- *Aportes atmosféricos*, que representan la principal ruta de entrada de ciertos metales en el mar (como el Pb). Los metales pesados, presentes como gases o aerosoles en la atmósfera, pueden alcanzar la superficie del mar por deposición seca (partículas) y húmeda (lluvia), así como por intercambio gaseoso.

En condiciones naturales, los ríos parecen ser la fuente más importante de aportación de metales pesados al mar. Las aguas fluviales generalmente arrastran y transportan (en forma particulada o disuelta) los productos de la meteorización de las rocas y los componentes de la atmósfera que han llegado a ellas.

Las emisiones atmosféricas pueden ser debidas a erupciones volcánicas, emisiones espontáneas de gases de elementos relativamente volátiles (As, Hg, Se), arrastre de polvo de suelos contaminados, incendios forestales, rocío marino y diversos procesos biológicos.

Las interacciones aire-mar no son procesos de un solo sentido, es decir, el mar es un sumidero para los contaminantes atmosféricos así como una fuente de contaminantes para la atmósfera. Así, la ruptura de las burbujas en la superficie del mar libera partículas de sal marina a la atmósfera, y existen evidencias de que estas partículas se enriquecen con otros contaminantes durante su formación.

### *2.1.2. Fuentes antropogénicas*

A lo largo de toda la historia, durante los procesos de extracción de los metales de la corteza terrestre y su posterior manipulación, transformación y uso industrial se han liberado metales al medio ambiente.

Sin embargo, a partir de la revolución industrial se ha producido un incremento en la demanda de metales, que ha continuado aumentando especialmente en el siglo XX. Desde el inicio de este siglo, el continuo desarrollo tecnológico ha originado un mayor consumo y emisión de metales. Hoy en día se puede afirmar que la mayoría de los artículos existentes en la sociedad moderna poseen algún tipo de metal en su composición o algún metal es empleado en su elaboración.

Este continuo vertido de metales ha alterado la concentración natural de éstos en los diferentes compartimentos del medio (atmósfera, hidrosfera y litosfera), produciéndose en la biosfera un progresivo enriquecimiento en metales.

Entre las fuentes antropogénicas de metales pesados en el medio acuático destacan: el procesado industrial de minerales y metales, la minería y hornos de fundición, producción y uso de materiales que contienen elementos metálicos, la quema de combustibles fósiles, lixiviados de vertederos de residuos, vertidos urbanos, efluentes de aguas residuales; las actividades comerciales marítimas y los residuos y vertidos agrícolas.

Durante el procesado de minerales se forman partículas de polvo conteniendo metales, las cuales pueden ser sólo parcialmente filtradas por medio de sistemas de purificación. Puede decirse que cualquier proceso industrial en el que intervenga el agua es una fuente potencial de metales para los ríos y estuarios. También en los residuos de los procesos químicos de refinado de metales están presentes apreciables cantidades de metales, que de esta forma son descargados sin medidas de corrección.



Ejemplos del uso industrial de los metales y sus compuestos son el electroplateado, la electrolisis, la fabricación de papel, de productos químicos y farmacéuticos, de fertilizantes, de pinturas y plásticos, y el tratamiento de curtidos.

Otra fuente antropogénica importante de metales pesados al medio marino es el lixiviado de metales de basuras y residuos sólidos. La contribución de esta fuente de contaminación ha pasado a ser muy importante en los últimos años. Un ejemplo lo constituyen las escombreras de las minas debido a que puede producirse el paso de metales al medio acuático en escorrentía o a través de capas permeables.

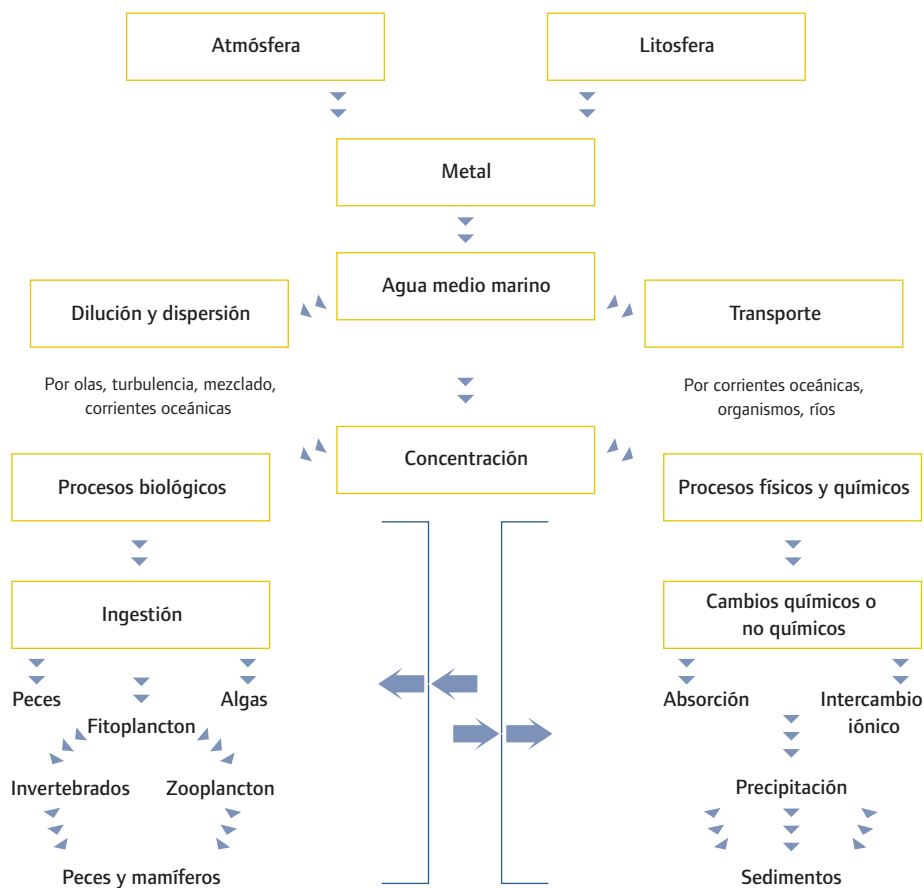
El vertido incontrolado de aguas residuales urbanas (con una carga importante de materia orgánica, metales pesados, fertilizantes, pesticidas y detergentes) constituye una fuente importante de contaminantes sobre todo en sistemas acuáticos donde la renovación de agua es escasa. Este tipo de vertidos ha sido de gran preocupación, por lo que hoy en día, en la mayoría de los núcleos urbanos costeros, se realizan a través de emisarios de gran longitud.

Las emisiones de los automóviles y el empleo de pinturas antiincrustantes en barcos y estructuras marinas también aportan cantidades apreciables de metales pesados al mar. La fracción más importante de estos contaminantes permanece en los estuarios y áreas costeras internas.

La contaminación producida por las prácticas agrícolas se debe fundamentalmente al empleo de pesticidas inorgánicos (sobre todo compuestos de As, Hg y Cu) y de lodos de depuradoras como abono, los cuales generalmente presentan un alto contenido en metales. Los residuos producidos, así como el suelo abonado, contienen concentraciones elevadas de metales, los cuales pueden ser incorporados a los efluentes en los procesos de lixiviado.

## 2.2. Transporte de los metales en el medio marino

Hasta cierto punto los metales traza se mueven por el medio ambiente con independencia de las actividades humanas. Se conocen ciclos naturales (*ciclos biogeoquímicos*) en que los metales se mueven entre los cuatro grandes compartimentos de la Tierra: atmósfera, hidrosfera (agua dulce, agua de mar), litosfera (corteza, suelo, sedimentos) y biosfera (biomasa terrestre, biomasa marina, hombre). La transferencia de metales entre estos compartimentos se realiza fundamentalmente mediante tres grupos de mecanismos: reacciones químicas, actividad bacteriana y toma-deposición por parte de los animales y plantas. Como resultado, los organismos vivos están expuestos a determinadas concentraciones naturales de metales traza.



[Figura 5]  
Transporte de los metales en un sistema acuático

El transporte y distribución de los metales en sistemas acuáticos es muy importante para el control de la contaminación y depende notablemente del estado químico del elemento.

Los metales alcanzan y se incorporan al medio acuático por distintas rutas, entre las que cabe destacar las siguientes:

- **Vertidos directos** desde los barcos, por obras de dragado, de origen industrial, por explotaciones mineras (tanto en el sustrato marino como en el continente), y que consciente o accidentalmente alcanzan el medio acuático. También se incluyen en este apartado los vertidos indiscriminados de aguas y lodos residuales, ricos en materiales de desecho entre los que abundan los metales.
- **Precipitaciones y deposiciones a partir de la atmósfera** que contienen importantes cantidades de metales (dada la mayor extensión del medio marino

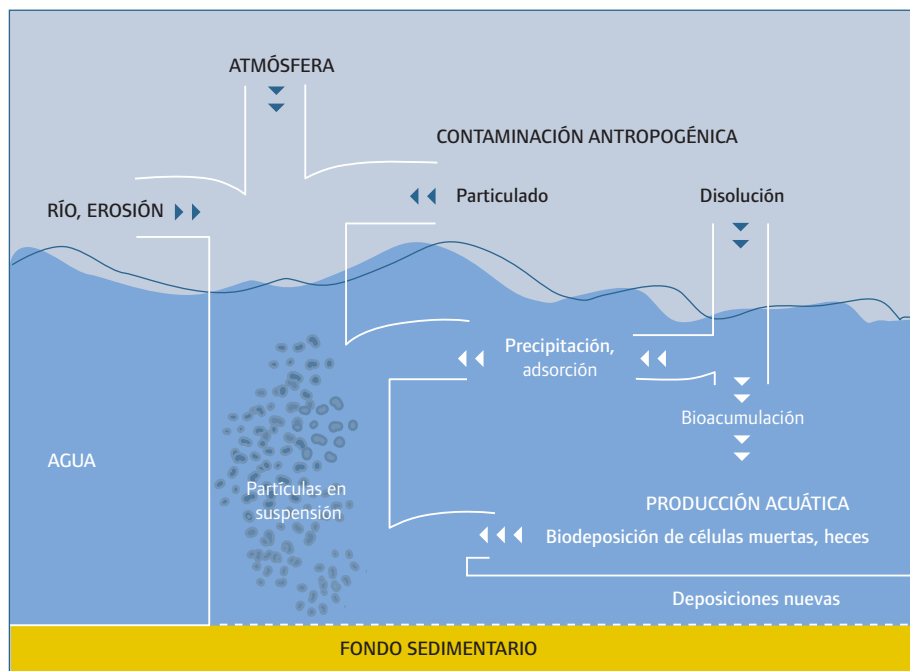
frente al medio continental, los residuos volátiles se depositan con mayor probabilidad en el mar). Por acción del viento los metales, emitidos a la atmósfera, son transportados a diferentes distancias, siendo dispersados y distribuidos a lo largo del medio acuático.

■ *Las aguas de los ríos* contienen metales (tanto en disolución como absorbidos en partículas procedentes del arrastre de distintos materiales) y transportan importantes cantidades de estos elementos. A su vez, los ríos son empleados indiscriminadamente como vías de transporte fácil y de dispersión de residuos que son vertidos directamente. Por ello en sus desembocaduras se contaminan de modo importante las zonas costeras, así como los lagos y lagunas donde se vierten las aguas.

En el agua los metales pueden ser transportados en disolución o asociados a particulado. Diferentes estudios de los mecanismos de transporte de metales en ríos y estuarios han mostrado claramente que una fracción considerable de los metales en el agua están asociados con las partículas en suspensión. La extensión de esta asociación varía enormemente con el metal, las propiedades de las partículas y el tipo de agua.

La mayor parte de las partículas en suspensión transportadas por los ríos, una vez que desembocan en los océanos, son depositadas en el fondo marino.

[Figura 6]  
Formación de los  
fondos sedimentarios  
marinos



Sin embargo, los metales asociados a dichas partículas pueden sufrir transformaciones químicas, como por ejemplo intercambio iónico, cuando pasan del río al mar. Los estuarios representan la interfase entre continentes y océanos, desempeñando un papel fundamental en el transporte global de metales. Los mecanismos principales de eliminación de metales incluyen el asentamiento de las partículas en suspensión, la incorporación de los metales en disolución a tejidos biológicos y la adsorción a materiales en suspensión.

En la [figura 6] se muestran las principales vías de formación de sedimentos de los fondos marinos a partir de las partículas en suspensión.

### 2.3. Los sedimentos como indicadores de la contaminación metálica

Los sedimentos son importantes para el estudio de la contaminación por metales en los sistemas acuáticos y, generalmente, reflejan la calidad total de los ecosistemas marinos en términos de contaminación metálica.

El sedimento es capaz de integrar las condiciones ambientales de la columna de agua, y de aunar y concentrar los metales pesados contenidos en las aguas que los transportan, por ello el análisis de los sedimentos es muy utilizado en estudios del medio acuático.

Los sedimentos han sido ampliamente utilizados y reconocidos como un medio adecuado para identificar fuentes de contaminación, para evaluar su extensión y para diagnosticar la calidad medioambiental de los sistemas acuáticos. Así, los programas de control marino están cada vez más enfocados a la determinación de las concentraciones de microcontaminantes en los sedimentos en lugar del agua. De hecho, para evaluar eficazmente la calidad actual y futura del agua en un lugar determinado, es necesario tener en cuenta la calidad de los sedimentos asociados. El impacto de los sedimentos contaminados en los macroinvertebrados acuáticos y en las poblaciones de pescado también es una importante razón para estudiar la calidad de los sedimentos.

Además, los sedimentos son indicadores de la variabilidad temporal que, comúnmente, caracteriza los depósitos metálicos de origen antropogénico. El estudio de las concentraciones metálicas en sedimentos en distintos períodos de tiempo permitirá determinar si el vertido contaminante es continuo o accidental. También el análisis de la columna de sedimento permite obtener información sobre los diferentes episodios contaminantes que han tenido lugar en una determinada zona geográfica.

Dependiendo de las distintas condiciones fisico-químicas existentes en el medio acuático, pueden producirse intercambios de metales entre el agua y el se-

dimento subyacente, de modo que pueden aparecer concentraciones crecientes de dichos elementos en el agua. Por tanto, los metales pesados que están inmovilizados en los sedimentos constituyen un riesgo potencial para la calidad de las aguas y, por consiguiente, para los organismos marinos.

Las principales condiciones fisico-químicas que pueden originar la movilización de los metales presentes en los sedimentos son:

■ **Salinidad.** El aumento de la salinidad produce un reemplazamiento parcial de los iones de metales pesados absorbidos en el sedimento por los cationes disueltos en agua. Estos efectos tienen gran importancia en los medios de marisma y estuario.

■ **pH.** Un descenso de pH condiciona la disolución de carbonatos e hidróxidos y también un aumento en la liberación de cationes metálicos.

■ **Potencial Redox (Eh).** Una modificación en el potencial redox, normalmente debido a un incremento de nutrientes, origina cambios en el contenido de metales en los sedimentos. Así ocurre con los sedimentos en condiciones de anoxia que pueden movilizar Cu, Zn y Cd devolviéndolos al agua.

■ **Agentes complejantes.** El empleo masivo de agentes sintéticos complejantes en detergentes, para reemplazar a los polifosfatos, aumenta la solubilización de metales pesados de los sedimentos acuáticos.

■ **Microorganismos.** La actividad bacteriana interviene en la movilización de metales de tres formas diferentes: por formación de compuestos orgánicos capaces de complejar iones metálicos; modificando las propiedades físicas y las condiciones de pH-Eh del medio; y, mediante procesos de oxidación-reducción catalizados por enzimas, los microorganismos pueden transformar compuestos metálicos inorgánicos en moléculas orgánicas.

Los metales presentan una baja solubilidad, fundamentalmente debido a las características fisico-químicas de los metales y de las aguas y, por lo tanto, la concentración de estos elementos disueltos en el agua es muy baja. Además, las interacciones entre las aguas continentales y otros vertidos y el agua marina tienden a transferir los metales desde el agua a los sedimentos. Por ello, los metales en estuarios y otras áreas limitadas a las inmediaciones donde se vierten aguas continentales quedan retenidos en los sedimentos que se enriquecen en éstos.

Por todo ello puede afirmarse que, desde el punto de vista de la contaminación metálica, los sedimentos desempeñan un papel muy importante en el medio acuático por comportarse como reservorios de las sustancias contaminantes presentes en la columna de agua, particularmente elementos traza, y

como fuentes de dichos contaminantes, actuando, por tanto, como vía de paso de tales elementos. Por ello, los sedimentos son muy buenos indicadores de la contaminación, tanto si se pretende detectar una fuente de contaminación como si se quiere ver su evolución en el tiempo.

Los estuarios son asentamientos históricos de poblaciones humanas, por lo que se generan grandes cantidades de desechos de carácter antropogénico, que son vertidos directamente sin previa depuración. Se trata de sistemas muy complejos y los efectos biológicos de los metales pesados dentro de ellos son modificados por una serie de procesos. Desde un punto de vista geológico, los estuarios son medios estrictamente sedimentarios y actúan como sumideros de materia procedente de los ríos que desembocan en ellos. Esta sedimentación se ve favorecida por los cambios en la salinidad, pH y Eh, al encontrarse el agua continental con la marina, y por la reducida capacidad de dilución estuárica (debida al lento movimiento del volumen de agua de mar que penetra en el estuario). Los movimientos de agua redistribuyen los sedimentos y originan su acumulación en áreas particulares, de manera que la exposición a los metales pesados contenidos en los sedimentos (y el consiguiente impacto medioambiental), será más alta en unas zonas que en otras. Pero, por otra parte, el sedimento contaminado se mezcla con el no contaminado diluyéndose la concentración de estos metales.

Otro aspecto que hay que considerar es que, generalmente, dentro de los estuarios se encuentran localizados puertos marítimos. En éstos, los metales constituyen un problema muy serio debido a los dragados que normalmente se requieren en estos lugares. La colocación y/o depósito del material dragado (que lleva metales contaminantes) ha planteado un problema medioambiental durante años.

Por estas razones, el estudio de la contaminación metálica en los sedimentos de estuarios presenta un gran interés desde el punto de vista medioambiental. Además, en las numerosas zonas estuáricas existentes en la costa gallega se desarrollan importantes complejos hidrolitorales (zonas húmedas de marisma) con una elevada importancia ecológica, reconocida internacionalmente por la atención que le prestan las comunidades científica, conservacionista y de recuperación (Sea Grant College program de California, USA; Coastal and Wetland Society, de Australia; Convenio de Ramsar; Inventarios de hábitats protegidos a todas las escalas, desde local a internacional, etc.).



## 2.4. Efectos, prevención y estudios

Ya hemos hablado de los riesgos de la contaminación metálica. Por otro lado, dentro de los organismos se observan diferentes sensibilidades dependiendo de múltiples factores: diferencias en las velocidades y modelos de metabolismo, diferencias genéticas, diferencias en la dieta, edad, tamaño, sexo, condición reproductiva, exposición a otras situaciones de estrés, estado nutricional, e historia previa, así como la constitución genética del organismo. Hay también una serie de factores externos que pueden influir en la toxicidad y que están relacionados con la biodisponibilidad de una sustancia: pH, temperatura, oxígeno disuelto, solubilidad, etc.

La mayoría de los metales afectan a sistemas múltiples, interfiriendo en procesos bioquímicos específicos (enzimas) y/o membranas celulares, o de orgánulos. En general, los mecanismos de acción tóxica de los metales se pueden agrupar en: unión a centros donde los metales no se juntan normalmente, sustitución de elementos esenciales, uniones que cambian la conformación y reactividad de las enzimas, sustitución de grupos por otros con dimensiones similares, precipitación por formación de complejos insolubles, alteración de la permeabilidad de las membranas por combinación de metales con varios grupos, etc.

Para abordar completamente el problema de la contaminación ambiental por metales, se requieren no sólo soluciones científicas y tecnológicas, sino también sociales, políticas, económicas y administrativas. Los problemas sociales inmediatos son mínimos, porque existe unanimidad en la creencia de que nadie puede ser autorizado a contaminar a su vecino.

Los países desarrollados han diseñado sus políticas de protección ambiental en función de sus peculiaridades, necesidades y posibilidades económicas o de otro tipo. Este tipo de actuaciones, tendentes a la protección del medio ambiente ante el incremento de los vertidos de metales pesados tóxicos, sirve para su aplicación en el ámbito local. No obstante, y debido a la persistencia de los metales, a la facilidad para ser transportados y a su capacidad de bioacumulación, las distintas normativas de aplicación en áreas restringidas no aportan soluciones al problema global de la contaminación ambiental por metales. Por ello, es necesario un control internacional para evitar el incremento de los niveles de metales en el medio ambiente y su disminución para la posible recuperación del entorno.

En el caso de los sistemas acuáticos, los problemas de contaminación generalmente son controlados por naciones costeras con su propia legislación. Sin embargo, en años recientes, el control de la contaminación marina se ha convertido en el tema principal de la ley internacional.

A raíz de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente (Estocolmo, 1972) se estableció el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (UNEP) para servir de punto de referencia en la acción y coordinación medioambiental dentro de este organismo. La presidencia del UNEP eligió los océanos como una de las áreas prioritarias y estableció el programa de los océanos y áreas costeras. Este programa, coordinado por el UNEP y apoyado por muchas organizaciones internacionales, regionales e intergubernamentales así como cientos de instituciones nacionales, consta de tres elementos, vinculados entre sí, que tratan de: *el medio ambiente marino global, el Programa de los Mares Regionales, y los recursos marinos de vida.*

Desde entonces, se han desarrollado periódicamente tratados internacionales, que han sido ratificados por los estados miembros. El más notable de todos ellos es el Convenio Internacional sobre la Prevención de la Contaminación Marina por el vertido de desechos y otras materias de 1972 (conocido como el Convenio de Londres), el cual entró en vigor en agosto de 1975. La legislación nacional y los reglamentos de los Estados relativos a este convenio proporcionan el principal marco legal para el control del vertido de desechos al mar.

También existen hoy en día numerosos convenios regionales relativos a los problemas de contaminación y que protegen contra el vertido de residuos en mares marginales y semicerrados. Entre estos convenios regionales están incluidos el Convenio de Oslo (1972) para el Mar del Norte, el Convenio de Helsinki (1974) para el Mar Báltico, el Convenio de Barcelona (1976) para el Mar Mediterráneo y el Convenio de París (1974) para la prevención de la contaminación marina de origen terrestre. Estos convenios y la actividad de las comisiones de defensa del Mediterráneo, del Mar del Norte y del Mar Báltico constituyen sendos pasos hacia la armonización de la legislación europea.

Un punto de particular interés es el establecimiento en el Convenio de Oslo de las listas *Negra, Gris y Blanca*, listas de sustancias químicas conforme a su relativo riesgo medioambiental. El Hg, Cd y sus compuestos se incluyen en la lista *Negra*, estando sujetos al control más severo en términos de disposición marina; mientras que el As, Pb, Cu, Zn y sus compuestos se incluyen en la lista *Gris*.

Más recientemente, el programa de trabajo para la comunidad internacional *Agenda 21* de la Conferencia de las Naciones Unidas de 1992 sobre Medio Ambiente y Desarrollo (UNCED) presenta las principales prioridades de medio ambiente y desarrollo para el periodo inicial 1993-2000 e inicio del siglo XXI. Dicho programa enfatiza los derechos y obligaciones de los estados y proporciona las bases internacionales para conseguir la protección y el desarrollo sostenible de los medios ambientes marinos y costeros y sus recursos.

Nuevas aproximaciones a la administración y desarrollo costeros y oceánicos deben ser desarrolladas no sólo a escala global sino también a escala nacional, subregional y regional.

En Europa, la CE estableció en 1973 unas directrices en que basar una política común del medio ambiente. Desde entonces, la CE ha instrumentado y puesto en marcha sucesivos programas de acción comunitaria, y se han actualizado criterios en política medioambiental por medio del Acta Única Europea. De esta forma, se han dictado distintas normativas tendentes a disminuir los efectos de la contaminación ambiental.

La *Directiva 76/464/CEE* hace referencia a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad. En ella se recogen dos listas, denominadas I y II, que contemplan distintas sustancias tóxicas y peligrosas. En la lista I, junto con otras sustancias orgánicas e inorgánicas, naturales o sintéticas, aparecen el Cd y sus compuestos y el Hg y sus compuestos. En la lista II se citan los siguientes metales y metaloides: Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Se, As, Sb, Mo, Ti, Sn, Ba, Be, B, U, V, Co, Ta, Te, Ag. La normativa intenta eliminar la contaminación debida a las sustancias de la lista I y reducir la debida a las sustancias de la lista II. Esta directiva fue modificada por las *88/347/CEE* y la *90/415/CEE*.

Existen otras directrices o normativas, emitidas por la Comunidad Europea en relación con el control de la calidad de las aguas, indicando los metales que deben controlarse específicamente en función de los distintos usos del agua. Para el control de vertidos y efluentes industriales deben considerarse todos los metales contemplados en las listas I y II mientras que para el control y vigilancia de la calidad del agua, protección de los organismos y de los ecosistemas únicamente se controlan los niveles de As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn. Estas directrices comunitarias son las *Directivas 80/778/CEE*, *76/160/CEE*, *78/659/CEE*, y *79/923/CEE*, relativas a la calidad de aguas utilizadas para diferentes fines, así como otras más recientes, la *98/15/CE*, modificación de la *91/271/CEE*, y la *98/83/CE*, relativa al consumo humano.

En cuanto a la normativa española, ya el Reglamento de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas (*Decreto 2414/61*; *BOE n.º 292*, 1961) señala características de vertidos y valores concretos no superables por distintos parámetros. El *Real Decreto 258/89*, de transposición de la *Directiva 76/464/CEE*, establece la normativa general sobre vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar (*BOE n.º 64*, 1989). Respecto a la calidad de las aguas, en el *Real Decreto 734/88* se establecen normas de calidad de las aguas de baño (*BOE n.º 167*, 1988) y en el *Real Decreto 38/89* (transposición de la *Directiva 79/923/CEE*) se establecen normas sobre calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos

(BOE n.º 17, 1989), El BOE n.º 298, 1999, publica la Ley de Aguas 46/1999 de modificación de la 29/1985.

Entre el resto de normativas españolas relativas a aguas marinas, se encuentran, entre otras muchas, el Convenio de Barcelona (1976) para la protección del Mar Mediterráneo contra la contaminación y protocolos anejos (BOE n.º 21, 1978). También existen los instrumentos de ratificación de: el Protocolo sobre zonas especialmente protegidas del Mediterráneo (Ginebra 1982; BOE n.º 9, 1988); el Convenio de París (1974) para la prevención de la contaminación marina de origen terrestre (BOE n.º 18, 1981); el protocolo sobre protección del Mar Mediterráneo contra la contaminación de origen terrestre (Atenas 1980; BOE n.º 152, 1984); el Convenio para la prevención de la contaminación marina provocada por vertidos desde buques y aeronaves (1973; BOE n.º 99, 1974); el Convenio (1972) sobre la prevención de la contaminación del mar por vertido de desechos y otras materias (BOE n.º 269, 1975); el Convenio Internacional de Londres (1973) y Protocolo (1978) para prevenir la contaminación del mar por los buques (BOE n.º 249, 1984).

Por lo que se refiere a la legislación de la Comunidad Autónoma de Galicia, los *Decretos 442/1990 y 327/1991*, sobre evaluación de impacto o efectos ambientales, constituyen un instrumento válido para conocer, prevenir y vigilar posibles focos potenciales de contaminación.

Existen varias medidas económicas para controlar la calidad medioambiental: los arbitrios y las ecotasas. Otros instrumentos económicos eficaces son los convenios voluntarios entre las industrias y sus asociaciones, por un lado, y los organismos oficiales, por otro. En los Países Bajos se utilizan últimamente este tipo de convenios, llamados convenios holandeses (Dutch Covenants), con buenos resultados para el logro de los objetivos ambientales. En el Convenio de Rotterdam para la reducción de las cargas de metales pesados, la industria química alemana ha demostrado que favorece los convenios voluntarios y cumple sus condiciones.

Sin embargo, aunque las normas legislativas son abundantes y muchas de ellas existen desde hace tiempo, una cosa es legislar y otra cumplir y hacer cumplir lo legislado; sin duda en este aspecto radican muchos de los problemas actuales.

Por tanto, para la prevención y control de la contaminación marina es necesario que existan asociaciones entre las esferas científica, administrativa, legal y política. Las barreras para la transmisión de ideas e información entre ellas reducirán la eficacia de la acción. De la misma forma, la falta de una estrategia firme para la acción, basada en exigencias sociales y principios científicos claramente anunciados, y su traducción en una política y administración pragmáticas, también repercutirá en la falta de efectividad.

En el Departamento de Química Analítica de la Universidad de A Coruña se han llevado a cabo estudios sobre el grado de contaminación metálica de los sedimentos de las rías de A Coruña y Ares-Betanzos, los resultados obtenidos se resumen en la [tabla 1] comparados con datos de otros estuarios.

De igual forma se determinaron metales en vegetales, muestras de suelo y aerosoles atmosféricos.

[Tabla 1]

Contenido de metales pesados en sedimentos de estuarios ( $\mu\text{g/g}$ )

Al comparar los resultados obtenidos para las rías de A Coruña y Ares-Betanzos, se observa que, en general, los sedimentos de la ría de A Coruña presentan contenidos significativamente más altos de cobre, mercurio, plomo y zinc, y ligeramente mayores de manganeso. Este hecho es lógico ya que la zona estudiada

Localidad	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Ph	Zn	Referencia
5 rías gallegas	—	0,5-2,5	—	6-620	10-252	-	89-214	18-49	24-150	47-350	BARREIRO y col., 1988
Ría de Puertedeume	—	—	—	—	11-65	—	173-1321	13-66	10-96	25-252	REAL y col., 1990
Ría de Puertedeume	—	—	30-160	—	10-40	—	—	15-75	15-45	60-275	BARREIRO y col., 1994
La Habana (Cuba)	—	—	—	22-339	18-716	0,6-76	79-251	11-112	44-903	72-3736	GONZÁLEZ y col., 1990
Costa sudeste de la India	—	1-5	—	30-119	4-14	—	275-742	—	46-117	37-66	SUBRAMANIAN y col., 1990
San Sebastián	—	1,2-5,6	—	25-174	25-356	—	64-340	17-214	45-296	477-995	LEGURBURU y col., 1991
Rango Reino Unido	5-50	0,1-2,2	6-17	27-84	7-92	0,03-3,0	185-1169	14-39	20-187	46-421	BRYAN y col., 1992
Costa sur de Italia	—	0,03-0,6	—	—	—	0,03-2,0	—	—	9-172	—	GIORDANO y col., 1992
Scheldt (Bélgica)	—	—	—	92-128	12-21	—	549-917	15-27	55-78	145-317	ALSENOY y col., 1993
Arguin (Mauritania)	—	0,2-1,0	—	—	5-20	—	—	—	2-1000	0-70	EVERAARTS y col., 1993
Golfo de Main (USA)	—	0,2-2,6	—	34-97	15-215	—	—	20-71	10-210	62-287	LARSEN y col., 1995
Acheloos (Grecia)	—	—	—	10-86	7-38	—	470-730	30-138	—	25-82	DASSENAKIS y col., 1995
Victoria (Australia)	—	0,1-2,0	—	14-76	1-35	0,05-1,2	66-665	5,4-21	0,1-44	—	HAYNES y col., 1995
Kaohsiung (Taiwan)	—	0,03-7	—	—	23-754	—	—	—	18-303	—	CHEN y col., 1995
Euripos Straits (Grecia)	—	1,5-5,6	—	—	28-80	—	351-676	—	27-110	77-377	DASSENAKIS y col., 1996
Bidasoa (España)	—	0,4-1,5	8,5-12	32-79	36-221	—	258-348	22-44	70-298	219-736	SAIZ-SALINAS y col., 1996
Toes (Inglaterra)	—	5,6-11	35-64	150-680	80-300	—	—	42-68	100-800	250-850	JONES y col., 1997
Sydney (Australia)	—	3,6-27,2	—	—	191-1113	—	—	—	599-2265	227-645	HAYES y col., 1998
Ría de A Coruña	6-25	0,6-2,9	6,9-16	3,9-32	4,5-75	0,2-1,6	75.278	7,5-21	29-189	28-177	MARTÍNEZ GARCÍA y col., 1999
Ares-Betanzos	3,7-28	0,03-2,49	5,8-14,9	8,5-38,6	2,1-33,3	0,07-0,44	48,7-218	9,4-55	6,8-46,2	13,2-83,5	MARTÍNEZ GARCÍA y col., 1999

se encuentra situada muy próxima a un puerto con intensa actividad comercial e industrial y a un núcleo urbano con una densidad de población elevada.

Por el contrario, en la ría de Ares-Betanzos los aportes antropogénicos son menores, aunque existe una explotación minera importante, pero se encuentra alejada de la zona estudiada, por lo que los aportes metálicos se encuentran diluidos. Sin embargo, las concentraciones de cromo son ligeramente más altas, y destacan notablemente los niveles de arsénico y de níquel en dos localizaciones concretas de la ría, atribuibles a una contaminación puntual y a los efectos del dragado incontrolado realizado en la misma.

Los niveles de cadmio y cobalto, metales posiblemente procedentes de los vertidos residuales urbanos, son similares en ambas rías. Este hecho puede ser debido a que aunque la densidad de población en la ciudad de A Coruña es mucho mayor, en la ría de Ares-Betanzos existen varios pequeños núcleos de población en los que se produce un aumento importante de los vertidos urbanos en época estival.

Pese a todo ello, los niveles de metales pesados en ambas rías son típicos de un medio ambiente costero y de una magnitud similar a los niveles en otras áreas costeras.

Los resultados obtenidos del análisis de Cd, Cu, Ni, Pb y Zn en muestras de *Brassica oleracea L. Var. Viridis* (berza o col común) en diferentes zonas de la ciudad de A Coruña se corresponden con contenidos normales de dichos metales en vegetación. Se aprecia una clara relación entre la concentración de Cu y Pb en las mismas con el tráfico rodado, no verificándose esta relación en el caso del Cd, Ni y Zn (A. Carlosena y col, 1998).

La determinación de Pb en muestras de suelo recogidas a lo largo de una avenida de gran intensidad de tráfico rodado y en las proximidades de una autovía en construcción revela la notable influencia de esta fuentes de contaminación en los niveles de Pb en suelos (A. Carlosena y col., 1999).

Los contenidos de Cd, Co, Cu Mn y Pb en muestras de *Lactuca sativa L.* (lechugas) y sus suelos de cultivo están dentro de los niveles establecidos como normales para ambas matrices. En todos los casos son inferiores para las muestras de vegetación que para los suelos, con la excepción del Cd, en donde se invierte este orden, debido a la gran tendencia de este tipo de material vegetal a acumular dicho metal. Los elementos que más claramente se relacionan con el tráfico rodado son Cu y Pb.

El análisis de muestras de suelo revela que Cd, Cu, Cr, Pb y Zn presentan una distribución análoga y sus contenidos son, en general, directamente proporcionales a la intensidad de tráfico rodado. Por otra parte, Co, Fe y Ni presentan un comportamiento similar y están todos ellos muy ligados al origen li-



tológico del suelo. No se observa una influencia significativa del tráfico en sus niveles. El Mn presenta contenidos variables poco relacionados con la fuente de contaminación considerada (A. Carlosena y col., 1999).

[Tabla 2]

Contenido en metales de aerosoles atmosféricos en la ciudad de A Coruña

	Zona A ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\text{N}$ )	Zona B ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\text{N}$ )
Fe	0,17-1-23	0,23-1,42
Mn	1,83-32,2	4,58-26,3
Zn	3,46-19,18	1,99-18,17
Cd (*)	0,24-1,89	0,2-1,9
Cu	0,02-0,09	0,04-0,24
Pb (*)	5,44-59,9	17,66-55,74
V (*)	2,97-38,13	2,37-54
Se (*)	0,20-2,19	0,19-0,53
As (*)	0,10-2	0,58-3,16

\*  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\text{N}$   
(Beceiro y col., 1997)  
(Beceiro y col., 1998)

Se comprueba que la contaminación metálica originada por el tráfico rodado disminuye con la distancia a las vías de circulación, siendo este descenso más significativo en los primeros 15 m. No se observa una disminución de dichos contenidos con la profundidad en muestras de jardines dadas sus características.

Hay que destacar la existencia de un riesgo potencial para los niños debido a los altos niveles de plomo en suelos de jardines destinados al uso infantil.

En cuanto a la determinación de metales en aerosoles atmosféricos, realizada en zonas de la ciudad de A Coruña, se obtuvieron los datos que se relacionan en la [tabla 2].

### 3. Plaguicidas

Según la OMS, pueden producirse hasta 20.000 muertes anuales a escala mundial debido a intoxicación aguda por plaguicidas.

Actualmente se utilizan una amplia gama de compuestos químicos como insecticidas, fungicidas y herbicidas. En la UE se usan unos 600 compuestos activos. Entre los insecticidas se incluyen, entre otros, organoclorados, organofosforados, carbamatos, etc.

Los intentos de combatir los insectos con productos químicos han sido numerosos a lo largo de los años. Ya en China en el año 3000 a. de C. se utilizaba una mezcla de lima, ceniza de madera y creta para matar los insectos dañinos para el almacenamiento de los productos agrícolas.

El dióxido de azufre, originado al quemar azufre, también se utilizó para el mismo propósito, y, en Inglaterra, a principios del siglo XIX, se aplicaba una

disolución de azufre-lima, preparada por ebullición de azufre, lima y agua, para proteger los árboles frutales contra el moho polvoriento (Maltolcsy, 1998).

Sin embargo, el desarrollo de los pesticidas orgánicos modernos no es el resultado de estas observaciones esporádicas, sino del trabajo de investigación comenzado a mediados del siglo pasado.

Así, fue Paul Müller en 1938, en su propósito de desarrollar compuestos insecticidas contra la polilla, quien estableció la eficacia insecticida de los compuestos en los que 2 anillos de benceno sustituidos como p-cloro son unidos por un radical divalente central.

Müller en el curso de un trabajo posterior extendió su investigación al estudio del diclorodifeniltricloroetano (DDT) con el triclorometilmetileno como radical divalente central.

Desde entonces hasta hoy se han sintetizado gran variedad de sustancias químicas parecidas al DDT, que se han usado con fines diversos: eliminación de organismos que actúan negativamente sobre los vegetales y animales domésticos, mejora de la producción, eliminación de insectos que pueden afectar a la salud humana; de esta manera se ha reducido el número de personas afectadas por tifus, malaria, paludismo, fiebre amarilla, etc.

En el *BOE de 24 de enero de 1984* se define como pesticida «a las sustancias o ingredientes activos, así como las formulaciones o preparados que contengan uno o varios de ellos, destinados a cualquiera de los fines que siguen:

- *Combatir agentes nocivos para los vegetales o productos vegetales o prevenir su acción.*
- *Favorecer o regular la producción vegetal, con excepción de los nutrientes y los destinados a la enmienda de suelos.*
- *Conservar los productos vegetales, incluida la protección de las maderas.*
- *Destruir vegetales indeseables.*
- *Destruir parte de los vegetales o prevenir un crecimiento indeseable de éstos.*
- *Hacer inofensivos, destruir o prevenir la acción de otros organismos nocivos o indeseables distintos de los que atacan a los vegetales».*

Se define residuo de plaguicida, en el Real Decreto 569/1990, de 27 de abril (*BOE de 9 de mayo de 1990*), como: «...los restos de plaguicidas y de sus productos metabolizados, de degradación o de reacción de aldrín, dieldrín, endrín, clordano y sus isómeros, DDT y sus isómeros, heptaclor, heptaclor epóxido, HCH y sus isómeros, que se encuentran sobre o en los alimentos destinados al hombre o ganado».

El término «pesticida» engloba diversas sustancias que se pueden agrupar siguiendo varias clasificaciones, atendiendo a su peligrosidad, a su persistencia y las precauciones en cuanto al uso [tablas 3a, 3b, 3c y 3d].

[Tabla 3a]  
Clasificación de los  
pesticidas atendiendo  
a su peligrosidad  
(BOE de 15/2/1991)

		Muy tóxicos	Tóxicos	Nocivos
DL50 Vía oral	Plaguicidas sólidos	< 5 mg/kg	5-50 mg/kg	50-500 mg/kg
	Plaguicidas líquidos	< 25 mg/kg	25-200 mg/kg	200-2.000 mg/kg
DL50 Vía dérmica (*)	Plaguicidas sólidos	< 10 mg/kg	10-100 mg/kg	100-1.000 mg/kg
	Plaguicidas líquidos	< 50 mg/kg	50-400 mg/kg	400-4.000 mg/kg
CL 50 Vía respiratoria (+)		< 0,5 mg/l	0,5-2 mg/l	2-20 mg/l

(\*) Expresado por kg de peso corporal

(+) Expresado por l de aire

[Tabla 3b]  
Clasificación de los  
pesticidas atendiendo  
a su peligrosidad  
(OMS, 1988)

		Débilmente peligrosos	No peligrosos en uso normal
DL50 Vía oral (*)	Plaguicidas sólidos	> 500 mg/kg	> 2.000 mg/kg
	Plaguicidas líquidos	> 2.000 mg/kg	> 3.000 mg/kg

(\*) Expresados por kg de peso corporal

[Tabla 3c]  
Clasificación de los  
pesticidas atendiendo  
a su persistencia  
(Kagan, 1991)

	Altamente persistentes	Persistentes	Moderadamente persistentes	Débilmente persistentes
Tiempo Persistencia	> 2 años (organoclorados)	De 6 meses a 1 año (triazinas)	De 1 a 6 meses (carbamatos)	< 1 mes (organofósforados)

[Tabla 3d]  
Clasificación de los  
pesticidas por las  
precauciones en su  
uso (OMS, 1988)

<b>Categoría 1 y 2:</b>	Utilización bajo condiciones estrictas, supervisadas y controladas bajo licencia.
<b>Categoría 3:</b>	Utilización con permiso de la autoridad competente, que establece normas, condiciones y precauciones.
<b>Categoría 4:</b>	Igual que la categoría 3, pero no requieren permiso.
<b>Categoría 5:</b>	Utilización por parte de todo el mundo, teniendo en cuenta las condiciones y usos especificados.

La legislación española en 1975 prohíbe la utilización de pesticidas tales como el DDT, Aldrín, Dieldrin, Endrín, Heptaclor y Clordano (BOE de 19 de diciembre de 1975).

Más tarde, en 1983, se dicta una reglamentación técnica sanitaria para la fabricación, comercialización y utilización de los plaguicidas, que se modificó por el Real Decreto 162/1991 (BOE de 15 de febrero de 1991). En 1986 se dicta la

Ley Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos (Ley 20/1986) y en el BOE n.º 96, 1998, aparece la Ley 10/1998, de Residuos, modificada por la Disposición Adicional 19ª de la Ley 50/1998, BOE n.º 313, de 31 de diciembre de 1998.

### 3.1. Toxicidad

Con un incremento notable en su uso desde que Müller descubrió las propiedades del DDT en 1938, los pesticidas han contribuido en gran medida al actual desarrollo de la agricultura.

Frente a indudables ventajas, los plaguicidas pueden presentar un grave riesgo para el ser humano, especialmente el grupo de pesticidas organoclorados.

Una propiedad de los plaguicidas organoclorados y también de los bifenilos policlorados (PCB) es que resisten los procesos de degradación natural (ya sea metabólica o química), por lo que presentan una vida ambiental muy elevada (Manahan, 1993).

Estos compuestos pueden provocar dos formas distintas de toxicidad:

■ *Toxicidad crónica*, debida a la ingesta de los plaguicidas en dosis subletales durante períodos largos de tiempo que, debido a su efecto acumulativo, pueden originar efectos graves, sobre todo cancerígenos y teratógenos, inmunosupresión, fenómenos de hipersensibilidad y alergia, reacciones de fotosensibilización, acción estrogénica y efectos neurotóxicos.

■ *Toxicidad aguda*, generada por la ingestión de cantidades de plaguicidas capaces de desencadenar fenómenos tóxicos en un plazo breve de tiempo. Este tipo de toxicidad también puede aparecer como consecuencia de movilizaciones rápidas de lípidos debidas a ejercicios fuertes o a situaciones de estrés; pueden detectarse en estos casos efectos neurotóxicos diversos, irritación de piel y mucosas, temblores, convulsiones, etc., llegando incluso a situaciones de shock y muerte.

Los efectos negativos que producen los pesticidas llevaron a la FAO/OMS a recomendar valores IDA (ingesta diaria admisible) con el fin de minimizar estos posibles efectos sobre los consumidores.

Además de las IDA, la FAO/OMS recomienda la aprobación de los usos máximos registrados de los plaguicidas que definen el uso máximo de un plaguicida en un cultivo y se utilizan para limitar la dosis máxima de empleo, el número máximo de aplicaciones y el intervalo mínimo entre la última recolección. En la [tabla 4] se recogen algunos de estos intervalos para pesticidas organoclorados.

Estos datos sirven para estimar los niveles máximos de residuos (NMR), que se define como «la concentración máxima de residuos de plaguicida que resulta de la aplicación de un pesticida de acuerdo con una buena práctica agrícola».

Estos valores de NMR para productos alimenticios de origen animal y vegetal están recogidos en el BOE de 9 de mayo de 1990 y el BOE de 4 de noviembre de 1989, respectivamente.

[Tabla 4]

Intervalo mínimo entre el último tratamiento y la recolección

Compuesto	Plazo entre el último tratamiento y la recolección
Lindano	15 días
Heptaclor	30 días
Aldrín	30 días
Endrín	45 días
DDT	40 días

Según Coucon (1988), existen dos tipos de pesticidas:

■ En uno se encuentran el Aldrín, Dieldrín, p,p'-DDT, etc., los cuales son cancerígenos después de la conversión en un metabolito que es el responsable de este efecto. Los tejidos más afectados por estos productos son el hígado y los pulmones, aunque también afectan al tiroides, duodeno y estómago.

■ Otro grupo se convertiría en carcinógeno al sufrir una reacción de nitrosación o degradación química hacia otras formas, pudiendo sufrir esta reacción fuera del organismo o en el tracto alimentario. Los elementos representativos de este grupo son los carbamatos, amidas y ureas.

#### 4. Policlorobifenilos

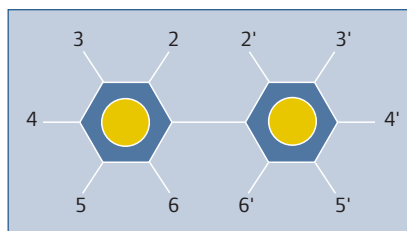
Los policlorobifenilos (PCB) son una serie de compuestos de fórmula general  $C_{12}H_xCl_y$  donde  $X=0-9$  e  $Y=10-X$ . Los PCB se producen por cloración de compuestos bifenilicos, los cuales tienen 10 posiciones disponibles para átomos de cloro.

Cada uno de estos congéneres tiene un número particular. Esta normalización ha sido aceptada por la IUPAC (Unión Internacional de Química Pura y Aplicada). En la [tabla 6] se muestra la estructura y la numeración de los 209 congéneres posibles de PCB.

Los PCB fueron sintetizados por primera vez en 1864 por Schindt y Schulz e introducidos en el mercado comercial en 1929. Debido a la fuerte permanencia de los PCB en el medio ambiente, a

[Figura 7]

Las diferentes disposiciones estructurales hacen posible 209 compuestos distribuidos entre los 10 niveles de cloración



Grupos isoméricos	Fórmula molecular	N.º de compuestos
Monoclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>9</sub>	3
Diclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>2</sub>	12
Triclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub>	24
Tetraclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	42
Pentaclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	46
Hexaclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	42
Heptaclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	24
Octaclorobifenilos	C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>8</sub>	12
Nonaclorobifenilos	C <sub>12</sub> HCl <sub>9</sub>	3
Decaclorobifenilos	C <sub>12</sub> Cl <sub>10</sub>	1
N.º total de congéneres		209

[Tabla 5]

Distribución de PCB's según el nivel de cloración

partir de la década de los 70 su uso se ha visto restringido en los países desarrollados a casos muy controlados. La utilización de los PCB ha sido prohibida para sistemas abiertos por la *Directiva de 27 de julio de 1976* del Consejo Directivo de la Comunidad Económica Europea (76/769 CEE).

En el *BOE de 28 de agosto de 1999* aparece el *Decreto 1378/99* de 27 de agosto, por el que se establecen medidas para la eliminación y gestión de los PCB policloroterfenilos y aparatos que los contengan. Su finalidad es la incorporación al derecho interno de la *Directiva 96/59/CE*.

N.º	Estructura	N.º	Estructura	N.º	Estructura	N.º	Estructura
1	2	53	2.5.2'.6'	107	2.3.5.3'.4'	161	2.3.4.6.3'.5'
2	3	54	2.6.2'.6'	108	2.3.4.3'.5'	162	2.3.5'.3'.4'.5'
3	4	55	2.3.4.3'	109	2.3.4.6.3'	163	2.3.5,6,3'.4'
		56	2.3.3'.4'	110	2.3.6.3'.4'	164	2.3.6.3'.4'.5'
4	2.2'	57	2.3.5.3'	111	2.3.5.3'.5'	165	2.3.5,6,3'.5'
5	2.3'	58	2.3.3'.5'	112	2.3.5.6.3'	166	2.3.4.5.6,4'
6	2.3'	59	2.3.6.3'	113	2.3.6.3'.5'	167	2.4.5..3'.A'5
7	2.4'	60	2.3.4.4'	114	2.3.4.5.4'	168	2.4.6.3'.4'.5'
8	2.4'	61	2.3.4.5	115	2.3.4.6.4'	169	3.4.5.3'.4'.5'
9	2.5'	62	2.3.4.6	116	2.3.4.5.6.		
10	2.6'	63	2.3.5.4'	117	2.3.5.6.4'	170	2.3.4.5.2'.3'.4'
11	3.3'	64	2.3.6.4'	118	2.4.5.3'.4'	171	2.3.4.6.2'.3'.4'
12	3.4'	65	2.3.5.6	119	2.4.6.3'.4'	172	2.3.4.5.2'.3'.5'
13	3.4'	66	2.4.3'.4'	120	2.4.5.3'.5'	173	2,3,4,5,6,2'.3'
14	3.5'	67	2.4.5,3'	121	2.4.6,3'.5'	174	2.3.4.5.2'.3'.6'
15	4.4'	68	2.4.3'.5'	122	3.4.5.2'.3'	175	2.3.4.6.2'.3'.5'

[Tabla 6]

Estructura y numeración de los congéneres de policlorobifenilos

[Continúa en la página siguiente]



N.º	Estructura	N.º	Estructura	N.º	Estructura	N.º	Estructura
		69	2.4.6.3'	123	3.4.5.2'.4'	176	2.3.4.6.2'.3'.6'
16	2.3.2'	70	2.5.3'.4'	124	3.4.5.2'.5'	177	2.3.5.6.2'.3'.4'
17	2.4.2'	71	2.6.3'.4'	125	3.4.5.2'.6'	178	2.3.5.6.2'.3'.5'
18	2.5.2'	72	2.5.3'.5'	126	3.4.5.3'.4'	179	2.3.5.6.2'.3'.6'
19	2.6.2'	73	2.5.3'.5'	127	3.4.5.3'.5'	180	2.3.4.5.2'.4'.5'
20	2.3.3'	74	2.4.6.4'			181	2.3.4.5.6.2'.4'
21	2.3.4'	75	3.4.5.2'	128	2.3.4.2'.3'.4'	182	2.3.4.5.2'.4'.6'
22	2.3.4'	76	3.4.3'.4'	129	2.3.4.5.2'.3'	183	2.3.4.6.2'.4'.5'
23	2.3.5'	77	3.4.5.3'	130	2.3.4.2'.3'.5'	184	2.3.4.6.2'.4'.6'
24	2.3.6'	78	3.4.3'.5'	131	2.3.4.6.2'.3'	185	2.3.4.5.6.2',5
25	2.4.3'	79	3.4.3'.5'	132	2.3.4.2'.3'.6'	186	2.3.4.5.6.2'.6'
26	2.5.3'	80	3.5.3'.5'	133	2.3.5.2'.3'.5'	187	2.3.5.6.2'.4'.5'
27	2.6.3'	81	3.4.5.4'	134	2.3.5.6.2'.3'	188	2.3.5.6.7.4'.6'
28	2.4.4'			135	2.3.5.2'.3'.6'	189	2.3.4.5.3'.4'.5
29	2.4.5'	82	2.3.4.2'.3'	136	2.3.6.2'.3'.6'	190	2.3.4.5.6.3'.4'
30	2.4.6'	83	2.3.5.2'.3'	137	2.3.4.5.2'.4'	191	2.3.4.6.3'.4'.5'
31	2.5.4'	84	2.3.6.2'.3'	138	2.3.4.T,4',5'	192	2.3.4.5.6.3',5'
32	2.6.4'	85	2.3.4.2'.4'	139	2.3.4.6.2'.4'	193	2.3.5.6.3'.4',5
33	3.4.2'	86	2.3.4.5.2'	140	2.3.4.2'.4'.6'		
34	3.5.2'	87	2.3.4.2*.5'	141	2.3.4.5.2'.5'	194	2.3.4.5.2'.3'.4'.5'
35	3.4.3'	88	2.3.4.6.2'	142	2.3.4.5.6.2'	195	2.3.4.5.6.2'.3'.4'
36	3.5.3'	89	2.3.4.2'	143	2.3.4.5.2'.6'	196	2.3.4.6.2'.3'.4'.5'
37	3.4.4'	90	2.3.5.2'.4'	144	2.3.4.6.2'.6'	197	2.3.4.6.2'.3'.4'.6'
38	3.4.5	91	2.3.6.2'.4'	145	2.3.4.6.2'.6'	198	2.3.4.5.6.2'.3'.5'
39	3.5.4'	92	2.3.5.2'.5'	146	2.3.5.2'.4'.5'	199	2.3.4.5.6.2'.3'.6'
		93	2.3.5.6.2'	147	2.3.5.6.2'.4'	200	2.3.4.6.2'.3'.5'.6'
40	2.3.2'.3'	94	2.3.5.2'.6'	148	2.3.5.2'.4'.5'	201	2.3.5.6.2'.3'.4'.5'
41	2.3.2.4'	95	2.3.6.2'.5'	149	2.3.6.2',4'.5'	202	2.3.5.6.2'.3'.5'.6'
42	2.3.4.2'	96	2.3.6.2'.6'	150	2.3.6.7.4'.6'	203	2.3.4.5.6.2'.3'.5'.6'
43	2.3.5.2'	97	2.4.5.2'.3'	151	2.3.5.6.2'.5'	204	2.3.4.5.6.2'.4'.6'
44	2.3.2'.5'	98	2.4.6.2'.3'	152	2.3.5.6.2'.6'	205	2.3.4.5.6.3'.4'.5'
45	2.3.6.2'	99	2.4.5.2'.4'	153	2.4.5.2'.4'.5'		
46	2.4.2'.6'	100	2.4.6.2'.4'	154	2.4.5.2',4'.6'	206	2.3.4.5.6.2'.3'.4'.5'
47	2.4.2.4'	101	2.4.5.7.5'	155	2.4.6.2'.4'.6'	207	2.3.4.5.6.2'.3'.4'.6'
48	2.4.5.2'	102	2.4.5.2'.6'	156	2.3.4.5.3'.4'	208	2.3.4.5.6.2'.3'.5'.6'
49	2.4.2'.5'	103	2.4.6.2'.5'	157	2.3.4.3'.4'.5'		
50	2.4.6.2'	104	2.4.6.2'.6'	158	2.3.4.6.3'.4'	209	2.3.4.5.6.2'.3'.4'.5'
51	2.4.2'.6'	105	2.3.4.3'.4'	159	2.3.4.5.3',5'		
52	2.5.2'.5'	106	2.3.4.5.3*	160	2.3.4.5.6.3'		

El interés comercial de los PCB resulta de dos características físicas de esta familia de productos:

- Una constante dieléctrica y una resistencia eléctrica que han favorecido una utilización intensa de los PCB como fluido de inmersión o de revestimiento en los condensadores y transformadores eléctricos.
- Un alto grado de resistencia a la degradación térmica o fotoquímica que ha favorecido la utilización de los PCB como aditivo de pinturas, barnices, lubricantes, plásticos y hasta de plaguicidas para aumentar la resistencia de estos productos (características de solubilidad, persistencia y bioacumulación).

#### 4.1. Formulaciones comerciales

Los PCB comerciales se producen recogiendo las fracciones en los puntos de ebullición durante la destilación de mezclas de bifenilos clorados.

En Estados Unidos, el único gran productor de PCB fue la Compañía Química Monsanto, la cual los vendió desde 1929 hasta 1975 bajo el nombre de aroclor.

El término Aroclor se utiliza corrientemente para referirse a los PCB comerciales. A cada aroclor se le asignan cuatro números. Los dos primeros indican el número de átomos de carbono en el anillo bifenílico y los dos últimos el porcentaje en peso de cloro.

No todos los PCB están presentes en los arocloros, porque algunas posiciones bifenílicas son más susceptibles que otras a cloración.

Los principales fabricantes de PCB y sus nombres comerciales han sido los siguientes:

MONSANTO (USA)	Aroclor
BAYER (Alemania Federal)	Clophen
RHONE POULENC (Francia)	Pyralene
KANEGAFUCHI (Japón)	Kanechlor
mitsubishi (Japón)	Santotherm

Actualmente, casi todas las grandes empresas químicas de los países desarrollados han parado la fabricación de los PCB, pero siguen existiendo en muchos países en vías de industrialización, en particular en Asia y América del Sur.

A pesar de que la utilización de los PCB debería ser estrictamente restringida a aparatos en circuitos cerrados, impidiendo un esparcimiento de los PCB

en el medio ambiente y permitiendo proceder a una destrucción correcta de estos productos, siguen, desgraciadamente, encontrándose en pinturas, barnices, lubricantes, fluidos hidráulicos, tintas y colorantes, etc., procedentes de América del Sur y sobre todo, de Asia.

#### 4.2. Toxicidad

El cuerpo humano y los mamíferos metabolizan poco los PCB adsorbidos. Los PCB atraviesan la barrera placentaria. Esta eliminación es del 30% para los PCB de uno, dos y tres cloros y de solamente un 10% (o menos) para los PCB de más cloros. El proceso de eliminación es, generalmente, un proceso de hidroxilación que aumenta la solubilidad del bifenilo y favorece su eliminación.

Uno de los efectos de la toxicidad aguda de los PCB es la cloracnea, que es común a muchos otros productos organoclorados, como DDT y dioxinas.

Las mucosas, los ojos y las uñas también son afectadas por la toxicidad aguda de los PCB y presentan una pigmentación negra. Síntomas de toxicidad aguda aparecen sólo en casos de contaminación muy alta debida a accidentes, por ejemplo en Yusho (Japón) en 1968 o Taichung (Taiwan) en 1979.

Los efectos crónicos de los PCB en el hombre se producen a una concentración mucho más baja en el organismo (unos mg/kg calculados sobre el peso total del individuo) que la concentración correspondiente a los efectos agudos. Los efectos crónicos son los siguientes:

- Aumento de la actividad enzimática a nivel del hígado, teniendo por consecuencia la aparición de porfirias.
- Cambio en el metabolismo de las hormonas sexuales masculinas, que pueden llegar a causar esterilidad.

La OMS propone como dosis de PCB que se puede ingerir por día, IDA, de 8 µg día y kg de peso corporal.

#### 4.3. Fuentes de PCB en el medio ambiente

La acumulación de PCB en el ambiente está demostrada por su presencia en muestras de aire, nieve y hielo, y en un amplio número de organismos, incluyendo plancton, peces, mamíferos marinos y terrestres, así como en el hombre.

Parece ser cierto que los sedimentos costeros y las aguas del mar abierto sirven como recogedores de residuos y sumidero final de los PCB, siendo las corrientes oceánicas las rutas más probables para su transporte (Bermejo, 1992).

Estos compuestos siguen llegando al medio ambiente a través de tres fuentes principales:

### 1. *Vertido directo*

El vertido de PCB usados, intencional o a través de rellenos sanitarios poco adecuados, es una causa importante de contaminación de los acuíferos.

La más intensa utilización comercial e industrial de los PCB se encuentra en los transformadores, condensadores eléctricos y fluidos hidráulicos. Como consecuencia, de la rehabilitación o destrucción de este tipo de aparatos viene el riesgo más importante de accidente sanitario y ecológico debido a los PCB.

El manejo de aparatos eléctricos usados debe realizarse con un alto grado de precauciones. La primera precaución es verificar, por un análisis químico, cual es la concentración en PCB del fluido que contiene el aparato. Según la regulación en vigor en Estados Unidos y Europa Occidental, el tratamiento que se debe dar a este fluido depende de su concentración en PCB.

Una práctica desaconsejable es quemar fluidos con PCB en una instalación normal de incineración. Esto formaría dioxinas y, sobre todo, dibenzofuranos, productos mucho más tóxicos que los PCB.

### 2. *La contaminación atmosférica*

Una parte importante de PCB viene de la contaminación atmosférica (Bermejo, 1992). Algunas posibles fuentes son:

- El uso de fluidos residuales de PCB para lubricar vías.
- Pérdida de líquidos hidráulicos y de productos de lucha contra incendios.
- Evaporación de pinturas, conservantes de madera y plastificantes.
- Emisión desde incineradores, calderas y hornos que queman combustibles contaminados.
- La evaporación desde masas de agua y terrenos.

### 3. *Contaminación en los agroecosistemas*

Uno de los efectos negativos del tratamiento de aguas negras es la acumulación de lodos cuya incineración es muy cara y peligrosa desde un punto de vista de la contaminación del aire. Por otra parte el ciudadano de los países industrializados vierte cada vez más desechos sólidos.

Una forma interesante de aprovechar estos dos tipos de desechos es utilizar su alto contenido en carbono como abono en la agricultura. En Suiza, el 20% de los suelos cultivados están abonados con lodos de depuradoras o compost.

Desgraciadamente estos desechos contienen residuos importantes de contaminantes minerales y orgánicos.

[Tabla 7]

Valores medios de pesticidas organoclorados y PCB ( $\mu\text{g/g}$ ) para cada punto de muestreo en la zona portuaria de la ciudad de A Coruña (Loureda García, M. L.; 1993)

Debido a muchas razones (pinturas, uso de aceites reciclados, acumulación trófica, contaminación general del ambiente, etc.) el ganado se encuentra en contacto con residuos de PCB que lo contaminan. La leche puede resultar contaminada, pero también los excrementos. El uso de estos excrementos como abono en la agricultura es otra fuente de PCB en los agroecosistemas.

En la [tabla 7] se hace un resumen de una serie de estudios llevados a cabo en el Departamento de Química Analítica de la Universidad de A Coruña en el año 1993.

Puntos de muestreo									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
LINDANO	10,35	6,63	23,55	20,56	350,83	2,36	20,76	21,22	99,30
HEPTACLOR	117,50	187,02	182,14	309,29	6,09	313,41	33,07	52,11	125,57
ALDRÍN	25,02	21,00	6,61	22,62	25,18	14,70	8,84	105,78	10,35
ISODRÍN	6,75	17,22	9,68	1,02	1,34	13,61	1,79	1,11	1,30
HEPTACLOR-EPÓXIDO	0,70	0,42	0,29	2,94	1,50	0,48	0,37	0,46	0,36
DIELDRÍN	1,89	1,99	1,42	0,80	4,20	0,92	0,50	1,46	0,61
ENDRÍN	2,60	6,98	2,57	0,56	0,33	0,87	0,51	0,43	0,55
pp'DDT	3,78	5,68	0,34	0,33	1,46	1,13	0,59	1,55	0,48
TOTAL *	117,56	156,81	152,09	246,23	66,63	234,41	43,54	46,94	174,66
PCB+	38,65	295,99	33,40	21,86	10,25	9,64	35,08	17,22	2,24

\* Pesticidas totales expresados en aldrín

+ PCB expresados en aroclor 1260

## 5. Dioxinas y furanos

Las últimas décadas han estado marcadas por un intenso esfuerzo y despliegue de medios para el estudio de los comúnmente denominados *Contaminantes Orgánicos Persistentes (POP)*.

Entre estas sustancias hay que resaltar el gran interés que han producido sobre todo dos familias de compuestos organoclorados, las policlorodibenzo-p-dioxinas (dioxinas) y los policlorodibenzofuranos (furanos).

Los datos disponibles sobre el potencial toxicológico de estas sustancias a niveles bajos, conjuntamente con el aumento en los conocimientos sobre su origen, distribución en el medio y la facilidad para acceder a las rutas metabólicas de los organismos más elevados dentro de la cadena trófica y los efectos de los

distintos episodios acaecidos, presentaban desde el primer momento una problemática ambiental y sanitaria poco optimista. Si bien los datos obtenidos con posterioridad reforzaban esta primera hipótesis, también introducían elementos de incertidumbre debidos a la especie, raza, edad o sexo, que influían directamente en el distinto comportamiento observado en los diversos casos estudiados.

Aunque las dioxinas y los furanos han sido identificados en determinadas formulaciones químicas como bifenilos policlorados (PCB) o pesticidas, la polémica acerca de estos contaminantes se ha manifestado con mayor fuerza sobre todo debido a:

- Las repercusiones ocasionadas por la exposición accidental a estos compuestos que supusieron algunos acontecimientos puntuales de indudable importancia, como el caso de Seveso, el de Yusho o, más recientemente el problema surgido en Bélgica en relación con alimentos contaminados.
- El descubrimiento del vínculo existente entre su presencia en los distintos compartimentos medioambientales y la práctica de determinadas actividades industriales socialmente poco aceptadas.
- La sospecha confirmada del carácter carcinógeno de algunos de los isómeros.

Esta problemática, que no ha pasado desapercibida en nuestro país, ha afectado principalmente a países con un gran desarrollo tecnológico. Las experiencias acumuladas durante años y el desarrollo de técnicas de análisis cada vez más refinadas han permitido valorar el riesgo potencial que supone para la salud la exposición continuada a estas sustancias. Fruto de ello ha sido el establecimiento de las disposiciones y medidas preventivas necesarias para reducir al máximo la incidencia potencial de estas sustancias. Los acontecimientos más recientemente acaecidos revelan la realidad actual que rodea esta cuestión, así:

- En 1996, la Unión Europea elabora la Norma Europea EN-1948:1996, cumpliendo así los requisitos esenciales establecidos en la Directiva Europea sobre incineración de residuos peligrosos, que establece los límites de emisión de PCDD/PCDF en  $0.1 \text{ ng I-TEQ/Nm}^3$ . *TEQ= equivalente tóxico total (resultado de multiplicar la concentración de cada congénere por su TEF, factor de equivalencia tóxica internacional).*
- En 1997, el Centro Internacional para Estudios contra el Cáncer (IARC) incorpora a la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina dentro del grupo 1, que cataloga a esta sustancia como un compuesto cancerígeno en humanos.
- En 1998, la Organización Mundial de la Salud (OMS) propone una reducción de los niveles de la ingesta diaria (TDI) de PCDD/PCDF hasta valores entre 1 y 4  $\text{pg I-TEQ}$  por kilogramo de peso corporal y día.

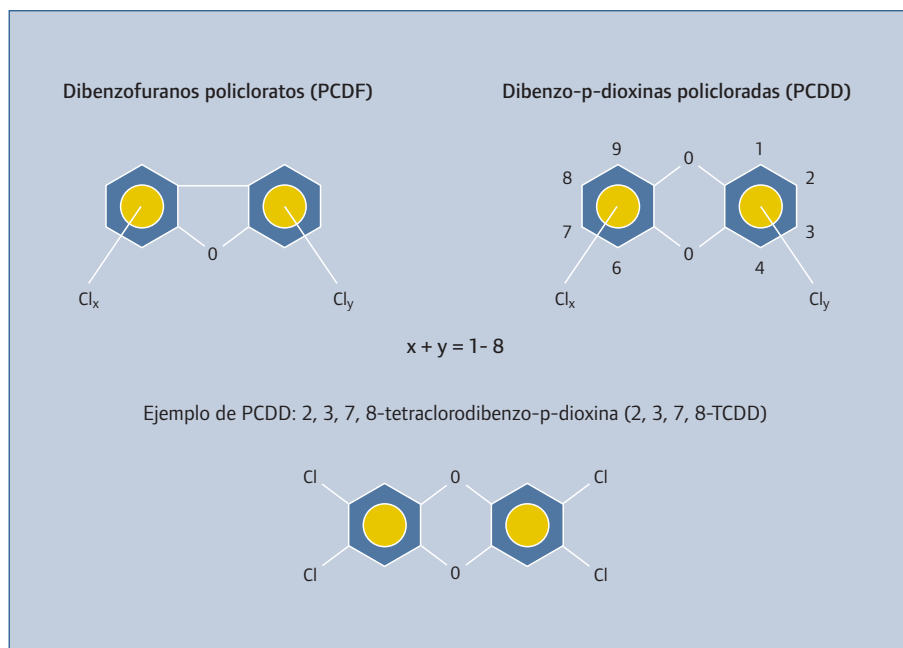


En cualquier caso y pese a la intensa investigación a la que están siendo sometidas las dioxinas y furanos, todavía existen lagunas en torno al conocimiento de estos compuestos. Los balances establecidos hasta el momento parecen indicar que no se conocen todavía todas las fuentes potenciales de dioxinas. Además, los mecanismos de acción a nivel metabólico presentan aún algunas incógnitas, y su toxicología se encuentra en un continuo mar de controversias.

Las policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD) y los policlorodibenzofuranos (PCDF), más comúnmente conocidos como dioxinas y furanos, constituyen dos grupos de hidrocarburos aromáticos halogenados que engloban un total de 210 compuestos diferentes. Su estructura molecular se caracteriza por la planaridad que confiere la unión de dos anillos bencénicos a través de dos átomos de oxígeno, en el caso de las dioxinas, o de un átomo de oxígeno, en el caso de los furanos [figura 8]. Cada uno de los anillos puede presentar diferentes grados de cloración, de manera que el número de átomos de cloro unidos a una molécula varía entre uno (monoclorados) y ocho (octaclorados). Al mismo tiempo, para un determinado grupo homólogo de grado de cloración, los átomos de cloro pueden encontrarse unidos a diferentes átomos de carbono, dando lugar a combinaciones no equivalentes, cada una de las cuales corresponde a un isómero diferente; en total el número de isómeros posibles es de 75 PCDD y 135 PCDF.

[Figura 8]

Fórmula general de las PCDD y los PCDF



■ Elevados puntos de fusión y de ebullición.
■ Baja presión de vapor.
■ Baja volatilidad.
■ Baja solubilidad en agua. Elevada solubilidad en disolventes orgánicos y grasas.
■ Elevado índice de partición n-octanol/agua.
■ Gran resistencia a la degradación biológica.
■ Gran tendencia a ser fuertemente absorbidos sobre la superficie de diferentes matrices.
■ Estables frente al calor.
■ Químicamente estables en medio ácido y básico.
■ Sensibles a la luz UV y a la luz solar.

[Tabla 8]

Propiedades físico-químicas más relevantes de PCDD y PCDF

La [Tabla 8] resume algunas de las propiedades físico-químicas más relevantes de estos compuestos.

### 5.1. Fuentes de producción de PCDD y PCDF

Las PCDD y los PCDF son compuestos con un marcado carácter antropogénico que aparecen siempre como subproductos no deseados en determinadas actividades industriales. Al igual que otros tipos de sustancias organocloradas, tales como PCB o herbicidas, las dioxinas y los furanos son compuestos que se encuentran en el medio ambiente con relativa frecuencia, sin embargo, a diferencia de las sustancias mencionadas anteriormente, nunca se han fabricado ni comercializado a escala industrial ya que, salvo para fines de estudio, no se les conoce ninguna aplicación práctica.

Las PCDD y los PCDF aparecen en pequeñas cantidades como subproductos inevitables de determinadas reacciones químicas. Su presencia se encuentra vinculada a una gran variedad de procesos industriales, lo que justifica que durante este siglo se haya observado un incremento notable de los niveles de estos compuestos con el aumento de la actividad industrial. Entre las principales fuentes de producción que se conocen en la actualidad cabe destacar los procesos de blanqueo de papel con cloro o los procesos de incineración, por citar sólo algunos ejemplos (Fiedler y col., 1990; Rappe, 1994; De Jong y col., 1993b, Liem y col., 1997).

Su presencia en procesos de incineración fue descrita por primera vez por Olie y col. (1977), que encontraron dichos contaminantes en las emisiones gaseosas y en las escorias generadas por algunas incineradoras municipales de residuos urbanos de Holanda. Este hallazgo llevó a otros países a estudiar estos contaminantes en las incineradoras, observándose su presencia en todas ellas (Japón, Canadá, USA, Alemania, etc.).

El vínculo establecido entre la incineración de residuos sólidos urbanos y la presencia de dioxinas y furanos motivó la búsqueda de nuevas fuentes generadoras de estos contaminantes relacionadas con los procesos de combustión. Así pues, se describió también su presencia en sistemas de calefacción domésticos que emplean carbón o madera como combustible, en las emisiones gaseosas

derivadas de la combustión de gasolina con plomo (Muller y col., 1986), en el humo de los cigarrillos (Ball y col., 1990) o en las plantas de refinamiento y reciclado de metales (LUA, 1997).

No obstante, algunos estudios recientes demuestran que las dioxinas y los furanos también pueden tener un origen 'natural'. Bumb y col. (1980), en su estudio *Química de las trazas del fuego*, indicaron la posibilidad de que se formaran pequeñas cantidades de PCDD/PCDF en procesos naturales como incendios forestales o erupciones volcánicas. El hallazgo de dioxinas y furanos en el tejido adiposo de esquimales congelados hace más de 200 años, en suelos datados del siglo pasado (Kjeller y col., 1991) o en sedimentos con más de 8.000 años de antigüedad (Hashimoto y col., 1990) refuerzan esta hipótesis. Sin embargo, no cabe duda de que, actualmente, estas fuentes naturales suponen una aportación al medio que puede considerarse despreciable si se compara con las aportaciones procedentes de las actividades industriales más recientes.

El conocimiento profundo de las fuentes de dioxinas y furanos es importante para poder evaluar todos los factores que dan lugar a la exposición humana a dichas sustancias. En una extensa revisión algunos autores hacen una distinción entre fuentes mayoritarias o primarias y aquellas que se derivan de las primeras, consideradas como secundarias. Entre la gran variedad de trabajos existentes en la bibliografía cabe destacar los de Fiedler (1996) y Rappe (1994), cada uno con su propio enfoque personal pero que a escala global presentan bastantes coincidencias. En la [tabla 9] se muestra una clasificación de acuerdo con los estudios antes mencionados.

En la actualidad los estudios se orientan hacia la búsqueda de otras fuentes generadoras de dioxinas y furanos desconocidas hasta el momento. Una de las vías para llevar

[Tabla 9]

Principales fuentes de dioxinas y furanos

I. Natural
Incendios forestales
Erupciones volcánicas
Reacciones enzimáticas de sustratos naturales
Reacciones flatolíficas de sustratos naturales
2. Antropogénico
<b>a) Procesos de combustión</b>
Combustiones a gran escala
Incineradoras de residuos sólidos urbanos
Incineradoras de residuos industriales
Incineradoras de residuos hospitalarios
Centrales térmicas
Combustiones a pequeña escala
Motores de combustión
Sistemas de calefacción domésticos
Combustión de cigarrillos
<b>b) Procesos químicos e industriales</b>
Fabricación de compuestos organoclorados (PCP, herbicidas, etc.)
Producción y reciclado de metales
Blanqueo de pasta de papel con cloro
Producción electroquímica de cloro con electrodos de grafito
Fabricación de retardantes de llama
Industria textil
Compostaje de materia orgánica
Reciclado de materiales
<b>c) Residuos</b>
Fangos de depuradoras y patabilizadoras
Lixiviados de vertederos
Aguas residuales domésticas
Cenizas volantes y escorias
<b>d) Incidentes</b>
Combustiones derivadas de incendios de edificios o similares

a cabo estos estudios consiste en la realización de inventarios de PCDD/PCDF de acuerdo con las fuentes ya conocidas. Cabe señalar las experiencias realizadas por algunos países como Suecia, USA (Thomas y col., 1996), Canadá (CEPA-FPAC, 1998), Gran Bretaña (Harrad y col., 1992). Algunos de estos estudios comparan los niveles emitidos a la atmósfera con la cantidad que se deposita y sostienen la existencia de fuentes desconocidas generadoras de dioxinas y furanos. Por el contrario, existen otras tendencias que defienden la idea de que fuentes como, por ejemplo, los incendios forestales se encuentran infravalorados.

La UNEP (United Nations Environment Programme), siguiendo las directrices indicadas en la Decisión 19/13 C, de febrero de 1997, del Consejo, lleva a cabo un programa para la elaboración de un instrumento legal que permita implementar una acción internacional sobre doce POP bien conocidos, así como el establecimiento de una comisión científica que permita evaluar futuros compuestos candidatos a ser considerados como contaminantes. Una de las primeras acciones es la asistencia a los diferentes países en la identificación a escala nacional de las fuentes de dioxinas y furanos a través de los datos existentes en la actualidad. Los primeros resultados aportan datos de inventarios de dioxinas y furanos en 15 países. Las estimaciones más recientes (período comprendido entre 1993 y 1997) establecen valores de emisión en torno a 10.500 g l-TEQ anuales, con una horquilla entre 8.300 y 3.6000 g l-TEQ anuales (UNEP, 1999).

Por su parte, la UE está realizando también un inventario de dioxinas a través del LandesunrweItamt Nordrhein-Westfalen dentro de la política de reducción de los niveles de emisión de dioxinas y furanos (un 90% antes del 2005). El estudio está dirigido a la recopilación de la información disponible en 17 países europeos en relación con las principales fuentes de emisión de dioxinas y furanos, para poder de esta forma aplicar las medidas oportunas que permitan reducir los niveles hasta los valores indicados. De acuerdo con este estudio, el 64% de las PCDD/PCDF emitidos a la atmósfera en el período comprendido entre 1993 y 1995 se atribuyen a plantas incineradoras de residuos sólidos urbanos, plantas de refinamiento y/o reciclado de metales (férricos y no férricos) e incineradoras de residuos hospitalarios. No obstante, la implantación de nuevos sistemas de depuración de gases en las plantas incineradoras de residuos sólidos urbanos ha hecho que este tipo de instalaciones dejen de ser el objetivo prioritario de los estudios que siguen en el mencionado inventario para ocuparse de otras fuentes ya señaladas como son las plantas metalúrgicas de refinamiento o reciclado de metales y las plantas de cogeneración (LUA, 1997).

A escala nacional, el Ministerio de Medio Ambiente colabora con el CIE-MAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas) y con el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) en la realización de un inventario nacional de dioxinas, con el objeto de obtener datos sobre la generación de estos contaminantes en España y definir sus principales fuentes de modo similar a otros países europeos (Consejo de Ministros, 1998, Fabrellas y col., 1999).

## 5.2. Principales rutas generadoras de PCDD y PCDF

Ya se ha destacado que los procesos industriales y en particular algunos de los que se llevan a cabo dentro de la industria química, como son la producción de compuestos alifáticos halogenados (clorofenoles, clorobencenos, etc.), constituyen una fuente primaria de PCDD/PCDF. Se ha observado que la producción de compuestos organoclorados con un alto grado de cloración genera unos niveles de PCDD/PCDF superiores a los observados en la producción de aquellos con un menor grado de cloración. Un caso que ilustra este hecho se refleja en la síntesis de PCP, en donde la presencia de PCDD/PCDF como subproductos puede ser del orden de ppm. Casos similares los encontramos en la producción de algunos herbicidas y bactericidas, en los que el 2,4,5-T constituye uno de los principales ejemplos.

Las rutas sintéticas de producción de PCB incluyen vías secundarias de formación de PCDD/PCDF (Hutzinger y col., 1980).

Otro sector muy vinculado también a la formación de PCDD/PCDF es la industria del papel. Estudios recientes han demostrado que la utilización de productos clorados en el blanqueo del papel, tanto nuevo como reciclado, inducen a la formación de PCDD/PCDF (ECETOC, 1992).

Actualmente la problemática de la correcta gestión de los residuos suscita un gran interés a escala mundial. Entre las posibles soluciones a este tema, una de las más extendidas en los países con gran actividad industrial consiste en la revalorización de estos materiales mediante la aplicación de procesos térmicos, como la incineración, que permiten una fácil recuperación de la energía. No obstante, es bien conocido el hecho de que estos procesos térmicos son importantes fuentes de dioxinas y furanos. En los procesos de incineración se dan varios tipos de reacciones químicas, tales como reacciones de oxidación, pirolíticas o radicalarias, cada una de las cuales se produce en condiciones muy concretas. En la mayoría de estos procesos el mecanismo de formación de PCDD/PCDF es complejo y, en muchos casos, desconocido, aunque se sabe

que siempre se produce a altas temperaturas. La presencia de dioxinas y furanos puede ser debida a varias causas:

- En primer lugar, hemos de tener en cuenta los niveles de dioxinas y furanos que se encuentran presentes previamente al proceso de incineración y que, por lo tanto, no son producto de la degradación térmica del residuo.
- En segundo lugar, la existencia de precursores clorados en los residuos, como clorobenzenos, clorofenoles, policlorodifeniléteres, fenoxiácidos clorados, PCB y cualquier tipo de compuestos organoclorados en general originará la formación de dioxinas y furanos durante el proceso de incineración.
- Otra posibilidad es la formación de dioxinas y furanos a través de la que se conoce como *Síntesis de Novo* (De Leer y col., 1989; Stieglitz y col., 1989; Huang y col., 1995; Tuppurainen y col., 1998). Esta vía se caracteriza por tratarse de una ruta basada en reacciones de pirólisis de compuestos no relacionados, como pueden ser DDT, tetracloruro de carbono, hexacloroetano, poliestireno, celulosa, lignina, petróleo, etc. De especial interés es la ruta que se inicia a partir del PVC; este polímero genera, a través de una reacción de pirólisis, una pequeña cantidad de clorobenceno, el cual es un precursor de dioxinas y furanos.

### 5.3. Impacto ambiental de PCDD y PCDF

La dinámica que siguen las dioxinas y los furanos una vez liberados al medio ambiente está ligada a una serie de procesos de transporte y transformación en los diferentes compartimentos ambientales. La acción combinada de estos procesos de carácter físico, químico o biológico, entre los que se encuentran fenómenos de volatilización, transporte, sedimentación, bioconcentración, biomagnificación o degradación, da como resultado su aparición en la atmósfera, el agua, el suelo y los organismos vivos. En este punto es necesario introducir dos conceptos ampliamente citados por muchos autores, *'pattern'* y *'profile'*. El término *pattern* se refiere a la contribución relativa de cada uno de los congéneres que conforman un mismo grupo de isómeros; el término *'profile'* hace referencia a la distribución de cada uno de los grupos homólogos según los diferentes niveles de cloración (Rappe, 1994). Tanto el *'pattern'* como el *'profile'* son empleados a menudo como herramientas muy útiles en la interpretación de resultados.

Los estudios más recientes referidos a las fuentes de PCDD/PCDF indican que la entrada de estos contaminantes en el medio ambiente se produce prin-



principalmente a través de emisiones a la atmósfera. En concreto, los datos de los que se dispone en países con una gran actividad industrial, como Holanda, Suecia, Alemania, USA, Reino Unido, Austria o Japón, apuntan a los procesos de combustión como los verdaderos responsables de la emisión a la atmósfera de estos contaminantes, con una marcada incidencia por parte de plantas incineradoras de residuos sólidos urbanos, hospitalarios, industriales, etc. (De Jong y col., 1993b; Liem y col., 1997). No obstante, cabe señalar que algunos de estos estudios se remontan a 5 ó 10 años atrás, cuando la tecnología de depuración de gases estaba muy por debajo del nivel de desarrollo que ha alcanzado en nuestros días. En la actualidad, la política seguida por estos países en relación al establecimiento de normativas cada vez más restrictivas ha conducido a una reducción importante de los niveles de PCDD/PCDF emitidos por estas fuentes. De hecho, como ya se ha indicado, en los inventarios más recientes la incineración ha dejado de ser una de las fuentes más importantes de dioxinas y furanos, viéndose desplazada por otro tipo de actividades relacionadas con los procesos de refinamiento de metales.

Los niveles de PCDD/PCDF que se pueden encontrar en la atmósfera varían en función de un gran número de factores, entre los que destacan la meteorología, la proximidad de focos contaminantes (tráfico, industria... ). En general se puede decir que los niveles giran en torno a unos pocos fg I-TEQ/m<sup>3</sup> para zonas remotas, rurales o escasamente afectadas, hasta 200 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> en el caso de zonas con cierta actividad industrial o incluso zonas urbanas. Se pueden considerar niveles elevados cuando se alcanzan valores entorno a 1 ó 2 pg I-TEQ/m<sup>3</sup>; como caso excepcional cabe citar los 20 pg I-TEQ/m<sup>3</sup> encontrados en un vertedero en el cuál se estaba produciendo una combustión espontánea.

La contaminación en suelos se produce básicamente a través del vertido de residuos que contienen sustancias contaminadas con PCDD/PCDF (ej. pesticidas) o por el efecto de la deposición atmosférica. Una vez incorporados al suelo estos contaminantes, pueden volatilizarse, ser lixiviados o verse afectados por la degradación microbiana (Fiedler y col., 1990); esto último puede provocar una variación en la distribución isómero-específica. Al igual que en el caso de la atmósfera, los niveles presentes en suelos vienen determinados por el tipo de foco responsable de la contaminación. En general, la mayoría de las normativas internacionales aceptan que un suelo es apto para cualquier tipo de uso si contiene niveles de PCDD/PCDF inferiores a 5 pg I-TEQ/g (Schulz, 1993; Basler, 1994).

La contaminación de las aguas superficiales se puede atribuir a la propia deposición atmosférica o al vertido directo de efluentes industriales contaminados y, en menor medida, a procesos de lixiviación. Los niveles de PCDD/PCDF

aceptados en agua dependen del uso que se vaya a dar a la misma, y los valores legislados varían en gran medida con el país. A modo de ejemplo, la US EPA establece valores de unos 30 pg/l (EPA, 1994).

#### 5.4. Toxicología en humanos

Los datos toxicológicos de que se dispone sobre la exposición en humanos son en la mayoría de los casos el resultado de estudios realizados como consecuencia de episodios de carácter fortuito y aislados. Se han documentado toda una serie de lesiones y sintomatologías desarrolladas tras la exposición a dioxinas [tabla 10]. No obstante, en la mayoría de los estudios no se puede asegurar que únicamente estuvieran presentes estos xenobióticos, sino que se hallaban presentes conjuntamente con otras sustancias.

Quizás la cuestión que desde un punto de vista toxicológico y sanitario se ha venido debatiendo con más insistencia desde que se produjeron los primeros incidentes con dioxinas y furanos sea la relacionada con su carácter carcinógeno. En febrero de 1997 la OMS realizó una evaluación de los últimos datos disponibles sobre dioxinas y furanos (WHO, 1997). Las conclusiones finales de este trabajo pusieron de manifiesto los siguientes puntos:

- Las dioxinas son indudablemente algunas de las sustancias químicas más tóxicas probadas en animales.
- Los estudios epidemiológicos, en su conjunto, no son concluyentes con respecto a la capacidad carcinógena de las dioxinas. Sin embargo, la 2,3,7,8-TCDD es un cancerígeno múltiple en animales (produce cáncer en muchos tejidos y órganos) y existe una clara evidencia sobre su mecanismo de acción vía receptor Ah, el cual está presente tanto en humanos como en animales y actúa a nivel metabólico de forma similar en ambos casos.
- Las concentraciones de dioxinas encontradas en los tejidos de poblaciones humanas expuestas accidentalmente a altas dosis de estos compuestos son comparables a las dosis que pueden generar cáncer en animales de laboratorio.
- Uno de los problemas que resta por resolver hace referencia a la relación dosis-respuesta. No se disponen de datos suficientes para establecer si los bajos niveles de dioxinas a los cuales se ve expuesta la población general pueden asociarse con un aumento significativo del riesgo de cáncer.

Por ello, se indica que la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina es cancerígena en humanos y queda clasificada dentro del GRUPO A.

[Tabla 10]

Sintomatologías asociadas a la exposición humana a la 2, 3, 7, 8-TCDD o mezclas que la contengan

A. Manifestaciones cutáneas	C. Efectos neurológicos
1. Cloracné	1. Disfunción sexual
2. Hiperqueratosis	2. Dolor de cabeza
3. Hiperpigmentación	3. Neuropatía
4. Hirsutismo	4. Pérdida de audición, visión, gusto y olfato
5. Elastosis	

B. Sistema interno	D. Efectos psiquiátricos
1. Fibrosis del hígado	1. Transtornos del sueño
2. Aumento de la transaminasa en sangre	2. Depresión
3. Aumento de triglicéridos	3. Pérdidas de energía
4. Pérdida de peso y apetito	4. Estados de ansiedad
5. Aumento del colesterol	
6. Desórdenes digestivos	
7. Dolores musculares y debilidad en las extremidades	
8. Inflamación de los ganglios linfáticos	
9. Desórdenes cardiovasculares, del tracto urinario, respiratorios y del páncreas	

## 5.5. Legislación

Después de varios años de estudio, se tiene un extenso conocimiento acerca de la problemática que envuelve a las dioxinas y los furanos; de hecho, se puede decir que estas sustancias constituyen una de las familias de compuestos más ampliamente estudiados en el campo del medio ambiente. Todos estos estudios han servido, entre otras cosas, para evaluar y establecer las disposiciones legales y sanitarias necesarias encaminadas a reducir al máximo el impacto ambiental y los riesgos para la salud humana que se puedan derivar de la acción de estos xenobióticos.

Estas normativas se hallan en continua revisión y varían de unos países a otros, incluso dentro de un mismo país pueden ser distintas en cada uno de los diferentes estados o comunidades autónomas que lo integran. En nuestro país las competencias en esta materia se encuentran transferidas, y cada Gobierno autónomo puede establecer las suyas propias, sin perjuicio de la vigente a escala estatal. Por otro lado, el tipo de matrices que se controlan es muy variado, aunque resumiendo se podría decir que las normativas más importantes afectan a las emisiones a la atmósfera, a los alimentos y al agua, a los niveles en suelos y al contenido en determinadas formulaciones técnicas y residuos. En este apartado

señalaremos algunas de estas normativas haciendo especial hincapié en aquellas que se relacionan con el tema que nos ocupa.

Siendo la ingestión de alimentos la vía de exposición a PCDD/PCDF más importante, cabe citar algunos aspectos de los que se recogen en las normativas a este respecto. En 1990, en Bilthoven, la Organización Mundial de la Salud (OMS) celebró una reunión de cuyas conclusiones finales se deriva la recomendación de un TDI (Tolerable Daily Intake: 'valor tolerable de ingestión') para los seres humanos de 10 pg I-TEQ por kilogramo de peso corporal y día. Sin embargo, en 1998 este límite se ha acotado a valores comprendidos entre 1 y 4 pg I-TEQ por kilogramo de peso corporal y día (Van Leeuwen y col., 1998). Algunos países tienen incluso legislados los niveles máximos que se admiten en determinados alimentos, tales como pescado o lácteos en general (de Jong y col., 1993b; Liem y col., 1997).

Tomando como referencia las indicaciones realizadas por organismos tan reconocidos internacionalmente como la OMS, algunos países, como por ejemplo Alemania, Holanda o Suecia, destacan por estar a la cabeza con las tendencias más innovadoras en lo concerniente a la protección del medio ambiente y a la salud pública. El caso de Alemania resulta de gran interés por el alcance de sus normativas o su propuesta de baremos de referencia, así, por ejemplo, establece un umbral de 100 ng I-TEQ/kg como valor límite para los PCDD/PCDF presentes en fangos de depuradora, por encima del cual estos materiales no pueden ser utilizados en la agricultura de igual modo prohíbe su utilización en zonas de pastoreo por riesgo de ingestión directa (Klárschlammverordnung-Abflárv, 1992). En lo que concierne a la calidad de los suelos, en la [tabla 11] se recogen los criterios establecidos de uso y acciones oportunas a realizar en función del contenido en dioxinas y furanos (Schulz, 1993; Basler, 1994).

Un ejemplo de normativa que afecta a una formulación técnica como el PCP se recoge en la *Directiva 91/173/CEE* del Consejo, de 21 de marzo de 1991, por

Niveles pg I-TEQ/g	Actuación
< 5	Valor óptimo deseable, suelo válido para cualquier uso.
5-40	Utilización agrícola sin restricciones. Aplicable también como zona de pasto, pero se aconseja control de dioxinas en alimentos.
> 40	Utilización agrícola limitada. En general sólo apto para el cultivo de plantas no comestibles. No recomendable como zona de pasto.
> 100	Eliminación en determinadas zonas como patios escolares, parques públicos, etc.
> 1000	Eliminación y limpieza del suelo.
> 10.000	Descontaminación o precintado de cualquier tipo de suelo.

[Tabla 11]

Usos y acciones recomendadas por la legislación alemana para los suelos en función del nivel de dioxinas y furanos (Basler, 1994)

la que se modifica la *Directiva 76/769/CEE*, relativa a las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas de los Estados miembros que limitan la comercialización y el uso de determinadas sustancias y preparados peligrosos: «...*el pentaclorofenol, utilizado como tal o como componente de preparados cuya aplicación quede dentro del marco de las excepciones anteriormente citadas, deberá tener un contenido total en hexaclorodibenzoparadioxina (HxCDD) inferior a 4 partes por millón (ppm)*».

La *Directiva Europea 94/67/CE*, de 16 de diciembre de 1994, relativa a la incineración de residuos peligrosos, marca sin duda un punto importante en lo que se refiere a la armonización de las diferentes normativas de cada uno de los Estados miembros de la Unión Europea. Según cita, el objetivo de la misma es: «*establecer las medidas y métodos para impedir, o cuando ello no sea realizable, reducir tanto como sea posible los efectos sobre el medio ambiente, especialmente la contaminación atmosférica, la del suelo y la de las aguas superficiales y subterráneas, así como los riesgos para la salud humana, resultantes de la incineración de residuos peligrosos y, con este fin, establecer y mantener las condiciones adecuadas de explotación y los valores límite de emisión para las instalaciones de incineración de residuos peligrosos*».

En particular, la directiva indica que: «*debe procederse a disminuir al máximo la emisión de PCDD/PCDF mediante las técnicas más avanzadas. Debe procurarse que los valores medios durante un período de muestreo de un mínimo de 6 horas y un máximo de 8 horas no sobrepasen el valor de referencia de 0. 1 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>. Este valor de referencia se convierte en un valor límite a partir de enero de 1997*».

A escala nacional, en el *Real Decreto 1088/1992*, de 11 de septiembre, se establecen las normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de instalaciones de incineración de residuos municipales. En este decreto no se tipifica ningún límite de emisión en lo que a PCDD/PCDF se refiere, aunque sí se indica que la Administración competente podrá fijar valores límites de emisión en instalaciones nuevas o ya existentes en función de la composición de los residuos que hay que incinerar y de las características de la instalación de incineración, teniendo en cuenta los posibles efectos perjudiciales de dichos contaminantes para la salud humana y el medio ambiente, así como la mejor tecnología disponible que no suponga un coste excesivo. Asimismo, se cita que cada Administración autonómica podrá autorizar el funcionamiento de instalaciones de incineración en condiciones diferentes de las establecidas en este real decreto, cuando se utilicen técnicas de tratamiento de los gases de combustión, siempre que con la utilización de dichas técnicas los niveles de PCDD/PCDF emitidos sean equivalentes o inferiores a los obtenidos en las condiciones técnicas establecidas.

Estas condiciones corresponden a las comúnmente conocidas como medidas primarias, es decir, los gases generados por la combustión de los residuos, incluso en las situaciones más desfavorables, deberán alcanzar de manera controlada y homogénea, después de la última inyección de aire de combustión, una temperatura no inferior a 850 °C durante al menos 2 segundos en presencia de un 6% de oxígeno.

Con posterioridad se aprueba el *Real Decreto 1217/1997*, de 18 de julio, sobre incineración de residuos peligrosos y de modificación del Real Decreto 1088/1992, de 11 de septiembre, relativo a las instalaciones de incineración de residuos peligrosos. Este decreto hace referencia a la *Directiva 94/67/CE* del Consejo, de 16 de diciembre, relativa a la incineración de residuos peligrosos (antes citada), y establece como disposición adicional únicamente la modificación del mencionado Decreto 1088/1992. Entre las nuevas pautas se indica que mediante las técnicas más avanzadas se reducirá la emisión de dioxinas y furanos. Se establece que los valores medios medidos durante un período de muestreo de 6 horas como mínimo y 8 horas como máximo no deberán sobrepasar los 0,1 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>. Este valor límite entrará en vigencia a partir del 1 de enero del 2001.

Finalmente, el *Decreto 323/1994*, de 4 de noviembre del *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya* regula las instalaciones de incineración de residuos y los límites de emisiones a la atmósfera. En ella se tipifican los parámetros operativos relacionados con el tratamiento de los residuos a través de la incineración. Se indica, además, que las consignas se han de adaptar a los objetivos y determinaciones de la legislación comunitaria para garantizar con ello un alto nivel de calidad ambiental. También se precisa que la Administración competente es la responsable de comprobar periódicamente que las instalaciones de incineración de residuos cumplan todos los requisitos de carácter general impuestos por la legislación vigente a las actividades potencialmente contaminantes.

## **6. Compuestos orgánicos volátiles**

Los compuestos orgánicos volátiles (COV) constituyen una mezcla muy compleja de sustancias con base carbonada que se evaporan con facilidad a la atmósfera; son potenciales formadores de smog fotoquímico, aumentando los niveles de ozono troposférico. A estos compuestos se les atribuyen, además, efectos directos sobre la salud humana, fundamentalmente de tipo irritativo y carcinogénico.



La Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA 1984) define los COV como «*compuestos cuya presión de vapor a 20 °C es igual o superior de 0,13 kPa*».

Debido a su elevada presión de vapor, estos compuestos se encuentran en la atmósfera en fase gaseosa, aunque también pueden sufrir procesos de adsorción sobre el particulado atmosférico. La distribución de la cantidad total de un compuesto presente en la atmósfera entre la fase particulada y la fase gaseosa viene, en general, determinada por la naturaleza del compuesto y por las condiciones

climáticas (fundamentalmente la temperatura). No obstante, estos fenómenos son mucho más importantes para compuestos con presiones de vapor inferiores que reciben el nombre genérico de compuestos orgánicos semivolátiles (COSV) (Yamasaki 1982).

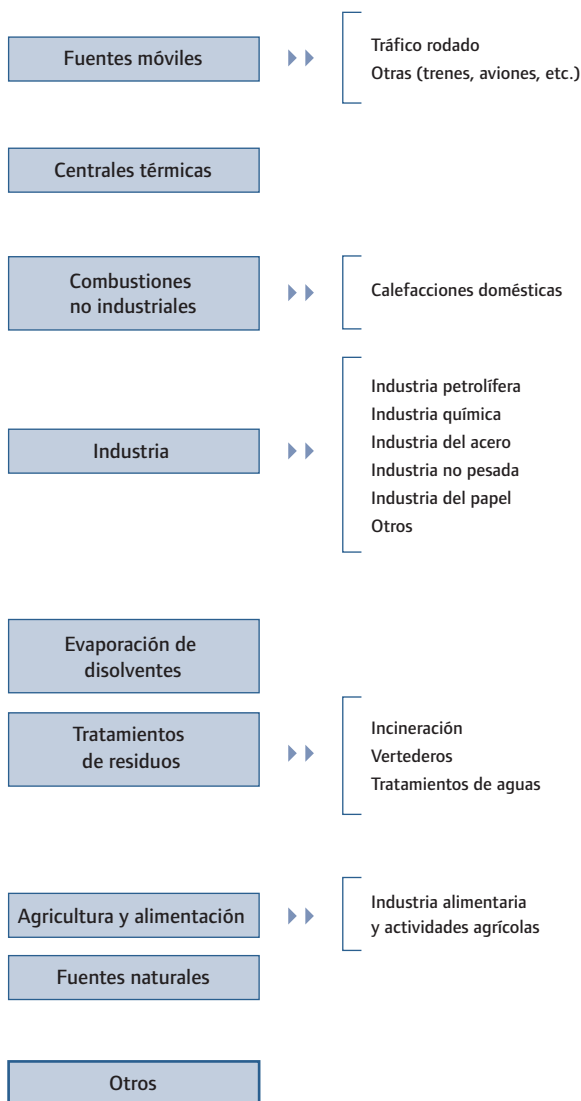
La característica común a los COV es su volatilidad. Sin embargo, desde el punto de vista químico abarca un amplio rango de sustancias diferentes y de diverso comportamiento: alcanos y alquenos de bajo peso molecular, aldehídos y cetonas de bajo peso molecular, benceno, tolueno, xilenos y sus derivados alquilados, compuestos halocarbonados, derivados clorados aromáticos, terpenos e isoprenos. Esta diversidad explica su complicada química en la atmósfera y la gran variedad de métodos de muestreo y análisis existentes para este tipo de compuestos.

### 6.1. Fuentes antropogénicas

En la etapa preindustrial las principales fuentes de COV se debían a combustiones de alimentos y aceites naturales, principalmente a escala doméstica. Con la llegada de la revolución industrial se incrementó notablemente la cantidad de estos, además de aumentar la variedad de especies presentes producto de la reciente industria química.

[Figura 9]

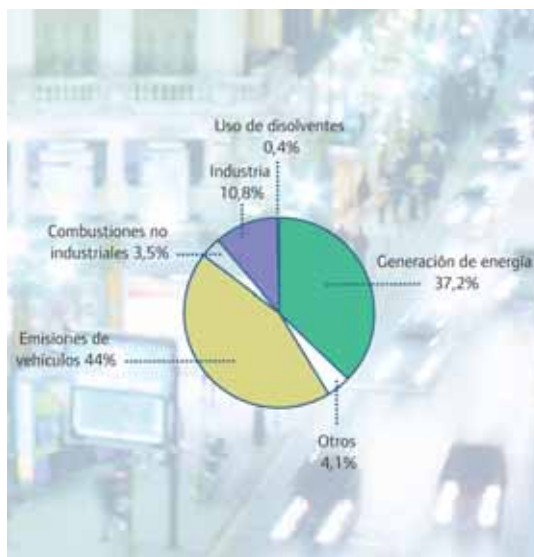
Fuentes de COV



En la actualidad, con vista a la utilización de diferentes modelos matemáticos para la identificación de fuentes y la evolución de contaminantes, se tiende a clasificar las fuentes en:

- *Fuentes puntuales*: aquellas cuyo foco emisor está localizado en un punto concreto (emisión de industrias).
- *Fuentes de superficie*: aquellas en donde el foco de emisión se encuentra disperso sobre una determinada área (fuentes móviles o varias fuentes puntuales con emisiones similares).

En la [figura 9] se presenta un esquema del inventario realizado por la OCDE en 1990 (Ciccioli, 1993) y que refleja con bastante precisión la amplia variedad de fuentes antropogénicas de COV ya mencionada. Este mismo organismo presenta también una distribución del peso de cada tipo de fuente en la emisión global de COV en el Oeste de Europa. [Figura 10].



[Figura 10]

Peso de las fuentes en la distribución de COV antropogénicos

## 6.2. Fuentes naturales

En la emisión de compuestos orgánicos volátiles por parte del medio natural se han identificado principalmente tres tipos de compuestos.

- Metano, etano e hidrocarburos de bajo peso molecular.
- Hidrocarburos insaturados: etileno, isopreno (2-metil, 1-3 butadieno) y monoterpenos.
- Compuestos oxigenados.

El metano y el resto de los hidrocarburos alifáticos son emitidos a la atmósfera procedentes de la fermentación microbiana, aunque también pueden proceder de depósitos de carbón o gas natural.

El etileno es una fitohormona que regula varios de los procesos fisiológicos de las plantas.

Sin embargo, probablemente los compuestos orgánicos volátiles naturales más interesantes son el isopreno y los monoterpenos, tanto por la cantidad de su emisión global a la atmósfera, como por su importante intervención en diversas reacciones fotoquímicas.

El isopreno es el principal hidrocarburo emitido por un gran número de especies de árboles, arbustos y plantas menores. Aparece prácticamente siempre acompañado de monoterpenos ( $\alpha$ -pineno,  $\beta$ -pineno, d-limoneno,  $\Delta^3$ -careno). El isopreno es también uno de los compuestos orgánicos principales identificados en la respiración humana (Bjorkqvist y col, 1997).

La emisión global de isopreno se estima comprendida en un rango de 250-450 millones de toneladas por año, mientras que para el caso de los terpenos este rango resulta de 128-450 millones de toneladas por año. Existen, no obstante, importantes lagunas en el conocimiento de la emisión de COV biogénicos como son: la contribución de las especies no foliares, sustancias no identificadas en las emisiones biogénicas, diferentes especies emitidas por un gran número de plantas, control de la emisión por la fisiología de las plantas, etc.

### 6.3. Procesos de transformación de los COV en la atmósfera

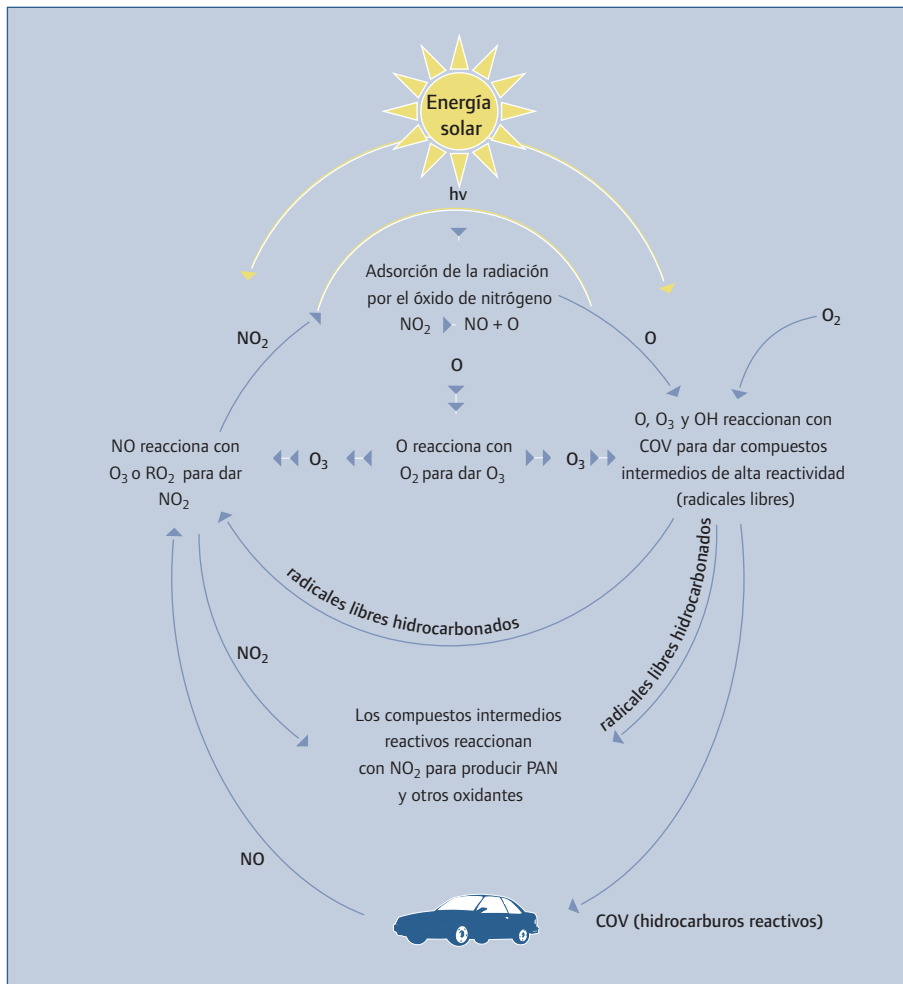
Una vez emitidos los COV a la atmósfera, pueden sufrir cuatro procesos principales: dispersión, transformaciones físicas, reacciones químicas y deposición.

Los *procesos de dispersión* tienen lugar por la difusión y por los fenómenos de transporte en el seno de las masas de aire, lo cual produce una considerable dilución de los contaminantes y su distribución por amplias zonas de la atmósfera.

Las *transformaciones físicas* implican normalmente una disolución en gotas o bien un proceso de adsorción sobre la superficie del particulado atmosférico, estableciéndose así procesos de equilibrio entre ambas fases.

Los *procesos de deposición* transfieren los COV desde la atmósfera hasta el suelo y a las reservas de agua mediante arrastre o deposición. El balance entre las velocidades de las transformaciones físicas, la velocidad de emisión, deposición, dispersión y de las *transformaciones químicas* que tienen lugar en la atmósfera, determinan el tiempo de residencia de los COV en ésta.

Cuando los COV se mezclan con óxidos de nitrógeno y son irradiados por la luz ultravioleta procedente del Sol, la atmósfera se comporta como un gran reactor fotoquímico. El tipo de reacciones que se dan son fundamentalmente a través de radicales libres, con la producción de ozono, aldehidos, nitrato de



[Figura 11]

Esquema general de la formación del *smog fotoquímico* (Manahan, 1993)

peroxiacetilo (PAN), ácidos orgánicos e inorgánicos, y finas partículas que dan lugar al fenómeno conocido como *smog fotoquímico* [figura 11].

En atmósferas no contaminadas la presencia de COV es debida a fuentes naturales y podría estimarse aproximadamente en unos 10-20 ppbv (Hov 1986). A medida que vamos aumentando las concentraciones de COV y NO<sub>x</sub> aumenta progresivamente la concentración de ozono y los demás oxidantes atmosféricos (Ciccioli 1986).

La reactividad de los diferentes compuestos volátiles para la formación de ozono se mide por un parámetro denominado potencial formador de ozono fotoquímico (POCP), ya que los COV dan lugar a la formación de oxidantes, cuya cantidad depende de la reactividad química de cada uno de ellos.

Se ha establecido una lista con los COV prioritarios, en función de su POCP, en el siguiente orden:

a) *Más importantes:* Alquenos, aromáticos, alcanos (>C<sub>6</sub>, excepto 2,3-dimetilpentano), aldehídos (excepto benzaldehído), biógenos.

b) *Menos importantes:* Alcanos (C<sub>3-5</sub>, alcanos y 2,3-dimetilpentano), alcoholes (etanol) y ésteres (excepto acetato de metilo).

c) *Poco importantes:* Alcanos (CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, alquinos (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>), aromáticos (benceno), aldehídos (benzaldehído), cetonas (acetona), alcoholes (metanol), ésteres (acetato de metilo) e hidrocarburos clorados (diclorometano, tricloroetano, tricloroetileno, percloroetileno).

Se asigna por convenio un POCP de 100 al etileno. A continuación [tabla 12] se indican los valores de este parámetro para alguno de los COV más comúnmente encontrados en atmósferas urbanas (Derwent, 1991).

[Tabla 12]

Valores de POCP para diferentes compuestos orgánicos volátiles (Derwent, 1991)

VOC	POCP
n-hexano	50
etileno	100
benceno	20
tolueno	55
etilbenceno	60
ou-xileno	65
m-xileno	105
p-xileno	90
formaldehído	40
cloruro de metileno	1
metanol	10

Otro efecto importante de la química atmosférica de los COV es la formación de especies que son responsables de deposición ácida. Los radicales OH puestos en juego en las reacciones fotoquímicas de los COV pueden reaccionar directamente con el NO<sub>2</sub> para dar NO<sub>3</sub> o bien oxidar el SO<sub>2</sub> a SO<sub>3</sub>

A nivel estratosférico, se puede considerar que algunos compuestos orgánicos volátiles, principalmente los clorofluorocarbonados (CFC), son los principales suministradores de átomos de cloro para las reacciones de descomposición del ozono.

#### 6.4. Toxicidad

La exposición de los organismos vivos a los COV ha llevado consigo a una serie de efectos sobre la salud asociados, o supuestamente asociados, que han alterado el delicado balance de algunos ecosistemas y que han despertado un gran interés científico.

Una de las mayores características de los COV es su presencia en prácticamente todos los ambientes. La vía de exposición más frecuente es la aérea,

aunque también son importantes el agua de beber y la comida. Normalmente los efectos más destacados sobre la salud son consecuencia de sus características carcinogénicas y de su poder irritante agudo (Hines, 1993).

Los hidrocarburos alifáticos pueden constituirse en depresores del sistema nervioso central y sus vapores causan irritación de las mucosas. Los hidrocarburos insaturados tienen básicamente los mismos efectos.

Los hidrocarburos aromáticos (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) no son sólo irritantes de las mucosas, sino también causantes de edema pulmonar, neumonitis e irritación ocular y alteración del sistema nervioso. Además algunos de ellos, especialmente el benceno, son carcinógenos comprobados.

Los hidrocarburos clorados poseen una muy elevada volatilidad, lo cual los hace sustancias muy peligrosas por inhalación. Sus efectos en la salud humana y sus límites de exposición son continuamente revisados. Son causantes de agudas y crónicas irritaciones de ojos, piel y vías respiratorias.

Compuesto	Efectos
Diclorometano	Desórdenes nerviosos, carcinogénico
1,1,1 Tricloroetano	Carcinogénico, irritación de ojos
Benceno	Carcinogénico, irritación mucosas
1,4 Diclorobenceno	Carcinogénico
Etilbenceno	Irritación de piel, alteraciones nerviosas
Tolueno	Fatiga, irritación de ojos, cáncer
Xilenos	Dolores de cabeza, irritación de piel
n-Decano	Irritación de vías respiratorias
Eloroforino	Carcinogénico, anestésico

[Tabla 13]

Efectos sobre humanos de diferentes COV (Hines, 1993)

Se ha investigado también su potencial carcinogénico, resultando que el cloruro de vinilo es probadamente cancerígeno, mientras que el cloroformo, tricloroetileno, tetracloruro de carbono y 1,2 dicloroetano son sospechosos de serlo. En la [tabla 13] se detallan algunos efectos de COV en humanos.

En el caso de los compuestos orgánicos volátiles no existe una normativa concreta en la Unión Europea sobre los niveles de estos compuestos en los diferentes tipo de atmósferas, si bien estos compuestos están de manera general en la *Directiva sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente (96/62/CE)* y la relativa a la *Prevención y al control integrados de la contaminación (96/61/CE)*. Además, en lo que se refiere al benceno, existe ya una propuesta de *Directiva del Consejo (1999/C 53/07)* sobre los valores límite de este compuesto, junto con los de monóxido de carbono, en aire ambiente. En esta propuesta se pos-

tula un valor límite para este compuesto de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a partir del 1 de enero del 2003 y una disminución hasta nivel 0 el 1 de enero del 2010.

Existen, asimismo, directivas sobre algunos usos específicos como son las que se refieren a la emisión de hidrocarburos totales en vehículos de motor (*Directiva 91/542/CEE*), que establece el límite permitido en  $1.1 \text{ g/KWh}$ ; aquella sobre el control de las emisiones de COV resultantes del almacenamiento y distribución de gasolinas desde las terminales (*94163/CE*); o la más reciente *1999/13/CE*, relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en determinadas actividades industriales, donde se establecen umbrales y controles de emisión, así como estrategias de reducción para un amplio número de industrias con uso de disolventes orgánicos.

En cuanto al ozono, directamente relacionado con los COV, la *Directiva 92/72/CEE* establece una serie de limitaciones en las cantidades de ozono en la atmósfera que son:

- *Umbral de protección para la salud* -  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como valor medio de 8 horas.
- *Umbrales de protección para la vegetación*:  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (valor medio de una hora) y  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (valor medio de 24 horas).
- *Umbral de información a la población*:  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como valor medio de 1 hora.
- *Umbral de alerta a la población*:  $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como valor medio de 1 hora.

Esta directiva recomienda para la vigilancia de la concentración de ozono, además de las mediciones obligatorias de óxidos de nitrógeno, mediciones de compuestos orgánicos volátiles para facilitar información sobre la formación de ozono y controlar los flujos transfronterizos de COV y para posibilitar la relación existente entre los distintos contaminantes.

Existen antecedentes de estudios de los niveles de algunos compuestos orgánicos volátiles en diversos puntos de la ciudad A Coruña considerados como más representativos en el año 1995 (Fernández-Martínez y col., 1999). En este trabajo las muestras fueron tomadas en calles de la ciudad con densidades de tráfico de 9.000 y 2.0000 vehículos/día, en una glorieta con 50.000 vehículos/día, así como en el interior de las estaciones de tren y autobuses. Los muestreos se realizaron en las horas centrales del día, entre las 11:00 y las 14:00 horas [tabla 14].



Compuesto	Puntos de muestreo				
	Paseo de Ronda	Cuatro Caminos	Glorieta de Los Castros	Estación de autobuses	Estación de trenes
Benceno	8,18	15,6	57,9	606	5,80
n-Heptano	nd	2,93	13,5	132	2,86
Tolueno	19,0	27,9	167,6	819	8,25
n-Octano	nd	2,48	5,09	37,1	2,57
Clorobenceno	nd	nd	nd	nd	nd
Etilbenceno	4,56	11,4	33,1	662	4,15
m+p-Xileno	7,88	22,7	62,0	964	6,98
o-Xileno	2,41	15,3	31,6	687	7,03
Isopropilbenceno	0,08	2,97	8,19	25,2	2,86
n-Propilbenceno	1,02	5,17	16,3	137	3,24
n-Decano	11,1	3,05	10,6	7,67	3,67
1,4-Diclorobenceno	nd	nd	nd	nd	nd
1,3-Diclorobenceno	nd	nd	nd	nd	nd
1,2-Diclorobenceno	nd	nd	nd	nd	nd

[Tabla 14]

Concentraciones de COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

nd: no detectado

## 7. Hidrocarburos

La importancia del estudio, tanto de los hidrocarburos alifáticos como de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), es debido, sobre todo, a sus propiedades nocivas para la salud humana, principalmente en el caso de los de los PAH.

El descubrimiento de que ciertos PAH poseen propiedades mutagénicas y cancerígenas (Maher y col., 1992), hace que se les considere como los inductores del cáncer de pulmón en fumadores y trabajadores de productos derivados del petróleo, sobre todo el alquitrán. Éstos están incluidos en las listas de contaminantes prioritarios tanto de la EPA (Agencia de protección medioambiental de los Estados Unidos) como de la Comisión Europea (CE).

Los hidrocarburos alifáticos son también considerados contaminantes prioritarios por ambas comisiones, aunque su toxicidad es menor que la de los PAH.

Además, el estudio de estos hidrocarburos permite identificar el origen de la contaminación.

En la [figura 12] se esquematiza el ciclo de los contaminantes en el medio ambiente que sigue esta clase de compuestos.

Los sedimentos marinos se comportan como sumideros de los hidrocarburos alifáticos y los PAH presentes en el medio marino pues presentan, frente a

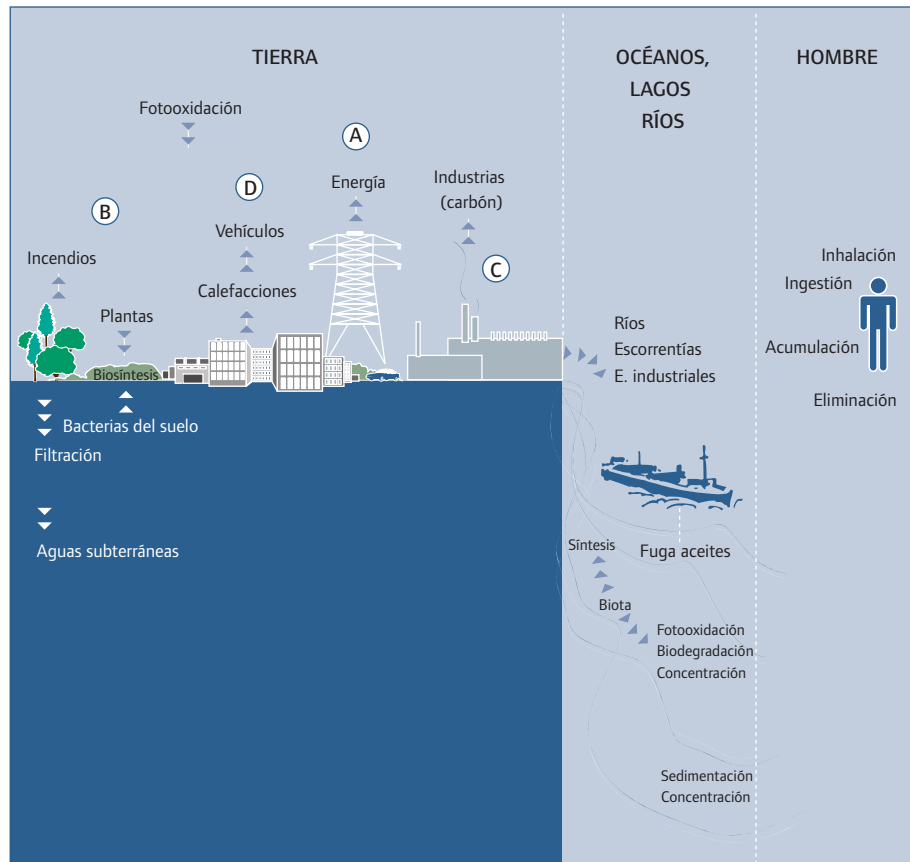
la determinación de estos compuestos en el agua o el aire, la ventaja de que en los sedimentos, la degradación (biodegradación y/o fotooxidación de estos compuestos es a muy largo plazo (Maher y col., 1992). El factor de acumulación para los PAH en los sedimentos es 1.000 veces la concentración en agua (Onuska, 1989).

Los sedimentos marinos son, por tanto, unos buenos indicadores de la contaminación de este medio por estos compuestos (Farrán y col., 1987).

Los sedimentos marinos son matrices complejas, es decir, matrices que contienen en su seno una elevada diversidad de compuestos con propiedades químicas similares. Esto hace que la determinación de microcontaminantes, como son los hidrocarburos alifáticos y los PAH, sea una tarea difícil y complicada debido a esa elevada cantidad de compuestos presentes en la matriz, que van a presentar interferencias en el análisis y que, por lo tanto, es necesario eliminar como paso previo a éste (Albaigés y col.; 1987; MacLeod y col., 1988; Diercxsens, 1990).

[Figura 12]

Ciclo de los contaminantes en el medio ambiente



Los n-alcanos son la fracción mayoritaria dentro de los hidrocarburos saturados e insaturados en las partículas de aerosoles. La distribución de los n-alcanos aporta información sobre el origen biogénico y/o petrogénico de los hidrocarburos presentes en el aerosol.

En los aportes biogénicos predominan los n-alcanos de  $C_{25}$  a  $C_{35}$  procedentes de plantas superiores continentales, que poseen una cutícula de origen hidrocarbonado, en donde predominan los homólogos impares (Van Vaeck y cols., 1985; Sicre y cols., 1987; Bidleman y cols., 1990).

En cuanto a los n-alcanos de origen antropogénico, la mayor contribución proviene del petróleo y de sus derivados. Su presencia se caracteriza por una distribución que no presenta predominio de ningún alcano entre  $C_{20}$  -  $C_{36}$ , así como una mezcla compleja de compuestos no resueltos cromatográficamente, UCM («Unresolved Complex Mixture») (Sicre y cols., 1987).

Se ha comprobado que los hidrocarburos alifáticos de origen natural se acumulan en partículas de mayor tamaño que las de origen antropogénico. Así, los primeros aparecen asociados con partículas de 1,79-2,53  $\mu$ m, y los de fuentes antropogénicas en las menores de 1  $\mu$ m, lo cual está de acuerdo con la distribución de HAP antropogénicos (Sicre y cols., 1987). A partir de esto, por tanto, podemos conocer también el origen de los alcanos.

Otro modo de relacionarlos es mediante el *índice de preferencia de carbono*, CPI (carbon preference index), definido como la relación entre los n-alcanos totales impares y pares, de una misma serie homóloga (Simó y cols., 1991).

Así, un valor de CPI entorno a 1 indica un origen antropogénico, mientras que una relación mayor de 1 señala procedencia natural (Brorström-Lundén y cols., 1991; Stephanou y cols., 1993).

Asimismo, la relación entre los hidrocarburos ramificados fitano/pristano (Ph/Pr) mayor de 1 muestra una contaminación por aceites minerales (Bombai y cols., 1991).

Con respecto a su variabilidad a lo largo del año, se encuentran niveles bajos en primavera y verano, aumentando en otoño e invierno debido al uso de combustibles fósiles en los sistemas de calefacción y vehículos (Broddin y cols., 1980), y a la posible fotooxidación, que hace disminuir los hidrocarburos en verano (Aceves y cols., 1993).

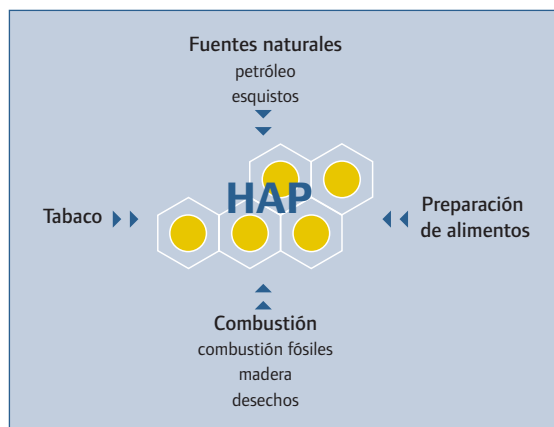
Los valores de CPI, por tanto, son menores en las estaciones cálidas, lo cual confirma la contribución de la flora terrestre (Stephanou y cols., 1992), apareciendo alcanos de número de carbono impar entre  $C_{25}$ -  $C_{33}$ , mientras que en invierno existe una alta proporción de UCM, sin preferencia de un cierto número de carbono y con alcanos de rango  $C_{16}$ -  $C_{36}$ .

Los HAP se forman por combustión incompleta de compuestos orgánicos, y son emitidos en vapores de alta temperatura que luego enfrían rápidamente

y se condensan en partículas, predominando en este caso la formación de compuestos no sustituidos. Los HAP son también producidos por petrogénesis, mediante procesos a baja temperatura que favorecen la incorporación de grupos alquilo (Evans y col., 1989).

En la [figura 13] se resumen las fuentes principales de HAP en el medio ambiente.

[Figura 13]  
Principales fuentes de HAP en el medio ambiente



Una de las fuentes de los HAP son los incendios forestales. En diversos estudios se ha visto que quemando muestras de pino a bajas temperaturas durante un largo período de tiempo los compuestos más abundantes eran derivados alquilados del naftaleno, mientras que, cuando el fuego era vivo, predominaban los alquil derivados del fenantreno. En ambos casos se

observó que los compuestos más grandes, con un mayor número de anillos, se detectaban en concentraciones más bajas. El origen del fenantreno y sus derivados viene dado por la degradación térmica de esteroides y diterpenoides abundantes en las masas forestales, mientras que el origen del naftaleno parece estar asociado a la presencia de fitoesteroles y sesquiterpenos (González-Vila y col, 1991).

Otras de las especies detectadas son los derivados del fluoreno, que parecen tener su origen en reacciones de oxidación y descarboxilación de alquil-fenantrenos. Entre los compuestos de más de tres anillos destaca la presencia del criseno y del pireno, que tienen su origen en la ciclación y condensación de n-alcanos, siendo estos unos de los principales componentes de la cera de la cutícula de las plantas (González-Vila y col., 1991).

La contribución antropogénica se puede dividir en dos grandes grupos. La primera es la combustión de materiales para la obtención de energía. La segunda la combustión para reducir el volumen de residuos. Ambas categorías queman materiales que contienen HAP, pero se cree que la mayoría de éstos son destruidos durante el proceso de combustión. Sin embargo, se forman nuevos HAP debido a una pirólisis incompleta y son emitidos en forma de vapor y particulado a la atmósfera, fundamentalmente. Entre estos compuestos se en-

cuentran HAP no-sustituídos y alquilsustituídos, nitrosustituídos y heterociclos aromáticos que contienen nitrógeno.

En las combustiones domésticas, debido al menor control y menor eficiencia de las condiciones de combustión, las concentraciones de HAP en las emisiones son mayores que las de las grandes centrales de producción energética.

Otra fuente muy importante es el humo de los cigarrillos, de tal modo que en un país como Inglaterra las emisiones de HAP debido al consumo de éstos superan incluso a las debidas a la incineración de residuos sólidos, sumándose a ello el gran perjuicio que representa para la salud humana (Wild y col., 1995).

La principal fuente en las zonas adyacentes a las carreteras es debida a los vehículos de motor, tanto en la atmósfera como en el suelo y vegetación. Así, se ha observado que al aumentar la distancia respecto a la carretera disminuye bruscamente la concentración de los HAP este descenso se aprecia en los compuestos más pesados, siendo menor la variación en los más ligeros (Yang y col., 1991).

Una de las principales dificultades que se encuentran a la hora de determinar los HAP en las plantas es el hecho de que son también metabolitos de las mismas, por lo que, independientemente del grado de contaminación de la zona, siempre va a haber un fondo con un claro origen natural. Por ello, es muy difícil determinar el origen de un HAP y para tener una idea de su procedencia, es necesario establecer una serie de relaciones entre los diferentes compuestos (Hancock, 1970). De esta manera, la relación no alquilados/alquilados sirve de índice para determinar el *origen pirogénico* (valor elevado) o *petrogénico* (baja relación).

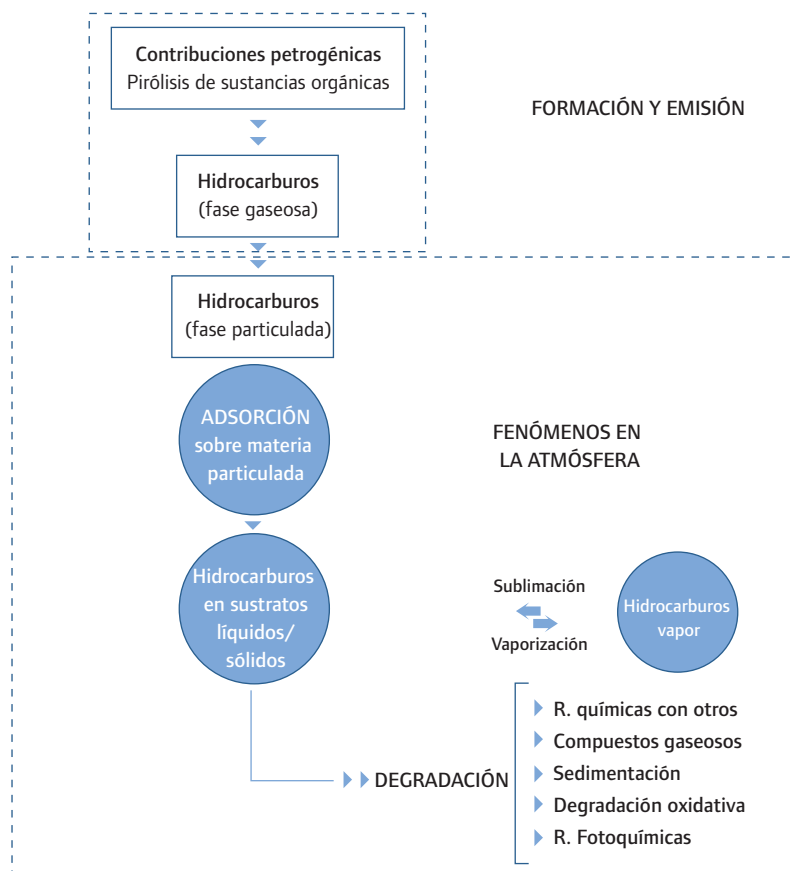
En el caso del *fenantreno/metilfenantreno* su cociente varía entre 0,17 y 0,5 para compuestos de origen petrogénico y entre 1 y 2 para productos de combustión. En el caso del *fluoranteno + pireno / metilfluoranteno + metilpireno* valores cercanos a 3 han sido obtenidos en zonas contaminadas por un origen pirogénico (Colombo y col., 1989).

El cociente *pireno/benzo(a)pireno* con un valor en torno a 1 indica un origen natural, mientras que si este valor es claramente inferior a 1, es característico de una atmósfera contaminada (Hancock y col., 1970).

Existen diferentes procesos de degradación de los HAP, siendo los más ligeros los más susceptibles de degradación biótica y abiótica. Los principales mecanismos de degradación son la transformación química, mediante biodegradación o fotólisis, volatilización, escorrentía y erosión.

La fotooxidación puede ser uno de los procesos más importantes en la eliminación de los HAP de la atmósfera, pero algunos de los productos de reacción siguen siendo cancerígenos. La fotooxidación será tanto más rápida cuanto más oxidante sea la composición de la atmósfera.

[Figura 14]  
Distribución y eliminación de hidrocarburos en la atmósfera



La degradación microbiana es la principal vía de degradación de los HAP en el suelo. Se ha observado que algunas especies son capaces de degradar los HAP cuando éstos eran el único sustrato del que disponían; en otras ocasiones es necesaria la presencia de una mezcla de componentes: suelo, agua, HAP y una sustancia que estimule el crecimiento bacteriano (Edwards, 1983).

Los otros tres mecanismos (volatilización, escorrentía y erosión) pueden ser considerados como vías de salida de los HAP de las plantas en lugar de formas de degradación [figura 14].

En la tabla siguiente se especifican los valores medios de hidrocarburos alifáticos aromáticos policíclicos en diversas zonas de la ría de A Coruña (Neira Dourado y col. 1993) [tabla 15].

La fabricación y uso de productos químicos da lugar a la emisión al medio ambiente de una gran variedad de compuestos que pueden tener efectos indeseables sobre la salud y el bienestar humanos y sobre los ecosistemas. Pueden

originar daños en la biodiversidad y perjuicio de la salud y bienestar de los seres humanos por pérdida de espacio vital debida a la contaminación, enfermedades y cambios en la conducta humana.

La exposición total de un individuo a un producto químico concreto se ve afectada por los factores sociales tales como el desarrollo industrial, el estilo de vida, los hábitos culturales y las actividades profesionales. Para estimar la captación total procedente de los diferentes medios y la dosis en el tejido donde se acumula finalmente, se necesitan mediciones ambientales de la presencia de productos químicos en puntos concretos de los distintos medios, con información detallada de los diferentes patrones de exposición y de la toxicidad. Sin embargo, gran parte de esta información no está disponible para la

[Tabla 15]

Valores medios de hidrocarburos alifáticos para cada punto de muestreo ( $\mu\text{g/g}$ )

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Media total
C17	0,38	0,76	0,34	0,33	0,19	0,17	0,17	0,44	0,14	0,32
P	0,39	0,75	0,28	0,26	0,08	0,09	0,27	0,79	0,14	0,34
C18	0,45	1,36	0,26	0,84	0,61	0,43	0,32	0,24	0,48	0,55
Ph	0,25	1,30	0,27	0,12	0,08	0,08	0,10	-	-	0,31
C19	0,24	0,87	0,63	0,42	0,19	0,35	0,70	0,80	0,37	0,51
C20	0,39	0,91	0,88	1,14	0,50	1,02	0,52	0,31	0,53	0,69
C21	0,87	1,63	0,85	0,96	0,67	0,80	0,56	0,62	0,39	0,81
C22	0,66	1,26	1,34	1,29	1,30	1,52	1,03	0,64	0,23	1,03
C23	0,96	1,56	1,46	1,13	2,99	2,04	1,90	0,85	0,56	1,49
C24	1,30	2,13	1,72	2,40	5,31	4,47	2,64	0,83	0,77	2,40
C25	0,99	1,54	1,16	1,40	4,12	3,35	1,76	1,24	1,06	1,85
C26	0,73	1,45	1,11	1,06	4,45	3,37	1,28	0,77	0,70	1,66
C27	0,61	1,22	0,88	0,84	3,77	1,64	1,45	0,76	0,64	1,31
C28	0,49	0,95	0,56	0,61	1,98	1,13	0,89	0,54	0,95	0,90
C29	0,86	1,26	1,01	0,78	1,24	1,28	1,40	0,56	1,18	1,06
C30	0,52	1,04	0,55	0,58	0,90	0,64	0,39	0,52	0,36	0,61
C31	0,41	0,65	0,50	0,37	0,75	0,62	0,28	0,43	0,43	0,49
C32	0,34	0,36	0,18	0,27	0,42	0,41	0,22	0,64	0,20	0,34
C36	0,91	0,78	0,38	0,20	0,17	0,09	0,22	0,10	0,14	0,33
$\Sigma$ -alcanos	11,10	19,31	13,06	14,60	29,09	21,31	14,71	9,07	8,93	15,69
UCM	17,75	139,71	14,44	20,55	7,62	6,89	1,71	1,58	1,55	23,53
CPI	0,95	0,94	1,04	0,73	0,95	0,97	1,15	1,54	1,15	
P/Ph	1,56	0,58	1,04	2,17	1,00	1,13	2,70	-	-	
HC mayoritario	C24	C24	C24	C24	C24	C24	C24	C25	C29	

P: pristano; Ph: fitano

CPI=  $\Sigma C_{17}-C_{36}$  (impares) /  $\Sigma C_{17}-C_{36}$  (pares)



gran mayoría de los productos químicos en uso y circulación en Europa. En especial, es insuficiente la información disponible sobre toxicidad, ecotoxicidad y exposición a los productos químicos.

Aunque la situación ha empezado a mejorar gracias a diversas iniciativas internacionales que han favorecido la investigación, la vigilancia y la aplicación de procedimientos de notificación, queda mucho por hacer hasta que se minimicen los efectos inesperados de los productos químicos ya en circulación y presentes en el medio ambiente. Los regímenes de las disposiciones legales, auditorías, educación e investigación medioambientales pueden contribuir a una mejora de los procedimientos de evaluación y gestión de riesgos que tan necesarios son para evitar efectos peligrosos e inesperados.

La importancia de los problemas relacionados con los productos químicos y la forma en que éstos pueden afectar a todas las partes del medio ambiente y de las actividades humanas explican que el tema del riesgo químico figure entre las principales cuestiones medioambientales por las que debe preocuparse toda Europa.

El potencial nocivo de las sustancias químicas para la vida, la salud, el medio ambiente y los bienes apenas tiene límites. Por tanto, el control de riesgos se centra en la eliminación o reducción de los niveles de sustancias químicas peligrosas que pueden perjudicar al ser humano y al medio ambiente. La industria ha desarrollado gradualmente un enfoque de gestión de riesgos que tiene en cuenta el ciclo vital completo de estas sustancias. El modo en que se utilizan determina si sus efectos son beneficiosos o perjudiciales. Actualmente se aplican ya estrategias a escala internacional y europea previstas en distintos reglamentos, programas y políticas.

La estrecha cooperación a escala internacional entre científicos, gestores del medio ambiente, responsables de la formulación de políticas y organizaciones internacionales es imprescindible para mejorar las condiciones medioambientales mediante la reducción de las emisiones de sustancias químicas.

La industria química española ha reducido en un 74% los contaminantes vertidos a las aguas por unidad producida y ha generado un 37% menos de residuos desde que, en 1993, se comprometió a adoptar medidas para proteger el medio ambiente. Además, las emisiones de contaminantes a la atmósfera han experimentado un descenso del 36% por unidad producida; estos datos figuran en el cuarto informe de realizaciones del Compromiso de Progreso, titulado *Seguridad, Salud y Medio Ambiente*, que acaba de publicar la Federación Empresarial de la Industria Química Española y que recoge los avances experimentados entre 1993 y 1999 por los 232 centros de trabajo españoles adheridos en estos momentos al programa.



L. Espada Recarey  
F. J. Rodríguez Rodríguez

## Contaminación acústica: antecedentes y estado actual





# Contaminación acústica: antecedentes y estado actual

L. Espada Recarey

F. J. Rodríguez Rodríguez

*Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Vigo*

## 1. Introducción

### 1.1. Características del sonido

Un sonido, ruido si es desagradable y molesto, consiste en una vibración del aire propagada en forma de onda y que se caracteriza por dos magnitudes importantes, relacionadas ambas con su agresividad para la salud:

- su nivel, sensación de mayor o menor sonoridad o volumen y asociado a la cantidad de energía empleada para generarlo, medido en decibelios, (dB)
- su frecuencia, número de ciclos de la onda sonora durante un segundo, expresado en hertz.

Para definir como contaminantes a determinados sonidos es necesario referirse a una escala de nivel general unificada y olvidar la subjetividad del individuo que lo recibe. *Esta referencia se construye logarítmicamente, dado que así crece la sensación auditiva causada por la presión acústica y su unidad de medida, el dB, y expresa la intensidad de las vibraciones.*

$$N = 10 \lg \frac{I}{I_0} \text{ endB; donde } \left\{ \begin{array}{l} N = \text{número de decibelios} \\ I = \text{intensidad} \\ I_0 = \text{intensidad que corresponde} \\ \text{al límite de sensibilidad} \\ \text{humana (0 decibelios) } = 10^{-16} \text{ w/cm}^2 \end{array} \right.$$

La escala de medida en dB, al crecer de forma logarítmica, imposibilita sumar aritméticamente los distintos niveles de ruido<sup>1</sup>.

La segunda magnitud característica de un sonido es su frecuencia. Convencionalmente se establecen tres intervalos de frecuencias: bajas (sensación grave), medias y altas (sensación aguda). Por lo general, un ruido está compuesto por una combinación de ellas.

El oído humano percibe frecuencias entre 20 y 20.000 hertz, pero no es igualmente sensible a todas ellas, sino que recibe más débilmente los sonidos de baja frecuencia que los de alta, para un mismo nivel de presión sonora, y son estos últimos los más dañinos. Por ello, en la medición del ruido, debe tenerse en cuenta no sólo su nivel en dB, sino también las frecuencias que lo componen.

Es necesario, al mismo tiempo, adecuar los valores de los parámetros acústicos obtenidos al comportamiento del oído humano respecto a ellos. En este sentido, para estudios de contaminación acústica, se emplea un filtro de ponderación A, el cual produce una atenuación importante de los sonidos de baja frecuencia, pues no modifica la medida del sonido alrededor de los 1.000 Hz y aumenta algo la de los comprendidos entre 2.000 y 4.000 Hz, caracterizando e imitando así la reacción humana a los ruidos complejos, cuando se busca un solo valor, en dBA, obteniendo resultados directamente comparables en cuanto a peligrosidad.

## 1.2. El ruido como contaminante. Factores condicionantes

El incremento de la densidad poblacional, la mecanización de la mayor parte de las actividades y el desarrollo espectacular de los medios de transporte, tanto de personas como de mercancías, condicionaron que el ruido adoptase categoría

<sup>1</sup> Dos máquinas que generen cada una 60 dB producirán, en combinación, 63 dB de presión acústica total, y no 120 dB, como cabría esperar. Por tanto, pequeños aumentos o disminuciones en el número de decibelios de un ruido representan una diferencia considerable de su energía y de la molestia que genera; es decir, reducir el nivel sonoro de 75 a 70 dB, por ejemplo, es algo importante.

de problema ambiental serio<sup>2</sup>. Reconocido actualmente como una de las variables prioritarias cuando se valora la calidad de vida que ofrece un núcleo urbano, se vienen intensificando las investigaciones y medidas encaminadas a su gestión y control, de cara a una reducción de los efectos nocivos que produce.

Definida la contaminación como la liberación artificial, directa o indirectamente, de sustancias o energías que causan efectos adversos sobre el ser humano o sobre su medio ambiente, el ruido se identifica como un sonido no deseado y se considera un agente contaminante que, frente a otros, sólo es detectado por un sentido. Su acción, por otra parte, está presente a lo largo de grandes períodos de tiempo, produciéndose además con poco consumo de energía y a bajo coste, pues ésta es una energía sobrante o indeseada. Por este motivo, ya fue definido como agente contaminante del medio ambiente en la Conferencia de Estocolmo de 1972.

A escala nacional, en el Congreso sobre ruido celebrado en Zaragoza en 1987, se aprobó la Carta de lucha contra el ruido, estableciéndose en ella un decálogo con los principios que debería inspirar la política ambiental antiruido de todas las Administraciones Públicas y, en especial, la de los municipios.

Si bien la contaminación acústica urbana proviene de diversas fuentes (industria, ocio, locales comerciales, obras y construcción...), el tráfico rodado constituye su componente más importante, pues, aproximadamente, el 90% del ruido producido en los núcleos poblacionales tiene en él su origen. En consecuencia, cualquier medida encaminada a mitigar los niveles sonoros urbanos deberá enfocarse hacia el ruido de tráfico; además, los avances conseguidos en este sentido repercutirán en un número muy elevado de personas, de cara a una mejora en sus condiciones de vida<sup>3</sup>.

Actualmente, en la Unión Europea existen 150 millones de vehículos<sup>4</sup>. El parque automovilístico de España es superior a los 16 millones de unidades, lo

---

<sup>2</sup> El porcentaje de población europea que soportaba niveles de ruido por encima de los 65 dBA se duplicó entre 1980 y 1990, alcanzando la cifra de 180 millones de habitantes, nueve de ellos españoles. En la actualidad, en Europa, aproximadamente 9,7 millones de personas están expuestas a valores acústicos superiores a 75 dBA.

<sup>3</sup> Conviene tener presente que en zonas urbanas viven más de los dos tercios de la población europea y que, en las ciudades con más de 500.000 habitantes, se aglutinan 165 millones de personas, cerca del 24% del total.

<sup>4</sup> Previsiones relativas al crecimiento del transporte en Europa occidental indican que la demanda del transporte de pasajeros y mercancías por carretera podría llegar a doblarse entre 1990 y 2010, con un aumento de la cantidad de automóviles de entre el 25 y el 30%, y un incremento del 25% en el número de kilómetros por vehículo. Se espera, por otra parte, que durante la próxima década se acelere el crecimiento actual de la movilidad urbana y de la propiedad de automóviles en las ciudades de Europa central y oriental.



que da lugar a que, según un estudio de la OCDE, el 26% de sus habitantes sufran unos niveles acústicos superiores a los 65 decibelios, cifra a partir de la cual se producen las primeras perturbaciones derivadas de la contaminación sonora, y que es considerada por la mayoría de los países como el parámetro o límite superior de tolerancia para la sonoridad ambiental.

En función del citado porcentaje, España ocupa el segundo lugar como país más ruidoso del mundo, después de Japón, y el primero de Europa.

La Unión Europea tiene como objetivo fundamental promover el desarrollo cualitativo de los países miembros para la mejora de su calidad de vida sin olvidar la protección del medio ambiente y los recursos naturales. La permanencia en esta organización implica la obligación de cumplir dos tipos de normas, reglamentos y directivas. Estas últimas son leyes marco o de bases que contienen mandatos y objetivos que los Estados deben incorporar a su ordenamiento jurídico mediante definiciones estatales propias.

La protección contra el ruido ha sido incluida en cinco programas de acción para la protección del medio ambiente. El Quinto Programa, iniciado en 1993, apostó por el establecimiento de subvenciones para el desarrollo de productos más silenciosos y de unos límites para las emisiones sonoras de los vehículos, desde la firme creencia de que la evolución futura de este agente contaminante dependerá, en gran medida, de las medidas correctoras que se establezcan, así como de los cambios socioeconómicos y tecnológicos que se produzcan<sup>5</sup>.

La actual política en la lucha contra el ruido se centra, además, en la necesaria información acústica y educación ambiental. Expertos europeos están convencidos de que la contaminación por ruido no disminuirá si no se aborda el problema desde la planificación urbanística y desde la necesidad de incidir en el aspecto educacional.

*El Libro Verde de la Comisión de las Comunidades Europeas*, como documento 540 de 1996 (4-11-96), plantea una política futura de lucha contra el ruido, abordando este contaminante, como problema ambiental, desde cuatro vertientes: coordinación de métodos de validación de los niveles de ruido, intercambio de información entre los países miembros, elaboración de mapas de ruidos e información pública sobre las causas que se derivan ante diferentes exposiciones de éstos. Asimismo, en las directrices del *Libro Verde de la Comisión*

---

<sup>5</sup> En este sentido, conviene señalar que una política antiruidos basada exclusivamente en la fijación de niveles máximos de emisiones acústicas está condenada al fracaso. Para los automóviles, estos niveles se han reducido seis veces en veinticinco años, un 85% desde 1970, y un 90% para los camiones y vehículos pesados, pero, paradójicamente, en los últimos quince años el ruido no ha cesado de crecer debido a la multiplicación del parque automovilístico.

*Europea* se establece la obligación de un estudio de impacto ambiental que considere la contaminación por ruido de los proyectos públicos y privados comprendidos en su anexo.

Los objetivos finales, una vez recabadas las informaciones anteriores, se centran en establecer normas legislativas que señalen valores límites para las emisiones, integración de los costes del ruido a través de financiación comunitaria y elaboración de una legislación comunitaria sobre controles técnicos.

### 1.3. Costes derivados de la contaminación sonora

Según cálculos globales realizados en 17 países europeos, el coste que el ruido puede ocasionar, fundamentalmente debido al transporte, se estima en 0,65% del PIB, porcentaje que representa 38.000 millones de euros/año. En esta determinación se tuvo en cuenta el cambio de valor<sup>6</sup> que experimentan las propiedades inmobiliarias sujetas a perturbaciones acústicas, los costes inherentes a las medidas de disminución, de eliminación o de prevención, así como los relacionados con la asistencia médica y las pérdidas de producción que conlleva.

Aunque el ruido es un contaminante inevitable relacionado con el progreso, es posible mitigarlo con la utilización de ciertas técnicas y métodos establecidos por medio del empleo de sistemas de control y protección. Los análisis de las influencias de los costes por la utilización de medidas correctoras, después de examinar las soluciones viables, estarán basados tanto sobre los bienes materiales (gastos de protección, indemnización, mercado inmobiliario) como sobre los fenómenos relacionados con los aspectos sociológicos y psicológicos de los ciudadanos.

La evaluación del coste que implica su reducción está relacionada con las posibles actuaciones en los elementos insertos en lo que puede denominarse cadena acústica; esto es, actuar directamente sobre las fuentes emisoras, crear barreras entre ésta y los receptores y controlar el ruido en el punto de recepción.

Sin embargo, por razones de operatividad, y ante la imposibilidad de transformar el diseño urbanístico y la geometría del entorno arquitectónico (vías estrechas, ausencia de espacios abiertos, altura de las edificaciones, orografía del terreno), sólo se suelen evaluar el tipo de pavimento de las calles, la construc-

---

<sup>6</sup> Un estudio realizado en Vigo resalta que el índice medio de depreciación del mercado inmobiliario se estima que ronda el 1% por cada incremento de dBA, siempre que el ruido ambiental exceda los 55 dBA. No obstante, en el caso particular del ruido producido por el tráfico aéreo, los costes se centran en los sistemas de aislamiento de las propiedades que se encuentran alrededor de los aeropuertos.

ción y utilización de pantallas acústicas y el aislamiento de fachadas, independientemente de la regulación del tráfico que pueda llevarse a cabo.

■ El coste de los pavimentos porosos puede alcanzar los 70 USD/m<sup>2</sup>, siempre que se realice una reconstrucción total del firme. Por el contrario, si sólo consiste en utilizar una capa de 10 cm de espesor, el precio puede bajar hasta 15 USD/m<sup>2</sup>. A este coste hay que añadir además el de mantenimiento, el cual se ha estimado que sería de 1 USD/m<sup>2</sup> durante los 15 años de vida media del pavimento. La reducción de los niveles sonoros para ambos casos se sitúa alrededor de 3 dBA. En cualquier caso, no sería suficiente esta reducción si, como generalmente ocurre, los niveles de ruido soportados por las fachadas se aproximan a los 80 dBA.

■ En cuanto a las citadas pantallas acústicas, no existe uniformidad de criterios en su utilización. Factores estéticos, la no protección en los pisos altos de las viviendas o la conservación de vistas paisajísticas son, entre otros, aspectos que han servido para su poco uso en Noruega; sin embargo, en contrapartida, son muy utilizadas en Holanda. En todos los casos, las pantallas antirruído se situarán entre la calzada y la zona del receptor, con lo que se puede lograr una reducción de 15 dBA y, por tanto, una disminución de más del 50% del ruido anteriormente existente. Su coste, para este tipo de reducción, se sitúa en 4.000 USD/m, cantidad que engloba también la protección de los pisos altos de edificios de 4-5 plantas. Dado que su durabilidad se estima en 20 años y ya que el mantenimiento no es elevado, la relación establecida entre su eficacia, viabilidad, durabilidad y coste se considera óptima.

■ El aislamiento de las fachadas es una de las soluciones que se utilizan para reducir el ruido en el interior de las viviendas. Entre las medidas usadas destacan el aislamiento de las paredes, el empleo de dobles ventanales y, en algunos casos, el de un sistema apropiado de ventilación. Así, con la utilización de ventanas aislantes, la reducción del nivel de ruido puede cifrarse en unos 30 dBA.

En la Unión Europea, países como Holanda, Dinamarca y Noruega subvencionan a los propietarios que, por iniciativa propia, llevan a cabo el aislamiento de sus casas. Esta ayuda financiera suele ser parcial y, de esta forma, el ciudadano de estos países consigue una revalorización de su propiedad y un menor coste de mantenimiento de su inmueble. El precio de la reducción del ruido dependerá del grado de aislamiento que se desee, pero puede cifrarse, como valor medio, en unos 10.000 USD para un piso de 100 m<sup>2</sup>, si se desea mantener un nivel equivalente de ruido de 40 dBA durante todo el día.

Un caso aparte y complementario de los anteriores está relacionado con la regulación del tráfico por medio de disposiciones como:

- Reducción del tráfico o canalización de éste en zonas de alta sensibilidad acústica.
- Empleo de rutas de circunvalación.
- Cierre total o parcial horario en ciertas calles para vehículos pesados.
- Calles con un único sentido de circulación.

Medidas encaminadas a favorecer un tráfico más fluido, ya que con un concienzudo control de éste se consigue una reducción de 3 dBA, al mismo tiempo que se mejoran las condiciones de desplazamiento de los peatones y se estimula el transporte público. Estas soluciones relacionadas con la regulación del tráfico contribuyen además, desde el punto de vista económico, a reducir los costes de las medidas citadas anteriormente, con lo que se necesitan menores presupuestos para aislar las fachadas.

A modo de epílogo se puede concluir que el control del ruido en su origen sería la mejor solución para disminuir la intensidad de este contaminante. Al no poder hacerlo en la mayoría de las situaciones, habrá que tener en cuenta para el caso de la fuente emisora, fundamentalmente vehículos, que a velocidades bajas predominará el ruido originado por el motor, mientras que si son altas lo será el ocasionado por la rodadura (contacto entre el pavimento y el neumático). La reducción del ruido del motor está relacionada con el desarrollo de nuevas tecnologías, y aquí reside su reto futuro; por el contrario, los nuevos tipos de pavimentos y neumáticos están actualmente más desarrollados de cara a mitigar el ruido producido.

Así pues, existen métodos y técnicas para reducir los niveles de ruidos y hacer la vida más confortable. La aplicación de estas medidas dependerá de las factibles ayudas financieras, de las características físicas de las ciudades, del civismo de sus habitantes y, sobre todo, del interés público para su solución.

#### **1.4. Efectos del ruido ambiental**

La contaminación sonora, aparte de suponer una merma en la calidad de vida, tiene claras repercusiones sobre la salud de la población que la padece. Así, los niveles excesivos de ruido desencadenan en efectos negativos, los cuales se agrupan bajo dos puntos de vista:

- El psicológico: estrés, irritabilidad, desconcentración y dificultades para el descanso. Los problemas para conciliar el sueño, que aparecen alrededor

de los 35-40 dBA, a su vez derivan en sensación de fatiga y reducción del rendimiento laboral.

■ El físico: lesiones en el aparato auditivo, alteraciones de la tensión arterial, problemas digestivos y cardiorrespiratorios son algunos efectos físicos del ruido. Excepto el primero, ninguno de ellos es permanente y desaparece al cesar la causa que lo originó.

Sin embargo, la exposición a niveles intensos durante un período de tiempo significativo da lugar a pérdidas de audición que, si bien en un principio son recuperables cuando desaparece el ruido (desplazamientos temporales del umbral de audición), con el tiempo, si dicha situación tiene lugar con frecuencia durante varios años, la recuperación se vuelve más lenta y parcial, y puede desembocar en lesiones irreversibles (desplazamiento permanente), convirtiéndose en sordera<sup>7</sup>.

La pérdida de audición se debe a la incapacidad de regeneración de las células sensoriales del oído interno. En este sentido, son más nocivos los tonos agudos, más frecuentes en el medio industrial, que los graves.

## 2. La contaminación acústica en la Comunidad Autónoma de Galicia

### 2.1. Antecedentes y estado actual

La Xunta de Galicia, a través de la Consellería de la Presidencia y Administración Pública, consideró, siguiendo intereses propios y también indicaciones del Valedor do Pobo, dar prioridad a proyectos ambientales relacionados con la contaminación acústica. La aprobación de una Ley sobre la Prevención de la Contaminación Acústica<sup>8</sup> por parte del Parlamento de Galicia, así como un reglamento que la desarrolló, la financiación de una ordenanza-marco para la utilización por parte de los ayuntamientos que no disponían de ella y conve-

---

<sup>7</sup> Los problemas que repercuten en el oído son especialmente peligrosos, ya que rara vez se presentan de un modo brusco, sino de forma, y la degeneración auditiva pasa a menudo desapercibida al no interferir en la vida cotidiana del individuo. La lesión auditiva comienza alrededor de los 4.000 Hz, extendiéndose posteriormente a frecuencias próximas a ésta. Se calcula que el oído necesita algo más de 16 horas de reposo para compensar dos horas a 100 dBA.

<sup>8</sup> El anteproyecto de la Ley para la Prevención de la Contaminación Acústica fue llevado a cabo por un equipo redactor de la Universidad de Vigo. El texto base sirvió para su debate y posterior aprobación en el Parlamento gallego, hecho que finalmente conllevó su publicación, a modo de ley, en el Diario Oficial de Galicia, número 159, del 20 de agosto de 1997.

nios de colaboración con la Universidad de Vigo muestran el interés del Gobierno autonómico gallego en este sentido.

El objeto de la ley se cifraba en orientar la protección de las personas contra ruidos y vibraciones imputables a cualquier causa, motivo por el cual los ciudadanos tendrían el derecho a disfrutar de su intimidad y de un entorno adecuado para el normal desarrollo de sus actividades. Las competencias administrativas relacionadas con la ley se articulaban por medio de determinadas obligaciones que afectaban tanto a los Ayuntamientos, en su capacidad para la publicación de ordenanzas, como a la Xunta de Galicia, en cuanto a la aprobación de los correspondientes reglamentos para la aplicación homogénea de la ley en toda la Comunidad, además de la correspondiente asistencia a la Administración municipal.

En las disposiciones adicionales de la ley se hacía constar que en un plazo de dos años, a partir de su publicación, los Ayuntamientos deberían adaptar sus ordenanzas al contenido de esta ley y a las disposiciones que la desarrollaban. Por otra parte, se indicaba también que debería aprobarse, en el plazo máximo de un año, un reglamento por medio del cual la Xunta de Galicia fijaría los métodos de medición de este contaminante. De esta forma, se reconocía la corresponsabilidad de la Administración local en las gestiones de los niveles de emisión e inmisión sonoros, mientras que la Xunta de Galicia fijaba una programación política en materia medioambiental de ruidos.

En muchos países comunitarios existen patrullas antirruidos que se encargan de llevar a cabo las reclamaciones presentadas por ciudadanos sobre la contaminación acústica. Esta patrulla, a modo de policía local, recoge pruebas y está capacitada para decomisar, en su caso, instrumentos reproductores de sonido si no hay cooperación por parte de su propietario. En nuestra Comunidad, la Academia Galega de Seguridade insertó una resolución en el Diario Oficial de Galicia, con fecha del 21-10-97, por medio de la cual se convocaba un curso sobre medición de ruidos con el fin de formar a los policías en su trabajo en locales públicos. Importante decisión para los ayuntamientos encaminada a hacer cumplir la ley en beneficio de sus ciudadanos.

La ley aprobada por el Parlamento gallego, en su artículo 11, prevé que se podrá entrar en un domicilio con autorización judicial o sin ella, según las circunstancias.

Al mismo tiempo, el citado interés por parte de la Xunta de Galicia por la problemática derivada de la contaminación acústica queda reflejado en los estudios surgidos tras los mencionados convenios de colaboración con la Universidad de Vigo. Tales iniciativas, encaminadas a abordar la problemática del ruido ambiental, se adelantaron a los acontecimientos, pues la Unión Europea

vigila exhaustivamente, desde julio de 2000, los altos índices de contaminación acústica existentes en las capitales europeas, exigiendo a todas las localidades con más de 100.000 habitantes la elaboración de un estudio en el que se informe de los niveles de ruido que padecen sus ciudadanos, así como de sus efectos. De este modo, muchas poblaciones estarán obligadas a proponer soluciones para rebajar unos índices sonoros que, en muchos casos, superan lo permitido por su propia legislación.

## 2.2. Metodología de gestión y control

La lucha contra la contaminación acústica se desarrolla siguiendo un proceso lógico:

- En una primera fase de este proceso se llevan a cabo la determinación y análisis de niveles ambientales de ruido, así como la identificación y caracterización de las fuentes del mismo. Dado que, como hemos mencionado, el porcentaje fundamental de la contaminación sonora en las ciudades tiene su origen en el tráfico rodado, se analizan, de manera pormenorizada, los niveles acústicos derivados de él.

Este paso inicial tiene como objetivo el conocimiento general de los niveles sonoros existentes en el ámbito analizado, estudiando de un modo amplio sus variaciones horarias, diarias y estacionarias, delimitando las zonas geográficas de mayor nivel de ruido y también los enclaves particularmente silenciosos. Esta fase que permite extraer conclusiones para actuar en consecuencia.

*La evaluación de los niveles sonoros en una zona determinada es una operación necesaria e imprescindible para determinar la gravedad del problema y realizar un diagnóstico de la situación de partida, como etapa previa a todo programa de reducción del ruido.*

Es importante indicar que la cartografía del ruido, mapa sónico como instrumento básico para el control de éste, se puede convertir, además, en una fuente de información de apoyo valiosa por:

- Estar encaminada a la toma de decisiones en planificación urbanística de cara a un desarrollo sostenido de los entornos poblacionales (trazado de nuevas calles, establecimiento de zonas verdes o zonas peatonales, ubicación de polígonos industriales, reordenación del tráfico...).
- Adaptar toda ordenanza y otros tipos de reglamentación a la realidad de la ciudad.
- Diseñar acciones municipales para reducir los niveles sonoros.



- Seguir la evolución de los niveles de ruido urbano existentes, con el tiempo.
- La etapa siguiente consiste en la formulación clara de los objetivos que se desean alcanzar, definiendo los niveles de ruido máximos que se pretenden conseguir mediante la aplicación de acciones apropiadas.
- Posteriormente, en una tercera fase, se aplican los principios técnicos de control del ruido que resulten más adecuados para conseguir los objetivos planteados, evaluando su viabilidad y coste económico.
- La cuarta y última fase de este proceso consiste en la comprobación, mediante un seguimiento exhaustivo, de la efectividad de las medidas adoptadas

### **2.3. Determinación de los niveles acústicos. Programación de actividades y selección de los parámetros técnicos**

■ La toma de muestras del nivel de presión acústica y, por tanto, la caracterización de las distintas zonas desde el punto de vista sonoro comienza con un estudio preliminar de los posibles puntos de medida; se toma como premisa fundamental para elegir la ubicación geográfica de las mediciones aquellos cruces y calles más representativos de las localidades analizadas en cuanto a su densidad de tráfico e importancia como arteria viaria.

■ Una vez realizada la planificación de los puntos de medida, se iniciará la determinación de los niveles acústicos<sup>9</sup> durante tres franjas horarias distintas: 8.00-10.00, 13.00-15.00 y 19.00-21.00, con el fin de conseguir de forma detallada la evolución de la contaminación acústica a lo largo del día, de cara a un mejor diagnóstico y a la obtención de las pertinentes conclusiones. Además, dado que la contaminación acústica incide directamente si tiene lugar en horarios nocturnos, se realizan mediciones acústicas de madrugada, tanto en días laborables como festivos, en aquellos puntos más conflictivos de la ciudad.

---

<sup>9</sup> La duración de cada medida, para este tipo de estudios, se sitúa entre los 10 y los 15 minutos. El criterio de elección de este tiempo de muestreo se toma sobre la base de que, en la práctica, los niveles de oscilación del nivel de presión sonora a partir de un tiempo aún menor son muy poco importantes, del orden de décimas de dB, y los valores obtenidos durante la medida son representativos de la situación real analizada. En las calles de doble dirección y con mucha anchura, se toman medidas en ambas direcciones y, en el caso de las plazas amplias, éstas se efectúan en varios puntos de su perímetro para poder recoger de forma fidedigna los condicionantes de la circulación rodada.

Para poder estudiar de la forma más completa posible la problemática del ruido urbano, resulta conveniente analizar los niveles sonoros a lo largo de las cuatro estaciones del año, respetando siempre el mismo punto de medida.

■ Cada una de las tomas de muestras se acompaña de una recogida de datos referentes a aquellos condicionantes que puedan tener incidencia sobre dicha medida, tales como:

- Fecha y hora.
- Ubicación de la medida.
- Velocidad del tráfico, densidad y porcentaje de vehículos pesados.
- Condiciones meteorológicas.
- Tipo de vial (anchura, pendiente, ubicación de los semáforos, doble o dirección única, tipo de firme...).
- Geometría del entorno arquitectónico (existencia de edificaciones circundantes, espacios abiertos...).
- Observaciones destacables durante la medición.

El estudio de la densidad del tráfico<sup>10</sup>, si se carece de datos objetivos, es necesario llevarlo a cabo contando de forma visual los vehículos que cruzan delante de la perpendicular al sonómetro, normalmente en un intervalo de cinco minutos, con lo que se obtiene su densidad media (vehículos por minuto).

Las condiciones meteorológicas en el momento de la medida influyen no sólo en el rendimiento de los motores, sino también en las retenciones y en la circulación en marchas cortas, con el correspondiente incremento de las emisiones sonoras, resultando, por tanto, necesaria dicha información.

El entorno arquitectónico condiciona los niveles acústicos existentes en un determinado emplazamiento, dado el factor casuístico que el ruido reverberante puede representar.

En la toma de muestras, el sonómetro se orienta de forma que su micrófono quede perpendicular al flujo normal de circulación de vehículos; no obstante,

---

<sup>10</sup> El tipo de tráfico se considera ligero cuando el número de vehículos pesados resulta ser menor del 15%. Si el porcentaje estuviese comprendido entre el 15 y el 35% sobre el total, se definiría como mixto. Para cantidades superiores al 35%, se tratará como tráfico pesado. No obstante, en caso de que en alguno de los viales se diesen condiciones de tráfico muy pesado, esta circunstancia quedaría reflejada por medio de oportunas observaciones, al igual que también deberá indicarse la circulación de ciclomotores como gran fuente generadora de ruido. En cuanto a las características del tráfico, éste se considera como congestionado cuando los vehículos permanecen detenidos en la perpendicular del micrófono por espacio superior a 10 segundos. Para esta apreciación, no se tendrán en cuenta las detenciones por regulación semafórica.

en cruces o plazas se coloca de forma diagonal, tratando de recoger todos o la mayoría de los sentidos de circulación.

No deberá olvidarse que lo más preocupante quizá sea el ruido de fondo que de forma persistente nos rodea. Por este motivo, resulta de gran importancia su medida, pues en las carreteras de altas velocidades de rodaje suelen darse casos extremos. Esto es, un bajo nivel de ruido de fondo y, por contra, altos niveles por el paso de vehículos, puesto que un entorno abierto y sin edificaciones colindantes limitan los sonidos reverberantes.

### 2.3.1. *Parámetros técnicos de medición*

Las técnicas de medición han de adaptarse al fin buscado y al problema que se quiere abordar (ruido industrial, acondicionamiento acústico, ruido urbano...), de modo que los parámetros técnicos para la toma de muestras poseen características a seleccionar, según convenga, en función del ruido que se pretende analizar. Así, existen las siguientes opciones de medida:

■ **Ponderación temporal.** Fast (rápido), slow (lento), impulse (impulso) y peak (pico). En las mediciones urbanas se utiliza el modo de respuesta a la señal entrante «slow», cuya constante de tiempo es de un segundo, ayudando así a promediar las fluctuaciones de la pantalla y facilitar la lectura del valor eficaz.

■ **Ponderación frecuencial.** A, C y L.

■ **Rango lineal de funcionamiento.** El rango de medida de los analizadores es de 80 dBA, que pueden colocarse, por lo general, en siete posiciones diferentes. De la misma forma, para el estudio de la contaminación acústica generada por el tráfico rodado, se selecciona el intervalo 40-120 dBA, por adaptarse convenientemente a los niveles generados.

### 2.3.2. *Parámetros de medida del ruido empleados en la caracterización acústica*

Dado que los niveles sonoros que produce el tráfico rodado fluctúan más o menos con el tiempo, la caracterización del ruido producido por la circulación debe de llevarse a cabo mediante la utilización de aquellos parámetros que resuman, en una sola magnitud, los distintos niveles acústicos que tienen lugar a lo largo de un período determinado.

■ Así, el parámetro que más importancia práctica tiene de cara a la evaluación de niveles sonoros es el nivel continuo equivalente (*L<sub>Aeq</sub>*) o nivel de presión acústica eficaz ponderado A, en dBA, promediado durante un tiempo de medida. Se puede considerar como el nivel continuo que tiene la misma

energía acústica que el ruido fluctuante real, para un mismo período de tiempo<sup>11</sup>.

■ Otros parámetros de empleo frecuente son determinados valores estadísticos de orden llamados percentiles ( $L_N$ ), y se definen como los niveles sonoros, en dBA, rebasados el N% del tiempo de medida muestreado.

Dentro de estos niveles percentiles, resultan particularmente significativos los valores de  $L_1$  (considerado como el nivel de ruido máximo efectivo),  $L_5$ ,  $L_{10}$ ,  $L_{50}$ ,  $L_{90}$ ,  $L_{95}$  y  $L_{99}$  (considerado como nivel de ruido de fondo).

La utilización de estos parámetros estadísticos complementa y enriquece la evaluación de los valores sonoros realizada mediante el nivel continuo equivalente,  $L_{eq}$ , mejorando la determinación y el conocimiento del ruido de tráfico en una determinada zona.

■ Partiendo de los resultados estadísticos del análisis dinámico del ruido, obtenidos mediante los parámetros anteriores, se ha definido el llamado «índice de ruido de tráfico», T.N.I. =  $4(L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30$ . Este parámetro de evaluación sonoro está concebido específicamente en relación con el ruido de tráfico y es muy sensible a cualquier ruido ocasional<sup>12</sup>.

■  $L_{Máx}$  y  $L_{mín}$ : son los valores correspondientes a niveles sonoros máximo y mínimo, parámetros que completan un detallado estudio de una situación sonora determinada.

Por otra parte, tanto para establecer riesgos de lesión auditiva como para decidir las posibles medidas de atenuación que pudieran adoptarse, es necesario conocer no sólo el nivel de presión acústica, sino también estudiar y analizar los niveles sonoros mediante su descomposición en bandas de octava, comprobando así cómo se distribuye la energía sonora en cada uno de los intervalos de frecuencia que componen el sonido o el ruido problema.

---

<sup>11</sup> Es, por tanto, un criterio de evaluación de ruidos fluctuantes cuyo valor se calcula por integración de los valores instantáneos del ruido a lo largo del tiempo de medida considerado. Su importancia radica en su manejabilidad matemática y su fuerte asociación con los niveles de molestia del ser humano.

<sup>12</sup> Téngase en cuenta que en la definición aparece el término  $(L_{10} - L_{90})$  multiplicado por cuatro, lo que significa que una pequeña elevación de los valores más altos de nivel acústico, aquellos superados sólo el 10% del tiempo de observación, contribuirá de forma significativa a incrementar el valor del T.N.I. Obviamente, este índice es de gran importancia dentro de las ciudades.

## 2.4. Experiencias y resultados. Mapas acústicos

Como se ha mencionado anteriormente, instituciones provinciales y locales plasmaron en convenios con la Universidad de Vigo su sensibilización acerca de la contaminación acústica; de este modo, se desarrollaron estudios sónicos a lo largo de toda Galicia:

- A Coruña
- Santiago de Compostela
- Ferrol
- Ourense
- Pontevedra
- Vigo

### 2.4.1. Ayuntamiento de Vigo

A modo de ejemplo, se detalla el proyecto de determinación de los niveles de ruido ambiental de la ciudad de Vigo.

#### ■ Contaminación sonora diurna

En el mencionado estudio se ha realizado, hasta la fecha, un primer mapa acústico diurno de la ciudad, representativo de la etapa de verano, que pone de manifiesto los altos índices de contaminación sonora existentes, los cuales superan ampliamente los niveles considerados como aceptables para zonas residenciales.

[Tabla 1]

Niveles acústicos diurnos de la ciudad de Vigo. Etapa de verano

Niveles acústicos diurnos de la ciudad de Vigo. Etapa de verano Valores de nivel continuo equivalente, Leq, expresados en dBA.				
Media: 74,3 dBA				
Puntos de medida	8.00-10.00	13.00-15.00	19.00-21.00	LAeq medio diario
Gran Vía/Venezuela (subida)	81,9	78,1	78	79,3
Beiramar (altura gasolinera)	79,2	79,4	79,1	79,2
Gran Vía (altura Tarragona, subida)	76,7	79,3	76,3	77,4
Sanjurjo Badía/Buenos Aires	77,6	75,9	75,9	76,5
Beiramar/A Coruña (subida)	75,4	77,5	76	76,3
Castrelos/Portanet	75,3	75,6	78	76,3
Urzaiz/Gran Vía (subida)	77,1	75,3	76,2	76,2
Arenal/O Porto	77,6	75,6	74,7	76
Gran Vía/Praza América (bajada)	78,2	75,3	74	75,8
Castrelos (altura parque)	75,4	76,1	75,8	75,8

[Continúa en la página siguiente]

Media: 74,3 dBA				
Puntos de medida	8.00-10.00	13.00-15.00	19.00-21.00	LAeq medio diario
Urzaiz/Pizarro/Travesía de Vigo	75,8	75,6	75,5	75,6
Travesía de Vigo/Aragón	75,9	75,5	74,9	75,4
López Mora/Camelias	75,2	75,2	75,4	75,3
A Coruña/Prza América (subida)	73,7	75,3	76,5	75,2
Nudo Isaac Peral	75,2	74	76,2	75,2
Pi y Margall/Tomás Alonso	75,7	73,3	76,6	75,2
Camposancos	76,3	74,6	74,2	75
Urzaiz/Gran Vía/Lepanto (bajada)	73,5	77,5	74	75
Martínez Garrido (Altura n.º 45)	74,2	75,6	74,8	74,9
Fragoso/Plaza América	74,3	74,4	75,2	74,6
Camelias/Romil	74,8	75,3	73,6	74,6
Plaza de España (gasolinera)	73,6	74,8	75	74,5
Urzaiz/Manuel Núñez (subida)	74,4	75,4	73,5	74,4
Gran Vía/Venezuela (bajada)	75,3	74,8	73,1	74,4
Colón/Policarpo Sanz (subida)	74,4	73,7	75	74,4
Plaza de la Industria	76	74	73	74,3
Travesía de Vigo/Gregorio Espino	73,7	74,8	74,4	74,3
Castelao/Plaza América	73,7	75	74,1	74,3
Beiramar (altura plaza)	75	74,2	73,2	74,1
Urzaiz/Aragón	73,6	73,8	74,7	74
Genaro de la Fuente/Aragón	73,6	72,9	75,5	74
Pizarro/Vázquez Varela (subida)	72,8	73,8	74,9	73,8
Portanet/Balaídos	74	73,2	74,3	73,8
Paseo de Alfonso XII	73,7	74,2	73,1	73,7
Gregorio Espino	74,7	71,6	74,5	73,6
Travesía de Vigo/Buenos Aires	73,2	73,4	73,8	73,5
Gran Vía (altura Tarragona, bajada)	73,1	73,2	74,1	73,5
Castelao (altura Alcampo)	71,5	73,6	74,7	73,3
Fragoso (altura 53)	74	73,4	71,6	73
Sanjurjo Badía/García Barbón	72,6	75,1	71,3	73
Venezuela (altura parque)	73,5	73,4	72,1	73
Avda. de Madrid/Plaza de España	73,2	72,7	72,8	73
Policarpo Sanz/Príncipe	72,9	73,2	72,3	72,8
Castelao/Avda. Europa	72,1	73	73,2	72,8
Urzaiz/Vázquez Varela (subida)	72,1	73,2	72,9	72,7
Florida/Echegaray	72,8	72,1	72,8	72,6
Bouzas (plaza)	70,6	74,2	72,3	72,4
Barcelona (Povisa)	71,4	71	72,6	71,7
Avda. Atlántida/Tomás Paredes	72,1	69,4	72,2	71,2
Torrecedeira/Llorente	71	70	70,7	70,6
Marqués Alcedo	68,8	70,8	70,2	69,9

Estas medidas fueron llevadas a cabo en un total de 51 emplazamientos diferentes, distribuidos a lo largo de todo su territorio geográfico. En cada uno de estos lugares, dichas medidas se repitieron en tres ocasiones a lo largo del período comprendido entre las 8.00 y las 22.00 horas, siempre en días laborables.

Un análisis de todos los datos recogidos nos indica lo siguiente:

- El valor medio de todas las medidas de Leq es de 74.3 dBA.
- Un 27,4% de todas estas medidas dieron como resultado valores del índice L10 iguales o superiores a los 78 dBA.
- Los valores del nivel sonoro continuo equivalente, Leq, encontrados varían entre 68,8 y 81,9 dBA, pero es precisamente este límite inferior la única de las 153 mediciones que ha bajado de los 70 dBA.
- Un 33% de los datos de Leq supera los 75 dBA y el 9,1% de ellos supera los 77 dBA.

Estos resultados ponen de manifiesto el carácter especialmente ruidoso de esta ciudad.

#### ■ Contaminación sonora nocturna. Días laborables y fin de semana.

[Tabla 2]  
Niveles acústicos nocturnos en día laborable

Niveles acústicos nocturnos en día laborable Media: 67,7 dBA		
Puntos de medida	LAeq	Horario
Arenal/O Porto	69,0 dBA	0.43
Nudo Isaac Peral	68,5 dBA	0.58
Aragón/Travesía de Vigo	67,5 dBA	1.10
Colón/Policarpo Sanz	68,4 dBA	1.25
Beiramar	72,3 dBA	1.53
Pi y Margall/Tomás Alonso	67,5 dBA	1.41
Castelao/Plaza América	63,5 dBA	2.05
Avda. Castrelos	70,0 dBA	2.17
Gran Vía/Tarragona	63,5 dBA	2.45
Gran Vía/Venezuela (subida)	64,0 dBA	2.57
Urzaiz/Pizarro	70,1 dBA	3.08

Los datos acústicos obtenidos ponen de manifiesto unos niveles nocturnos muy superiores a los recomendados para dichos horarios, pues todas las medidas rebasan ampliamente de los 55 dBA. En este sentido, *la media nocturna se sitúa en 67,7 dBA*, y el 27% de ellos supera los 70 dBA, mientras que están por debajo de los 65 dBA solamente un 27%.



Niveles acústicos nocturnos en fin de semana. Media: 74,3 dBA		
Puntos de medición	LAeq	Horario
Gran Vía/Venezuela (sentido bajada Gran Vía)	73,3 dBA	1.15
Urzaiz/Lepanto	75,6 dBA	1.30
Arenal/O Porto	72,1 dBA	1.47
Colón/Policarpo Sanz	73,1 dBA	2.46
Urzaiz/República Arxentina	75,6 dBA	3.05
Urzaiz/Manuel Núñez	74,3 dBA	4.01
Urzaiz/Gran Vía	75,4 dBA	4.22
Gran Vía/Venezuela (sentido subida Gran Vía)	74,5 dBA	4.39
Gran Vía/Tarragona	74,7 dBA	5.20

[Tabla 3]

Niveles acústicos nocturnos en fin de semana

Los niveles sonoros nocturnos en fin de semana obtenidos en el intervalo horario de 1.15 a 5.20 horas indican la elevada contaminación acústica a la que se encuentran sometidos los habitantes de las zonas consideradas.

Los valores, reflejados en la tabla adjunta están comprendidos entre 72,1 y 75,6 dBA, con una media de 74,3 dBA.

*Resulta particularmente significativo comprobar cómo en dos emplazamientos, concretamente en Urzaiz/Lepanto y Gran Vía/Tarragona, los niveles acústicos obtenidos son superiores en estos horarios del fin de semana a los índices sonoros diurnos medidos.*

*Además, el valor medio obtenido para estos puntos, los más conflictivos de la ciudad en horario nocturno de fin de semana, es coincidente con la media diurna de todo el área metropolitana de Vigo.*

#### 2.4.2. Ayuntamiento de Ourense

Las mediciones encaminadas a la caracterización acústica del ayuntamiento de Ourense se iniciaron en el mes de noviembre de 1994 y se finalizaron en julio de 1995, eligiéndose como puntos de medida todos los cruces de calles de la ciudad que, por conocimiento propio y por consultas efectuadas a los agentes municipales, se estimó que podían presentar una mayor densidad de tráfico. Dado que, siguiendo el anterior criterio, no podría evaluarse la incidencia del tráfico de alto tonelaje, salvo en aquellas vías urbanas que sirven de comunicación entre carreteras nacionales, se efectuaron mediciones en los accesos a la ciudad por las distintas vías de entrada (Avda. de Zamora), como en las más recientes (N 120 por las Lagunas, N 525 - N 120 en los accesos a

[Tabla 4]

Ciudad de Ourense

Puntos de medida	LAeq	L50	MAXL	MINL
Avda. de la Habana/Curros Enríquez	73,9	71,5	97,4	62,2
C. Enríquez/Capitán Cortés/Sainz Díaz	73,6	71,5	87,2	63,7
J. Antonio/Concejo C. Enríquez/Bedoya	74,8	72,0	93,2	61,6
J. Antonio/Capitán Eloy	69,6	67,0	86,2	58,7
Cardeal Quiroga/Progreso	77,2	73,5	98,3	55,9
Plaza Alférez Provisional	79,3	71,5	103	63,1
Plaza Alférez Provisional	77,3	71,3	96,9	60,1
Plaza de D. Bosco	71,8	69,0	86,2	56,6
Calle del Mercado/Avda. de las Caldas	74,8	72,0	92,2	63,0
Bonhome/Ntra. Sra. de las Hermitas/ /Avda. de Zamora	77,4	72,8	103,7	62,3
Bonhome/Ntra. Sra. de las Hermitas/ /Avda. de Zamora	76,9	73,8	95,4	63,1
Progreso/Avda. Zamora/Marcelo Macías	74,7	72,0	89,3	61,1
Marcelo Macías/Avda. de Portugal	75,8	72,0	95,1	60,6
Ervedelo/Avda. de Portugal	73,4	69,5	88,8	59,2
Pardo Bazán/Avda. de Buenos Aires/Avda. de La Habana	72,2	70,5	90,6	60,6
Alameda del Concejo	74,9	70,5	101,4	55,5
Plaza Mayor	61,4	58,5	76,0	51,0
Accesos a Ourense (Nacional 520 por Marcelo Macías)	73,2	70,5	90,8	56,0
Nacional 525/Nacional 520 (salida de Puente Ribeiríño)	77,8	74,0	93,7	64,1
Avda. Rey Soto / Avda. de las Caldas / N 525 (El Puente)	76,2	71,5	96,9	56,7
Plaza da Estación (El Puente)	72,7	70,5	86,3	60,5
Río Arnoya/Río Camba/Avda. de Santiago	76,5	73,3	99,5	59,0
Accesos a Ourense por la Nacional 120 (altura estación de autobuses)	73,4	65,3	109,5	51,3
Avda. de Marín/Avda. de las Caldas	71,6	67,3	89,5	54,9
Avda. de Marín/Vicente Risco	73,4	70,5	87,9	54,9
Antigua C 546/Nacional 120	73,9	68,2	90,7	54,5
Accesos a Polígono Industrial desde N 525 (San Cibrao das Viñas)	72,9	67,5	95,5	51,3
Accesos a Ourense por la N 525 (antes desviación a carretera de Celanova)	77,1	71,0	95,4	51,0
Avda. da Coruña/Ntra. Sra. de la Sainza/Pena Trevinca	70,1	66,5	86,6	53,6
Carretera de la Granja/Emilia Pardo Bazán/Pena Trevinca	72,6	68,5	91,1	51,1
Bedoya/Valle Inclán	71,2	69,0	93,3	57,9
Salida de Ourense por la N 120 (Barrio del Pino)	74,3	70,5	94,2	43,6
Acceso a Ourense por la N 120 (altura estación de autobuses)	74,8	68,3	95,6	50,1

la estación de autobuses, etc.). Se efectuaron, asimismo, mediciones en puntos próximos a la ciudad, tales como los accesos al polígono industrial.

Se trató de efectuar las medidas en las horas de mayor densidad circulatoria, aun cuando si se excluyesen esas circunstancias los valores obtenidos no pueden representar el nivel medio de la zona.

El entorno arquitectónico vino condicionado por el punto de medida elegido. Así, en los accesos a la ciudad y zonas próximas a parques, los espacios eran lo suficientemente abiertos como para que no se produjesen reverberaciones, aunque en otros casos la proximidad de edificaciones podría dar lugar a este fenómeno. En algún caso, Plaza Mayor de Ourense, se realizó la medición para evaluar el nivel en una zona que, en principio, se podría definir como «tranquila».

Las condiciones climáticas en que se realizaron las mediciones, dada su influencia sobre el rendimiento de los motores, así como por el ruido generado por el viento o causado por el vehículo al desplazarse sobre suelo mojado, se pueden considerar como favorables,

ya que excepto las bajas temperaturas, en las primeras horas matinales, no se registraron condiciones de viento o lluvia durante la toma de muestras.

Los firmes de rodadura se puede considerar que, en general, estaban en buenas condiciones. En la mayor parte de los casos era de asfalto, salvo alguna vía urbana (adoquinado o enlosado).

Por lo que se refiere al tipo de tráfico, éste era en las vías urbanas predominantemente ligero, con circulación de vehículos de reparto y autobuses municipales. El tráfico pesado se situaba en los accesos a la ciudad o en las vías de entronque y paso hacia otras salidas de carreteras nacionales. Por otra parte, es necesario señalar también la escasez de incidencias en las medidas, representadas en otras mediciones por dispositivos acústicos de alarma, sirenas de vehículos policiales o ambulancias, etc. Asimismo, debe reseñarse que, a diferencia de otras ciudades, apenas circularon ciclomotores durante la toma de registros.



Vía urbana con empedrado de Ourense

### 2.4.3. Provincia de A Coruña

La caracterización de la provincia de A Coruña se desarrolló mediante la realización de un número próximo a las 200 medidas, con un tiempo de muestreo de 100 horas. De todas las tomas, el 28% correspondieron a la capital de la provincia, el 22% a la ciudad de Santiago de Compostela, el 13% a Ferrol y el 37% restante a municipios, vías de acceso y carreteras de la provincia.

Del análisis de los resultados obtenidos se observa que, en el ámbito provincial, prácticamente todos los valores de LAeq (90%) superan los 70 dBA, y un 55% sobrepasan los 74 dBA; como era de esperar, del examen de resultados se concluye que la ciudad más ruidosa es la de A Coruña, con un nivel medio equivalente de las medidas efectuadas de 76,4 dBA.

[Tabla 5]  
Ciudad de A Coruña

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Acceso a PO.CO.MA.CO. (Avda. San Cristóbal)	80,1	96,5	89,3	83,3	76,8	71,8	57,0	52,0
Ídem	80,0	97,5	89,0	83,5	76,5	71,5	68,5	66,2
Severo Ochoa/Avda. de Arteixo	79,5	109,0	88,3	81,8	74,8	69,5	66,3	64,0
Ídem	79,9	95,9	91,0	83,0	75,5	70,5	67,0	63,4
Alfonso Molina (altura Continente)	81,6	94,3	88,3	83,2	79,3	75,8	72,1	70,7
Ídem	80,2	93,3	89,0	82,6	78,5	75,0	72,0	71,2
Avda. P. Pasaje/Avda. A. Molina/ /Ctra. Burgo	76,5	98,6	84,3	78,8	73,8	68,5	64,3	61,2
Avda. E. S. Torres/R. y Cajal/ /Adra Fdez. Latorre	79,1	94,2	88,8	82,5	75,8	71,8	67,3	66,1
Ídem	77,7	83,2	86,5	80,5	75,0	71,0	68,0	65,8
Glorieta de Cuatro Caminos	76,6	105,1	85,3	78,3	73,8	70,8	68,3	67,5
Ídem	75,2	94,6	83,5	77,0	73,0	69,5	68,0	67,2
Viaducto (Avda. Alfonso Molina)	74,6	84,9	80,8	77,8	73,8	98,5	64,8	62,1
Plaza de la Palloza	75,8	98,3	85,3	78,8	72,5	65,3	62,3	61,8
Ronda de Outeiro/Gral. Sanjurjo	74,4	92,6	85,3	76,3	69,8	65,3	62,3	60,9
Juan Flórez/C. Ferrol/ Santiago Gómez	74,5	92,0	84,3	77,3	71,8	66,8	62,8	59,8
Juan Flórez/Nicaragua/M. de Abalid	77,4	103,1	86,3	78,2	72,8	68,3	65,3	62,4
Juan Flórez/División Azul	76,5	99,5	87,3	78,3	73,3	65,8	61,3	59,0
Ronda de Nelle/S. López/Pla y Cancela	76,6	103,4	94,3	82,3	72,8	67,5	63,8	62,0
Ídem	75,6	94,8	84,5	78,0	73,0	68,3	65,5	63,2
Plaza de Pontevedra	76,9	95,9	86,4	80,2	73,5	68,8	65,8	63,1
Plaza de Pontevedra/Juana de Vega	75,1	97,7	85,8	76,8	70,3	65,8	62,3	58,6
Juana de Vega/Cantón Pequeño/ /Alameda de Compostela	76,8	104,1	84,8	78,9	72,5	65,8	62,8	59,7
Plazoleta Miguel Servet	76,5	100,2	87,8	77,5	70,3	62,8	57,8	54,3
Orillamar/Montroig	76,7	96,9	87,6	79,6	71,2	64,3	59,3	56,9

[Continúa en la página siguiente]

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Plaza de España	73,6	92,1	84,3	76,3	70,5	66,4	62,3	59,7
San Andrés/Fita	77,3	94,8	89,6	79,8	70,9	64,3	60,8	58,3
Linares Rivas/ /Avda. de Alfonso Molina	77,3	96,6	86,8	79,3	71,3	68,5	64,8	67,3
Avda. de Arteixo/Ronda de Outeiro	74,8	93,1	83,8	77,8	74,8	66,8	63,8	60,7
Ronda de Outeiro/Avda. de Finisterre	74,5	93,9	84,8	76,8	71,8	64,8	62,3	60,2
Plaza de Portugal	74,8	95,0	84,3	76,8	70,3	66,3	61,3	58,9
Explanada de la estación de ferrocarril	73,5	87,6	81,3	76,8	71,3	67,8	64,8	61,2
Alcalde P. Adra/Ronda de Outeiro	74,9	90,4	87,6	78,0	71,3	67,0	62,0	58,5
Avda. Pasaje (altura Hospital Juan Canalejo)	77,9	94,6	86,5	80,2	72,5	69,2	67,0	64,5
Ramón y Cajal/Avda. del Ejército	77,3	94,4	80,0	80,5	74,5	69,5	65,0	50,7
Dársena de la Marina	72,1	101,3	81,3	74,0	74,6	63,5	59,5	56,4
Cantón Grande/Cantón Pequeño/ /Avda. da Marina	74,7	89,0	84,5	77,4	68,5	69,0	64,2	60,8
Plaza de María Auxiliadora	71,8	90,8	84,6	74,5	73,5	64,0	61,5	59,5
Avda. Rubine/Avda. Barrié de la Maza/ /Avda. B. Aires	76,0	93,8	85,6	79,5	69,2	68,0	63,0	61,6
Avda. do Ejército/Gral. Sanjurjo/ /Avda. da Pasaje	75,9	95,8	84,2	79,0	73,0	67,0	64,0	62,7

Se observa cómo los puntos de mayor contaminación acústica, con valores próximos o superiores a los 80 dBA, los registrados en la avenida de San Cristóbal con cruce al Polígono de POCOMACO, avenida de Alfonso Molina a la altura del hipermercado Continente y, ya dentro del centro urbano, la intersección de las calles Ramón y Cajal, Pérez Adra, Salgado Torres y Fernández Latorre.

Por el contrario, los menores niveles de LAeq de los puntos muestreados se sitúan en la plaza María Auxiliadora y en la dársena de la Marina.

Los niveles de pico más elevados correspondieron a las medidas efectuadas en la intersección Enrique Salgado, avenida de Arteixo y Severo Ochoa, mientras que el menor nivel de fondo se sitúa en la plazoleta de Miguel Servet.

En esta ciudad, su acceso Norte por la N 550 se registró como el punto más ruidoso, con un nivel equivalente de 80.6 dBA. Dentro del casco urbano, la intersección de la rúa do Hórreo con la avenida de Lugo, 78,4 dBA, dio la mayor contaminación sonora.

Los niveles de pico máximos correspondieron a las tomas efectuadas en el acceso Norte de la autopista y a la medición efectuada en la calle Virxe da Cerca.

[Tabla 6] Ciudad de Santiago de Compostela

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Nacional 550 a su paso por O Milladoiro	78,2	98,7	89,3	81,3	73,8	66,3	61,3	58,1
Praza del palacio de San Caetano	73,1	93,8	83,3	75,3	69,3	63,8	59,8	56,3
Rodríguez de Víguri (estación de autobuses)	75,5	91,1	85,3	78,3	73,3	66,3	60,3	56,5
Ídem	76,4	90,5	87,3	79,3	71,8	63,3	57,8	56,1
Concheiros/Rodríguez de Víguri	76,0	98,5	83,7	77,8	73,8	69,3	66,3	62,2
Hórreo/Avda. de Lugo (estación de ferrocarril)	78,4	97,7	90,3	80,8	71,8	66,8	63,3	59,3
Praza de Galicia	75,4	99,2	85,8	77,3	71,3	66,8	64,8	63,6
Ídem	75,2	94,6	83,8	78,9	72,3	67,8	64,3	61,3
Dr. Teixeira/República do Salvador	72,5	88,7	80,8	74,8	70,87	68,3	65,8	63,9
Praza Roxa	70,0	90,1	78,5	71,5	68,3	65,8	64,8	63,3
Rúa da Rosa/Xral. Pardiñas/ /Doutor Teixeira/Rca. Argentina	75,2	97,2	86,3	76,3	71,2	68,3	65,8	63,2
Avda. Coruña/ /Avda. Rosalía de Castro	77,5	97,3	88,3	79,3	72,1	66,8	62,3	56,7
N 550/C 543/Avda. Rosalía de Castro/ /Romero Donallo	76,8	98,1	84,8	78,3	72,6	68,3	—U	—U
Ídem	75,5	92,1	86,8	77,8	71,3	65,8	62,8	59,6
Galeras/Entreríos	74,3	93,8	83,8	77,3	70,3	65,8	62,3	59,5
Acceso Norte autopista A-9/Ctra. C 547	79,1	102,3	89,3	82,3	73,8	64,7	59,8	47,4
Ctra. N 525/Est. Ctra. 541 a A Estrada	78,3	97,3	88,3	81,3	73,8	65,3	58,8	53,5
Acceso Norte por N 550	80,3	101,4	90,3	83,9	76,8	70,8	67,3	53,8
Virxe de Cerca (altura da Tafona)	78,8	104,8	87,8	79,5	71,3	63,8	58,3	53,4
Basquiños	77,0	100,2	74,8	78,8	71,3	62,3	55,3	53,5
Cervantes	67,3	92,3	87,3	70,3	64,8	58,8	55,8	51,2
Avda. de Lugo/Romero Donallo/ /Amor Ruibal	76,9	99,0	87,8	79,3	70,8	63,3	58,8	52,2
Acceso sur por N 550	76,0	94,8	79,8	78,3	70,3	63,3	59,6	55,6
Santiago de Chile/Frei Rosendo Salvado	70,3	88,5	81,8	73,3	67,3	63,3	60,0	56,7
República do Salvador/Rúa Nova de Abaixo	70,5	98,5	79,9	71,3	65,8	62,8	58,8	58,5
Alfredo Brañas/ República do Salvador	69,3	88,8	76,3	71,2	65,8	61,3	58,8	56,0
Montero Ríos	66,8	58,6	80,3	69,3	62,3	61,8	55,3	55,1
Porta Faxeira	71,9	90,8	80,3	74,3	69,8	68,3	63,8	62,5
Pombal/Campo de San Clemente	71,7	78,7	84,5	74,3	69,5	66,3	59,8	55,2
Salvador/Rúa do Hórreo/ /Santiago de Guayaquil	74,6	98,0	84,3	76,3	71,3	68,3	66,3	65,5
Pombal/Galeras/Cruceiro do Galo	74,0	98,8	84,3	76,3	70,8	66,3	58,8	55,7
Romero Donallo/Avda. Vilagarcía/ Frei Rosendo Salvado	76,7	96,2	87,3	79,8	75,8	66,8	61,5	59,9

[Tabla 7] Ciudad de Ferrol

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Tahonera/Pablo Iglesias	71,9	86,0	81,8	74,8	68,8	64,3	58,8	56,1
Mac-Mahón/Avda. de Vigo	85,3	92,2	85,3	78,3	71,3	62,3	59,3	57,9
Plaza de España	73,4	94,4	84,3	76,3	68,8	64,8	62,3	60,6
Ctra. de Castilla (altura Perbes)	74,3	88,1	84,3	77,3	71,3	66,3	63,8	63,0
Ídem altura del acceso a Polígono Industrial y Pico Douro	71,3	83,4	79,3	74,8	68,8	64,3	60,8	58,6
Ctra. Castilla/Ctra. Local a Valdoviño	77,2	101,5	85,5	78,9	71,8	65,8	62,3	58,0
Ídem	74,2	90,0	83,3	76,8	71,8	67,3	63,8	60,9
Ctra. Castilla/As Pías (Acceso a Ferrol)	74,1	91,2	84,3	77,8	69,3	61,8	65,8	53,6
Ídem	75,6	93,3	85,8	78,8	72,3	64,8	60,3	56,2
Plaza de Canido	69,5	58,3	78,2	72,8	67,3	62,8	59,3	57,9
Ídem	72,2	85,1	81,2	75,8	69,3	65,8	62,8	59,9
Tahonera	73,2	88,0	82,3	76,8	69,3	65,3	61,8	58,5
Paseo de La Marina	71,6	87,4	82,1	74,3	66,8	63,8	62,3	61,0
María/Ruvalcava	73,5	91,3	82,3	76,3	70,8	65,8	62,3	60,3
Real/Tierra	68,0	81,5	75,8	70,8	66,3	62,3	60,3	58,3
Plaza del Callao	73,2	88,8	84,3	76,3	68,3	62,8	59,3	56,4
Lugo/María	72,4	86,9	82,8	75,3	69,3	65,8	61,8	59,5
Ministro Patiño/Pintor Pérez Villamil	71,8	93,1	83,8	72,8	66,3	61,8	58,8	55,8
Acceso a la estación de autobuses	66,7	86,0	78,8	69,3	60,8	65,3	52,8	47,8

Los puntos más ruidosos se obtuvieron en la carretera de Castilla, con valores de 75 dBA, y los valores de pico máximos corresponden, además, a la intersección de las calles María y Ruvalcava.



Puerto de Ferrol



[Tabla 8] Ayuntamientos de la provincia de A Coruña

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Accesos a la autopista Padrón-Santiago (PADRÓN)	77,6	101,5	88,8	79,3	70,3	63,3	59,3	56,5
Intersec. ctra Nac. 550 con ctra. Local a Pontenova (PADRÓN)	76,8	95,6	88,3	80,3	70,3	62,3	--U	--U
Intersec. ctra. C-547 con locales a As Corredoiras y Cimadevila (ARZÚA)	73,8	93,9	84,3	76,8	68,3	60,3	53,8	50,6
Intersec. ctra. C-547 con la ctra. C-540 (MELIDE)	71,0	88,5	81,3	73,8	67,3	61,8	57,8	55,4
Intersec. de C-544 con locales y As Corredoiras y Moltesalgueiro (CURTIS)	69,9	92,4	81,8	71,3	60,8	53,3	50,3	48,1
Intersec. de ctras. C-544 y acceso a casco urbano de (CURTIS)	69,5	91,3	81,3	71,3	59,8	49,8	42,8	--U
Intersec. N-VI con Ctra local 153 a Pontedeume (MONTESALGUEIRO)	76,4	96,4	87,8	79,3	68,3	55,8	50,3	46,8
Intersec. de ctra. comarcal C-640 con ctra. L-135 (IRIXOIA)	66,1	88,5	79,3	63,3	46,8	40,3	36,3	30,8
Intersec. de la N-651 con Ctra L-153 (PONTEDEUME)	74,4	94,9	83,3	77,3	71,3	64,8	58,3	54,5
Ctra. N-651 a su paso por Miño (MIÑO)	74,8	94,6	86,3	77,3	70,3	62,8	57,3	54,3
Calle Saavedra Meneses acceso a Betanzos (BETANZOS)	75,4	95,9	86,3	77,8	68,3	58,3	53,3	50,1
Inters. de las derivaciones N-VI y N-651 en casco urbano (BETANZOS)	76,1	93,7	87,3	79,3	72,3	67,8	65,8	63,5
Intersec. de la N-550 con las locales a Carballo y Curtis (ORDES)	77,6	105,1	87,3	80,8	73,3	67,3	62,8	59,7
Intersec. de la C-542 con ctra. local Os Ánxeles - Padrón	72,7	91,4	85,3	74,8	63,3	54,3	46,8	42,5
Intersec. Rúa Cachurra-Avda. Santiago-Carrera S. Mauro (NEGREIRA)	70,9	91,5	82,8	71,8	64,3	58,8	54,8	50,3
Intersec. ctras. locales a Santiago-A Coruña-Muros y Fistera (STA. COMBA)	69,5	89,1	80,3	71,8	64,8	59,3	55,8	51,3
Intersec. ctra. C-545 con ctra. local de Zas a Romelle (ZAS)	67,8	94,7	79,8	69,3	57,8	49,3	45,8	42,7
Intersec. de ctras. comarcales C-545 y C-552 (BAIO)	75,8	105,9	83,8	74,3	65,3	55,8	48,8	44,1
Intersec. Rúas Tendín-Trasariz-Blanco Rajoy (VIMIANZO)	68,9	91,3	81,3	70,8	61,3	54,8	51,8	50,4
Intersec. ctra. C-552 con las locales a Ponteceso y Laxe (BAIO)	70,8	93,4	83,3	72,8	61,8	53,8	49,3	45,4
Intersec. de Las C/Milagrosa-Sol-Verdillo y Compostela (CARBALLO)	74,4	92,1	82,8	77,8	71,8	67,3	64,3	63,0
Plaza del Generalísimo (CARBALLO)	72,5	88,7	80,8	74,8	70,8	68,3	65,8	63,9

[Continúa en la página siguiente]

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Intersec. avda. del Puente-.Buenos Aires -av.de la Cristina (CARBALLO)	70,0	90,1	78,3	71,8	68,3	65,8	64,8	63,3
Intersec. de ctra. C-552 con la C/Gran Vía (CARBALLO)	74,8	97,8	85,3	77,3	70,3	63,3	58,3	45,1
Intersec. de C-550 con ctra. local a Catoira (DODRO)	74,8	92,9	86,8	78,3	67,8	56,8	50,8	46,1
Comarcal C-550 a su paso por Taragoña (TARAGOÑA)	72,2	89,2	83,8	75,3	67,3	59,3	54,8	52,0
Intersec. C-550 con ctra. local a Cabo de Cruces (BOIRO)	76,8	95,5	88,8	79,3	71,8	65,3	61,3	55,6
Intersec. de las C/Santos Mieites y Norberto Pijuán (BOIRO)	69,0	95,5	78,8	72,3	66,3	61,3	59,3	56,4
Entrada a puerto pesquero (STA. UXÍA DE RIBEIRA)	70,8	90,3	80,3	73,8	67,3	60,8	56,8	53,5
Intersec. de la C-550 con acceso a A Curota (POBRA DO CARAMIÑAL)	71,4	85,1	80,8	74,8	68,8	61,8	57,3	53,3
Comarcal C-550 a la altura de Camiño do Rego do Areal (PALMEIRA)	73,9	93,6	84,8	77,3	67,3	56,3	47,3	41,0
Intersec. C-550 (Avda. General Franco Avda. de Ferrol (RIBEIRA)	73,5	91,4	83,8	76,8	69,3	64,3	60,8	58,5
Plaza del Ayuntamiento (STA. UXÍA DE RIBEIRA)	72,5	90,3	83,3	75,3	68,3	63,3	60,8	56,2
Intersec. C/Linares Rivas y C-542 (BETANZOS)	73,3	91,2	83,8	76,3	68,8	61,8	57,3	55,4
Intersec. de la N-651 con las ctras. locales 133 y 115 (FENE)	76,2	91,2	86,8	79,3	72,3	66,8	62,8	60,2
Intersec. de Malecón Cadarso y C/Carreiriña do Ferreiro (NOIA)	79,8	106,5	89,8	76,3	69,3	65,8	62,8	61,1
Intersec. de Malecón Cadarso con ctra. Comarcal a Stª Eugenia (NOIA)	70,7	93,0	79,8	72,8	66,8	61,8	58,3	53,9
Intersec. C/Rosalía Castro-avda. de Galicia-Costa de Ferrador (NOIA)	71,8	98,1	79,8	73,3	68,3	65,3	63,3	60,3
Intersec. C-550 con ctra. local a Negreira (OUTES)	72,6	90,0	84,8	74,8	67,8	61,8	55,8	53,3
Com. C-550 a su paso por Muros y a la altura C/Pescaderías (MUROS)	70,0	94,8	78,3	71,8	66,8	62,8	60,8	59,4
Ídem anterior a la altura del acceso al puerto pesquero (MUROS)	73,3	101,8	81,3	73,3	66,8	61,3	56,3	53,7
Intersec. de C-550 a Fisterra con la C-552 a A Coruña (CEE)	70,1	89,6	80,3	72,8	65,8	58,8	53,8	52,6
Ctra comarcal C-550 a su paso por Corcubión (CORCUBIÓN)	68,3	87,4	79,3	71,3	63,8	56,8	52,8	50,4
Intersec. C-552 con ctra. local a Mazaricos (DUMBRÍA)	68,7	85,2	80,8	70,8	62,8	56,3	52,8	49,6

[Continúa en la página siguiente]

Puntos de medida	LAeq	MAXL	L (01,0)	L (10,0)	L (50,0)	L (90,0)	L (99,0)	MINL
Intersec. ctra. local a Malpica con la local a Corme (PONTECESO)	70,7	88,8	82,3	73,3	64,8	57,3	53,3	49,6
Intersec. ctra. local a Ponteceso con la local a Carballo (MALPICA)	73,1	97,0	82,8	73,8	65,8	56,3	50,8	47,6
Intersec. C-641 con C/Da Balsa y acceso al centro urbano (AS PONTES)	71,2	89,3	83,3	73,8	64,8	57,8	52,3	50,3
Plaza del Hospital (AS PONTES DE GARCÍA RODRÍGUEZ)	71,7	86,3	82,3	74,8	68,3	63,8	59,8	57,6
Intersec. C-164 con ctra. local a Sada y Bergondo (BERGONDO)	72,5	95,7	84,3	74,8	65,3	58,8	54,3	52,3
Intersec. ctra. de la Playa con la C/Venezuela (SADA)	71,4	93,7	81,8	74,3	67,8	62,3	58,3	54,5
Intersec. centro urbano (ARTEIXO)	78,6	95,4	88,8	72,3	73,8	67,3	63,3	61,2
Intersec. comarcal Fisterra-C/Pastoriza -Accesos a P. Sabón (ARTEIXO)	74,3	90,1	83,8	76,3	70,3	63,8	58,8	53,6
Intersec. ctra. N-VI con ctra. local L-211 al Burgo (S. PEDRO DE NÓS)	73,9	89,7	80,3	75,8	71,8	68,3	66,3	65,0

Por lo que respecta a los ayuntamientos, los puntos de medida que muestran valores acústicos más elevados se corresponden con emplazamientos localizados en Arteixo y Noia, con 78,6 y 79,8 dBA respectivamente.

El menor de los registros del Leq se obtuvo en la intersección de las carreteras C 640 y L153 en el ayuntamiento de Irixoa, con 66,1 dBA.

En cuanto a las mediciones efectuadas en zonas habitadas próximas a los aeropuertos de la provincia, los valores del nivel continuo equivalente varían entre los 80 y los 85 dBA, pero en un intervalo muy corto de tiempo.



**F. Macías Vázquez**  
**M. Camps Arbestain**  
**L. Rodríguez Lado**  
**E. Barreal Modroño**

**Cargas críticas de contaminantes:**  
un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza  
para la ordenación de las actividades humanas





## **Cargas críticas de contaminantes: un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza para la ordenación de las actividades humanas**

F. Macías Vázquez

M. Camps Arbestain

L. Rodríguez Lado

E. Barreal Modroño

*Laboratorio de Tecnología Ambiental*

*Instituto de Investigaciones Tecnológicas. Universidad de Santiago de Compostela*

### **1. El concepto de carga crítica de contaminantes. Su utilización en la reducción de la contaminación atmosférica en Europa**

El aprovechamiento de los recursos naturales por el hombre ha producido en todas las épocas pérdidas más o menos importantes de los propios recursos y de la calidad ambiental. Sin embargo, las consecuencias del expolio al que hemos sometido a la naturaleza solían tener un carácter puntual que por lo general se paliaba o corregía totalmente tras el abandono de la actividad degradativa por mecanismos naturales de recuperación.

El incremento de la capacidad de modificación del medio y la enorme presión causada por el aumento de población humana en el siglo XX ha originado daños o modificaciones de los ritmos naturales mucho más intensos y extensivos (a veces de carácter global), cuya recuperación a corto plazo se ha revelado



como imposible en muchos casos, no sólo por las dificultades tecnológicas, sino a causa de los elevados costes que supone. Por otra parte, la necesidad de espacio y recursos se ha vuelto mucho más acuciante, con lo que no siempre se puede esperar el tiempo necesario para la regeneración natural. Muchas experiencias negativas han demostrado que deben modificarse algunas de las pautas seguidas en los procesos de explotación de los recursos naturales, incluyendo nuevas medidas de planificación y gestión ambiental que permitan predecir la aparición de los daños antes de que estos se hayan producido o que hayan alcanzado una especial gravedad e irreversibilidad

Entre los nuevos conceptos propuestos para la protección de la calidad ambiental cabe destacar:

- Los «*Estudios de Evaluación de Impactos Ambientales*» (*ESEIA*), cuya utilización se inició en 1970 en el estado de California, y hoy se ha extendido prácticamente a todos los países y a un número creciente de actividades.
- *Los sistemas de análisis de riesgos*, puestos a punto por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA).
- El concepto de *Cargas Críticas de Contaminantes*, cuya primera aplicación práctica se produjo en 1983 dentro de las discusiones sobre la reducción de las emisiones de gases contaminantes ácidos a la atmósfera.

Aunque el problema de la contaminación atmosférica por gases acidificantes, como los óxidos de azufre y nitrógeno, ya era conocido científicamente en el siglo XIX, sólo en la década de los 60 se comenzaron a tomar medidas ante la especial incidencia y la gravedad de sus consecuencias en algunos países industrializados del norte de Europa y América. Episodios de contaminación por gases acidificantes como los de Sudbury en el estado de Ontario y, sobre todo, las mortandades de peces y la aparición de procesos de decaimiento (decoloración, defoliación y pérdida de productividad), seguida de la pérdida de árboles y de la eliminación de muchos sistemas forestales en los Países Escandinavos, Canadá y USA, se relacionaron con la acidificación y aparición de cantidades importantes de aluminio en la disolución de los suelos que, a su vez, estaban inducidos por los aportes de lluvia, nieve o deposición seca ácida.

El problema escandinavo comenzó a apreciarse en los inicios de la década de los 60, y ya al final de ella, varios investigadores habían puesto de manifiesto no sólo la relación con los aportes acidificantes, sino también que éstos procedían de regiones muy alejadas del centro de Europa (Reino Unido y Alemania fundamentalmente), lo que implicaba un transporte de los contaminantes desde largas distancias (miles de kilómetros) y una persistencia en la atmósfera de unas semanas, por lo menos.

La Conferencia de las Naciones Unidas, celebrada en Estocolmo en 1972, además de confirmar los datos anteriores fue el punto de partida para los acuerdos internacionales sobre los problemas globales producidos por los contaminantes que tienen una elevada persistencia en el medio atmosférico y pueden viajar largas distancias. En la conferencia se destacó la necesidad de nuevos conocimientos científicos y tecnológicos para evitar y combatir los riesgos que amenazan la calidad del medio ambiente y, entre ellos, las denominadas «lluvias ácidas». El brutal incremento de las emisiones de sustancias acidificantes, principalmente óxidos de azufre (S) y nitrógeno (N), tiene su origen en los procesos de contaminación producidos por las actividades industriales y el transporte; las aportaciones de S eran las que representaban en ese momento la mayor contribución y responsabilidad humana (más del 40% del S atmosférico).

A partir de esta conferencia y de la firma del Convenio de Ginebra en 1979 (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, UN-ECE, 1979, Genève) se establecieron acuerdos de reducción de las emisiones de contaminantes entre diferentes países europeos; son las reducciones denominadas de «primera generación», que estaban basadas en las posibilidades tecnológicas y económicas para realizarlas, lo que suministraba una amplia diversidad de situaciones entre los países, y una insatisfacción generalizada, especialmente porque las reducciones se establecían como un porcentaje de las emisiones realizadas en un momento dado. Esto permitía que algunos países con grandes emisiones, pero que disponían de una economía industrial bien desarrollada, hacían frente a fuertes porcentajes de reducción sin que se produjese una merma significativa de su potencial productivo. Sin embargo, en países con industrialización incipiente, la reducción del mismo porcentaje de sus pequeñas emisiones se convertía en un freno drástico de sus posibilidades de expansión y desarrollo industrial sin que realmente se hubiesen observado efectos dañinos sobre su territorio ni contribuyesen de modo significativo a la concentración global de contaminantes atmosféricos. Por esta razón, algunos países fueron reacios a la firma de los acuerdos de reducción de emisiones, que se consideraban excesivos y no justificados científicamente.

Ante esta situación se consideró necesario introducir nuevos métodos de control de las emisiones basados en «efectos» nocivos y en «niveles críticos» para los ecosistemas o los principales valores del medio, incluyendo la salud humana o el patrimonio cultural que se deseasen proteger. Se pensó en establecer procedimientos de reducción basados en el conocimiento de las relaciones entre las cantidades emitidas en un determinado período de tiempo (año) y unidad de superficie (ha) y, también, en las concentraciones puntuales (*niveles*) que causan daños. Investigadores de los Países Escandinavos (los

más interesados en el tema) comenzaron a trabajar sobre estas ideas y llegaron a la conclusión de que el concepto desarrollado en los años 60 en Canadá y conocido como «*carga crítica de contaminantes*» o «*carga aceptable de contaminantes*» podría servir como criterio fundamental de las reducciones basadas en «efectos» (Almer y col., 1986). El término, entendido como «*la máxima cantidad de un componente dado que, a largo plazo, no causa efectos dañinos sobre la estructura y función de los ecosistemas, según los conocimientos disponibles*», fue utilizado en la Conferencia de Ministros de los Países Escandinavos de 1982 y promocionado por investigadores y políticos escandinavos (Andersen y col., 1986; Nilsson 1986; Nilsson y Grennfelt, 1988) y fue admitido a finales de los 80 por la «Convention on Long Range Transboundary Air Pollution» como el criterio fundamental para definir las estrategias de reducción de las emisiones de gases acidificantes (óxidos de azufre y nitrógeno), compuestos eutrofizantes ( $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_3$ ), ozono, metales pesados, compuestos orgánicos volátiles (COV) y persistentes (COP) (UN/ECE, 1990).

En 1980 se creó el «Working Group on Effects» con el objetivo de desarrollar una base más científica para las relaciones dosis/efectos y para definir los daños producidos por la contaminación atmosférica sobre bosques, cosechas, aguas superficiales y freáticas, materiales y determinados ecosistemas significativos en los diferentes países integrantes del convenio. En 1982 el Consejo de Ministros Escandinavos ya utiliza este concepto y en 1983 24 países firman el nuevo convenio, constituyéndose las cargas críticas en el criterio fundamental de la política de protección atmosférica en Europa. En 1999 el convenio ya estaba ratificado por 44 países y por la Unión Europea; las cargas críticas y las reducciones basadas en efectos eran el principal sistema admitido para el desarrollo de leyes y acuerdos ambientales sobre la contaminación atmosférica y sus efectos sobre los ecosistemas naturales y el hombre, al tiempo que permitía la creación de redes y sistemas de control tendentes a la reducción de los daños. De ellos destacan:

*1984. Protocolo EMEP, por el que se establece la red europea de seguimiento de la contaminación atmosférica.*

*1985. Primer protocolo del azufre (Helsinki), con el objetivo de reducir el 30% de las emisiones de azufre.*

*1988. Primer protocolo sobre las emisiones de  $\text{NO}_x$  (hasta el 0 y 30%).*

*1994. Segundo protocolo sobre el azufre (Sofía): reducción del 60% del exceso de carga crítica.*

*1991. Protocolo sobre COV (hasta el 0 y 30%).*

*1998. Protocolo sobre metales pesados (primera etapa).*

1998. *Protocolo sobre COP (primera etapa)*.

1999. *Segundo protocolo sobre NO<sub>x</sub> (basado en cargas críticas de multicontaminantes y multiefectos)*.

2000. *Directiva de techos de emisión nacional para el azufre*.

El concepto de carga crítica ha tenido en estos pocos años un importante desarrollo. Su aplicación parte de la idea de que es posible determinar las curvas de respuesta de los sistemas naturales o, mejor, de las partes más sensibles de los sistemas naturales, frente a los diferentes contaminantes producidos por las actuaciones humanas. Esto obliga a determinar cuáles son esos elementos sensibles y a definir qué se entiende por efectos dañinos significativos, lo que no siempre resulta fácil de determinar. Sin embargo, conceptualmente queda claro que, para cada ecosistema y contaminante, la *carga crítica* es un punto en la curva de respuesta de los daños (efectos) frente a la adición de un contaminante a partir del cual un nuevo aporte supondría la aparición de efectos reconocibles en la estructura, composición o funcionamiento del ecosistema. Hay, por tanto, una interacción entre la dosis de contaminante y la naturaleza o sensibilidad de cada sistema que, a pesar de presentar una gran variabilidad espacial debido a características climáticas, biológicas, edafológicas, hidrogeológicas, etc., debe ser comprendida y cartografiada.

La representación cartográfica es clave no sólo para delimitar las áreas con excesos de carga, sino que, además, combinándola con mapas del transporte y de los flujos de contaminante en un determinado lugar (lo que exige utilizar sistemas de información geográfica de alta capacidad) permite deducir la responsabilidad porcentual de cada país e incluso de cada fuente de emisión. De esta forma las reducciones tienen una base más científica y hay mayor fuerza moral para obligar a reducir a los responsables de los daños, al tiempo que se permite el desarrollo en aquellas áreas que no han alcanzado niveles peligrosos o que disponen de una mayor resistencia por sus mecanismos de amortiguación frente a un determinado contaminante.

La introducción de conceptos como el de cargas críticas presenta ventajas adicionales. Por una parte, el concepto de carga crítica aplicado a los contaminantes que puede producir la realización y funcionamiento de un determinado proyecto y a los principales usos potenciales del suelo permite sectorizar el espacio en zonas con diferentes grados de sensibilidad frente a dichos impactos y cuantificar la disminución de la capacidad de amortiguación del sistema que se produciría. Estas cartografías son de gran utilidad para la selección previa de los lugares de instalación de determinadas actividades en aquellas zonas de mayor capacidad de amortiguación, evitándose así los costes derivados de

las medidas de corrección extraordinarias que deben realizarse en las áreas sensibles. Además, la comparación de los niveles de entrada de contaminantes con la carga crítica permite delimitar las zonas con y sin exceso de aportes contaminantes y su importancia, con lo cual se pueden establecer actuaciones de reducción adecuadas que tengan en cuenta también los aspectos tecnológicos y económicos. Surgen así las «cargas críticas objetivo», que serán superiores a las cargas críticas si no existe posibilidad real de una reducción mayor en un período determinado de tiempo. Así, de los dos compuestos acidificantes, la contaminación por óxidos de azufre está en vías de solución en Europa con las dos reducciones realizadas y, finalmente, con la reducción obligada por la directiva de techos nacionales, cuya entrada en vigor se producirá en el 2006, y supondrá la eliminación, prácticamente, de los excesos de este contaminante en la mayor parte de Europa. De todas formas, el objetivo europeo que se ha propuesto para el 2010 es algo menos ambicioso, ya que sólo se pretende reducir el 50% de las superficies con excesos, lo que significaría que todavía quedarían importantes bolsas con exceso de acidez, en su mayor parte localizadas en la Europa Central y del Este.

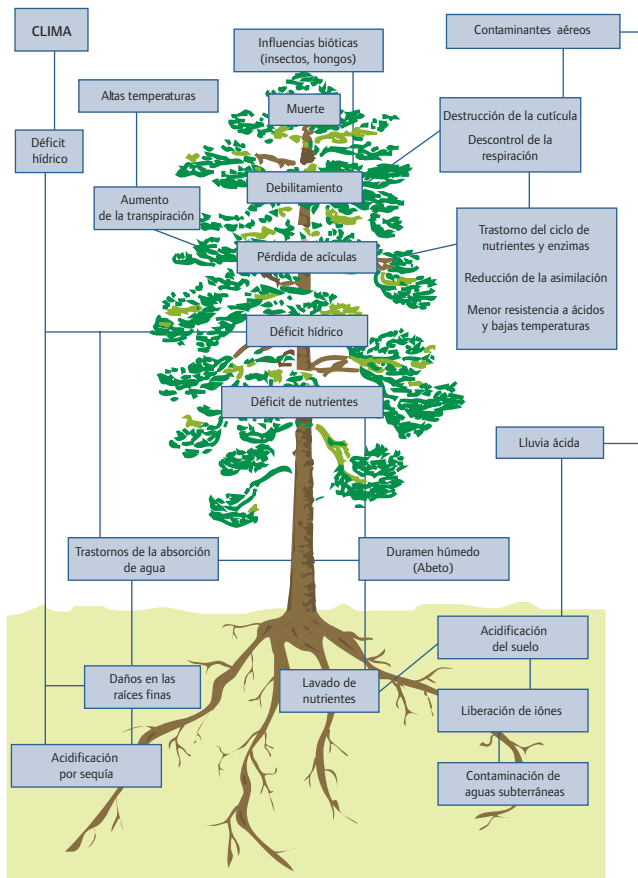
En cambio, los resultados previsibles para los óxidos de nitrógeno no son tan satisfactorios. Las tendencias de emisión continúan al alza en casi todos los países por la mayor dificultad de encontrar tecnologías y métodos de control sobre el transporte y la agricultura, que son los principales sectores responsables de las emisiones de nitrógeno. No obstante, en ambos casos ya se dispone de buenos procedimientos metodológicos para el cálculo de las cargas críticas de acidez por S y N y de las cargas críticas de eutrofización por N. En cambio, la determinación de las cargas críticas de metales pesados y compuestos orgánicos persistentes son todavía objeto de estudio, si bien ya se han producido avances importantes, especialmente en el primero de ellos.

## 2. Efectos de los aportes acidificantes atmosféricos

El aporte de sustancias atmosféricas acidificantes a los ecosistemas superficiales es el tema más estudiado de los relacionados con la contaminación atmosférica. Desde hace tiempo se sabe que las emisiones de SO<sub>2</sub> y óxidos de N (NO<sub>x</sub>) sufren procesos de oxidación en la atmósfera y son devueltos a la superficie en forma de ácidos con la lluvia, nieve o deposición seca, incrementando su concentración natural de protones (H<sup>+</sup>), iones, sulfato (SO<sub>4</sub><sup>=</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Además, las emisiones industriales, agrarias o naturales de amoníaco (NH<sub>3</sub>)

pueden ser oxidadas a  $\text{NO}_3^-$  o pueden formar sales de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). Todos estos iones, si no son neutralizados en la atmósfera por la presencia de contaminantes alcalinos (cationes básicos de origen marino, partículas calcáreas o de silicatos fácilmente alterables, cenizas...), tienen efectos acidificantes sobre los sistemas superficiales. El  $\text{H}^+$  afecta directamente; nitratos y sulfatos lo hacen debido al arrastre que originan de cationes del suelo ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Al}^{+3}$ ...), necesarios para mantener la electroneutralidad de las aguas de drenaje, lo que causa empobrecimiento progresivo del suelo en estos iones, primero de los denominados cationes básicos, que son perdidos en el orden  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  y  $\text{K}^+$  y, cuando estos escasean, de los cationes ácidos ( $\text{Al}^{+3}$ ,  $\text{Mn}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ ...), disminuyendo, paulatinamente, la capacidad del suelo para neutralizar ácidos (CNA). El  $\text{NH}_4^+$ , a pesar de su carácter alcalino, acidifica los suelos a través de los procesos de oxidación que lo transforman en  $\text{NO}_3^-$  y liberan protones.

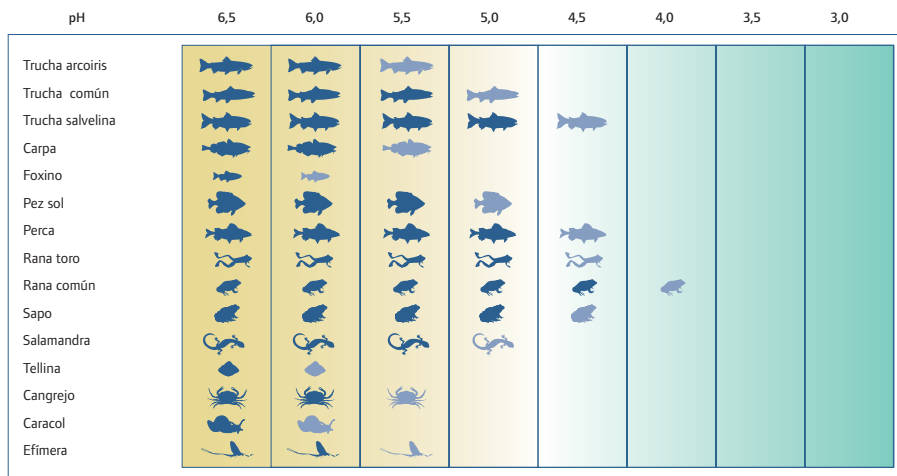
[Figura 1]  
Efectos directos e indirectos de los aportes ácidos sobre los árboles



La deposición de ácidos causa daños directos a la vegetación, monumentos (especialmente los calcáreos), infraestructuras metálicas y sistemas acuáticos, sobre todo cuando se trata de masas de agua cerradas y de pequeño volumen por la escasa capacidad de neutralizar ácidos que tiene el agua. Los ácidos y los gases acidificantes ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ) pueden afectar de forma directa en la cobertura aérea de la vegetación, causando necrosis en las hojas y tejidos reproductores, pérdida de nutrientes foliares, etc., [figura1] que producen debilitamiento de la planta, pérdida de frutos, descenso de la productividad, etc., pero que, raramente, originan la muerte de la planta, pues es difícil que se mantengan concentraciones elevadas durante mucho tiempo.

Sin embargo, la afección indirecta, a través del suelo, sí que se ha demostrado que puede causar grandes mortandades. A medida que el suelo pierde cationes básicos, la disolución del suelo se enriquece progresivamente en aluminio, al

tiempo que desciende el pH. Aparecen especies iónicas como  $\text{Al(OH)}_2^+$ ,  $\text{Al(OH)}^{2+}$  o  $\text{Al}^{3+}$  [ver figura 6] que inducen un gran número de efectos negativos en el suelo, tales como: inhibición de la fijación de nitrógeno por las bacterias asociadas a las leguminosas, insolubilización y pérdida de biodisponibilidad de los fosfatos, y, sobre todo, inhibición del crecimiento radicular. Todo ello conduce a un debilitamiento generalizado de la planta, apareciendo decoloraciones y defoliaciones y una extrema labilidad frente a cualquier agresión producida por parásitos, sequía u otros contaminantes. El debilitamiento del bosque (Landman y col., 1995) es la primera manifestación y, más tarde, si el suelo continúa su acidificación y aluminización, pueden producirse mortandades masivas con eliminación de prácticamente toda la cobertura forestal de amplias zonas. Además, la degradación del suelo se manifiesta también en la acidificación y aluminización de las aguas de drenaje, produciéndose aguas superficiales y freáticas en las que la presencia de las formas tóxicas de Al, el bajo pH y, con frecuencia, la aparición de concentraciones anómalas de metales pesados solubilizados por el bajo pH de las aguas van eliminando progresivamente los organismos acuáticos. Los peces, sobre todo los salmónidos, son los más sensibles [figura 2], llegando en los casos más graves a aguas muy ácidas, con pH inferior a 3,0, en las que únicamente algunas algas y bacterias pueden desarrollarse.



\* Estado de vida embrionario

[Figura 2]

Efecto del pH sobre organismos acuáticos

La gravedad de los daños depende de la intensidad de la agresión, pero también de la capacidad del suelo para neutralizar los ácidos mediante mecanismos de regulación ácido-base. Es lo que se conoce como «capacidad tampón» o «capacidad amortiguadora» (que no sólo se produce con los ácidos, sino también

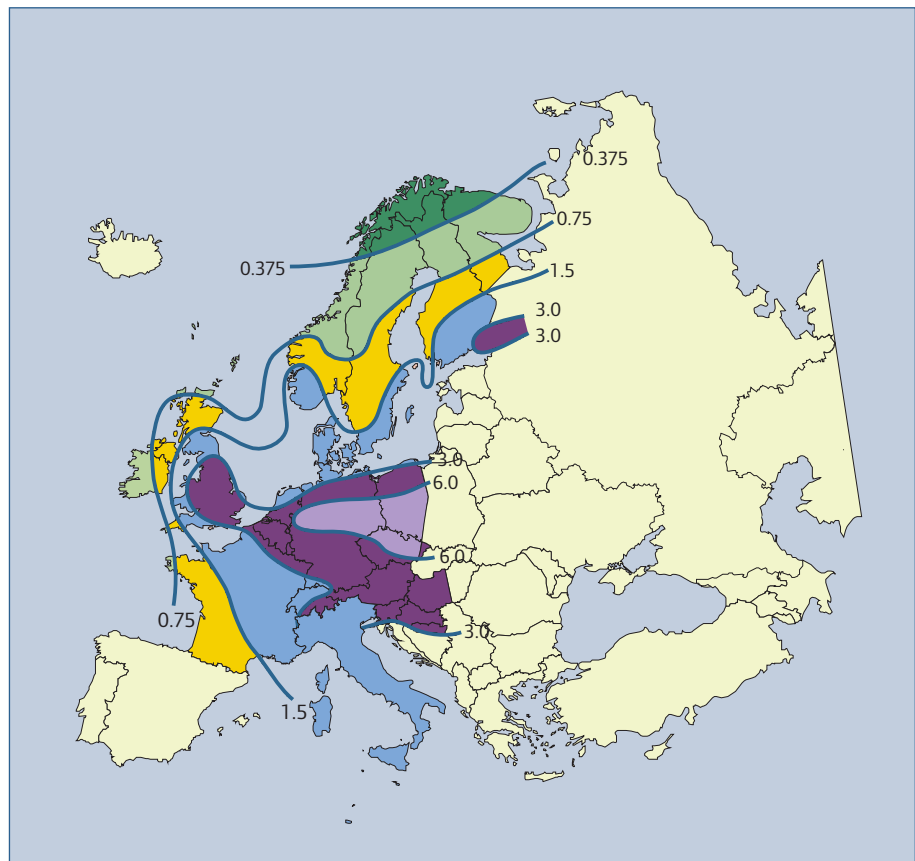


con otros contaminantes), lo que convierte a los suelos en el principal agente protector de los sistemas hídricos y bióticos superficiales.

La capacidad de neutralización de ácidos de los suelos no es homogénea, por lo que su sensibilidad frente a los aportes acidificantes puede oscilar entre amplios límites. Si nos centramos en Europa, las primeras manifestaciones de daños relacionados con la deposición de ácidos se observaron en Escandinavia, incluso en regiones muy al norte, donde medidas posteriores indicaron que las inmisiones eran bajas (entre 3 y 7 kg/ha/año de S), mientras que en Alemania se producían valores muy superiores (de 30 a más de 60 kg/ha/año) y los daños aparentes eran menores o inexistentes [figura 3]. Esto se debe a que en las zonas del norte de Escandinavia las bajas temperaturas, el tipo de edafogénesis y el escaso espesor que presentan los suelos minimizan los procesos de amortiguación de ácidos (la CNA efectiva es mucho menor que la potencial para los sumideros de disolución mineral), de modo que las disoluciones de

[Figura 3]

Variación de inmisiones de azufre ( $\text{g/m}^2$ ) en Europa a principios de la década de los 80



salida de los suelos siguen siendo ácidas y ricas en  $\text{SO}_4^-$  y  $\text{NO}_3^-$ . Además, son enriquecidas en Al, metales y compuestos orgánicos ácidos solubilizados al decrecer la relación carbono/metal complejado. Esta composición de la disolución del suelo es muy negativa para el desarrollo de las raíces, dificultando la absorción de aguas y nutrientes, por lo que pueden producirse mortandades o quedar la planta más sensible frente a otro tipo de «estrés». Por otra parte, las aguas superficiales suelen acabar su recorrido en pequeños lagos, muy abundantes en estas zonas del norte, donde se acumula su impacto al producido por la deposición ácida directa sobre masas de agua escasamente amortiguadas. Los efectos de estas condiciones sobre la fauna acuática, sobre todo los peces, son rápidamente observables y pronto llegan estos impactos a la opinión pública.

En cambio, en muchas zonas de Alemania, los suelos se desarrollan a partir de materiales de mayor capacidad de neutralización, como el loess. La mayor temperatura y la escasez de masas de agua cerradas y de pequeño volumen facilitan que, aun con cargas contaminantes mucho más altas, los efectos sean menos llamativos, excepto cuando las inmisiones son muy elevadas y caen sobre suelos poco profundos derivados de materiales con pocos minerales alterables en los que crece una vegetación de coníferas. Este es el caso de las zonas afectadas de los sudetes. La litología (en realidad, los componentes del suelo) influye fuertemente en la CNA de cada suelo, pero también hay diferencias claras en función de la cinética de alteración mineral debida a las condiciones climáticas del propio sistema. Dado que en todos los mecanismos de amortiguación interviene la temperatura, deben ser más eficientes hacia el sur de Europa y, de forma especial, en las zonas lluviosas. Por el contrario, sobre la misma litología las áreas de suelos incipientes, de escasa profundidad, con clima frío y abundancia de masas de agua cerradas serán las que pueden verse más rápidamente afectadas, incluso con pequeños aportes ácidos.

Un estudio posterior, realizado en Alemania, puso de manifiesto otros factores relacionados con las diferencias de sensibilidad de los sistemas superficiales frente a los ácidos. Cuando los agricultores acusaron a las centrales térmicas de ser responsables de la acidificación de sus suelos, se realizó un estudio para delimitar el porcentaje de responsabilidad de las diferentes fuentes de acidez en suelos con distintos tipos de usos. Los resultados obtenidos [tabla 1] pusieron de manifiesto no sólo la distinta sensibilidad de los sistemas, sino también la presencia de diferentes actuaciones antrópicas que eran responsables de la acidificación.

En el caso de los bosques de pinos, la deposición ácida (causada mayoritariamente por las centrales térmicas) era la principal culpable de la acidificación de

[Tabla 1]

Distribución de la responsabilidad (%) de diferentes fuentes de acidez en la acidificación de suelos con diferentes tipos de uso en Alemania en 1981

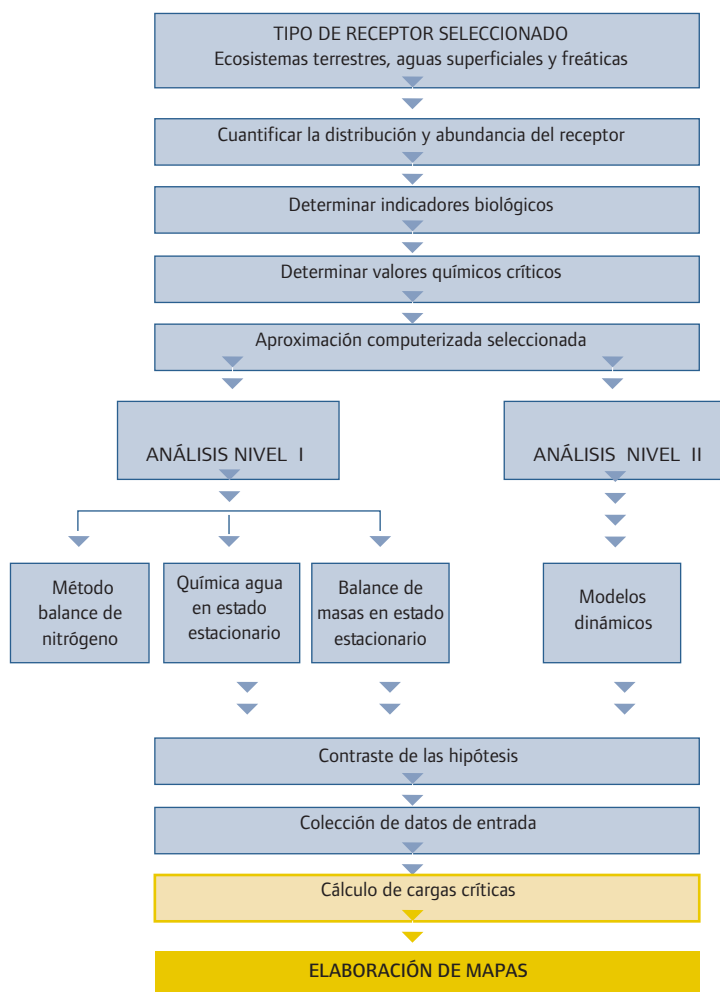
(Commission on the European Communities, 1987)

Fuente de acidez	Cultivos	Turberas	Bosques piceas	Bosques pinos
Nitrificación de fertilizantes	65-80	-	-	-
Crecimiento de las plantas	-	-	20-40	5-10
Cosechas	-	-	10-15	0-10
Mineralización de materia orgánica	-	70-90	20-40	10-15
Respiración del suelo	10-20	-	-	0-5
Deposición ácida	5-20	10-30	25-50	60-80

los suelos (60-80% de responsabilidad); en las plantaciones de piceas la responsabilidad se dividía entre el 25-50% de las centrales térmicas y el 50-75% de los propios forestales que introducían el monocultivo de piceas; en las turberas el porcentaje de responsabilidad de la deposición ácida se convertía en minoritario (10-30%), frente a la acidez producida por la propia mineralización natural de los componentes orgánicos de la turba. En el caso de los agricultores, se encontraron con la sorpresa de que ellos mismos eran los principales culpables (60-80%) de la acidificación de sus suelos a causa de la adición de fertilizantes ricos en formas reducidas de nitrógeno (purines, estiércoles y abonos ricos en amonio...) que, al oxidarse, liberan cantidades importantes de protones con la consiguiente acidificación directa ( $H^+$ ) e indirecta causada por la movilización y salida de nitratos en las aguas de drenaje. Se comprueba así que incluso en las mismas condiciones climáticas hay una gran heterogeneidad de respuestas frente a un mismo impacto acidificante, y que el tipo y uso del suelo son factores decisivos y no siempre con el mismo sector, actividad o proceso natural responsable.

### 3. Determinación de las cargas críticas de acidez

El procedimiento actual de determinación de la carga crítica de contaminantes en Europa (Federal Environmental Agency, 1996) [figura 4] parte de la definición del contaminante o contaminantes que se quieren evaluar y del medio biológico o cultural que se desea proteger, al que se denomina «receptor». En el caso de los contaminantes acidificantes, los sistemas que se desean proteger son los ecosistemas terrestres en todos los países firmantes y, además, las aguas superficiales y freáticas en los países escandinavos. Otros países se plantean también la protección del patrimonio cultural realizado en rocas calcáreas. Para los contaminantes eutrofizantes, metales pesados y compuestos orgánicos persistentes, son también las aguas y los ecosistemas terrestres.



[Figura 4]

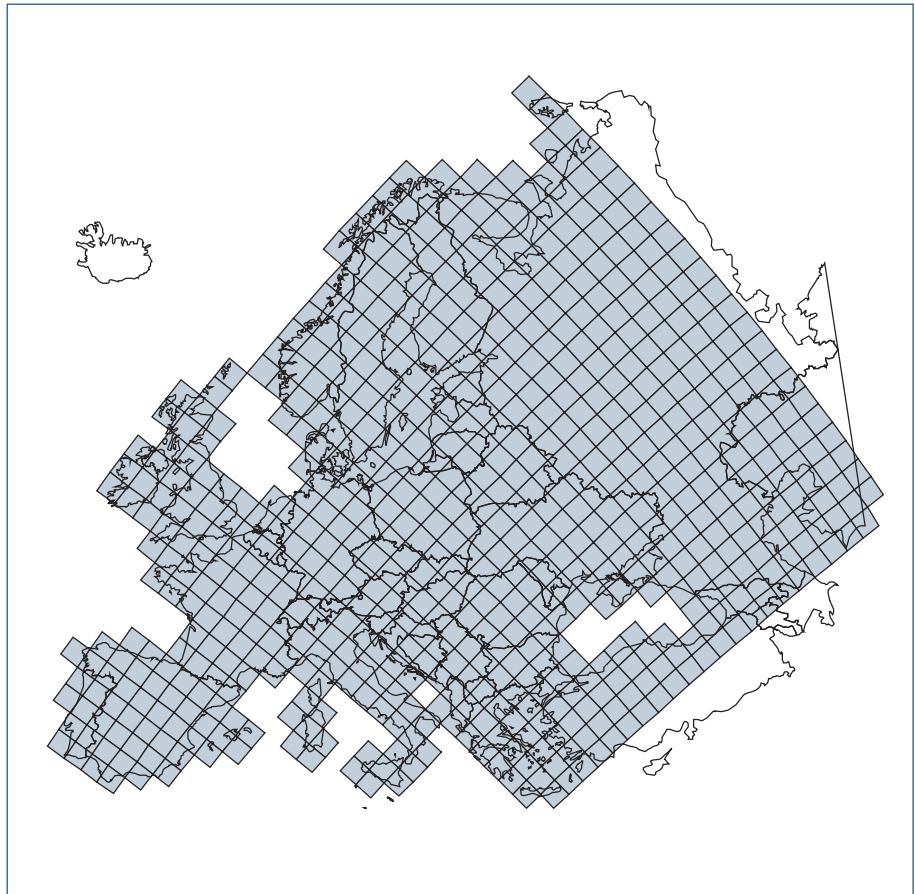
Etapas de la determinación de las cargas críticas de contaminantes y sus aplicaciones según el sistema de la UN/ECE

Tras la selección del «receptor sensible» se debe sectorizar su distribución cartográfica y determinar cuantitativamente el porcentaje de superficie que ocupa dentro de cada unidad cartográfica. Para ello suelen utilizarse sistemas de información geográfica con cuadrículas de la red EMEP (Red europea de seguimiento de la contaminación atmosférica) [figura 5] de 50 x 50 km de lado o alguna subdivisión de ellas. La primera cuadrícula es la que utiliza la documentación europea generalizada, lo que permite una visión de las grandes áreas con un mismo comportamiento, pero no una visión de detalle de las diferencias que deben ser obtenidas cuando se trabaja en zonas de menor extensión como Galicia. Ello obliga a reducir el tamaño de la cuadrícula y a realizar un

mayor esfuerzo en la documentación cartográfica que sirve de base para la definición precisa de las cargas y mapas derivados. Hasta la fecha las aproximaciones de mayor detalle realizadas en España corresponden a zonas de Galicia y del Sistema Central, que, por la calidad y cantidad de la información disponible, se han seleccionado como zonas-piloto dentro del plan de determinación de cargas críticas de acidez realizadas en España (PIE; 1993 y 1995, Rábago y Macías, 2000). En Galicia se han utilizado cuadrículas de 10 km de lado (Macías y col., 2000 y 2001) para el entorno de las centrales térmicas de As Pontes y Meirama. Los estudios extensivos de mayor detalle se han realizado en Suiza en cuadrículas de 5 km de lado. Obviamente, cuanto más pequeña es la cuadrícula, se obtiene una mejor definición de la variabilidad de la superficie y puede establecerse un mayor nivel de protección. La superficie de la cuadrícula ocupada por el receptor se utiliza para calcular el porcentaje de superficie protegida; es frecuente realizar cartografías con un percentil de protección del 95%.

[Figura 5]

Celdas de la red EMEP de seguimiento de la contaminación atmosférica europea



Una vez definido el receptor y su abundancia y distribución espacial, se selecciona un *indicador biológico sensible* al contaminante, a partir del cual se intentarán establecer *parámetros químicos* que indiquen su estado respecto a la concentración de contaminante y, especialmente, las condiciones a partir de las cuales el deterioro del sistema debe producirse. En el caso de la contaminación acidificante, son los bosques de coníferas los que se consideran más sensibles, lo que está relacionado con el hecho de que, a igualdad de contaminación atmosférica, la disposición y forma de sus hojas, junto con su carácter perennifolio, actúan de filtro de la contaminación, causando un incremento de los aportes en estos sistemas respecto de los caducifolios que puede estimarse entre 2 y 5 veces superior. Esto ha llevado a la conclusión de que los bosques de coníferas, por su mayor sensibilidad, son los mejores indicadores de la calidad ambiental respecto a los aportes de contaminantes acidificantes, por lo que han sido seleccionados para este fin en toda Europa.

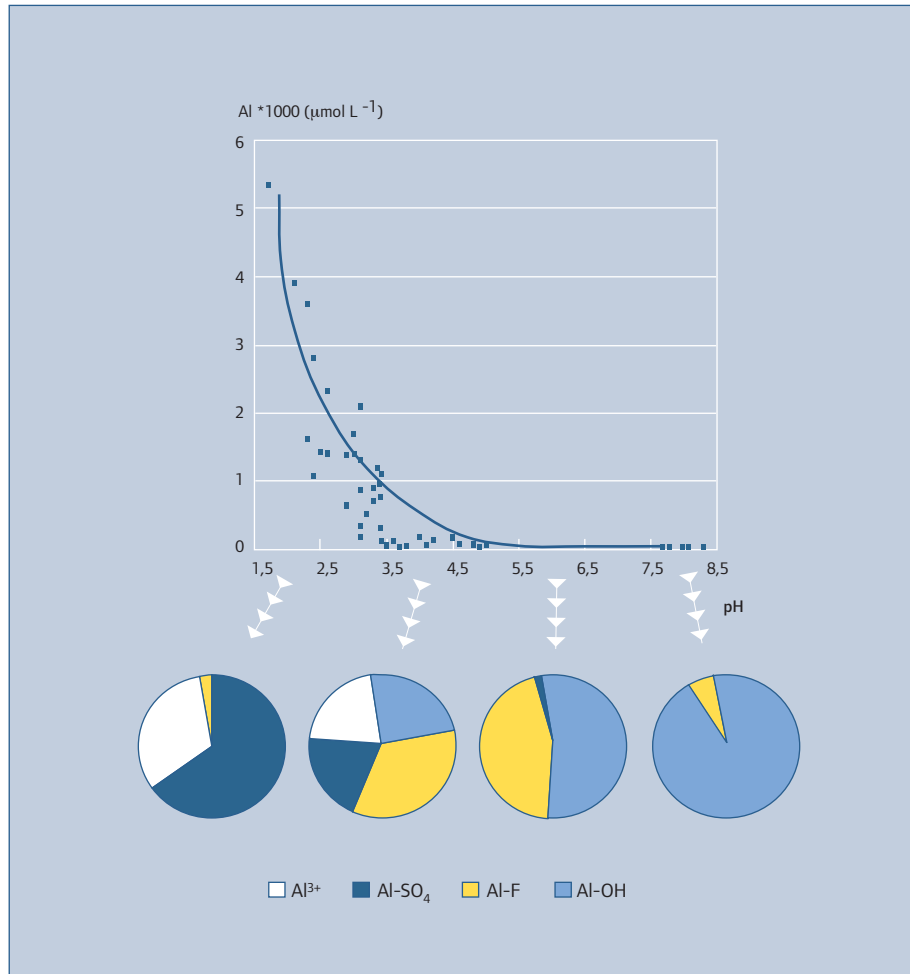
Para estos árboles, los valores químicos críticos que se han considerado tienen relación con las condiciones de acidez que limitan su desarrollo, y es el dominio de aluminio en la disolución del suelo la condición más frecuentemente utilizada, pero con diferentes parámetros químicos. Así, algunos autores consideran que la presencia de  $H^+$  puede causar daños directamente cuando el pH es inferior a 4.0, pero la mayoría refieren los efectos a la presencia de aluminio en disolución. Binkley *et al* (1989) citan el valor de 1 mg/l de Al disuelto como tóxico para árboles de resistencia moderada. Sverdrup y Warfvinge (1992) consideran más adecuada la relación entre los cationes básicos (CB) y el aluminio, citando que:

- a) Si  $CB/Al < 1$ , comienzan a aparecer daños en las raíces y estrés en las plantas.
- b) Si  $CB/Al < 0,5$ , se observa un declive de la raíz y un retraso micorrícico.
- c) Si  $CB/Al < 0,15$ , el crecimiento de la raíz se bloquea casi por completo, declina el crecimiento micorrícico, mueren las raíces finas y el árbol se encuentra severamente dañado. Puede sobrevivir pero su crecimiento se reduce de forma considerable.

Se ha demostrado que los daños están relacionados con la actividad de las formas iónicas de mayor toxicidad ( $Al^{+3}$  y  $Al-OH^{+2...}$ ), por lo que deben influir también las actividades de ácidos orgánicos,  $SO_4^-$ ,  $F^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $Ca^{+2}$ , etc., que, en todo caso, reducen la toxicidad de las especies aluminicas. En sistemas ácidos con aporte de sulfatos, las especies de aluminio en disolución son muy variables y existen, además de las anteriores formas ligadas a grupos, sulfato, fluoruro o materia orgánica. Su distribución cambia con el pH del suelo y, por supuesto,

[Figura 6]

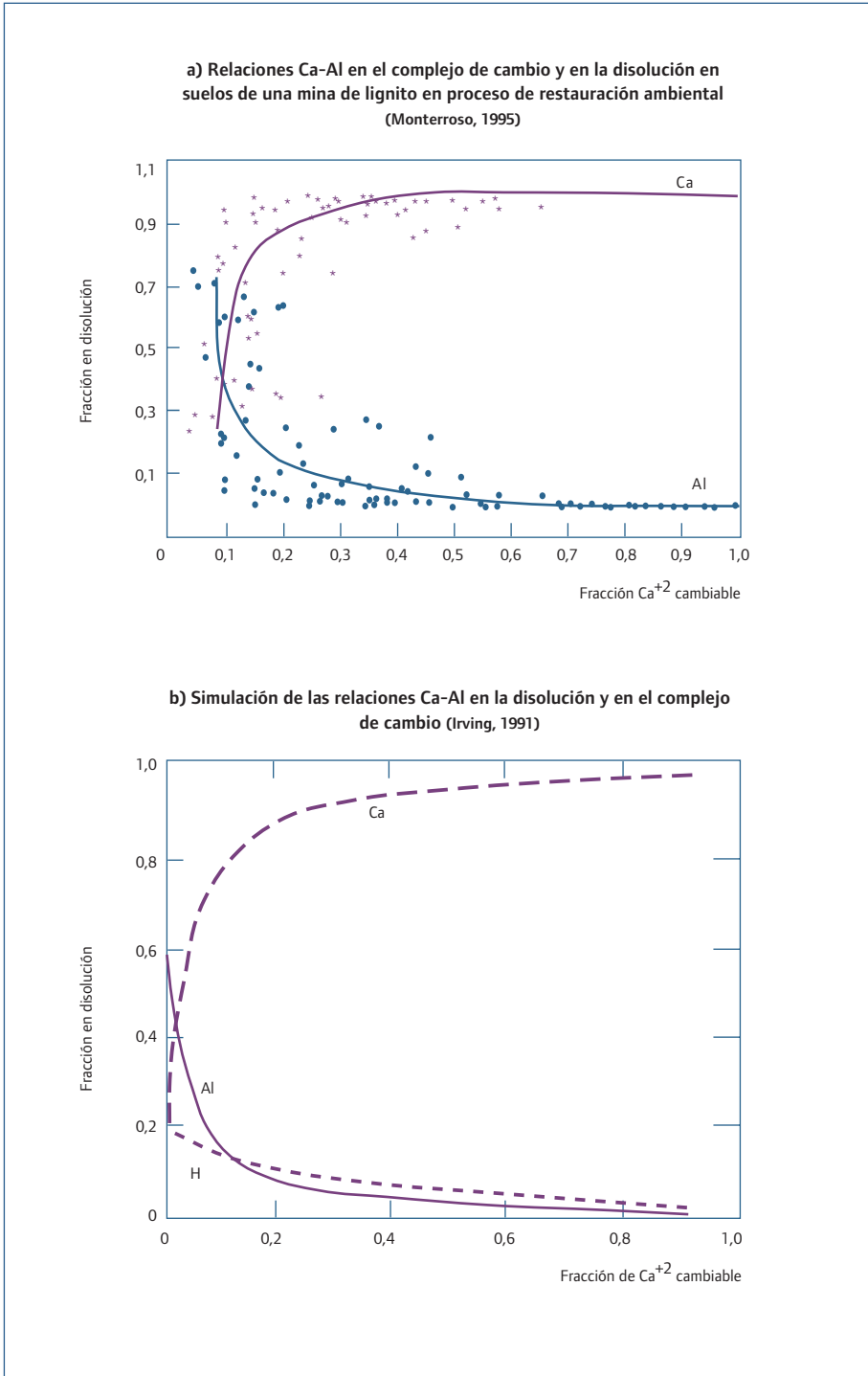
Variación de la concentración de aluminio y la distribución de especies en disolución con el pH en suelos de la mina de As Pontes (Monterroso y col., 1999)



con las concentraciones de sulfatos presentes. Las relaciones obtenidas en un sistema hiperácido producido por oxidación de sulfuros en la mina de As Pontes puede ser un buen ejemplo de las relaciones entre especies que pueden producirse en diferentes tipos de aportes de lluvias de diferentes pH [figura 6].

Si se utilizan las relaciones  $\text{Al}/\text{Ca}$  o  $\text{Al}/\text{CB}$  en la disolución del suelo, puede determinarse, para cada sistema, el estado del complejo de cambio del suelo en que el aluminio se vuelve dominante sobre el Ca. En general, esto requiere grados de saturación del complejo de cambio por aluminio muy elevados y generalmente superiores al 90% (Irving, 1991; Monterroso y col., 1999) [figura 7].





[Figura 7]

Relaciones Al/Ca en la disolución del suelo y en el complejo de cambio de la fase sólida, según Irving (aproximación teórica) y Monterroso (1999)

(Datos empíricos obtenidos en suelos de diferentes pH de la mina de As Pontes)

Los criterios propuestos y utilizados por el UN-ECE se encuentran en la [tabla 2].

[Tabla 2]  
Algunos criterios químicos sugeridos para la determinación de cargas críticas de acidez

Criterio Zona de aplicación	Suelo forestal Rizosfera (0-50 cm)	Aguas freáticas Nivel freático	Lagos y arroyos Lago: volumen medio Arroyo: tramo medio
pH Hor. E Hor. B	> 4,0 > 4,4 (a 1 m)	6,0	< 6,0
Alc (eq/l.10 <sup>-6</sup> )	> -300	> 100-140	> 50
CNA <sub>504-</sub>	> 1	-	-
Al <sub>T</sub> (mg/l)	< 4,0	< 0,1	< 0,08
Al <sub>L</sub> (mg/l)	< 2,0	< 0,03	-
Ca/Ó (mol)	> 1,0	> 5,0	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	< 50	< 31
NH <sub>4</sub> /K	< 5	-	-

Alc: Alcalinidad; Al<sub>T</sub>: Al total en la disolución del suelo; Al<sub>L</sub>: Al lábil (Al reactivo inorgánico)

Los criterios químicos críticos pueden ser convertidos en sus correspondientes límites de capacidad de neutralización de ácidos (CNA) por aplicación de procedimientos de cálculo y teniendo en cuenta diferentes modelos de simulación del sistema real. En Europa, se han desarrollado tres tipos de procedimientos denominados nivel 0, nivel 1 y nivel 2, que corresponden respectivamente a: aproximaciones cualitativas basadas en la experiencia de correlaciones entre daños reales y determinadas condiciones naturales de los sistemas, determinaciones cuantitativas considerando sistemas en equilibrio estacionario y modelos dinámicos.

En USA se han propuesto diferentes aproximaciones para determinar la sensibilidad de los suelos a la acidificación y, por tanto, la capacidad de amortiguación (o neutralización de ácidos por los suelos), diferenciando entre mecanismos de acción rápida (como los procesos de cambio iónico, las reacciones de adsorción de sulfatos o la solubilización de carbonatos o yeso) y procesos lentos como la hidrólisis mineral. Una idea similar es la propuesta por Bruggenwert *et al.* (1991), que diferencian entre sumideros de adsorción y sumideros de disolución. Los primeros actúan rápidamente pero tienen un bajo potencial neutralizante de ácidos (1 meq/100g o aproximadamente 15 keq/ha en 0,1 m para un aporte de 3 keq/ha/año). Los de disolución son, en general, más lentos, si bien hay grandes diferencias entre ellos, pues los mecanismos de disolución de carbonatos, amorfos o complejos organometálicos son bastante rápidos, pero los que suponen procesos de hidrólisis de silicatos, que son la mayoría de los minerales primarios y secundarios de los suelos, requieren bastante tiempo. Estos mecanismos tienen

un alto potencial neutralizante (1% mineral = 50-600 keq/ha a 0,1 m) por lo que en la mayoría de los suelos la CNA potencial puede igualar un aporte de 3 keq H<sup>+</sup>/año durante un período del orden de 1.000 años. El problema es que la CNA disponible anualmente (CNA<sub>e</sub>) suele ser muy inferior a la potencial especialmente en zonas de bajas temperaturas que limitan la velocidad de los procesos de hidrólisis de los minerales alterables del suelo.

Estas importantes diferencias conducen a la definición de una CNA efectiva (CNA<sub>e</sub>), que es la CNA accesible por año. Así, aun cuando los sumideros de disolución podrían tender a neutralizar los aportes con el tiempo, esto no resulta siempre posible porque hay una CNA<sub>e</sub> anual que puede ser insuficiente para prevenir el daño. En contraste, los sumideros de adsorción tienden a actuar rápidamente, de modo que su CNA<sub>e</sub> es siempre igual a su CNA potencial. Otro factor de diferencia entre ambos tipos de sumideros es su sensibilidad frente a las condiciones del suelo. La CNA de los sumideros de disolución es una cantidad fija, dependiente de los procesos de disolución. En cambio, los sumideros de adsorción son sensibles a los potenciales superficiales, de aquí que su CNA está influenciada por muchas propiedades y, especialmente, por el pH y la fuerza iónica de las disoluciones de ataque.

### 3.1. Sistemas de nivel 0

Se basan en la cartografía de los principales factores que han sido relacionados empíricamente con la sensibilidad a la acidificación, es decir, los factores que inducen una baja capacidad de amortiguación de los suelos. Estos factores se ponderan y combinan para dar un valor simple de la sensibilidad. Los propuestos y utilizados en Suecia y Reino Unido son: litología, tipo y uso del suelo y precipitación. Otros factores propuestos, como el «espesor del suelo» (Turner y col., 1986; Kinniburgh & Edmunds, 1986) o la «capacidad de adsorción de sulfatos» (Cosby y col., 1986) no fueron admitidos inicialmente, si bien este último criterio es considerado como un factor modificador de la clase de carga crítica obtenida. De la experiencia escandinava se dedujo que los factores que tenían mayor peso en la intensidad de los efectos nocivos eran la litología y el uso del suelo, y que los suelos derivados de rocas ácidas y con uso forestal de coníferas son los de mayor sensibilidad, y los derivados de rocas básicas o calcáreas y cultivados, los menores.

A partir de la cartografía de los factores y asignando un peso a cada uno de ellos (Kuylenstierna & Chadwick, 1989; Chadwick & Kuylenstierna, 1990) se obtiene un mapa de sensibilidad relativa que resulta tanto más válido cuanto más parecidas sean las condiciones del sistema de agresión y de la respuesta de

los suelos a las existentes en Suecia. Aunque es un método no cuantitativo, la experiencia escandinava les ha llevado a estimar valores de carga crítica para las distintas clases de sensibilidad observadas en su territorio (Nilsson y Grennfelt, 1988) [tabla 3].

[Tabla 3]

Clases de sensibilidad relativa, clases de sensibilidad y cargas críticas utilizadas en los procedimientos de nivel 0 en los países escandinavos

(SEI, 1989)

Sensibilidad relativa	Clase de sensibilidad	Carga crítica estimada
Clase 1:	Clase de sensibilidad 0	>160 keqH <sup>+</sup> /km <sup>2</sup>
Clase 2:	Clase de sensibilidad 1	160
Clase 3:	Clases de sensibilidad 2 y 3	80
Clase 4:	Clases de sensibilidad 4 y 5	40
Clase 5:	Clases de sensibilidad 6 y 7	20

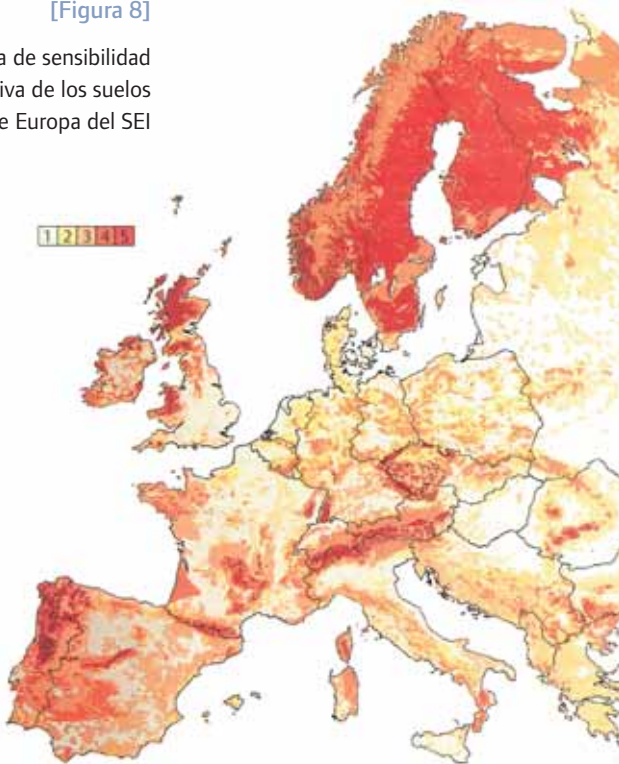
A partir de esta experiencia y generalizando a toda Europa las relaciones observadas en los países escandinavos, el «Stockholm Environment Institute» (SEI) ha realizado un mapa de sensibilidad relativa de los suelos a la acidificación que ha sido utilizado como un trabajo preliminar en la determinación del mapa

de cargas críticas del UN ECE Task Force on Integrated Assessment Modeling (UN ECE, 1990, 1991) [figura 8].

Este mapa pone de manifiesto que el factor esencial en la sensibilidad de los suelos de Escandinavia (y por generalización en los del resto de Europa) es la litología, apareciendo como zonas de mayor sensibilidad las que presentan materiales graníticos, pizarreros y/o cuarcíticos, lo cual ya podría deducirse de la asignación de pesos a cada criterio. La idea básica del método utilizado es que el mecanismo fundamental de la capacidad de amortiguación de ácidos lo constituye la alteración de los minerales primarios procedentes de la roca, es decir, que sólo considera como mecanismos de defensa de los suelos frente a la acidez (sumideros de acidez) a la disolución de los minerales primarios.

[Figura 8]

Mapa de sensibilidad relativa de los suelos de Europa del SEI



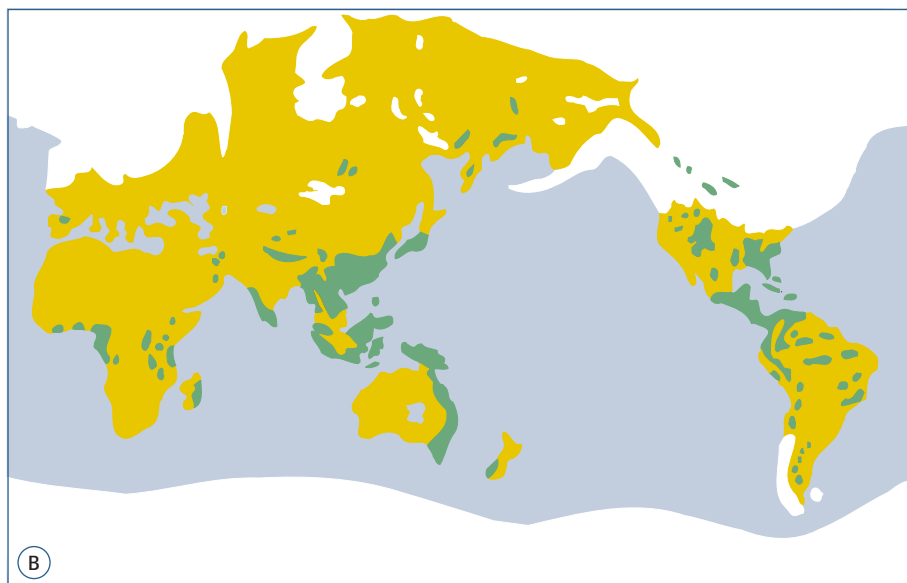
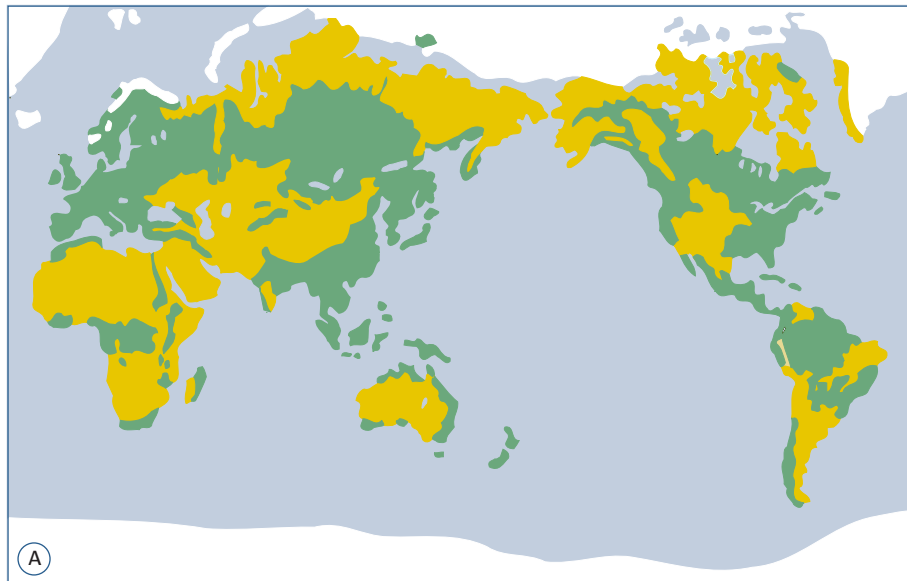
Hay, en esta idea, un avance respecto a otros métodos anteriores por lo que representa de aportación a la comprensión del papel de la reserva mineral como mecanismo de amortiguación y a la influencia de otros factores como la textura, capacidad de adsorción de sulfatos, aportes alcalinos, etc. Sin embargo, el mapa tiene un gran defecto, que hace peligroso su uso indiscriminado. Su atractivo título de «*Mapa de Sensibilidad Relativa frente a la Deposición de Ácidos de los Suelos de Europa*» ha llevado a que fuese ampliamente utilizado por diferentes organizaciones ambientalistas y políticas como un instrumento de la necesidad y urgencia de la reducción de las emisiones ácidas y, sobre todo, de cuáles eran las áreas que presentaban mayores riesgos sin pensar que los criterios utilizados y el peso asignado a cada uno de ellos estaban comprobados empíricamente en los países nórdicos, pero que no tienen por qué ser los mismos ni responder a los mismos intervalos de carga crítica en todas las condiciones edafoclimáticas existentes en Europa. En particular, la elaboración del mapa da origen a errores causados por la generalización de unos conocimientos obtenidos en países fríos, con suelos jóvenes y escasa velocidad de los procesos de alteración y edafogénesis, a la Europa templada.

Hasta casi el sur de Francia los suelos han sido afectados por la última glaciación [figura 9], quedando bajo los hielos y debiendo iniciar de nuevo su edafogénesis a partir de su retirada, por lo que su edad máxima oscilará entre 15.000 y 10.000 años (excepto los paelosuelos). Su edafogénesis se realiza en condiciones de temperaturas frías, lo que implica una baja velocidad de alteración, escasa producción de arcillas secundarias, ausencia casi total de compuestos de aluminio y hierro libres, bajo espesor efectivo, materia orgánica más estable y con mayor contenido de grupos acídicos libres y, sobre todo, una mayor tendencia de los suelos a la podsolización, lo que incrementa todavía más la acidez y la sensibilidad de los horizontes superficiales donde están la mayor parte de las raíces. Esto significa que a efectos prácticos sólo los pocos cationes básicos existentes en el complejo de cambio pueden amortiguar rápidamente los aportes ácidos y, de modo más lento, los cationes liberados por la alteración mineral.

Para estas condiciones parece lógico que se piense que el único mecanismo de amortiguación de ácidos es la alteración mineral, y aun así, con una eficacia relativa, puesto que en muchas ocasiones la liberación de cationes básicos se producirá cuando las disoluciones ácidas ya han abandonado el suelo y, por tanto, saldrán escasamente neutralizadas afectando la acidez y las especies tóxicas de aluminio a las aguas freáticas y superficiales. El tiempo de residencia de las aguas en el suelo pasa a ser un factor clave en la capacidad de depuración de los ácidos por los suelos.

[Figura 9]

Variación de la situación actual de los hielos sobre los continentes en la actualidad y el pleniglacial wurmiense (hace unos 20.000 años)



En cambio, en climas templados o más cálidos, la edafogénesis es rápida y produce cantidades importantes de compuestos secundarios, al tiempo que incrementa la liberación de cationes. La influencia de la temperatura sobre la tasa de alteración (cationes liberados por ha y año) puede estimarse mediante la relación establecida por Sverdrup y Warfvinge, (1988) y su importancia es

Litología	0 °C	5 °C	10 °C	15 °C
Granitos y pizarras	846	1.073	1.349	1.682
Esquistos biotíticos	1.184	1.502	1.888	2.355
R. básicas	1.523	1.931	2.427	3.028

[Tabla 4]

Influencia de la Temperatura sobre la tasa de alteración de los principales tipos de rocas de Galicia, de acuerdo con los datos de DeVries (1991) y la ecuación de Sverdrup y Warfvinge (1988)

considerable, ya que según se aprecia en la [tabla 4] la capacidad de neutralizar ácidos por hidrólisis mineral es doble en áreas con 15 °C de temperatura media respecto a las de 0 °C para el mismo tipo de roca.

Además, debe tenerse en cuenta que el drenaje es el auténtico motor de la alteración, por lo que la cantidad y rapidez con que son liberados los cationes neutralizantes de la acidez debe variar fuertemente para un mismo material y condiciones climáticas según los sistemas sean abiertos o cerrados. Este es el caso de Galicia, donde el rápido drenaje y la elevada pluviometría son factores que incrementan todavía más la tasa de alteración. Por otra parte, las condiciones de edafogénesis de la Europa del Sur introducen nuevos mecanismos de amortiguación de ácidos entre los que debe destacarse la disolución de compuestos reactivos de aluminio y la fijación de sulfatos.

El primero de estos mecanismos se produce por cambios en la especiación de formas sólidas de aluminio reactivo, que suponen liberación de grupos hidroxilo OH<sup>-</sup> a la disolución del suelo. Este mecanismo es importante en suelos ácidos de regiones templadas y húmedas (como Galicia), donde existen formas muy reactivas de compuestos de aluminio como complejos organoaluminicos, islotes de hidróxido de aluminio interfoliar en filosilicatos 2:1, gibbsita y aluminosilicatos, sobre todo alofanos, haloisitas y caolinitas de baja cristalinidad que comunican al suelo una elevada capacidad de amortiguación debido a su carácter anfótero. Estos compuestos neutralizan los aportes ácidos pasando a formas más reactivas. Finalmente son solubilizados y eliminados del suelo con la disolución de drenaje o son de nuevo precipitados o retenidos por los coloides existentes en los horizontes inferiores. Si la concentración de aluminio en disolución es elevada, pueden producirse daños, pero, si se encuentra por debajo del umbral de concentración tóxico, estos no existen y sólo se aprecian los efectos neutralizantes, denominándose «*alcalinidad de lavado tolerable*» a la máxima cantidad que puede ser eliminada en la disolución del suelo sin que cause daños a la rizosfera y organismos acuáticos.

Los sumideros de adsorción funcionan reteniendo el anión sulfato que llega con las aguas de lluvia acidificadas. Si este anión pasa a través del suelo, tiene que ir compensado eléctricamente con cationes básicos, por lo que su entrada y salida del suelo causa la pérdida de cationes básicos en cantidad equi-



valente y, por tanto, la pérdida de capacidad de neutralización de ácidos (CNA), con la consiguiente acidificación. Por el contrario, si los sulfatos que entran en el suelo son retenidos, no hay pérdida de bases y, además, hay una cierta liberación de grupos OH<sup>-</sup> a la disolución que neutralizan a los protones añadidos al sistema por los aportes acidificantes. Esta retención de los sulfatos, denominada fijación o adsorción específica, es dependiente del pH del sistema y de la concentración de sulfatos, existente. En ciertos suelos la fijación de los sulfatos tiene una baja reversibilidad y, especialmente en sistemas pobres en aniones, quedan adsorbidos de forma prácticamente permanente, definiéndose este tipo de adsorción como «oclusión».

Este mecanismo protector contra la acidificación se produce en suelos ácidos ricos en formas de aluminio reactivas y en suelos ricos en oxi-hidróxidos de hierro, es decir, en suelos propios de regiones con condiciones templadas a tropicales con intensa alteración y, en el caso del Fe, con un largo período de edafogénesis (> 100.000 años). Son los suelos ándicos, aluminicos y ferrálicos, todos ellos existentes en Galicia (Macías y Calvo de Anta, 1992; Camps y col., 1999-2000) los que presentan esta importante propiedad protectora contra la acidificación, que, además, es de respuesta prácticamente instantánea. En todo caso, debe tenerse en cuenta que sólo protege contra los aportes de lluvias o deposición ácida ricas en sulfatos, mientras que no lo hace con los aportes ácidos ricos en nitrato o amonio porque los nitratos no tienen adsorción específica y son rápidamente eliminados con las aguas de drenaje o absorbidos por la biota. El amonio, si bien es retenido al principio por el suelo, luego se oxida y pasa a nitrato. Esto significa que para deposiciones ácidas de un pH determinado son siempre más dañinas (en sentido de tendencia acidificante) las que aportan compuestos de nitrógeno que las que lo hacen de azufre en suelos de la Europa del Sur, mientras que en la Europa fría, al no existir o ser muy escasos los componentes fijadores de sulfatos, es indiferente.

Que ante un mismo impacto hay diferentes respuestas por parte de los suelos es algo que deriva directamente de la gran heterogeneidad de tipos de edafogénesis, componentes y propiedades de los suelos, lo que obliga a considerar los diferentes mecanismos de amortiguación [tabla 5] existentes (Macías, 1996) y a establecer cargas críticas para cada tipo de sistema (suelo y uso del suelo).

En resumen, el mapa del SEI es adecuado únicamente para los países escandinavos y, en todo caso, podría servir como un esquema de las relaciones de sensibilidad relativa para suelos de una misma zona climática si los mecanismos de amortiguación dominantes son los mismos que los de los suelos de los países nórdicos. En caso contrario la aplicación del esquema nórdico de nivel 0 serviría únicamente para señalar las diferencias relativas de la capacidad de

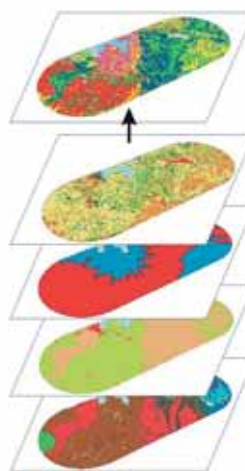
Mecanismo amortiguador	Europa norte	Europa sur	
		Húmeda	Seca
Disolución mineral			
<i>Carbonatos</i>	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida
<i>Silicatos alterables</i>	Elevada/Lenta	Elevada/Rápida	Elevada/Lenta
<i>Silicatos resistentes</i>	Baja/Lenta	Baja/Lenta	Baja/Lenta
Cambio de cationes	Baja/Rápida	Baja/Rápida	Elevada/Rápida
Disolución formas reactivas de Al e Si-Al	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Rápida
Adsorción de $\text{SO}_4^{2-}$ por compuestos Al y Si-Al	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Rápida
Adsorción de $\text{SO}_4^{2-}$ por compuestos de Fe	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Elevada/Rápida
Adsorción de $\text{SO}_4^{2-}$ y $\text{NO}_3^-$ en biomasa	Baja/Rápida	Elevada/Rápida	Baja/Lenta

[Tabla 5]

Comparación de la capacidad relativa y velocidad de respuesta de los mecanismos de amortiguación de ácidos existentes en suelos de Europa

amortiguación relacionada con la alteración mineral. En este sentido puede aplicarse a los suelos de Galicia, pero no se pueden dar valores de carga crítica a cada clase de sensibilidad porque se carece de la información suficiente para establecer relaciones entre los factores contemplados en el método y la carga crítica de estos sistemas.

Se ha realizado un estudio de nivel 0 en cuadrículas de 10 x 10 km en el entorno de las centrales térmicas de Meirama y As Pontes. El software utilizado en la captura, tratamiento y presentación final de los datos ha sido PC-ARC/INFO (ESRI 1991-92 y 92), ARCVIEW 2.0 (ESRI, 1994), IDRISI (EASTMAN, 1992) y ER-MAPPER V 5.1 (EARTH RESOURCE MAPPING PTY LTD, 1995). Los datos cartográficos utilizados han sido: *Material Geológico*: Elaborado a partir de mapas Magna 1:50.000 (ITGE), digitalizados sobre un tablero Kurta XL, con un software ARCAD (AUTODESK & ESRI). *Precipitación y Evapotranspiración*: A partir de la cartografía digital calculada por Martínez Cortizas y col., (1997), teniendo en cuenta las correlaciones altitud-precipitación. *Temperatura media*: A partir de los datos de Carballeira y col. (1983). *Tipo y pH del suelo*: A partir del mapa de sue-



[Figura 10]

Los mapas de cargas críticas requieren una abundante información cartográfica contenida y manejada por sistemas de información geográfica. Ejemplo de la obtención del mapa de nivel 0 del entorno de las centrales térmicas de Galicia (Rodríguez, 1998)

los de Galicia en sistema FAO, 1990 (Macías y Calvo de Anta, 1997) y datos de distribución del pH de los horizontes superficiales de los suelos (Calvo de Anta y col., 1992). *Uso del suelo*: Cartografiando la superficie ocupada por cultivos, bosques (diferenciando bosques de pinos, eucaliptos, frondosas y mixtos), matorrales, matorrales degradados, infraestructuras urbanas e industriales y arenas, a partir de la información suministrada por una ortoimagen de satélite de la zona de estudio procesada mediante el software ER-MAPPER v.5.1 y la información contenida en el Inventario forestal de ICONA (1996). El mapa obtenido [figura 10] pone de manifiesto la diferencia de sensibilidad a los aportes ácidos de los suelos en función de la litología con valores de máximo riesgo en suelos poco profundos (leptosoles y regosoles) sobre rocas graníticas y pizarreñas y una mayor resistencia en la zona de las Mariñas con esquistos alterables, suelos profundos y altitudes inferiores a 200 m.

### 3.2. Sistemas de nivel 1

Los sistemas de nivel 1 son sistemas cuantitativos que permiten la obtención de un valor de carga crítica aceptando una serie de condiciones. Los más utilizados son los conocidos como método de balance biogeoquímico de masas en condiciones de equilibrio estacionario. Esto implica que hay todo el tiempo de contacto entre la deposición ácida y el suelo necesario para alcanzar condiciones de equilibrio, lo que es una aproximación no siempre real y mucho menos a medida que desciende la temperatura y/o se acelera el drenaje. Hay varios procedimientos de cálculo, de los que el método del balance de masas simple es el más utilizado. Se trata de conservar el estado ácido-base del suelo manteniendo el pH y grado de saturación del complejo de cambio en unos intervalos que permitan un adecuado aporte nutritivo a las raíces y no se creen condiciones tóxicas para ellas ( $\text{pH} > 4,0$  ó  $4,4$ ,  $< 85\%$  de insaturación en el CIC y una relación  $\text{Al}/\text{Ca}$  en la disolución  $< 1,5$  expresada en equivalentes). La reserva de nutrientes se alimenta de dos fuentes principales: los aportes atmosféricos y la alteración. Las pérdidas se producen por inmovilización forestal (exportación por las cosechas) y drenaje (aguas freáticas y arroyos). Se considera que los aportes ácidos son neutralizados por el suelo exclusivamente por medio de sumideros basados en la alteración mineral y en el cambio iónico. Si la alcalinidad liberada por estos mecanismos supera el aporte de  $\text{H}^+$ , no hay problema; si no lo supera, el complejo de cambio se desaturará y el Al pasará de forma progresiva al complejo de cambio y a la disolución del suelo, siendo esta reacción un importante mecanismo de amortiguación, pero también un impacto tóxico significativo para plantas y organismos acuáticos cuando se supe-

ran determinados umbrales. Se admite que exista una cierta pérdida de Al, a la que se denomina «*alcalinidad de lavado tolerable*», para la que el método del UN/ECE considera un valor de -0,3 meq/l. Esto significa que la acidez es neutralizada por cationes básicos liberados en la hidrólisis de los minerales primarios y también de una serie de procesos que ponen en disolución a especies de Al (cambio iónico, alteración mineral y disolución de complejos organoaluminicos, aluminosilicatos amorfos o cristalinos o hidróxidos de Al de mayor o menor cristalinidad, utilizando la mayoría de los modelos la gibbsita (hidróxido de Al) para realizar este cálculo.

Se supone que el balance de entradas y salidas de los cationes alcalinos y alcalinotérreos, azufre, nitrógeno y cloro está equilibrado, de modo que hay que calcular, para cada suelo, la carga de acidez que lleva a las concentraciones de Al, H<sup>+</sup>, alcalinidad o relación Al/Ca a los valores umbrales en que aparecen los riesgos [figura 7]. La ecuación de electroneutralidad (en equivalentes) es:

$$[H^+] + [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [K^+] + [Na^+] + [NH_4^+] = [SO_4^-] + [NO_3^-] + [Cl^-] + [HCO_3^-] + [\text{ácidos orgánicos}^-]$$

en la cual los dos últimos términos son prácticamente despreciables en la mayor parte de las situaciones. El Na<sup>+</sup> se supone de origen marino, por lo que se pueden corregir aportes marinos utilizando las relaciones Cl/Na, Mg/Na y SO<sub>4</sub>/Na de agua de mar.

Para condiciones de equilibrio la ecuación sería:

$$\text{Carga crítica} = \text{Catd}^* + \text{Catw} + - \text{Catim} + \text{Nim} + \text{Nfix} + Q ([H^+]/alc + [Al+3]/alc)$$

siendo *Catd*\* los cationes aportados por la deposición que no tengan origen marino; *Catw* los cationes liberados por alteración, *Catim* los inmovilizados en la biomasa, *Nim* el N inmovilizado en la biomasa, *Nfix* el N fijado y *Q* el flujo de agua de drenaje. No se considera ni la fijación de sulfatos por el suelo, ni su absorción por las plantas. Asimismo, suele realizarse la simplificación de que el *Nfix* es prácticamente cero y que el *Nim* es igual a *Catim*. Todas estas aproximaciones sólo parecen válidas para sistemas de las regiones de temperatura media anual inferior a 12 °C (Dambrine y col., 1993), pero se han aplicado a toda Europa.

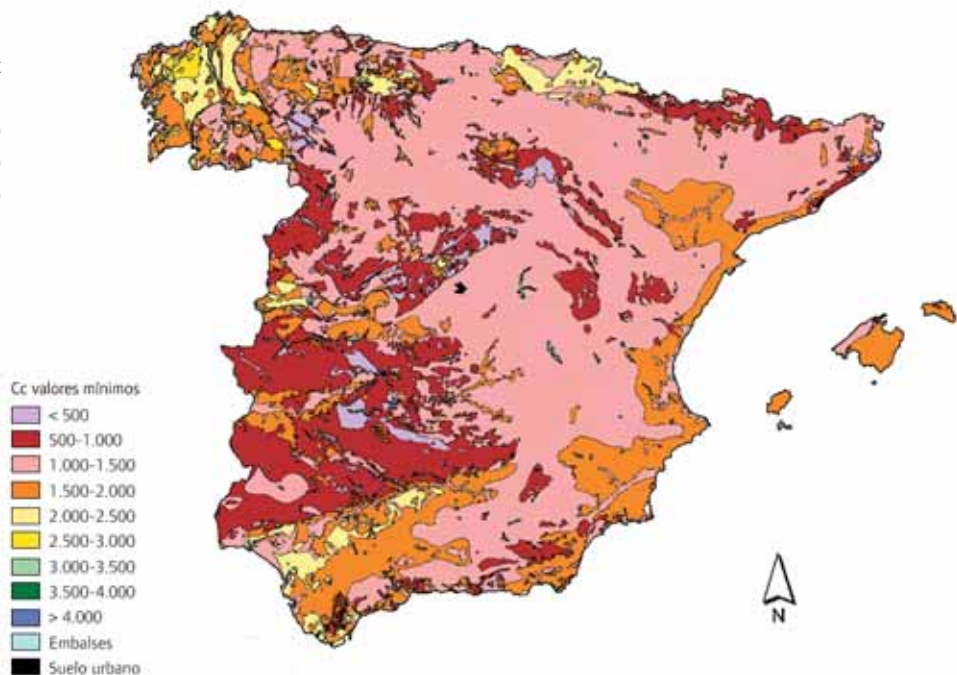
Con estas simplificaciones la carga crítica de acidez de un suelo forestal en equilibrio estacionario y sin exportaciones por la cosecha vendría dada por el sumatorio de los cationes aportados por el viento de origen no marino, los catio-

nes liberados por alteración (tasa de alteración) y la salida tolerable de cationes ácidos en las aguas de drenaje. En zonas como Galicia, con escasa industrialización y alejadas de áreas productoras de partículas eólicas ricas en carbonatos la deposición de cationes no marinos, es prácticamente nula, por lo que el principal término de la carga crítica de los suelos definida por este método es la hidrólisis mineral y la salida de aluminio tolerable. Según esto, los datos necesarios, por tanto, para la determinación de la CCA son: la tasa de alteración ajustada de acuerdo con la temperatura [ver tabla 4], la precipitación y la evapotranspiración para definir el flujo de agua que atraviesa el suelo y la concentración de Al tolerable. El valor de la tasa de alteración puede aplicarse de modo estándar para una profundidad de 1m a la rizosfera (50 cm superficiales) o de modo mucho más preciso teniendo en cuenta el espesor real de los suelos, lo que exige disponer de una cartografía del espesor de los suelos.

En la actualidad hay una tendencia cada vez más admitida en la UN-ECE-LRTAP a considerar no sólo los aportes de cationes de origen no marino, sino todos los cationes aportados sea cual sea su procedencia (Federal Environmental Agency, 1996). Esto parece lógico, puesto que ni las plantas ni los aniones o protones pueden diferenciar a los iones  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  o  $\text{K}^{+}$  por su origen y, por tanto las aportaciones de cationes básicos marinos también contri-

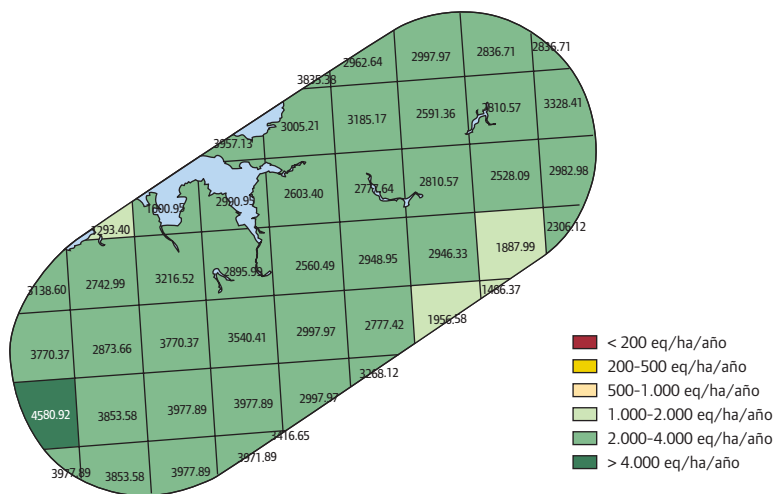
[Figura 11]

Cargas críticas de acidez en suelos españoles en condiciones de equilibrio estacionario (Macías y col., 1995)



buyen a la neutralización de la acidez. Esto implicaría que todas las celdas de países ribereños que reciben sus precipitaciones procedentes de nubes formadas en los océanos, como es el caso de Galicia, verían incrementada su CCA respecto a la establecida con los métodos vigentes.

Utilizando los datos del SIG preparados para el nivel 0 y completando los datos necesarios para el nivel 1, se han obtenido las cargas críticas de Acidez en suelos de España para el espesor considerado en el método europeo [figura 11] y, con mayor detalle, en cuadrículas de 10 x 10 km en el entorno de las centrales térmicas de Meirama y As Pontes y en sus respectivas celdas EMEP, obteniendo en este caso mapas de cargas para los diferentes espesores señalados anteriormente. Un ejemplo se presenta en la [figura 12] (Rábago y Macías, 2000).



[Figura 12]

Cargas críticas de acidez en el entorno de las centrales térmicas de Galicia estacionario (Macías y col., 1995)

De ambas figuras pueden extraerse conclusiones significativas. En primer lugar, el mapa de España viene a eliminar una serie de afirmaciones que se habían dado sobre la mayor sensibilidad de los suelos de Galicia que estaban basadas en la generalización del Mapa del SEI que sólo consideraba la litología sin el efecto de la temperatura [tabla 4]. El nivel más avanzado, el nivel 1, añade además la alcalinidad de lavado tolerable, por lo que una zona de elevadas precipitaciones, como Galicia, adquiere un incremento de carga crítica muy significativo por este mecanismo neutralizante.

Para la definición que permite la escala (1:1.000.000), los suelos de Galicia son tan resistentes o más que los de las zonas menos sensibles del resto de la península, aunque con un tampón diferente: disolución de carbonatos en la Es-



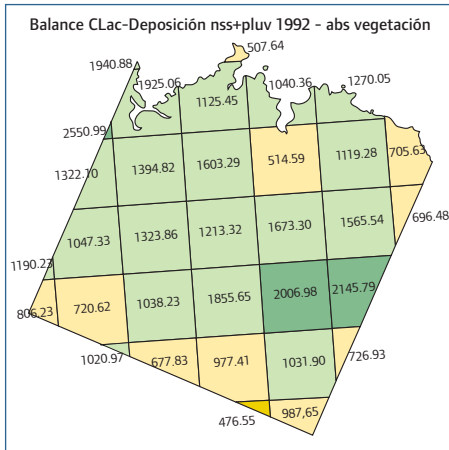
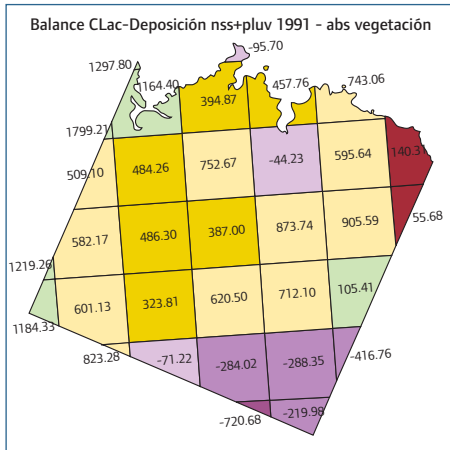
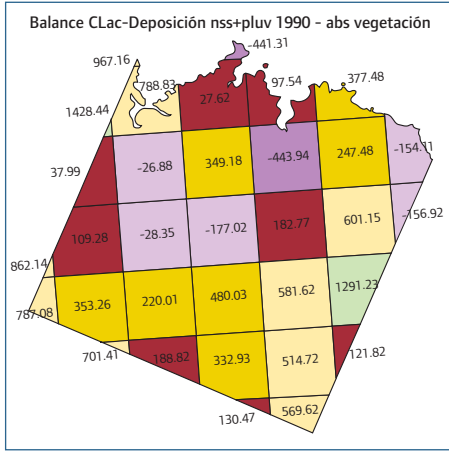
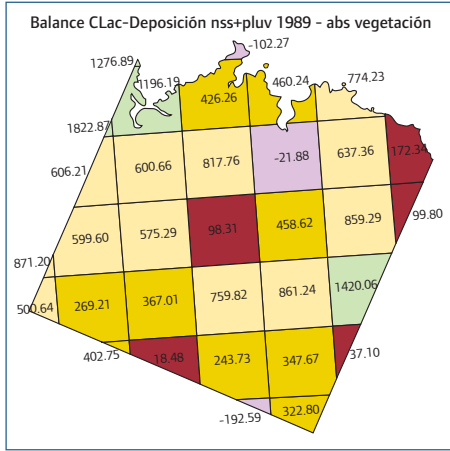
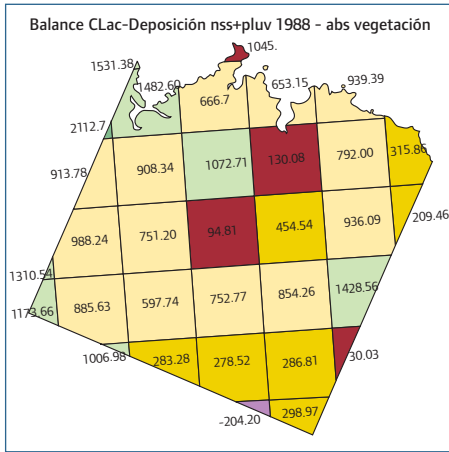
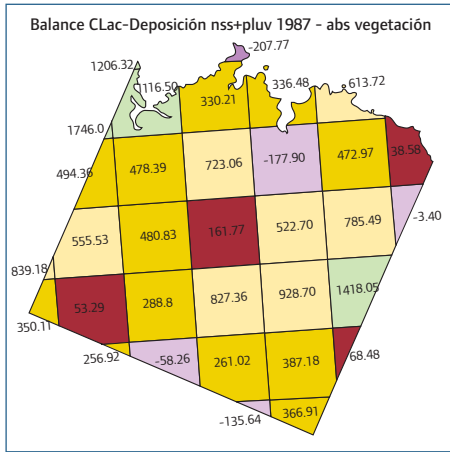
paña calcárea y disolución de silicatos alterables y compuestos aluminicos en los suelos de Galicia. Prácticamente no hay suelos sensibles (cargas críticas inferiores a 1.000 eq/ha/año) y los suelos más sensibles (con cargas entre 1.000 y 1.500 eq/ha/año) serían los leptosoles desarrollados sobre pizarras cuarzosas y rocas graníticas en áreas de elevada altitud, alejamiento del mar y baja pluviometría, es decir, la montaña oriental y suroriental, mientras que las zonas más resistentes serían las zonas con altitud superior a 200 m, en áreas de litología de rocas básicas o esquistos de Ordes, con suelos profundos. En el resto de la Península son los suelos del interior, con bajo espesor, desarrollados sobre rocas ácidas y con baja pluviometría, existentes en Pirineos, Montes de León y Asturias, Sistema Central e Ibérico, los que presentan una mayor sensibilidad, pero la gran mayoría de las superficies están fuertemente protegidas contra los impactos acidificantes, como era lógico suponer para suelos de la Europa del Sur, que presentan una gran capacidad tampón por la presencia de materiales calcáreos y silicatos alterables, las elevadas temperaturas respecto a las del norte de Europa y la tamponización por compuestos de aluminio relativo en las áreas de mayor pluviometría con suelos ácidos.

En el entorno de las centrales térmicas de Galicia los valores obtenidos considerando el espesor real y los suelos más sensibles de cada cuadrícula, es decir, las condiciones pésimas de menor carga crítica, se obtienen cargas que oscilan aproximadamente entre 1.200 y 4.000 eq/ha/año (Rodríguez, 1998) [figura 12], con un claro predominio de las celdas con más de 2.000 eq/ha/año, que, de acuerdo con la definición europea (Federal Environmental Agency, 1996), se consideran como *suelos no sensibles*, lo que no quiere decir que si los aportes fuesen extraordinariamente elevados no pudiesen experimentar daños.

### 3.3. Utilización de los datos de carga crítica de acidez (nivel 1) para la gestión de las emisiones de gases acidificantes

A partir de los datos de cargas críticas de acidez y con los datos de deposición anual pueden establecerse balances para determinar si hay excesos de la carga crítica. Un ejemplo se ha realizado en el entorno de la estación de As Pontes para el período comprendido entre 1987 y 1997 (Macías y col., 2000). Los datos necesarios para la obtención de la carga crítica en celdas de 10 x 10 km se han obtenido considerando tasas de alteración para los espesores reales del suelo y corrección de acuerdo con la temperatura de cada zona. Asimismo, se ha tenido en cuenta la alcalinidad de lavado tolerable y la acidez inducida por las exportaciones de cationes en las cosechas forestales. Los datos de deposi-





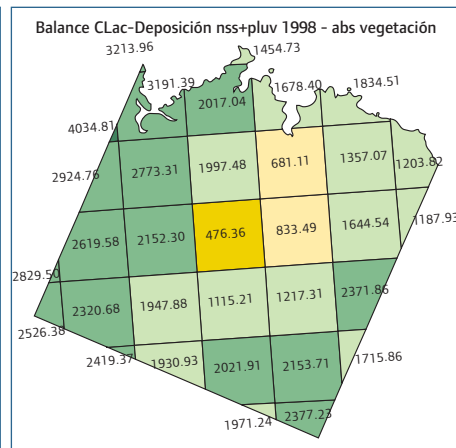
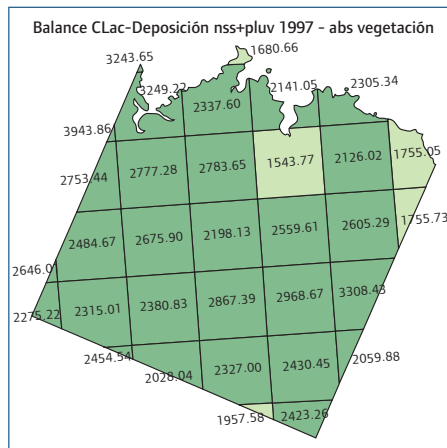
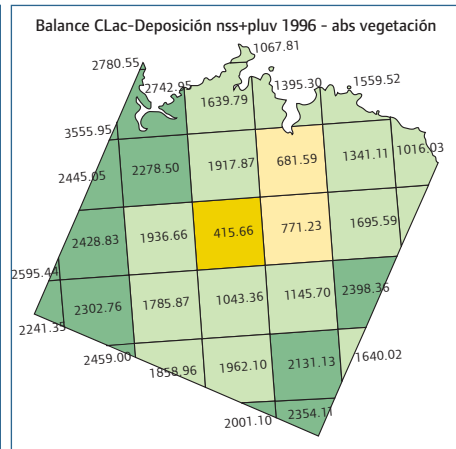
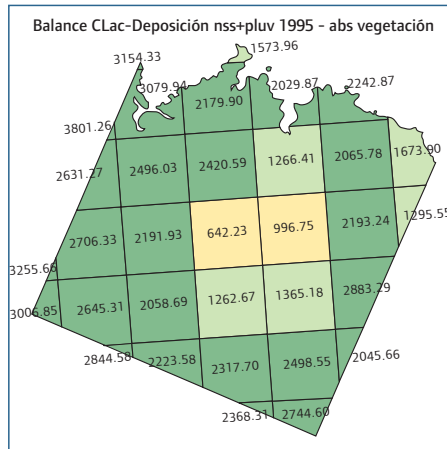
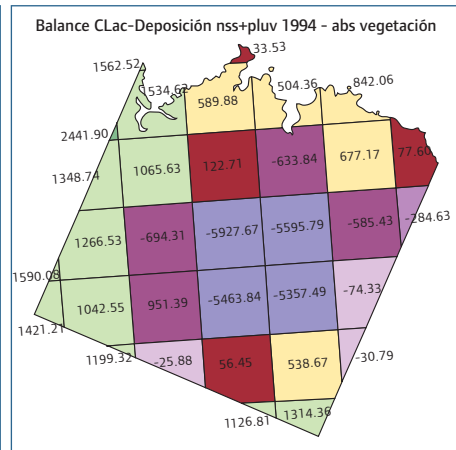
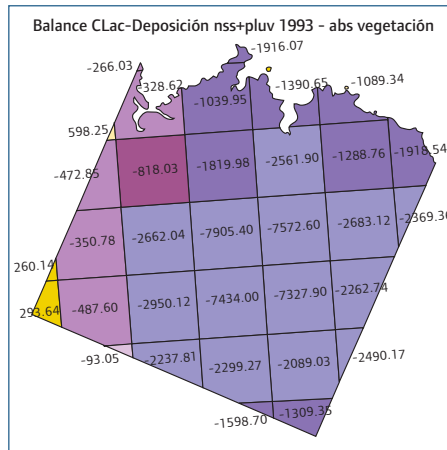
[Figura 13 a]

Balance carga crítica-deposición ácida en la celda EMEP de As Pontes durante el período 1987-92



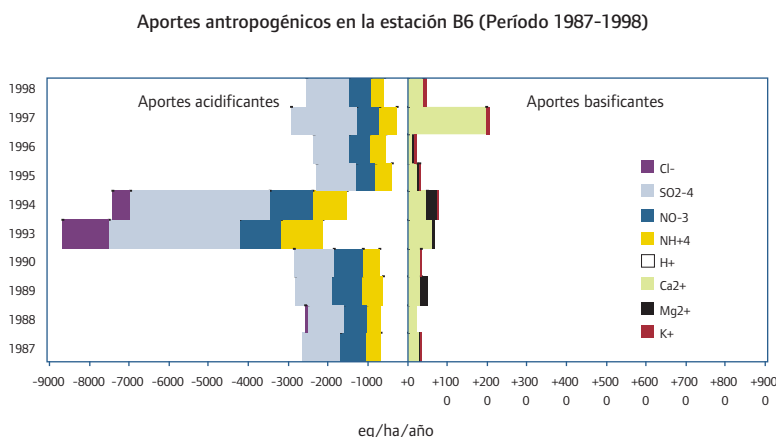
[Figura 13 b]

Balance carga crítica-deposición ácida en la celda EMEP de As Pontes durante el período 1993-98



ción ácida se han obtenido a partir del análisis de las aguas de lluvia recogidas en las estaciones de seguimiento en torno a la central térmica de As Pontes, diferenciando los aportes marinos de los antropogénicos y considerando al amonio como fuente de acidez. Los resultados de la [figura 13] permiten observar que en el período 1987-92 no se superó la carga crítica en ninguna de las celdas, lo que sí se produjo en los años 1993 y 94, con una amplia zona de la celda en la que se produjeron excesos de carga. A partir de 1995 las medidas de reducción de emisiones aumentaron fuertemente el balance carga crítica-deposición ácida, con claro incremento de la protección del sistema.

Una información complementaria, pero de gran utilidad, puede obtenerse a partir del balance de carga de las deposiciones registradas en la estación de la Red de seguimiento de la contaminación atmosférica de la central térmica de As Pontes, que recibe los mayores aportes ácidos (estación B6) [figura 14].



[Figura 14]

Balance de cargas acidificantes y alcalinizantes en la deposición de la estación B6 en el período 1987-1998

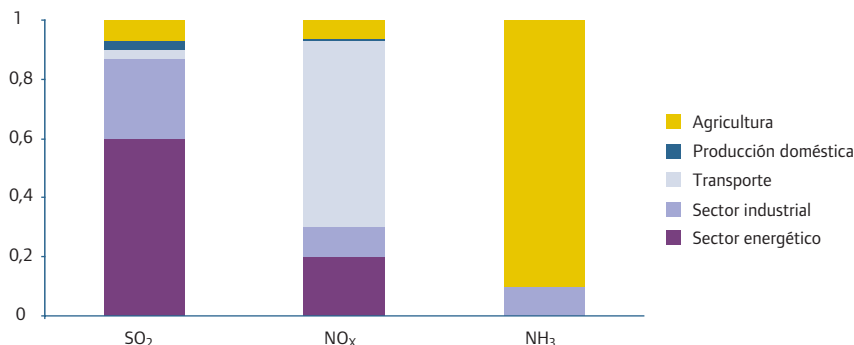
Se observa que los aportes ácidos están dominados por los sulfatos procedentes de la central (aunque hay una fracción importante de sulfatos de origen marino), los nitratos derivarían de fuentes más heterogéneas, como la propia central térmica, las emisiones de los vehículos y la oxidación de las fuentes de amonio y óxidos de nitrógeno de origen agrícola, siendo este último sector la principal fuente de amonio [ver figura 15]. En consecuencia, los excesos de la carga de los años 1993 y 94 responden fundamentalmente a las emisiones de la central.

Sin embargo, a pesar de que la carga crítica fue superada en dos años, esto no permite afirmar que se hayan producido daños en los suelos de la zona, pues no se han contabilizado los aportes de cationes marinos por las lluvias de

[Figura 15]

Contribución de los principales sectores a las emisiones de gases acidificantes

Distribución relativa de las emisiones de gases acidificantes en Europa por los principales sectores (European Environmental Agency, 1997)



influencia oceánica y, además, los excesos de la carga han sido producidos mayoritariamente por sulfatos, por lo que debe considerarse el mecanismo de adsorción específica de sulfatos en el suelo en el balance de excesos. La determinación de la tasa de adsorción de sulfatos para los suelos de la zona (Camps y col., 1999-2000; [tabla 6]) confirma esta hipótesis al demostrarse que los suelos de la zona tienen una elevada capacidad de adsorción de sulfatos que compensaría los posibles excesos de carga acidificante mientras no se produzca la saturación de los componentes reactivos.

Los datos de la [tabla 6] ponen de manifiesto que la adsorción de sulfatos supera como amortiguador de ácidos a la tasa de alteración y la alcalinidad de

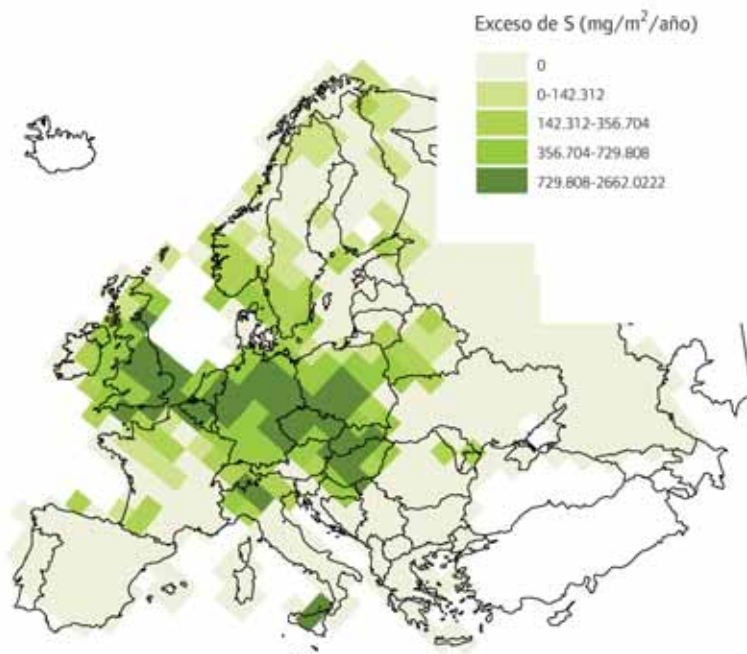
[Tabla 6]

Comparación de la capacidad de retención de sulfatos y de la carga crítica de acidez de los suelos del entorno de las centrales térmicas

Material original	Tipo de suelo (FAO-90)	Adsorción sulfatos eq/ha	Carga crítica eq/ha/año
<i>Cuarcitas</i>	Leptosoles	1.060	1.396-3.654
	Regosoles	2.120	1.819-3.795
<i>Filitas y pizarras</i>	Leptosoles	2.300	1.971-3.775
	Regosoles	3.080	2.523-3.775
	Cambisoles	17.200-31.300	1.137-4.250
<i>Granitos</i>	Leptosoles	12.520	487-3.684
	Regosoles	16.700	1.137-4.289
	Cambisoles	42.300-69.120	1.137-4.289
<i>Esquistos</i>	Leptosoles	25.120	2.788-3.332
	Regosoles	33.500	2.788-3.332
	Cambisoles	102.720	4.061-4.559
<i>Rocas básicas</i>	Leptosoles	13.880	1.019-1.190
	Andosoles someros	43.420	3.030-3.566
	Andosoles cumúlicos	251.780	>4.487
	Cambisoles y Ferralsoles	113.760-149.580	4.569-5.674

lavado tolerable anual en la mayor parte de los suelos, destacando los elevadísimos valores de carga acidificante que pueden controlar los sumideros de adsorción de sulfatos de los suelos desarrollados sobre rocas básicas y con muy altos valores en todos los tipos de materiales excepto en los suelos desarrollados a partir de cuarcitas y areniscas cuarcíticas. Esto podría circunscribir los efectos negativos de esos dos años a los leptosoles existentes en el entorno de la sierra del Xistral.

Las consideraciones anteriores permiten deducir que en la celda de As Pontes (celda EMEP 85,28), la única que, según los datos de la UN-ECE correspondientes a las emisiones de 1990, tenía exceso de carga ácida en España, ya cumple sobradamente el objetivo propuesto por la Unión Europea para el año 2010, es decir, *la reducción a la mitad de los ecosistemas no protegidos contra la acidificación por azufre*. En el caso de España, a la escala de la red EMEP, y aun sin tener en cuenta el sumidero de adsorción de sulfatos, ya no hay ninguna celda en la que los valores de la carga de acidez por azufre superen la carga crítica de acidez de los suelos, lo que ya ha sido reconocido por la Agencia de Medio Ambiente Europeo [figura 16] tras el análisis de los datos de emisión correspondientes a 1996, de modo que la reducción aprobada por la Directiva de Techos Nacionales, con entrada en vigor en el 2006, no hará más que reforzar la protección de los ecosistemas españoles contra la acidificación por azufre,



[Figura 16]

Mapa de excesos acidificantes sobre la carga crítica de azufre en Europa según los datos de emisión de 1996 (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2001)

siendo uno de los primeros países europeos que consigue el objetivo de protección integral del territorio contra este contaminante a través del suelo.

Sin embargo, esto no significa que no puedan producirse daños directos a la parte aérea de la cobertura vegetal por superarse local y/o temporalmente los niveles críticos de gases acidificantes y también los efectos sinérgicos que pueden producirse cuando coinciden altas concentraciones de SO<sub>2</sub> y/o NO<sub>x</sub> con niveles moderados o altos de O<sub>3</sub>, que en estos momentos parece el contaminante responsable de la mayor parte de las afecciones producidas en España, en general, y en el Sistema Ibérico en particular, y que anteriormente habían sido atribuidas a las emisiones de S (Millán y col., 1992).

Sin duda, esto se debe a los esfuerzos realizados en la reducción de emisiones, pero también a la elevada resistencia a la acidificación de los suelos españoles, que no había sido reconocida en los estudios realizados por las instituciones europeas a inicios de 1990 y fue puesta de manifiesto a lo largo del proyecto PIE realizado por el Grupo de Cargas Críticas del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago, el CIEMAT y UNESA. A pesar de todo, es necesario señalar que el mecanismo de adsorción de sulfatos existente en los suelos del sur de Europa todavía no se ha incluido en los sistemas aprobados por la UN-ECE de nivel 1, aunque sí en los de nivel 2, y también es señalado en los de nivel 0. Además, se ha reconocido su importancia como sumidero de acidez (Gregor, 2000) en la reunión celebrada en Edimburgo por los grupos de Cartografía y Efectos del Convenio. Esto pone de manifiesto la importancia de la participación «a tiempo»<sup>(\*)</sup><sup>1</sup> de científicos y técnicos

---

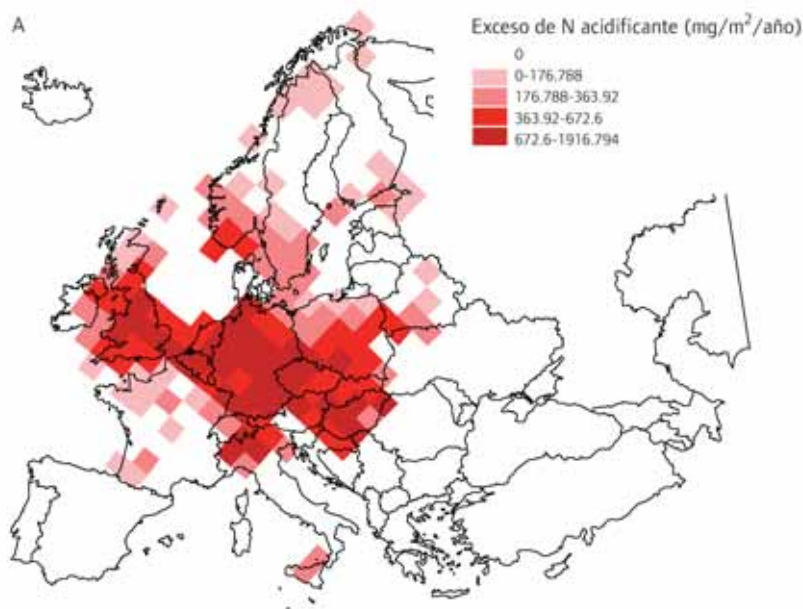
<sup>1</sup> Cuando la UN/ECE propuso la realización de mapas de cargas críticas nacionales, ninguno de los países mediterráneos ni Bélgica contestaron, por lo que los mapas fueron elaborados por centros colaboradores, como el IIASA de Austria y Winand Staring Center de Holanda, utilizando la documentación disponible en los centros administrativos y científicos europeos, que, especialmente en la cartografía de los suelos, era anticuada y con importantes errores. Los resultados fueron transmitidos para su corrección a los países anteriores y, de nuevo, no contestaron ni corrigieron la documentación básica. Más tarde, cuando se publicaron los mapas de exceso de la carga (Hetteling, y col., 1991; Downing, y col., 1993; Poch, y col. 1995) fue cuando se consideró necesario iniciar el proceso de corrección y elaboración de un mapa con la documentación actualizada y corregida en España (proyecto PIE). Lamentablemente ya no se llegó a tiempo ni para influir en la metodología de cálculo ni para que las reducciones aceptadas políticamente por España fuesen realizadas a partir de los excesos reales de la carga crítica. Únicamente en el segundo protocolo del azufre la aportación de datos urgentes sobre las características de los suelos españoles poco antes de la firma supuso un importante descenso de la reducción de emisiones prevista para España al aceptarse la mayor capacidad de amortiguación de los suelos españoles y el compromiso de realización del mapa de cargas críticas de acidez. Este proyecto fue realizado entre 1993 y 1997, con una prolongación en algunos aspectos hasta el año 2000.

de los países del sur de Europa en la elaboración de los métodos de cargas críticas de contaminantes y en las legislaciones derivadas, con el fin de que éstas se adapten a las condiciones realmente existentes y no sean una simple copia de lo que se deduce de los datos obtenidos en otros sistemas con grandes diferencias edáficas y climáticas.

### 3.4. Nivel 2

Se denominan métodos de nivel 2 los que consideran la utilización de modelos dinámicos, que son mucho más adecuados cuando se trata de sistemas (como todos los naturales y especialmente los edáficos) donde interviene el factor tiempo. Entre otros, son procesos de este tipo la acidificación episódica asociada con determinados acontecimientos hidrológicos, la acumulación de nitrógeno y cationes básicos por la vegetación, los procesos de alteración mineral, etc. Es decir, procesos que tienen una enorme incidencia sobre la naturaleza e intensidad de los efectos de un determinado contaminante que no son considerados en los cálculos que se realizan en el nivel I.

El problema de los modelos dinámicos es que resultan demasiado exigentes en disponibilidad de datos (véase a título de ejemplo lo necesario para uti-



[Figuras 17 a e b]

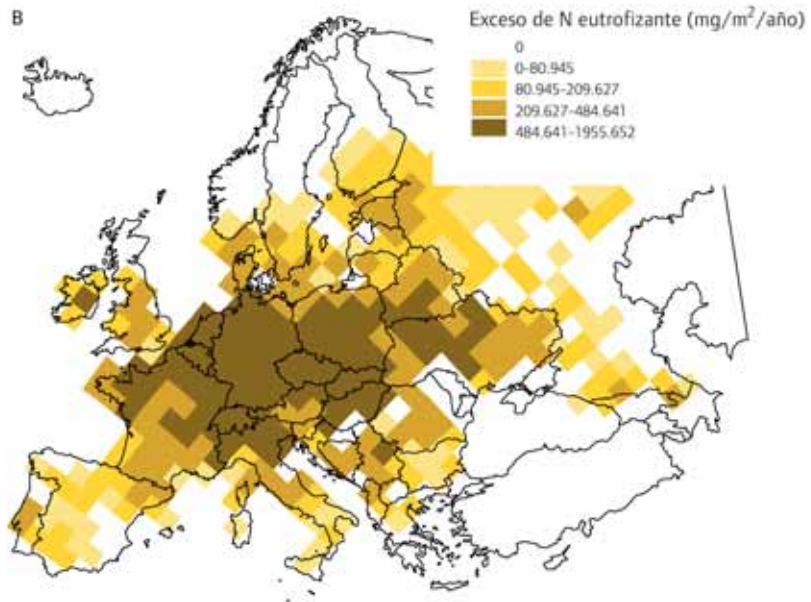
Mapas de excesos de N acidificante y eutrofizante en Europa según los datos de emisión de 1996 (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2001)



lizar el modelo dinámico MAGIC, que es uno de los más sencillos, [figura 18]) y en complejidad de los cálculos que deben realizarse, por lo que, hasta la fecha, no se han utilizado con excesiva frecuencia, excepto en Suiza, Suecia y algunas zonas de Alemania. Son muy pocos los lugares que tienen una información suficiente para utilizar estos modelos y Galicia es una de las escasas zonas-piloto de los países del sur de Europa que han sido utilizadas en ejercicios de calibración de uno de los modelos dinámicos desarrollado por Sverdrup y colaboradores de la Universidad de Lund (Walse, 1996).

#### 4. Determinación de cargas críticas de otros contaminantes

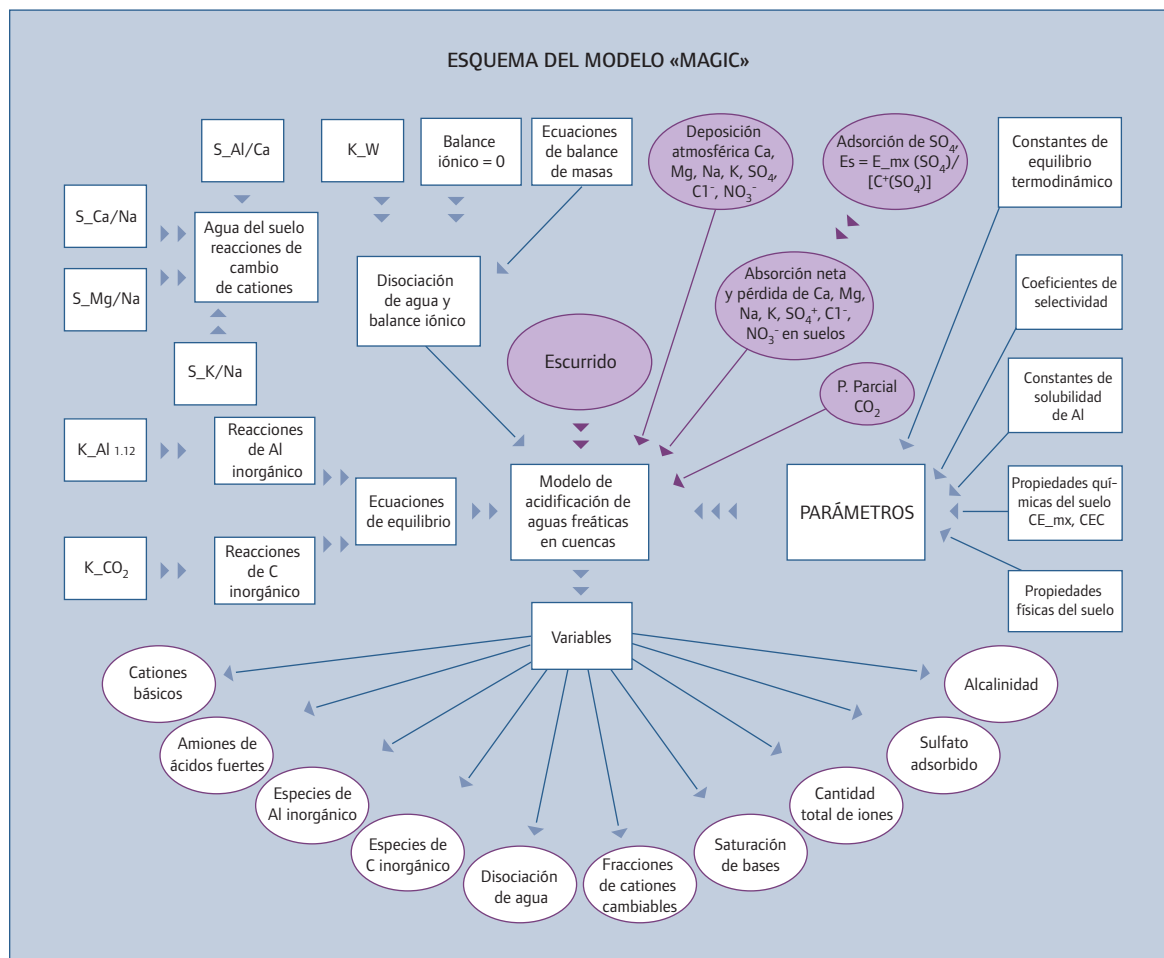
La determinación de cargas críticas de otros contaminantes también ha sido objeto de atención. La carga crítica de acidez por compuestos de nitrógeno sigue procedimientos similares a los que se han visto para el azufre, con la diferencia de que en este caso no hay procesos de adsorción específica, por lo que el problema con este contaminante puede resultar más serio, especialmente en sistemas con altas inmisiones de compuestos de N y con biomasa de una escasa capacidad de absorción y fijación. El problema se está agudizando en



Europa debido a que las fuentes de estos contaminantes son mucho más diversificadas y tienen un control mucho más complejo. Es el caso de los sectores de transporte y agricultura, que son los principales responsables [figura 15].

En Europa las zonas con mayores excesos son las de Europa Central. En Galicia los datos no se han obtenido, a pesar de que es posible que las altas cargas de adición de N a los suelos que se realiza en las zonas de mayor actividad ganadera, junto con los aportes atmosféricos de N procedentes de otras fuentes, puede causar excesos de carga y problemas de acidificación y eutrofización derivados. Baste señalar que, de acuerdo con los datos actuales de la documentación europea, las dos comunidades españolas que tienen aportes agrícolas de más de 100 kg/ha de N a los suelos son Galicia y Cataluña (en

[Figura 18]  
Esquema y datos necesarios para el programa dinámico (Nivel II) MAGIC



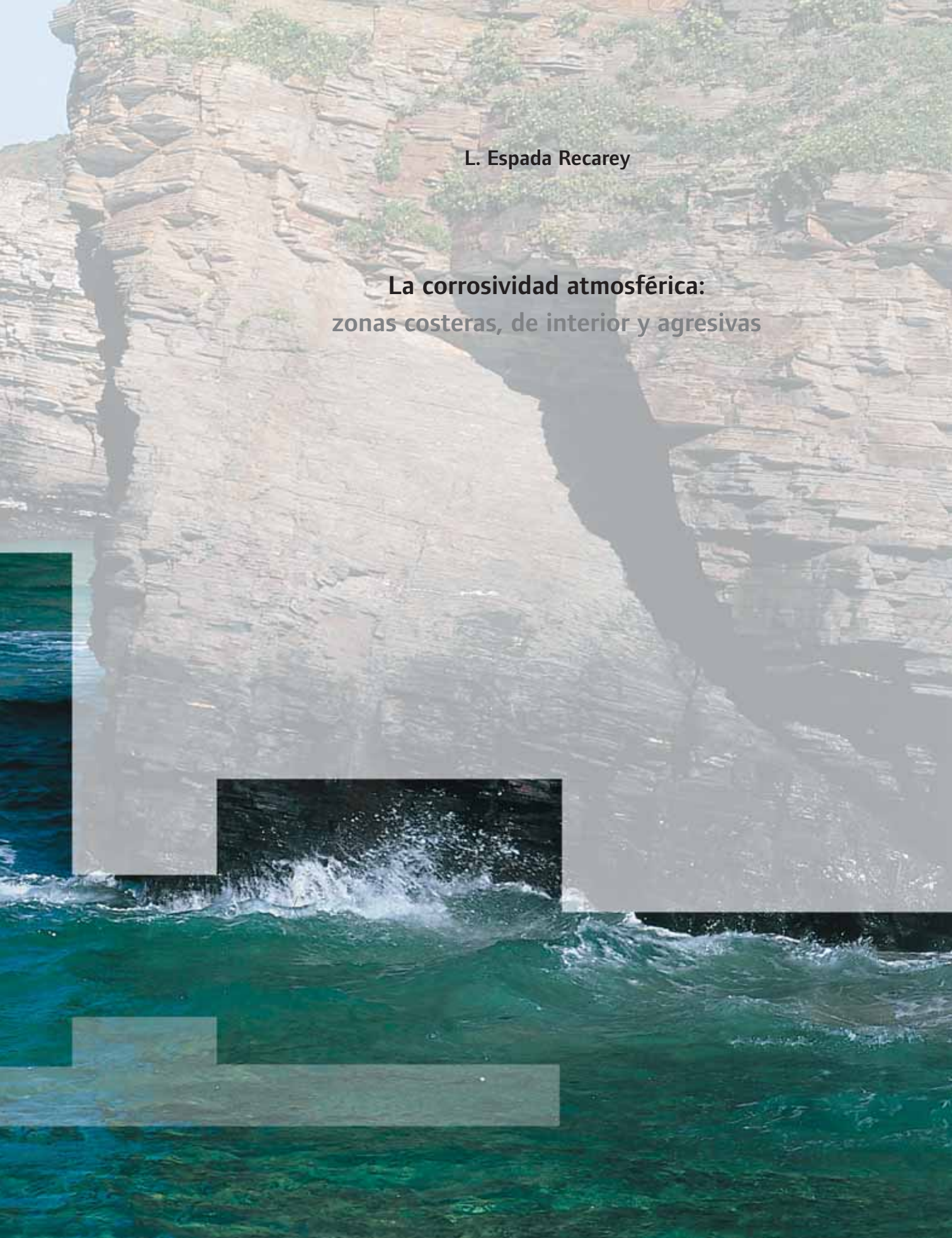
algunas zonas de Cataluña se superan los 300 kg/ha). Ello obliga a realizar estudios específicos de la situación existente para comprobar si los datos aportados por la Agencia Europea son correctos [figuras 17 a y b].

Respecto a los metales pesados (MP) y los contaminantes orgánicos persistentes (COP), desde 1990 se considera que ya están causando problemas relevantes en diferentes ecosistemas. En el caso de los metales pesados hay, por una parte, una tendencia a la acumulación e inmovilización en los suelos, pero, por otra, hay una carga crítica a partir de la cual los fenómenos de amortiguación del suelo son insuficientes para proteger a los ecosistemas de los efectos nocivos de los metales pesados. Además, la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados varía fuertemente con diferentes factores, sobre todo con el pH, por lo que los propios aportes acidificantes influyen sobre el comportamiento de los metales.

En 1997, en el Workshop de Bad Harzburg, ya se habían discutido las posibles metodologías para derivar cargas críticas de MP y COP, en particular el realizado por el grupo holandés que presentó para su discusión un manual para el cálculo de las cargas críticas de metales pesados en ecosistemas terrestres y acuáticos. En 1998 el primer protocolo para el control de las emisiones de metales pesados y COP fue firmado en Dinamarca por 36 países (Arhus Protocol on the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, UNECE, Geneva, 1998). Se trata de un protocolo de reducción de primera generación basado en el principio de precaución y de las mejores técnicas disponibles para el control de las emisiones y no sobre los efectos de las mismas. En el protocolo se considera que cadmio, mercurio y plomo son los metales más preocupantes, y deben ser objeto de estudio las relaciones entre el contenido de metal en la disolución del suelo, las propiedades del suelo (especialmente pH, Eh, contenido de materia orgánica, arcilla y formas reactivas de Fe y Al, naturaleza de la fracción arcilla, tipo de humus, capacidad de cambio, superficie específica y carga superficial...) y los contenidos totales y extraíbles (reactivos) de estos metales. Trabajos en esta línea se han iniciado en Galicia, pero todavía no pueden sectorizarse las áreas con problemas potenciales de excesos de carga crítica de metales pesados, al igual que en el caso de los contaminantes orgánicos persistentes, por lo que es preciso realizar esfuerzos importantes en esta dirección, especialmente si se desea cumplir con el objetivo de tener mapas de cargas críticas de los principales contaminantes a partir del 2005.







L. Espada Recarey

**La corrosividad atmosférica:**  
zonas costeras, de interior y agresivas



## **La corrosividad atmosférica: zonas costeras, de interior y agresivas**

**L. Espada Recarey.** *Departamento de Ingeniería Química  
Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Universidad de Vigo*

### **1. Importancia del fenómeno de la corrosión**

De todos es conocido el hecho de que los metales en contacto con la atmósfera se degradan, perdiendo una serie de sus propiedades tales como el brillo, la dureza, etc. Esto es consecuencia de la oxidación, que tiene lugar cuando su superficie se pone en contacto con el aire. A este fenómeno se le denomina «corrosión atmosférica». Existen distintos tipos de corrosión: bajo tensión, por corrientes vagabundas, en soldaduras, galvánica, etc.; sin embargo, entre todas ellas, una de las que tiene mayor importancia es la corrosión atmosférica. Ello es consecuencia de que la mayoría de metales que se emplean están en contacto directo con la atmósfera.

El ser humano toma los metales de la naturaleza, que por lo general se encuentran en forma combinada, ya sea como sales, óxidos, sulfuros, etc., y los transforma para obtener metales puros. Sin embargo, este proceso no es termodinámicamente favorable, ya que el metal tiende a retornar a su estado primitivo



oxidándose, para conseguir así un relativo desorden. Por lo tanto, el proceso de corrosión es inherente al propio metal termodinámicamente favorecido, y el ser humano sólo puede actuar mitigándolo, utilizando para ello medidas anticorrosivas.

El desarrollo tecnológico de la sociedad depende, por consiguiente, del grado de eficacia con el que se puede actuar sobre la cinética del proceso corrosivo, reduciéndolo para evitar el deterioro de automóviles, maquinaria, tuberías, etc., proceso que cada vez se ve más favorecido debido a la degradación progresiva de la atmósfera.

Las pérdidas económicas ocasionadas por la corrosión se pueden clasificar en directas e indirectas. Las primeras no sólo se deben a la rotura y sustitución de un equipo, sino también a la utilización de materiales metálicos que sean más resistentes, así como al empleo de diversas medidas de protección, como recubrimientos, galvanizados, pinturas, etc. Como pérdidas indirectas podemos citar la falta de producción por el paro temporal de una instalación, la fuga de un líquido de su depósito, etc. Todo esto se convierte, al cabo del año, en pérdidas de muchos millones de pesetas. Así, por ejemplo, en Estados Unidos se estima que sobrepasan los cinco billones de dólares por año; es decir, casi el 1% de cada dólar gastado en este país. En Gran Bretaña, las pérdidas se aproximan al 3,5% de su producto interior bruto.

En el II Congreso Nacional de Corrosión y Protección celebrado en Zaragoza, se estimó que en España las pérdidas anuales se acercan a los 70.000 millones de pesetas.

Se observa, por tanto, la imperiosa necesidad de investigar sobre este fenómeno para determinarlo y cuantificarlo y así poder aplicar medidas anticorrosivas, las cuales ayuden a reducir tan enormes pérdidas.

Así, en numerosos países industrializados hace ya varios años que se trabaja afanosamente en este campo. La mayoría de los estudios se han realizado mediante estaciones localizadas en diferentes lugares y distintos tipos de clima, obteniéndose una abundante y útil información. Países como Gran Bretaña disponen de una estación de control de corrosión cada diez kilómetros cuadrados. En España, por desgracia, no existen muchos trabajos de investigación sobre este tema, aunque en los últimos años, se viene observando un notable interés por esta temática.

Actualmente, nos vemos obligados a prestarle mayor atención a este fenómeno, ya que las condiciones de servicio que se exigen a los metales son cada vez mayores, además de que la acción de la atmósfera, en la que estamos ahora inmersos, es más agresiva. Por todo ello, se concluye que es necesario profundizar más en este tema para obtener una mejor información, a la vez que se

debe practicar una política de promoción de aprendizaje y educación, ya que la mayoría de los fallos prematuros de corrosión suceden por causas conocidas, y podrían ser evitados con una adecuada aplicación de los conocimientos existentes.

## 2. Posibilidad de disminución de los costos debidos a la corrosión

El interés de la humanidad en conseguir una reducción en las enormes cifras que suponen los costos de corrosión (2-3% PNB) es evidente, ya que podrían dedicarse a otros aspectos más provechosos. Pero no sólo hay que considerar el problema desde el punto de vista puramente económico, puesto que vivimos un mundo de recursos limitados y el paliar los efectos de la corrosión permite una mayor duración de estos recursos, sin duda en muchos casos muy necesarios para el futuro. Por otra parte, una de las limitaciones a la que nos vemos sometidos la constituyen los recursos energéticos, pues las técnicas metalúrgicas llevan consigo una alta tasa de consumo de energía, y al disminuir la corrosión se reducirían los consumos energéticos.

Por último, es cada día mayor la preocupación de la sociedad por el medio ambiente, pues indudablemente todo avance en la lucha contra la contaminación contribuiría a mitigar los efectos de la corrosión.

Por fortuna, hay optimismo en cuanto a que se pueden mermar los efectos de la corrosión. En estudios solventes (Comité de Corrosión y Protección del Departamento de Comercio e Industria del Reino Unido) consideran que, con los conocimientos actuales, se podrían disminuir cerca de un 25% si se aplicasen correctamente medidas y técnicas anticorrosivas.

El ahorro indicado es medio, ya que varía según los sectores de que se trate. De acuerdo con los datos de un estudio realizado por el «Comité on Corrosion and Protection» en EE.UU., los posibles ahorros son:

■ Sector energético	42%
■ Administración (fundamentalmente defensa)	36%
■ Construcciones mecánicas	32%
■ Construcción de barcos	20%

La importancia de estas cifras debe servir de aliento a todas las personas que actualmente estudian, investigan o trabajan para evitar la corrosión. La consecución de ahorros importantes debe conseguirse sobre todo en los siguientes aspectos:

- a) Racional utilización de materiales, utilizando en cada caso el material más adecuado a las condiciones ambientales.
- b) Tratamientos anticorrosivos, seleccionando y realizando, en cada caso particular, el tratamiento más idóneo.
- c) Diseño adecuado, cuidando, ya desde los distintos proyectos, el diseño que no favorezca los procesos corrosivos.

Estos tres principios, que aparentemente pudieran parecer de fácil aplicación, son, por el contrario, de suma complejidad debido a la gran variedad de tipos de corrosión conocidos (intergranular, transgranular, uniforme, por picaduras, atmosférica, marina, en medios ácidos o alcalinos, a altas temperaturas, bajo tensiones mecánicas, con cavitación, bajo fatiga, por corrientes erráticas, microorganismos, etc.). Por otra parte, dentro de cada tipo diferente, el número de factores influyentes es muy elevado.

Por todo esto, es fácil comprender que no hay unas normas sencillas para resolver los problemas de corrosión. Por otra parte, estudios realizados en una zona o en unas condiciones determinadas no son válidos para otras zonas o condiciones. Sólo se podrán sacar consecuencias de tipo orientativo.

Como consecuencia de que, aproximadamente, el 80% de las instalaciones industriales se encuentran al aire libre, se estima que más del 50% de las pérdidas totales por corrosión son debidas a la acción que el medio ambiente atmosférico ejerce sobre el metal.

Recordando los datos antes expuestos, y considerando estas cifras, se concluye que la corrosión atmosférica es una de las que reviste mayor importancia por la cuantía de los daños ocasionados.

### 3. Unidades

La determinación de la pérdida del metal por unidad de tiempo se puede hacer gravimétrica y eléctricamente.

Dentro del primer grupo tenemos las siguientes unidades típicas:

**I.P.Y.** (pulgadas por año). Se emplea en los países anglosajones; representan la pérdida de espesor del material en pulgadas por año.

**m.d.d.** (mg por dm<sup>2</sup> y día). Expresa la pérdida de peso por unidad de superficie.

**mm/año.** Se utiliza en los países que usan el sistema métrico decimal para medir la penetración anual.

**mgr/cm<sup>2</sup>; gr/m<sup>2</sup>.h.** Unidades que se utilizan cuando se trata de determinar velocidades de corrosión altas, como será en nuestro caso.

En el caso de determinaciones eléctricas, la corrosión es un proceso de naturaleza electroquímica, con lo que, midiendo la cantidad de electricidad generada en la reacción catódica, podremos conocer, a través del número de faraday y del equivalente electroquímico, la cantidad de material perdido. La velocidad de corrosión se mide en Amp/cm<sup>2</sup>.

La densidad del material (Pm), su peso atómico (P<sub>A</sub>), el número de faraday (F), y el n.º de electrones que intervienen en la reacción anódica (n) permiten el establecimiento de unas relaciones entre las unidades citadas anteriormente; así:

$$1 \text{ (m.d.d.)} = \frac{36.5}{P_m} \cdot 10^{-3} \text{ (mm/año)}$$

$$1 \text{ (}\mu\text{ A/cm}^2\text{)} = \frac{P_A \cdot 8.95}{n} \cdot 10^{-2} \text{ (m.d.d.)}$$

En el caso particular del hierro, la reacción anódica es:



$$1 \text{ (}\mu\text{A/cm}^2\text{)} = 2.5 \text{ (m.d.d.)}$$

$$1 \text{ (}\mu\text{A/cm}^2\text{)} = 2.5 \text{ (m.d.d.)}$$

### Factor de picadura

Las anteriores unidades se emplean en casos de corrosión uniforme. Cuando se detectan ataques localizados, conviene expresar el hecho tal cual es. Para ello se utiliza el denominado *factor de picadura*, definido como la relación entre la máxima penetración producida en el metal y la media determinada por la pérdida de peso de la muestra. Si este factor dimensional es la unidad, se dice que el ataque es uniforme.

#### 4. Factores que afectan a la velocidad de corrosión

La corrosividad de una atmósfera está en función de: a) la humedad relativa del aire, b) del número de días en que haya precipitaciones acuosas, c) de la posibilidad de formar una capa de electrolito sobre el metal, d) de la condensación de la humedad por cambios de temperatura (formación de rocío), e) de las pulverizaciones acuosas del agua de mar o de río por la acción del aire, que junto con la composición química de la atmósfera (contaminación del aire) hacen que el proceso corrosivo sea lento o, por el contrario, se acelere.

Como consecuencia de esto, se comprende el interés de los llamados «mapas de corrosividad atmosférica», que nos informan acerca de los riesgos de corrosión en un área geográfica determinada. Se pueden citar como ejemplos el Instituto de Física y Química de la Academia de Ciencias de la Unión Soviética, que ha trazado mapas de corrosividad atmosférica de Fe, Zn, Cu y Al en dicho país, en función de los datos meteorológicos. «Construction Industry Research and Information Association» (C.I.R.I.A.) en el Reino Unido y «Rust Oleum Corporation» en EE.UU. han medido directamente la corrosividad de las atmósferas por su acción sobre ciertos metales típicos (Fe, Zn, Cu, Al...) para confeccionar los mapas de corrosión de sus respectivos países. En el primer caso, como estos mapas no reflejan de forma directa los factores locales de contaminación, lo que se hace es introducirlos posteriormente por medio de coeficientes correctores de los valores de corrosión leídos sobre el mapa.

En España, Feliú y Morcillo, del CENIM (Centro Nacional de Investigaciones Metalúrgicas), realizaron un estudio de corrosividad, con exposiciones a largo plazo, de acero al carbono, cinc, cobre y aluminio. Esta investigación comenzó en 1976-1977, y se publicaron los resultados correspondientes a seis años de exposición. Se ha publicado también un mapa de corrosividad de Cataluña-Baleares, realizado por el ANQUE en 1981.

Existen zonas geográficas en que la dispersión de contaminantes desde la fuente de emisión, donde su concentración se hace máxima, condiciona la aparición de «microclimas», por lo que actualmente en todo el mundo se tiende a confeccionar mapas de corrosividad de zonas más pequeñas, como puede ser una región.

Vilar, Sánchez y Vázquez Alfaya han realizado algunos de estos estudios en Galicia, bajo la dirección del profesor Espada, y la han convertido en la zona española más estudiada en detalle.

## 5. Ensayos de corrosión

En cuanto a los resultados obtenidos, los ensayos pueden dividirse en «integrales», que plasman el valor de la velocidad media de la corrosión por medio del cociente entre la cantidad de metal corroída y el tiempo; y ensayos «instantáneos» o «diferenciales», que miden la velocidad instantánea de corrosión.

Entre los ensayos integrales se puede hablar fundamentalmente de dos tipos, según las condiciones de exposición sean reales (ensayos naturales) o bien creadas de forma artificial (ensayos acelerados).

Los ensayos naturales son totalmente fiables y representativos, puesto que en cada instante se tienen las condiciones de exposición con todos los factores actuantes. Únicamente debe cuidarse que la instalación de las muestras no haga posible la aparición de tipos de corrosión distintos a la que se trata de medir (corrosión galvánica, etc.). Si bien estos ensayos son muy fiables, requieren un período de exposición largo (1.000 horas de tiempo de humectación o un año, como mínimo). Esto hace que los ensayos resulten largos y costosos.

Cuando se quiere tener datos con rapidez, se recurre a los ensayos acelerados, en los que se somete a los materiales a unas condiciones más agresivas que los que deberá soportar. De esta forma, en períodos cortos de tiempo, se consiguen corrosiones importantes mediante ensayos realizados en laboratorio (cámaras de niebla, inmersiones alternativas en soluciones ácidas o básicas, etc.). Los datos obtenidos, aunque requieren un corto espacio de tiempo, no son representativos de las condiciones naturales de exposición, debido a que:

- a) Se obtienen una cinética de las reacciones muy distorsionada, al ser las velocidades de corrosión muy altas, lo que ocasiona que los fenómenos de polarización y difusión sean muy diferentes.
- b) Es imposible de poder introducir en una atmósfera o medio artificial todas las variables con influencia en la corrosión.

En ambos tipos de ensayos integrales, la evaluación de la corrosión se determina generalmente por métodos gravimétricos, bien por incremento de peso de las muestras (debido a la oxidación) o bien por pérdida de peso del metal después de eliminar de la muestra los productos corroídos. Se pueden utilizar otras técnicas, en general menos exactas, como la medida de la resistencia eléctrica de la muestra antes y después de la experiencia, medida de la resolución magnética, etc. En estos casos, se trata de medir la corrosión en función de las distintas propiedades físicas de los metales y sus óxidos e hidróxidos.

En cuanto a los métodos diferenciales, que si bien dan informaciones de velocidades instantáneas de corrosión, frente a valores medios de los integra-

les, miden mediante procedimientos electroquímicos variables directamente relacionadas con la corrosión, aunque no lo hacen de forma directa como los anteriores, por lo que deben ser contrastados con métodos gravimétricos.

Los métodos electroquímicos tratan de determinar la corrosión midiendo los valores de las corrientes de corrosión y teniendo en cuenta la ley de Faraday. Al ser muy elevado el valor del número de faraday, permiten determinar valores muy bajos de la corrosión. Entre las actuales técnicas de medición pueden considerarse las «potenciostáticas», en las que se mantiene fijo o controlado el potencial, y se mide el valor en cada instante de la velocidad de corrosión; las «galvanostáticas», en las cuales se mantiene fija y controlada la corriente de corrosión, midiéndose el valor instantáneo del potencial.

Las técnicas diferenciales son muy adecuadas para el estudio de las variaciones de la corrosión con las polarizaciones y los factores que en ellas influyen.

Con el fin de poder evaluar la corrosión futura, al ser esta variable, es necesario medir su velocidad durante mucho tiempo. Si se pretende determinar la corrosión atmosférica de forma exhaustiva en zonas amplias, son necesarios un gran número de equipos de medida durante un largo período de tiempo, manejados por personal adecuado. Estas condiciones hacen que resulte prohibitivo el uso de estas técnicas, que, por otra parte, necesitan de un contraste, tal como antes hemos indicado, al medir la corrosión indirectamente.

Por estas razones, la realización del estudio objeto de la redacción de esta memoria se ha hecho con ensayos naturales.

## **6. Redes de control de la corrosividad atmosférica en Galicia (planteamiento general)**

Hasta 1984, año en el cual comenzó esta investigación, ningún autor gallego había publicado un trabajo sobre corrosión, lo que daba pie para la formación de un grupo de trabajo sobre esta temática. Este grupo se creó en la E.T.S.I.I. de Vigo, y su primer objetivo era realizar estudios de campo sobre el tema de la corrosividad atmosférica.

Desde el punto de vista climático, Galicia presenta una serie de peculiaridades que la diferencian del resto de la geografía nacional. A su peculiar relieve se une su extraordinaria longitud de costa, que infunde a la región un carácter eminentemente marino. Por ello, en Galicia se pueden distinguir dos zonas bien diferenciadas: la Galicia interior y la marina. Teniendo en cuenta estas consideraciones, se vio el interés de realizar un estudio separando la Galicia interior rural, aunque llevado a cabo simultáneamente en ambas zonas.



Además, dado que Galicia es, desde el punto de vista climático, una región húmeda, con prolongados períodos de lluvia, azotada por los vientos, en ocasiones de notable intensidad y portadores de partículas agresivas para los metales, era de esperar que presentase en sus zonas costeras una corrosividad elevada. No olvidemos que en países como Nueva Zelanda, de características parecidas a Galicia, se ha dado tal importancia al tema de la corrosión en atmósfera marinas, que se han llegado a elaborar mapas de agresividad y de distribución de cloruros, con el fin de evitar la ubicación de estructuras metálicas en zonas de particular peligrosidad para la vida de los metales. Por todo lo expuesto, creímos que estaba justificado el planteamiento de un estudio serio y riguroso de la corrosividad atmosférica en la zona del litoral gallego, separadamente de los estudios que se realicen en las zonas del interior, las cuales poseen también entidad propia.

### 6.1 Diseño de las estaciones

Las estaciones están construidas a base de perfiles de acero galvanizado, formando una estructura con uniones atornilladas y con la zona de soporte de muestras en un plano de 45° con el horizontal, similar a las normalmente usadas para estos casos en todos los países.

Cada estación lleva 48 muestras de 5 x 10 x 0,1 cm de acero ordinario, para la determinación gravimétrica de velocidades de corrosión, y otras 16 muestras, también de acero, para la realización de estudios metalográficos y análisis de productos de corrosión. Las muestras de cobre, cinc y aluminio son de las mismas dimensiones, utilizándose 16 y 6 para los mismos fines, respectivamente.

El anclaje de las muestras se realiza a la estructura soporte mediante tornillos de acero recubiertos de PVC y con arandelas de teflón, con el fin de que el aislamiento galvánico entre muestra y estructura quede garantizado. Las probetas metálicas llevan en una esquina un taladro de 8 mm de diámetro para su fijación.

Para la identificación de las probetas expuestas, se ha determinado de antemano la posición que deberían ocupar, fijando el taladro de la barra soporte y el número de ésta que le corresponde a cada una. De esta forma, se ha querido evitar el troquelar números o marcas, y realizar marcas en los casos del cobre y hierro respectivamente. Se consigue así evitar el penoso trabajo de marcar un elevado número de muestras (25 x 76) y a la vez evitar variaciones en la corrosión debidas a rebabas, tensiones residuales, etc.

En cuanto a la orientación de las muestras, se realiza de forma alternativa en planos a 45° con el horizontal (muestras con denominación H) y en planos

verticales (muestras con denominación V), de forma que en cada recogida se extraerán muestras de ambas orientaciones.

## 6.2. Sistemas de control de condiciones ambientales integrados en las estaciones

Cada estación va dotada de un sistema de determinación de la concentración ambiental de  $\text{SO}_2$  y de cloruros.

La captación de  $\text{SO}_2$  se realiza por medio del método de la candela de dióxido de plomo, consistente en disponer de un elemento cilíndrico rodeado de una tela impregnada en  $\text{PbO}_2$ . El  $\text{SO}_2$  presente en la atmósfera reacciona, después de ser absorbido, formando  $\text{SO}_4\text{Pb}$  y quedando fijado en el captador. Este tipo de sistemas nos da información de la cantidad de dióxido de azufre, expresándose normalmente como mg de  $\text{SO}_3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ , esta expresión no informa de la concentración volumétrica de este contaminante en la atmósfera. Sin embargo, es preferida por la mayoría de los autores, ya que mide directamente la actividad que muestra el  $\text{SO}_2$  depositándose sobre una superficie; proceso totalmente similar al de adsorción del  $\text{SO}_2$  sobre las superficies metálicas para influir en su corrosión. Siguiendo las instrucciones de la norma B.S.1747. Part. 4, el captador se ha dispuesto dentro de una caseta de tipo meteorológico, con el fin de que no esté expuesto a la lluvia, que deterioraría la película de  $\text{PbO}_2$ , permitiendo en cambio la libre circulación de aire y, en consecuencia, de  $\text{SO}_2$ .

Para la determinación de  $\text{Cl}^-$  se ha elegido el método de la candela húmeda, consistente en la captación mediante un cilindro rodeado de una gasa de algodón hidrófilo, mantenida permanentemente mojada. Las partículas de cloruros transportadas por el viento, al chocar contra la candela, quedan retenidas, pasando por dilución al agua contenida en un recipiente inferior, que además permite que la gasa esté húmeda al reponer el agua evaporada.

La determinación de  $\text{Cl}^-$  se realiza por valoración de las soluciones obtenidas y se expresa en  $\text{mg ClNa}/\text{m}^2\cdot\text{día}$ , expresión que, igualmente a lo citado para el caso del  $\text{SO}_2$ , nos indica la actividad de las partículas de  $\text{Cl}^-$  frente a una superficie metálica.

## 6.3. Tratamiento de las muestras expuestas

Después de los períodos de exposición establecidos, se recogen las probetas correspondientes y se procede a su análisis y estudio en laboratorio.

Las probetas destinadas a determinación gravimétrica de la velocidad de corrosión se someten a un proceso de limpieza para eliminar totalmente los

productos de corrosión. A continuación se secan y se procede a su pesada, para la determinación por diferencia de los pesos inicial y final.

De las restantes probetas, unas se someten al ensayo de difracción de rayos X, para determinar la composición de los productos de corrosión, lo cual servirá de indicación del mecanismo de corrosión producido y, a la vez, detectar la presencia de contaminantes, distintos del SO<sub>2</sub> y Cl<sup>-</sup>, que puedan influir en la corrosión y que aparecen incluidos en dichos productos de corrosión.

Por último, se completa el trabajo con el estudio metalográfico mediante microscopio y con micrografías. Para esto, con parte de las muestras recogidas, se confeccionan las probetas de estudio, que después de ser sometidas al proceso de empastillado y pulido permiten la determinación de la forma de la corrosión (uniforme o localizada), tipo (intergranular, transgranular, etc.) e intensidad (moderada, ligera, severa, muy severa), profundidad máxima de corrosión, anchura máxima correspondiente a la máxima profundidad, etc.

#### 6.4. Materiales empleados

*Acero al carbono* (% en peso): C = 0,096, Si = 0,186, Mn = 0,350, P = 0,022, S = 0,033, Cr = 0,123, Ni = 0,161, Mo = 0,060, Co = 0,460, Sn = 0,041.

*Cobre* (% en peso): Cu > 99,9.

*Cinc* (% en peso): Cu = 0,002, Pb = 0,100, Cd = 0,017, Fe = 0,010, Al = 0,094, Zn = 99,8.

*Aluminio* (% en peso): Fe = 0,35, Si = 0,10, Mg = 0,005, Cr = 0,004, Ni = 0,005, Zn = 0,005, Ti = 0,004, Cu <0,001, Mn < 0,001, Al = 99,50

#### 6.5. Ubicación de las estaciones de ensayo

Para la elección del lugar de implantación de las estaciones de ensayo, se han considerado los siguientes criterios:

- a) Conseguir que los ensayos cubran las distintas atmósferas que *a priori* pueden considerarse: rurales, urbanas, industriales y marinas.
- b) Situar las estaciones de ensayo de forma que nos permitan el conocimiento de la dispersión de contaminantes industriales y naturales en la zona.
- c) Cubrir suficientemente la geografía gallega de forma que, una vez realizado el estudio, se pueda predecir el comportamiento global del aluminio sometido a la acción de la atmósfera gallega.

d) En la medida de lo posible, situar las estaciones en la proximidad de los observatorios meteorológicos existentes con el fin de que los datos que éstos suministran sean aplicables al estudio.

e) Garantizar la integridad de las estaciones, para lo cual se han elegido lugares que permiten una vigilancia con objeto de evitar posibles destrozos.

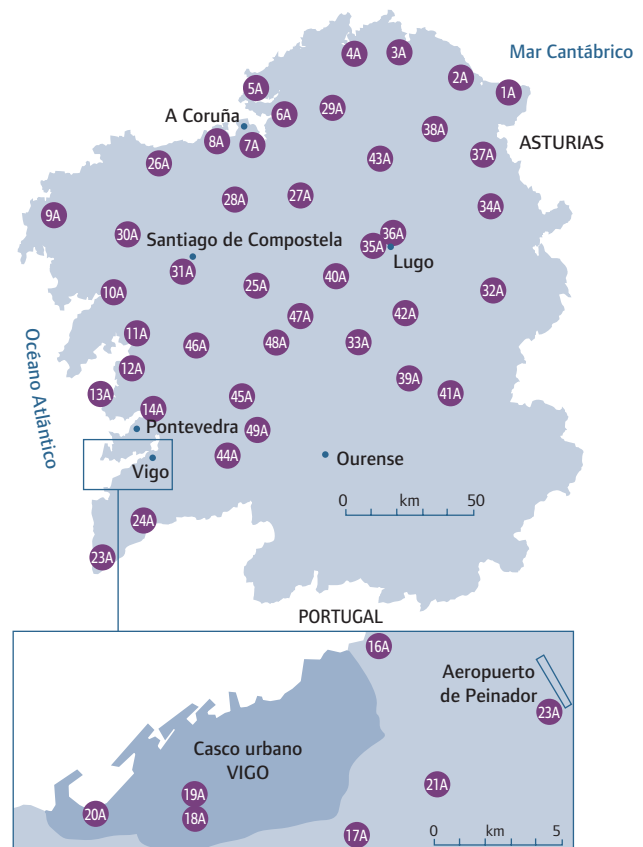
## 7. Red de control de la corrosividad atmosférica (zonas interiores y costeras)

Los valores medios, después de un período de cuatro años de exposición, de los parámetros medioambientales y climáticos de las estaciones de estudio se encuentran reflejados en la [tabla 1a]. Las velocidades de corrosión de los metales estudiados, así como los resultados de los ensayos metalográficos y los productos de corrosión, se muestran en la [tabla 1b].

Como puede apreciarse en las tablas, las altas velocidades de corrosión observadas en ciertas estaciones del interior se corresponden con las elevadas concentraciones de iones cloruro existentes en el medio ambiente de la Galicia interior. Este hecho se pone de manifiesto en estaciones tan alejadas de la costa como 29A y 26A, lo que indica, sin duda, que la dirección de los vientos y la orografía son los factores determinantes de esta peculiaridad.

[Figura 1]

Ubicación de las estaciones



[Tabla 1a] Características de las estaciones

Estación	Población	Dist. al mar (m)	Altitud (m)	Tm	Pmm	DDL	HR	ftw	NaCl	SO <sub>2</sub>
1A	Ribadeo	1.000	50	13,27	1254,7	96	77,40	0,2125	28,67	12,05
2A	Foz	3.000	1.000	13,28	1020,6	127	73,81	0,2433	19,27	17,10
3A	Viveiro	500	30	10,68	1395,3	142	78,16	0,3555	13,90	13,85
4A	Ortigueira	50	<5	13,37	1698,4	155	75,49	0,2836	28,57	7,60
5A	Ferrol	1.000	30	12,41	1583,9	188	78,33	0,3604	32,37	6,90
6A	Pontedeume	300	50	12,99	1824,5	145	75,55	0,2852	44,80	15,20
7A	Santa Cruz	3.000	100	13,14	1262,6	151	75,34	0,2799	27,25	12,60
8A	A Coruña	3.000	50	13,88	1208,1	172	75,40	0,2814	70,90	40,05
9A	Ponte do Porto	20	<5	12,22	2785,0	177	78,71	0,3714	5,92	11,40
10A	Dodro	5.000	50	11,67	2690,8	158	77,45	0,3433	21,07	19,30
11A	Noia	500	50	11,05	2625,2	110	76,78	0,3172	14,05	12,10
12A	Vilagarcía	2.000	100	14,46	1687,7	152	74,02	0,2481	15,50	18,95
13A	O Grove	200	<5	14,75	1834,6	123	72,17	0,2078	17,65	34,65
14A	Pontevedra	3.000	50	14,56	1897,0	168	74,71	0,2644	21,80	24,30
14A	Marín	50	10	14,35	1558,2	157	74,23	0,2530	58,90	26,10
16A	Vigo-I	5	2	13,58	2319,9	172	76,42	0,3075	20,80	23,40
17A	Vigo-II	5.000	250	13,40	2125,3	158	74,60	0,2628	8,95	14,25
18A*	Vigo-III	500	30	13,40	2125,3	158	74,60	0,2628	9,13	9,75
19A	Vigo-IV	500	30	13,58	2319,9	172	76,42	0,3075	6,63	9,50
20A	Vigo-V	8.000	300	13,40	2125,3	158	74,60	0,2628	13,40	6,10
21A	Vigo-VI	80	15	13,58	2319,9	172	76,42	0,3075	16,40	8,45
22A	Vigo-VII	5.000	200	13,40	2125,3	158	74,60	0,2628	34,10	10,30
23A	A Guarda	2.000	50	14,56	2757,7	96	71,01	0,1850	7,30	12,90
24A	Tui	23.000	10	14,58	2502,6	119	72,57	0,2161	2,85	10,65
25A	Arzúa	54.800	389	12,38	1965,2	153	76,82	0,3183	14,55	19,20
26A	Carballo	9.300	106	13,06	1513,8	160	75,72	0,2895	40,90	12,00
27A	Curtis	21.100	511	11,48	3135,7	132	77,61	0,3400	8,60	12,50
28A	Ordes	27.100	289	12,66	1883,6	173	77,42	0,3347	6,30	15,60
29A	As Pontes de G. R.	23.300	380	11,18	1931,0	166	79,02	0,3850	24,25	6,70
30A	Santa Comba	21.100	383	12,23	1819,5	147	76,04	0,3135	24,10	7,40
31A	Santiago de Compostela	26.000	260	12,38	2099,6	188	78,66	0,3700	16,70	13,10
32A	Becerreá	74.400	641	8,94	144,0	126	79,46	0,3990	4,10	14,20
33A	Chantada	76.600	483	13,38	1914,1	106	73,13	0,2281	6,80	6,90
34A	A Fonsagrada	36.800	952	8,94	1368,7	141	80,35	0,4206	6,20	8,40
35A	Lugo-I	56.600	454	11,52	1235,7	139	76,82	0,3183	9,20	12,30
36A	Lugo-II	56.600	454	10,97	1235,7	139	77,77	0,3445	9,80	10,70
37A	Meira	34.400	483	11,10	2563,8	140	78,18	0,3561	7,20	9,40
38A	Mondoñedo	18.800	139	12,79	1646,7	140	75,46	0,2829	7,70	12,30

[Continúa en la página siguiente]

Estación	Población	Dist. al mar (m)	Altitud (m)	Tm	Pmm	DDL	HR	ftw	NaCl	SO <sub>2</sub>
39A	Monforte	86.600	363	13,64	927,0	117	72,78	0,2205	6,30	8,50
40A	Palas de Rei	67.700	565	11,13	1492,0	131	77,07	0,3251	5,80	6,70
41A	Quiroga	103.500	267	12,13	1261,8	145	76,35	0,3058	7,70	6,50
42A	Sarria	102.600	453	9,65	2067,6	146	80,08	0,4124	12,90	5,50
43A	Vilalba	37.700	480	11,10	1604,0	127	76,98	0,3227	14,30	6,10
44A	A Cañiza	27.100	670	12,38	2069,4	131	75,78	0,2910	2,40	11,00
45A	Cercedo	24.400	421	12,38	3075,6	144	77,01	0,3235	2,65	18,20
46A	A Estrada	18.800	296	13,73	2372,1	164	75,79	0,2913	3,20	10,70
47A	Agolada	53.700	577	12,38	1492,0	131	75,45	0,2826	7,00	9,80
48A	Lalín	47.300	552	12,38	1954,4	106	74,46	0,2584	19,40	12,10
49A	Pontecaldelas	13.300	356	14,56	1897,4	106	74,46	0,2584	19,40	12,10

\*Estación bajo abrigo ventilado

Nomenclatura: Tm: temperatura media anual (°C), Pmm: precipitación media anual (mm), DDL: media anual en días de lluvia, HR: humedad relativa media anual, ftw: fracción de tiempo de humectación, NaCl: mg de NaCl/m<sup>2</sup>.día, SO<sub>2</sub>: mg de SO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.día

[Tabla 1b] Velocidades de corrosión del acero y del cobre, productos de corrosión y parámetros metalográficos determinados en las dos posiciones estudiadas en las estaciones descritas en la tabla 1a

Acero				Cobre						
Estac.	Velocidad de corrosión (g.m <sup>-2</sup> .día <sup>-1</sup> )		Productos de corrosión	Parámetros metalográficos		Velocidad de corrosión (g.m <sup>-2</sup> .día <sup>-1</sup> )		Productos de corrosión	Parámetros metalográficos	
	Horizontal	Vertical		a*	B**	Horizontal	Vertical		a*	b**
1A	0,410	0,390	L	0,091	0,200	0,029	0,026	C,N,S1	0,016	0,036
2A	0,570	0,520	L,G	0,138	0,390	0,033	0,038	C,N,S1	0,015	0,036
3A	0,510	0,390	L,G	0,206	0,275	0,025	0,022	C,N,S1	0,012	0,045
4A	0,720	0,700	L,G	0,190	0,230	0,035	0,034	C,N,S1	0,036	0,250
5A	0,710	0,710	L,G	0,100	0,320	0,022	0,031	C,N	0,001	0,002
6A	0,710	0,710	L,G	0,100	0,320	0,022	0,031	C,N	0,001	0,002
7A	0,890	0,920	L,G	0,140	0,140	0,025	0,028	C,N,S1	0,160	0,049
8A	1,330	1,190	L,G	0,210	0,460	0,042	0,039	C,S,1,	0,015	0,027
9A	0,680	0,620	L	0,114	0,322	0,030	0,026	C,N	0,018	0,045
10A	0,850	0,740	L,G	0,140	0,275	0,028	0,026	C,N,S1	0,008	0,048
11A	0,850	0,740	L,G	0,210	0,500	0,030	0,031	C,N,S1	0,018	0,045
12A	0,800	0,800	L,G	0,020	0,320	0,033	0,038	C,N,S1	0,010	0,030
13 A	0,640	0,650	L,G	0,250	0,340	0,034	0,035	C	0,010	0,040

[Continúa en la página siguiente]

Velocidad de corrosión (g.m <sup>-2</sup> .día <sup>-1</sup> )			Productos de corrosión	Parámetros metalográficos		Velocidad de corrosión (g.m <sup>-2</sup> .día <sup>-1</sup> )			Parámetros metalográficos	
Estac.	Horizontal	Vertical		a*	B**	Horizontal	Vertical	Productos de corrosión	a*	b**
14A	0,960	0,910	L,G	0,300	0,450	0,045	0,045	C,N,S1	0,020	0,090
15A	0,950	0,870	L,G	0,270	0,450	0,062	0,056	C,N	0,045	0,220
16A	0,930	0,820	L,G	0,200	0,360	0,052	0,051	C,N,S1	0,020	0,090
17A	0,600	0,560	L,G	0,110	0,320	0,032	0,027	C,N	0,018	0,022
18A	0,800	0,720	L,G	0,185	0,410	0,060	0,055	C,C11	0,016	0,028
19A	0,490	0,500	L,G	0,170	0,300	0,025	0,025	C,C11,S1	0,014	0,012
20A	0,700	0,720	L,G	0,120	0,280	0,029	0,031	C,N,S1	0,018	0,055
21A	0,610	0,630	L,G	0,220	0,500	0,029	0,027	C,N,S1	0,015	0,028
22A	0,780	0,820	L,G	0,138	0,300	0,061	0,060	C,N,S1	0,012	0,027
23A	0,750	0,740	L,G	0,180	0,460	0,041	0,040	C	0,008	0,008
24A	0,620	0,600	L,G	0,090	0,320	0,038	0,038	C	0,010	0,030
25A	0,750	0,750	L,G	0,115	0,250	0,028	0,027	C,N,S1	0,022	0,036
26A	0,910	0,870	L,G	0,137	0,266	0,045	0,034	C,N,S1	0,001	0,012
27A	0,790	0,760	L,G	0,114	0,220	0,032	0,028	C,N,S1	0,002	0,032
28A	0,910	0,880	L,G	0,183	0,390	0,026	0,023	C	0,018	0,183
29A	0,620	0,680	L,G	0,070	0,137	0,030	0,028	C,N	0,014	0,064
30A	1,010	0,950	L,G	0,137	0,420	0,031	0,028	C,N,S1	0,018	0,055
31A	0,990	0,980	L,G	0,137	0,180	0,029	0,027	C,N,S1	0,018	0,045
32A	0,530	0,480	L,G	0,068	0,112	0,035	0,033	C,N,S1	0,014	0,033
33A	0,270	0,230	L	0,183	0,185	0,019	0,014	C,N	0,007	0,022
34A	0,570	0,510	L,G	0,229	0,350	0,025	0,020	C,N	0,014	0,045
35A	0,600	0,550	L,G	0,137	0,275	0,032	0,030	C,N,S1	0,045	0,115
36A	0,580	0,490	L,G	0,160	0,360	0,020	0,015	C	0,014	0,036
37A	0,410	0,390	L,G	0,045	0,222	0,021	0,028	C,N	0,027	0,055
38A	0,530	0,380	L,G	0,090	0,320	0,026	0,023	C,N,S1	0,018	0,055
39A	0,600	0,540	L,G	0,090	0,185	0,023	0,020	C,N	0,018	0,091
40A	0,520	0,490	L,G	0,091	0,220	0,049	0,057	C,N	0,020	0,082
41A	0,620	0,600	L,G	0,160	0,300	0,051	0,035	C,N,S1	0,010	0,028
42A	0,360	0,300	L,G	0,045	0,180	0,022	0,015	C	0,014	0,045
43A	0,700	0,640	L,G	0,046	0,275	0,036	0,032	C,N,S1	0,027	0,055
44A	0,550	0,530	L,G	0,130	0,272	0,040	0,042	C,N,S1	0,023	0,070
45A	0,610	0,640	L,G	0,130	0,200	0,038	0,038	C	0,007	0,009
46A	0,610	0,630	L,G	0,162	0,200	0,032	0,027	C	0,016	0,034
47A	0,600	0,550	L,G	0,120	0,120	0,038	0,046	C,N,S1	0,013	0,020
48 A	0,610	0,612	L,G	0,112	0,322	0,044	0,046	C,N,S1	0,010	0,033
49A	0,630	0,610	L,G	0,110	0,027	0,040	0,036	C	0,010	0,040

\* Profundidad máxima de picadura (mm).

\*\* Anchura correspondiente a la picadura más profunda (mm).

Nomenclatura:

L:  $\gamma$ -FeOOH (lepidocrocita); G:  $\alpha$ -FeOOH (goetita).

C: Cu<sub>2</sub>O (cuprita); N: Cu (OH)<sub>3</sub>NO<sub>3</sub> (gerardita); S1: CuSO<sub>4</sub> (OH)<sub>6</sub> (brochanita); C11: Cu(OH)<sub>3</sub>Cl (paratacamita).



La velocidad de corrosión, tanto en el caso del acero como en el del cobre, de las probetas expuestas en posición horizontal ha sido mayor durante el primer año de exposición que la de las colocadas en posición vertical. No obstante, al cabo de cuatro años de exposición, las velocidades se habían igualado, y no se apreció efecto alguno de la orientación sobre la velocidad de corrosión. Se pudo determinar en la estación 18A que la velocidad de corrosión del acero era mayor a la intemperie que bajo abrigo ventilado, si bien se observa que esta diferencia decrece con el tiempo. El hecho de existir en esta investigación una sola estación bajo abrigo ventilado dio pie a que, en la investigación que siguió a ésta cronológicamente, se estudiase la corrosión bajo abrigo ventilado mediante más estaciones, con el fin de averiguar si los contaminantes atmosféricos influyen en el tiempo que ha de transcurrir para que las velocidades de corrosión a la intemperie y bajo abrigo se igualen.

Como era de esperar, las corrosiones más elevadas, en el caso del acero, se producen en aquellas estaciones que presentan niveles más altos de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_2$ , siendo los primeros los que más influyen en el proceso, dentro de los intervalos de concentración entre los que se desarrolló esta investigación, que son más bien reducidos. En el cobre, las mayores velocidades de corrosión no aparecen estrictamente en estaciones de niveles altos de  $\text{SO}_2$  y  $\text{Cl}^-$ , aunque se observa una mayor sensibilidad de este metal a la acción de los últimos.

Los difractogramas de rayos X reflejan la existencia de lepidocrocita ( $\gamma\text{-FeOOH}$ ) y goetita ( $\alpha\text{-FeOOH}$ ) como principales compuestos cristalinos en los productos de corrosión del acero, tanto en las estaciones del interior como en las costeras, si bien en alguna estación rural se detectó la presencia de pequeñas cantidades de magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ). En el caso del cobre, aparece siempre cuprita ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ), acompañada, en la mayoría de los casos, por sulfatos, nitratos y, en algunas estaciones costeras en que la deposición de cloruros es elevada, se determinaron cloruros básicos de cobre. Los análisis metalográficos revelaron una relación entre profundidad máxima (obtenida por microscopía) y profundidad media de penetración (obtenida por métodos gravimétricos), un factor de picadura de 3:1, en el caso del acero, y de 10:1 para el cobre.

Los datos experimentales se ajustaron a la ecuación bilogarítmica, encontrándose que ésta se cumplía perfectamente en todas las estaciones del estudio, en ambos metales, lo que nos sugirió la posibilidad de estimar sus parámetros en función de las variables ambientales. Así se hizo, determinándose dos ecuaciones empíricas, una para cada metal, que permiten predecir el comportamiento de ambos en función del tiempo de exposición y de las concentraciones de los principales agentes agresivos ( $\text{SO}_2$  y  $\text{Cl}^-$ ).

## 8. Zonas bajo la influencia de ambientes industriales

Como ya se explicó anteriormente, la realización de un primer estudio de corrosión en Galicia permitió cumplir el objetivo prioritario de obtener datos fiables respecto a la corrosividad del ambiente gallego. No obstante, este trabajo tuvo limitaciones; así, la primera fue la de estudiar acero y cobre solamente, sacrificando el estudio del cinc, metal de amplio uso en exposición atmosférica. Otra fue la de no determinar el pH en agua de lluvia, pues algunas zonas interiores presentaron unos índices de corrosividad elevados, posiblemente debidos a lluvias ácidas que no se pudieron achacar a elevados niveles de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_2$ . Por último, en las estaciones empleadas, solamente existía una estación bajo abrigo ventilado, en la que la velocidad de corrosión del cobre era superior a la de la correspondiente estación al aire libre, a diferencia de lo que se relata en la bibliografía. Todas estas consideraciones llevaron a la necesidad de acometer un nuevo estudio, con unos objetivos más concretos, que se podrían fijar en:

- Estudiar la corrosión del acero, cobre, aluminio y cinc en aquellas zonas que, por sus características medioambientales, implicasen una corrosividad más elevada que el conjunto de la región.

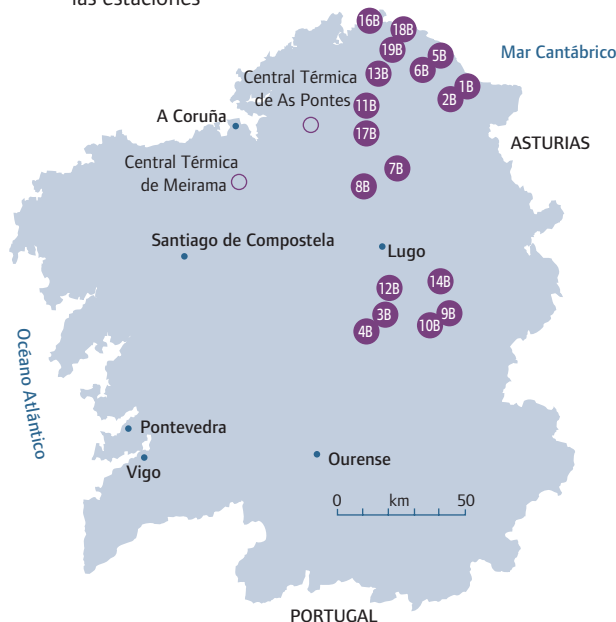
- Evaluar la influencia de los parámetros medioambientales ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_2$ , y pH del agua de lluvia) sobre la corrosión de los metales.

- Estudiar la diferencia entre corrosión bajo abrigo ventilado y a la intemperie.

Como zonas de estudio se utilizaron las áreas de influencia de dos focos emisores de contaminantes de naturaleza distinta: una central térmica, cuya emisión es fundamentalmente gaseosa, y un centro de producción de cemento, que emite sobre todo partículas sólidas de naturaleza básica. Las estaciones empleadas en esta investigación fueron 19, entre las que existían 5 pares de abrigo ventilado-intemperie. Sus enclaves se muestran en la [figura 2], mientras que

[Figura 2]

Ubicación de las estaciones



las características medioambientales y climáticas de las estaciones se pueden contemplar en la [tabla 2a].

En la [tabla 2a] se muestran los valores medios de los parámetros climáticos y ambientales determinados en esta investigación. Respecto de los mismos, lo más resaltante es la existencia de valores de pH ácidos y básicos. Ello es debido a la distinta naturaleza de las fuentes contaminantes que hay en las distintas zonas. Así, en la zona de la central térmica se detecta una considerable acidez en el agua de lluvia, mientras que en la zona cementera, la disolución de las partículas sedimentables, de naturaleza básica, se traduce en valores básicos del agua de lluvia.

Los niveles de  $SO_2$  encontrados en la zona de estudio,  $30 \text{ mg } SO_3/m^2.día$ , son notablemente más elevados que la media registrada en Galicia en la investigación realizada anteriormente estaciones tabla I y II,  $18 \text{ mg } SO_3/m^2.día^{1.2}$ . Por otro lado, la presencia de niveles de cloruros elevados está determinada,

[Tabla 2a] Características de las estaciones de estudio

Estación	Población	Dist. al mar (m)	Altitud (m)	Tm	Pmm	DDL	HR	ftw	pH	NaCl	SO <sub>2</sub>
1B	Barreiros I*	2.000	100	13,42	-	-	73,39	0,4409	-	4,46	20,28
2B	Barreiros II	2.000	100	13,42	1.212,9	120	73,39	0,4409	6,20	41,65	19,10
3B	Bóveda I*	10.500	370	12,98	-	-	76,57	0,3201	-	2,99	20,00
4B	Bóveda II	10.500	370	12,98	6.94,9	87	76,57	0,3201	6,65	7,05	28,65
5B	Cervo I*	1.500	100	13,52	-	-	86,29	0,5837	-	10,28	34,00
6B	Cervo II	1.500	100	13,52	8.67,7	160	86,29	0,5837	6,67	51,25	23,11
7B	Cospeito	60.000	300	11,14	1.002,1	169	78,69	0,6202	5,63	9,50	19,65
8B	Guitiriz	35.000	400	10,70	1.413,4	149	85,06	0,547	5,72	22,96	26,04
9B	O Incio I*	100.000	600	12,40	-	-	80,07	0,4079	-	3,03	60,47
10B	O Incio II	100.000	600	12,40	1.077,3	111	80,07	0,4079	7,96	7,02	39,82
11B	Muras	22.000	400	11,30	1.694,4	176	88,3	0,6458	4,68	26,81	25,57
12B	Oural	90.000	600	9,70	1.100,0	87	76,57	0,3201	7,33	7,30	12,68
13B	Ourol	12.000	200	10,20	1.626,1	172	87,37	0,6312	5,70	14,09	35,67
14B	Samos	90.000	400	9,70	1.090,5	85	76,57	0,3128	6,75	15,74	18,73
15B	O Valadouro	17.000	100	10,00	1.128,7	98	78,22	0,3604	6,46	16,70	25,93
16B	O Vicedo	12	100	10,07	1.612,7	135	83	0,4944	5,66	133,24	27,52
17B	Xermade	30.000	300	11,30	1.694,4	149	85,06	0,547	6,16	43,71	26,71
18B	Xove I*	3.500	100	13,50	-	-	72,23	0,3677	-	5,54	29,56
19B	Xove II	3.500	100	13,50	1.127,8	100	72,23	0,3677	6,36	22,95	16,19

Nomenclatura:

Tm: temperatura media anual (°C), Pmm: precipitación media anual (mm), DDL: media anual de días de lluvia, HR: humedad relativa media anual, ftw: fracción de tiempo de humectación, pH: pH medio anual medio en agua de lluvia, NaCl: mg de NaCl/m<sup>2</sup>.d, SO<sub>2</sub>: mg de SO<sub>3</sub>/m<sup>2</sup>.d.

[Tabla 2b] Velocidad de corrosión, después de cuatro años de exposición, y productos de corrosión (al cabo de uno y dos años de exposición) correspondiente a las estaciones descritas e la tabla 2a

Estación	Acero			Cobre			Cinc		
	V. C.	1 año	2 años	V. C.	1 año	2 años	V. C.	1 año	2 años
1B	0,2214	L	L,G,M	0,0202	C, N, S2	C, C12, C13, S2	0,0082	C14,S10	C14, C1, C3
2B	0,3942	L	L,G	0,0165	C, N	S1	0,0154	C2	C14, S6
3B	0,2675	L	L,G	0,0177	C	C	0,0066	C2,S9	C2, C3
4B	0,2899	L	L,G	0,0217	C	C	0,0128	C2	C3, S7
5B	0,4552	L,G	L,G	0,0361	C, N	C, N, S1, C11	0,0178	C2, S10, C14	C14, C15, C3,S8
								C16	C14,S6
6B	0,5991	L,G	L,G	0,0487	C, S2, C11	C, C,11, C13, S4	0,0286	C2, C14	C2,S7
7B	0,5556	L,G	L,G	0,0177	C,N	C	0,0172	C2	C2,S6
8B	0,5717	L,G	L,G	0,0211	C, N, S2	C,N	0,0211	C2	C2, S7, S9
9B	0,6417	G	L,G,M	0,0365	C, N	C, NS1, S5	0,0173	C2,S7,S9	C2, S7
10B	0,5275	L,G	L,G,M	0,0336	C, N, S2	C, N, S1	0,0183	C2	S7, C3
11B	0,6779	L,G	L,G	0,0264	-	C,N,S1	0,0225	C2	S7, C1
12B	0,3135	L,G	L,G,M	0,0158	C, N	C	0,0066	C2	C16, C2
13B	0,5829	L	L,G	0,021	C, N	C,N,S1	0,0208	C2	S7, C3
14B	0,1634	L	L,G	0,0153	C	C	0,0093	C3	C2, C3
15B	0,5236	L,G	L,G	0,0257	C, N	-	0,0192	C2	C2, S6
16B	0,601	L,G	L,G,M	0,0278	C, C11	C, C11, C12, S4	0,0251	C2	
			H						C2, S7, S9
17B	0,4827	L	L,G,M	0,0223	C, N	C, S2	0,0189	C2	C2, S7
18B	0,4104	L	L,G	0,0212	C, N, S2	C, S2, S3, C11	0,0074	C2	S7, C3
19B	0,5779	L,G	L,G	0,0235	C, S2	C, S1	0,0191	C2	

Nomenclatura:

V. C.: Velocidad de corrosión (g.m<sup>-2</sup>.día<sup>-1</sup>).

L: γ-FeOOH (lepidocrocita); G: α-FeOOH (goetita); M: Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> (magnetita); H: α-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (hematita).

C: Cu<sub>2</sub>O (cuprita); N: Cu<sub>3</sub>(OH)<sub>3</sub>NO<sub>3</sub> (gerardita); S1: Cu<sub>4</sub>SO<sub>4</sub>(OH)<sub>6</sub> (brochantita); S2: CuSO<sub>4</sub>·3Cu(OH)<sub>2</sub>; S3: CuSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O (sulfato de cobre hidratado); S4: CuSO<sub>4</sub>·3H<sub>2</sub>O (bonatita); S5: CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O (sulfato de cobre pentahidratado); C11: Cu(OH)<sub>3</sub>Cl (paratacamita); C12: CuCl; C13: Cu(OH,Cl)<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O (calumelita); C14: ZnCl<sub>2</sub>·4Zn(OH)<sub>2</sub> (cloruro básico); C15: γ-ZnCl; C16: α-ZnCl; Cl: ZnCO<sub>3</sub>; C2: Zn<sub>5</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>6</sub> (hidrocincita); C3: 4ZnO·OCO<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O (carbonato básico); S6: Zn<sub>3</sub>O(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>; S7: ZnO·2ZnSO<sub>4</sub>; S8: ZnSO<sub>4</sub>·3H<sub>2</sub>O (bromatita); S9: 6Zn(OH)<sub>2</sub>·ZnSO<sub>4</sub>·4H<sub>2</sub>O (sulfato básico hidratado); S10: Zn<sub>5</sub>O<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.

sobre todo, por la distancia al mar. Sin embargo, se pueden observar valores relativamente elevados en estaciones del interior, como las 8B, 7B y 17B, lo que corrobora nuestra anterior hipótesis de que la orografía y la fuerza y dirección del viento son tan determinantes en relación con los niveles de cloruros como la distancia al mar.

En la [tabla 2b] se reflejan las velocidades de corrosión de los tres metales después de cuatro años de exposición atmosférica, así como los productos de corrosión encontrados después de uno y dos años de exposición. Como puede

observarse en ella, las mayores velocidades de corrosión aparecen en las estaciones de niveles más altos de contaminantes para los tres metales, como era de esperar.

Por ello, nuestro análisis de los datos experimentales no se centró en las velocidades de corrosión, sino en el comportamiento de la ecuación bilogarítmica, enunciada por Pourbaix:

$$K = C \cdot t^n \text{ fi } \text{Log}K = \text{log}C + n \cdot \text{log}t$$

## 9. Diferencias entre corrosión bajo abrigo ventilado y a la intemperie

Uno de los aspectos más importantes de esta investigación fue el estudio comparativo entre corrosión bajo abrigo ventilado y a la intemperie. Lo primero resaltable es la aplicabilidad de la ecuación bilogarítmica a las estaciones bajo abrigo ventilado, como puede apreciarse en la [tabla 2c].

[Tabla 2c] Parámetros de la ecuación bilogarítmica y coeficientes de regresión

Estación	Acero			Cobre			Cinc		
	C	n	R <sup>2</sup>	C	n	R <sup>2</sup>	C	n	R <sup>2</sup>
1B	0,9087	0,9304	0,9904	0,7311	0,0971	0,8840	0,5935	0,0388	0,9808
2B	0,7923	1,7717	0,9888	0,3613	0,1170	0,9710	0,6285	0,0775	1,0000
3B	0,9811	1,0149	0,9960	0,4391	0,1000	0,9824	0,3128	0,0454	0,9781
4B	0,7073	1,4684	0,9887	0,4247	0,1213	0,9760	0,4649	0,0764	0,9685
5B	0,5731	2,3482	0,9909	0,5595	0,1927	0,9892	0,8181	0,0876	0,9615
6B	0,6195	2,8812	0,9890	0,6475	0,2189	0,9887	0,8363	0,1202	0,9802
7B	1,0355	1,8192	0,9964	0,3510	0,1031	0,9824	0,5075	0,0932	0,9598
8B	0,0836	2,5453	0,9962	0,3965	0,1276	0,9923	0,7673	0,0959	0,9821
9B	0,8513	2,9019	0,9868	0,6555	0,1674	0,9861	0,7188	0,0842	0,9874
10B	0,8759	2,5174	0,9943	0,4852	0,1838	0,9968	0,7642	0,0887	0,9929
11B	0,6262	2,8287	0,9849	0,3795	0,1633	0,9867	0,6642	0,0980	0,9917
12B	0,5435	1,8244	0,9842	0,4916	0,0891	0,9909	0,4888	0,0398	0,9829
13B	0,7647	2,5728	0,9831	0,5932	0,1060	0,9896	0,6485	0,0980	0,9938
14B	0,4714	0,8833	0,9897	0,5705	0,0753	0,9897	0,5367	0,0506	0,9958
15B	0,7647	2,3693	0,9981	0,4337	0,1718	0,9933	0,6777	0,0864	0,9923
16B	0,6226	3,1073	0,9942	0,5037	0,1445	0,9933	0,7288	0,1286	0,9352
17B	0,8153	2,1473	0,9909	0,3749	0,1388	0,9747	0,6580	0,0880	0,9733
18B	0,9758	1,5906	0,9959	0,3984	0,1164	0,9744	0,7683	0,0314	0,9732
19B	0,7991	2,4641	0,9999	0,3916	0,1461	0,9759	0,7414	0,0769	0,9883

En el caso del acero, llama la atención el hecho de que las pendientes de la misma sean mucho más elevadas que las correspondientes de las estaciones a la intemperie. Sin embargo, las ordenadas son mucho menores bajo abrigo ventilado. Esta observación concuerda con la realizada por otros investigadores en el sentido de que la velocidad de corrosión del acero es mayor bajo abrigo ventilado que a la intemperie, debido al efecto acelerador de la corrosión que produce la lluvia, mientras que a tiempos mayores la corrosión se amortigua más a la intemperie que bajo abrigo.

En la [tabla 2d] se muestran las velocidades de corrosión bajo abrigo y a la intemperie, así como la relación entre ambas velocidades. Como puede verse en ella, esta relación decrece con el tiempo, y es ya en el par de estaciones 9-10 mayor bajo abrigo ventilado, al cabo de dos años de exposición, hecho que puede explicarse considerando mayor el poder de protección del óxido formado en condiciones de intemperie.

[Tabla 2d]

Relación entre velocidad de corrosión bajo abrigo ventilado y a la intemperie

Velocidad de corrosión del metal (g.m <sup>-2</sup> .día <sup>-1</sup> )						
Estación	1 año			2 años		
	A.V.	Intemperie	A.V./I	A.V.	Intemperie	A.V./I
ACEIRO						
1B-2B	0,2651	0,4810	1,8142	0,2214	0,3942	1,7805
3B-4B	0,2915	0,4054	1,3907	0,2675	0,2899	1,0837
5B-6B	0,6269	0,7868	1,2549	0,4552	0,5991	1,3161
9B-10B	0,6970	0,7293	1,0463	0,6417	0,5275	0,8220
11B-12B	0,4706	0,6475	1,3758	0,4104	0,5779	1,4081
COBRE						
1B-2B	0,0271	0,0241	0,8875	0,0202	0,0165	0,8144
3B-4B	0,0333	0,0297	1,2747	0,0177	0,0217	1,2260
5B-6B	0,0517	0,0514	0,9942	0,0361	0,0487	1,3476
9B-10B	0,0420	0,0442	0,0512	0,0365	0,0336	0,9192
11B-12B	0,0289	0,0363	1,2561	0,0212	0,0235	1,1085
CINC						
1B-2B	0,0097	0,0196	2,0155	0,0082	0,0154	1,8720
3B-4B	0,0115	0,0187	1,6217	0,0066	0,0128	1,9394
5B-6B	0,0288	0,0353	1,2240	0,0178	0,0286	1,6039
9B-10B	0,0236	0,0238	1,0085	0,0173	0,0183	0,1058
11B-12B	0,0092	0,0199	2,1630	0,0074	0,0191	2,5743

A.V. = Abrigo ventilado I = Intemperie

Concretamente, nuestra intención era comprobar si los parámetros C (ordenada) y n (pendiente) de esta están en función de los ambientales y climáticos, tal como habían intentado realizar otros autores. Como puede observarse en la [tabla 3c], la ecuación bilogarítmica se cumple con aceptable precisión en todas las estaciones de estudio, en todos los metales ensayados.

Sin embargo, esta relación no parece ser función marcada ni de los parámetros ambientales ni de los climáticos. En el caso del cobre, el comportamiento es distinto.

Puede observarse, en la [tabla 2d], cómo la velocidad de corrosión es mayor en dos de las estaciones bajo abrigo ventilado que a la intemperie. En principio, y teniendo en cuenta que éstas muestran los mayores niveles de cloruros, podría pensarse que es debido al efecto lixivante y, por tanto, beneficioso de la lluvia sobre los cloruros depositados en la superficie del metal. Sin embargo, las estaciones 5B y 6B también muestran elevados valores de deposición de cloruros y en ellas el fenómeno no aparece, por lo que no se puede afirmar que sea debido al efecto lixivante de la lluvia.

El comportamiento del cinc se asemeja al del acero en lo referente a la distribución de las relaciones velocidad bajo abrigo/intemperie. Sin embargo, decrece con el tiempo de exposición, a diferencia de lo que ocurría con el acero. Este hecho se corrobora analizando el valor de las pendientes de la ecuación bilogarítmica, lo que hace pensar que las velocidades de corrosión en ambas condiciones no se lleguen a igualar, incrementándose, por tanto, las diferencias con el tiempo.

Por último, en relación con los análisis del estudio de los productos de corrosión cristalinos encontrados, no se observan diferencias notables. Es decir, en el acero se observan fundamentalmente lepidocrocita y geotita; en el cinc y en el cobre, el correspondiente óxido estabilizado con sulfatos o cloruros básicos, según el ambiente al que ha estado expuesto el metal, y carbonatos básicos en el caso del cinc y nitratos básicos en el del cobre, como ya se relata en la bibliografía. Hay que el hecho de la mayor cantidad de productos de corrosión cristalizados que existen en los metales expuestos bajo abrigo ventilado respecto de los expuestos a la intemperie, como era de esperar, dado que el proceso de cristalización, en el primer caso, no se ve alterado por disoluciones parciales por acción de la lluvia.



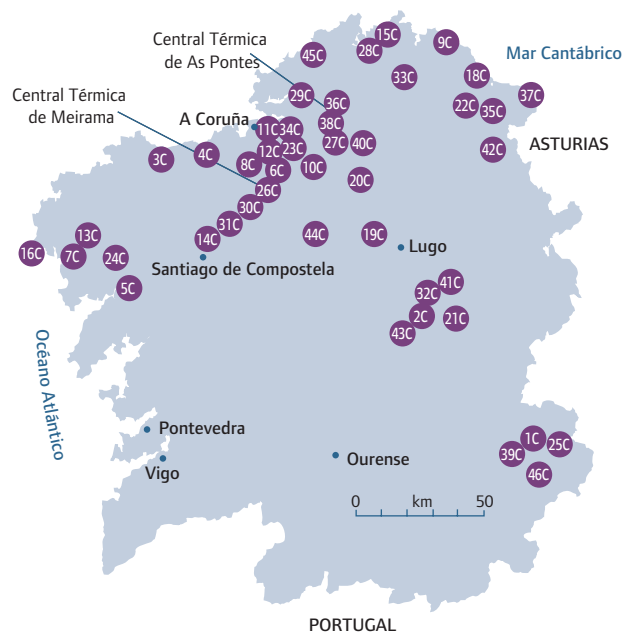
## 10. Zonas bajo la influencia de ambientes agresivos

Después de evaluar los resultados de los estudios anteriores, y demostrada la amplia agresividad de la atmósfera en Galicia, en determinadas zonas, debido fundamentalmente a la presencia de un nivel de fondo elevado de cloruros, además, que en las conclusiones relacionadas con las estaciones indicadas [tablas 1 y 2] no se pudo cuantificar la influencia del pH ácido sobre la velocidad de corrosión, se planeó una nueva investigación, cuyo objetivo fundamental era evaluar el grado en que cada contaminante afecta a la velocidad de corrosión. Para ello se instalaron 50 estaciones de ensayo, la distribución de las cuales se puede observar en la [figura 3] y cuyas características se plasman en la [tabla 3a].

Las estaciones fueron ubicadas en torno a cuatro grandes centros emisores, dos centrales térmicas, las de Meirama y As Pontes de García Rodríguez, ambas en la provincia de A Coruña, dos centros de producción de ferrosilíceos, en Cee (A Coruña) y O Barco de Valdeorras (Ourense), y un centro de producción de cemento en Oural (Lugo).

El comportamiento de los metales, en lo referente a sus velocidades de corrosión, las cuales se reflejan en la Tabla 3b, resultó ser el esperado de acuerdo con los correspondientes niveles de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_2$ . Son notables, por los valores tan elevados de velocidad de corrosión, las estaciones 3C y 15C, debido al elevadí-

[Figura 3]  
Ubicación de las estaciones



simo aporte de cloruros por su proximidad al mar. Desde el punto de vista estadístico, se intentó encontrar correlaciones entre las velocidades de corrosión de los metales y los parámetros ambientales determinados. Los resultados sólo han sido satisfactorios en el caso del acero, en el cual el ajuste presenta un buen coeficiente de correlación, resultando una ecuación:

[Tabla 3a] Ubicación de las estaciones

Estación	Población	Dist. al mar (m)	Altitud (m)	NaCl (1)	NaCl (2)	SO <sub>2</sub>	PH	PS
1C	O Barco	11.710	326	9,06	17,32	30,15	6,87	89,72
2C	Bóveda	91.000	739	10,59	18,12	19,72	7,77	121,76
3C	Buño	10	106	226,52	104,33	23,54	5,14	70,28
4C	Carballo	10.600	20	20,63	45,01	20,29	6,02	48,48
5C	Carnota	1.100	19	12,45	79,15	34,17	5,05	61,11
6C	Carral	13.300	20	11,25	46,46	26,40	5,86	77,94
7C	Cee	25	12	27,96	354,59	19,92	7,16	250,61
8C	Cerceda	17.700	500	12,19	64,95	20,53	5,74	64,49
9C	Cervo	3.500	69	45,51	45,75	33,26	5,96	91,21
10C	Cesuras	14.400	400	8,27	36,97	28,22	5,06	101,68
11C	A Coruña	2.000	5	25,87	67,62	20,22	5,11	70,48
12C	Culleredo	6.600	200	40,21	77,25	29,03	5,26	120,78
13C	Dumbría	10.000	201	15,69	106,74	24,81	5,43	105,26
14C	Enfesta	4.400	900	18,00	75,50	34,63	5,23	84,94
15C	Espasante	200	20	164,69	160,60	29,73	5,29	81,11
16C	Fisterra	200	41	107,01	198,69	26,86	5,86	87,92
17C	Folgueira	17.000	389	14,96	29,30	34,10	6,46	131,30
18C*	Foz	2.000	8	20,29	52,65	25,57	6,38	175,39
19C	Friol	32.400	470	6,56	17,95	25,19	6,08	107,95
20C	Guitiriz	27.700	488	25,44	23,33	36,22	5,84	30,49
21C	O Incio	94.800	450	17,50	43,88	40,16	7,22	102,03
22C	Lourenzá	14.600	739	9,65	26,40	25,18	6,54	94,53
23C	Loureda	16.000	100	15,27	62,71	34,46	5,51	95,62
24C	Mazaricos	13.300	200	19,94	90,39	25,50	5,15	143,99
25C	Medúa	135.500	359	10,23	10,10	22,22	6,92	63,92
26C	Meirama	14.000	20	8,85	45,56	31,73	5,76	50,50
27C	Momán	26.600	500	14,64	41,84	26,74	6,00	96,34
28C	As Neves (Ortigueira)	12.800	185	12,97	57,69	26,02	4,71	101,51
29C	As Neves (Capela)	10.000	500	17,25	75,42	28,36	5,94	248,99
30C	Ordes	27.100	289	10,29	34,27	25,68	5,20	33,85
31C	Oroso	35.300	260	12,64	81,21	24,23	6,04	80,99
32C	Oural	90.000	500	10,66	20,70	26,60	7,10	170,17

[Continúa en la página siguiente]

Estación	Población	Dist. al mar (m)	Altitud (m)	NaCl (1)	NaCl (2)	SO <sub>2</sub>	PH	PS
33C	Ouro	12.200	276	10,70	47,36	22,51	5,61	143,98
34C	Pontedeume	400	27	18,64	55,98	30,30	5,35	52,66
35C	A Pontenova	25.200	670	10,78	31,55	24,43	6,31	143,98
36C	As Pontes de G. R.	23.300	380	10,67	25,60	22,89	5,67	91,86
37C	Ribadeo	100	46	19,13	37,93	29,71	6,22	40,71
38C	Ribadeume	22.600	800	17,60	119,02	106,56	6,38	26,25
39C	A Rúa	115.500	317	9,51	27,19	25,80	6,58	159,68
40C	Santa Baia	36.600	500	7,52	35,67	31,24	5,61	73,30
41C	Sarria	21.100	453	5,35	19,53	27,11	6,74	63,35
42C	Silva	16.600	600	7,99	7,52	23,36	6,12	11,11
43C	Sober	83.300	244	17,10	10,93	30,40	6,13	30,12
44C	Sobrado	32.800	511	17,62	36,56	31,14	5,86	98,96
45C	Valdoviño	5.500	20	31,18	61,80	28,06	5,54	95,46
46C	A Veiga	120.600	865	9,03	29,15	28,20	6,52	148,64

#### Nomenclatura

NaCl (1): mg de NaCl/m<sup>2</sup>.día (método de la teja), NaCl (2): mg de NaCl/m<sup>2</sup>.día (método de la candela húmeda), SO<sub>2</sub>: mg de SO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.día, pH, medio anual medido en agua de lluvia, PS, cantidad de partículas sedimentables: mg/m<sup>2</sup>.día

$$K = 6,029 \cdot 10^{-5} - 0,149 \cdot [\text{NaCl}] + 0,0055 \cdot [\text{SO}_2] + 0,0127 \cdot \text{pH} + 1,258 \cdot \text{PS}$$

Donde:

NaCl = mg de NaCl/m<sup>2</sup>.día (método de la teja)

SO<sub>2</sub> = mg de SO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.día

PH = pH medio anual medido en agua de lluvia

PS = cantidad de partículas sedimentables, mg/m<sup>2</sup>.día

De nuevo, un análisis de esta ecuación muestra cómo el valor correspondiente al coeficiente de los cloruros es negativo, lo cual denota la poca significación de este tipo de ecuaciones empíricas y su no transportabilidad entre zonas en las que los intervalos entre los cuales se desenvuelven las variables consideradas sean distintos. En el caso del cobre, el cinc y el aluminio, ni siquiera este tipo de ajuste ha rendido los resultados esperados.

En la [\[tabla 3b\]](#) se reflejan también los productos de corrosión encontrados en las estaciones, así como los parámetros determinados metalográficamente. Respecto a los productos de corrosión, hay que comentar que han respondido a la pauta de comportamiento observada en las investigaciones anteriores (estaciones tablas 1 y 2). Los estudios metalográficos han servido para demostrar que la profundidad máxima de penetración en el metal es una función marcada de la concentración de cloruros en la atmósfera.

[Tabla 3b] Velocidad de corrosión, productos de corrosión y parámetros metalográficos

Estac.	Acero				Cobre				Cinc			
	V.C.	Producto	a*	b**	V.C.	Producto	a*	b**	V.C.	Producto	a*	b**
1C	0,488	L,G	0,070	0,160	0,024	C,N	0,015	0,035	0,005	-	0,020	0,045
2C	0,460	L,G	0,055	0,200	0,042	C,C11	-	-	0,015	C2,C3,C14	0,025	0,019
3C	2,813	L,G	0,275	0,170	0,078	C,C11	0,040	0,070	0,064	C3	0,025	0,035
4C	0,784	L	0,130	0,250	0,042	C	0,020	0,065	0,007	C3	0,050	0,140
5C	0,615	L	0,170	0,330	0,040	C,N,S2,C11	-	-	0,022	C3	0,040	0,100
6C	0,886	L,G	0,125	0,215	0,059	C	0,020	0,025	0,019	C3	0,050	0,065
7C	0,652	L	0,065	0,195	0,039	C,S2	0,010	0,130	0,020	C14	0,040	0,045
8C	0,749	L,G	0,090	0,220	0,032	C,C11,S1	0,015	0,610	0,016	-	0,110	0,017
9C	0,926	L,G	0,175	0,230	0,049	C	-	-	0,022	C14	0,020	0,015
10C	0,744	L	0,230	0,210	0,050	C,C11,N,S2	0,025	0,040	0,023	C14	0,020	0,015
11C	0,847	L	0,125	0,180	0,050	C,N	0,015	0,040	0,027	C3	0,045	0,095
12C	0,748	L,G	0,180	0,175	0,040	C,S2,N	0,035	0,100	0,020	C3	0,045	0,125
13C	0,912	L	0,180	0,330	0,040	C,N	0,025	0,065	0,025	C3,S9	0,060	0,080
14C	0,975	L,G	0,155	0,205	0,048	C,C11	0,030	0,060	0,034	C2,C3	0,035	0,105
15C	3,709	L	0,215	0,250	0,051	C,C11	0,030	0,040	0,048	C3,C14	0,050	0,045
16C	2,164	L	0,255	0,260	0,074	C	-	-	0,039	C14	0,040	0,055
17C	0,387	L	0,100	0,155	0,083	C,C11,S2,S3	-	-	0,020	-	0,110	0,150
18C	0,680	L	0,120	0,255	0,030	C	0,015	0,070	0,021	-	0,035	0,225
19C	0,417	L,G	0,145	0,270	0,038	C	0,020	0,060	0,019	-	0,035	0,550
20C	0,837	L,G	0,105	0,175	0,029	C	-	-	0,026	C14	0,065	0,095
21C	0,756	L,G	0,060	0,080	0,035	-	-	-	0,022	C3	0,035	0,075
22C	0,509	-	0,080	0,375	0,049	C,N,S2,S1	0,010	0,100	0,010	-	0,015	0,040
23C	1,154	L	0,180	0,290	0,030	C,N,S2	-	-	0,036	C3	0,050	0,190
24C	0,897	L,G	0,155	0,250	0,078	C	0,020	0,025	0,031	C3	0,010	0,030
25C	0,516	L,G	0,095	0,500	0,051	C,N	0,050	0,075	0,081	-	0,015	0,050
26C	0,797	L,G	0,100	0,480	0,289	C	0,017	0,045	0,028	C3	0,030	0,075
27C	0,742	L	0,135	0,335	0,049	C,N	-	-	0,012	-	0,020	0,075
28C	0,901	L,G	0,245	0,440	0,029	C,N	-	-	0,033	C3	0,030	0,020
29C	0,820	L,G	0,200	0,305	0,042	C	0,025	0,055	0,029	C14	0,060	0,095
30C	0,881	L,G	0,160	0,500	0,037	C,N	0,015	0,040	0,028	C3,C2	0,050	0,080
31C	0,629	L	0,110	0,150	0,038	C	-	-	0,025	C3	0,075	0,180
32C	0,547	L	0,130	0,200	0,027	C	-	-	0,009	-	0,030	0,055
33C	0,942	L,G	0,110	0,250	0,025	C,N	-	-	0,021	-	0,015	0,050
34C	0,690	L,G	0,115	0,270	0,038	C	0,010	0,235	0,038	C3	0,035	0,075
35C	0,632	L	0,120	0,230	0,048	C	-	-	0,019	-	0,025	0,070
36C	0,641	L,G	0,125	0,350	0,036	C,C11,S1	0,050	0,080	0,015	C3	-	-
37C	0,562	L,G	0,135	0,230	0,033	C	0,020	0,080	0,020	-	0,040	0,080

[Continúa en la página siguiente]

Estac.	V. C.	Producto	a*	b**	V. C.	Producto	a*	b**	V. C.	Producto	a*	b**
38C	0,790	L,G	0,140	0,235	0,037	C,N,S2	0,025	0,085	0,020	-	0,030	0,060
39C	0,219	L	0,110	0,280	0,052	C	-	-	0,012	-	0,030	0,190
40C	0,795	L	0,130	0,260	0,002	-	0,045	0,075	0,020	-	0,030	0,130
41C	0,314	L	0,070	0,100	0,046	C	0,010	0,055	0,021	C3	0,035	0,075
42C	0,725	L	0,135	0,250	0,023	C	0,010	0,065	0,037	C3,S9	0,030	0,060
43C	0,646	L	0,100	0,265	0,048	C	0,020	0,080	0,022	-	0,030	0,085
44C	0,772	L	0,175	0,200	0,054	C	0,010	0,075	0,035	-	0,010	0,125
45C	0,846	L,G	0,250	0,200	0,048	C	-	-	0,027	C14	0,035	0,040
46C	0,541	L,G	0,080	0,135	0,008	C	-	-	0,012	C3,S9	-	-

\*Profundidad máxima de picadura (mm).

\*\*Anchura correspondiente a la picadura más profunda.

Nomenclatura:

V. C.: Velocidad de corrosión ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ )

L:  $\gamma\text{-FeOOH}$  (lepidocrocita); G:  $\alpha\text{-FeOOH}$  (geotita); M:  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  (magnetita); H:  $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$  (hemetita); C:  $\text{Cu}_2\text{O}$  (cuprita); N:  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{NO}_3$  (gerardita); S1:  $\text{Cu}_4\text{SO}_4(\text{OH})_6$  (brochantita); S2:  $\text{CuSO}_4\cdot 3\text{Cu}(\text{OH})_2$ ; S3:  $\text{CuSO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}$  (sulfato de cobre hidratado); S4:  $\text{CuSO}_4\cdot 3\text{H}_2\text{O}$  (bonatita); S5:  $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (sulfato de cobre pentahidratado); C11:  $\text{Cu}(\text{OH})_3\text{Cl}$  (paratacamita); C12:  $\text{CuCl}$ ; C13:  $\text{Cu}(\text{OH},\text{Cl})_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (calumelita).

## 11. Zonas para la realización de un estudio específico de las muestras de aluminio

Arzúa, Curtis, Dodro, Ferrol, A Coruña I, A Coruña II, Noia, Ordes, Ortigueira, Pontedeume, Ponte do Porto, As Pontes de García Rodríguez, Santa Comba, Santiago de Compostela, Becerreá, Chantada, A Fonsagrada, Foz, Lugo I, Lugo II, Meira, Mondoñedo, Monforte, Palas de Rei, Quiroga, Ribadeo, Sarria, Vilalba, Viveiro, Abadín, Barreiros, Bóveda, Cervo, Cospeito, Guitiriz, O Incio, Muras, Oural, Oulol, Samos, O Valadouro, O Vicedo, Xermade, Xove, Cerdedo, O Grove, A Cañiza, A Estrada, Agolada, A Guarda, Lalín, Marín, Pontevedra, Porriño, Ponte Caldelas, Tui, Vigo E.T.S.I.I., Vilagarcía.

Una vez obtenidos los datos de cada probeta en todas las estaciones que se indican, las cuales, debido a su elevado número, no se tabulan, se procedió a su tratamiento con el fin de establecer relaciones entre estos parámetros estadísticos y las variables ambientales de cada estación. En primer lugar, hay que resaltar la imposibilidad de obtener una relación entre alguno de estos parámetros y el tiempo de exposición, por lo que los esfuerzos se centraron en buscar relaciones que permitiesen relacionar la corrosión a un tiempo determinado con las variables ambientales. De los parámetros estadísticos estudiados, el que guarda mayor relación con las características del entorno es la profundidad media de las diez picaduras más profundas, que está íntimamente relacionada

Variable	Unidades	Posición horizontal		Posición vertical
		Cara mirando al cielo	Cara mirando al suelo	Cara mirando al suelo
SO <sub>2</sub>	mg/m <sup>2</sup> .día	0,5867	0,16	0,2015
NaCl	mg/m <sup>2</sup> .día	0,176	0,5695	0,5926
SO <sub>2</sub> xNaCl	mol.1 <sup>-1</sup>	1,923.10 <sup>-2</sup>	1,860.10 <sup>-2</sup>	1,964.10 <sup>-2</sup>
ftw	adimensional	6,582.10 <sup>-2</sup>	3,897.10 <sup>-2</sup>	5,196.10 <sup>-2</sup>
t.i.	adimensional	1,3393	1,5691	1,1621
Error estándar		0,75	0,81	0,72
Coficiente de regresión		16,93%	18,80%	19,15%

[Tabla 4]

Ajuste de los parámetros estadísticos de la corrosión del aluminio

Nomenclatura:

SO<sub>2</sub>: deposición media anual de SO<sub>2</sub>, en mg de SO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.día.

NaCl: deposición media anual de NaCl, en mg de NaCl/m<sup>2</sup>.día.

ftw: porcentaje medio de humectación anual (%).

t.i.: término independiente.

con los niveles de cloruros, y que es tanto más elevada cuanto mayores son éstos. Dentro de una misma probeta, la cara mirando al cielo sufre menos ataque corrosivo que la cara mirando al suelo. En el caso de Galicia, además, en las probetas colocadas en posición vertical [tabla 4], el ataque fue mayor en el lado del Oeste, debido a que la dirección predominante de los vientos es del Sudoeste, lo que supone un mayor aporte de cloruros sobre la cara Oeste. Estos dos últimos efectos disminuyen con el tiempo, es decir, a medida que transcurre el tiempo, el ataque tiende a ser más homogéneo en toda la probeta. El transcurso del tiempo aumenta también el valor de los parámetros; así, la profundidad media de las máximas, PMM, crece de 2 a 3 veces, mientras que el número de picaduras por centímetro cuadrado, NP, se multiplican por 10.

Se han estudiado por primera vez, utilizando técnicas metalográficas, las características de la corrosión del aluminio en una amplia zona geográfica que abarca prácticamente todo el medio ambiente gallego; de las estaciones de seguimiento, veinte de ellas estaban situadas en zonas costeras y treinta y ocho en la Galicia interior, y el estudio se concluyó después de tres años de exposición.

1. De los parámetros estadísticos determinados (número de picaduras, profundidad máxima y profundidad media de las diez más profundas), el que guarda una mayor relación con las características del entorno es la profundidad máxima de las diez picaduras más profundas.

2. En función de los controles realizados en los dos, cuatro, nueve, veinte, veintiséis y treinta y seis meses de exposición, se considera que el factor determinante (de la profundidad media de las máximas) es el ion cloruro, que, por un lado incrementa la conductividad de la película de electrolito en la superficie del

metal y, por otro lado, debido a su carácter higroscópico, aumenta el tiempo de humectación respecto a una atmósfera exenta de este agente agresivo.

3. Bajas concentraciones de cloruros y de  $\text{SO}_2$  condicionan menores valores de los parámetros citados (n.º de picaduras y profundidad media de las máximas).

4. La cara superior de las muestras, orientadas hacia el cielo, está generalmente menos atacada que la inferior, orientada hacia el suelo. Se observa también cierta preferencia direccional en el ataque (dirección oeste) relacionada con el predominio de los vientos en el área estudiada.

5. Se observa un mayor número de picaduras/cm<sup>2</sup> en las zonas costeras, aunque el que sea elevado no es parámetro exclusivo de estas zonas.

6. La pluviosidad no es factor condicionante en aquellas zonas donde existen altas concentraciones de los agentes agresivos ( $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_2$ ), ya que no influye en la profundidad de las picaduras. Por el contrario, tiene cierta influencia en otras zonas, donde estos agentes agresivos no se manifiestan tan acusadamente (ambientes rurales), aumentando la profundidad de las picaduras en lugares de mayor pluviosidad.

7. Al aumentar el tiempo de exposición (de 9 a 36 meses) se incrementa tanto el número de picaduras como la profundidad media de las máximas. Además, se observa que decrecen las diferencias entre los valores de dichos parámetros obtenidos para las distintas caras y orientaciones de las muestras; esto es, tiende a desvirtuarse el ataque preferencial en orientaciones determinadas.

Cuantificando lo anterior, se puede pormenorizar la siguiente relación:

- tiempo de exposición (control inicial): 9 meses
- tiempo de exposición (control final): 36 meses
- incremento P.M.M. 2-3 veces
- incremento n.º de picaduras 10 veces

8. Se observa en determinadas zonas geográficas unos valores de PMM y número de picaduras anormalmente altos, en función de los niveles de los parámetros medioambientales de la zona. Ello sugiere que pueda existir una influencia de los centros térmicos que se encuentran en las proximidades de las estaciones mencionadas debido a un efecto transfronterizo.

No obstante, las profundidades encontradas siguen siendo inferiores a las observadas en zonas costeras, donde hay una mayor concentración de cloruros.

9. Al revés de lo observado en trabajos realizados por investigadores de este departamento con otros metales (especialmente acero al carbono), el agente agresivo  $\text{SO}_2$  no potencia la acción de los cloruros.



10. Se relacionan, por primera vez, utilizando un seguimiento microfotográfico para determinar la corrosividad del aluminio, los siguientes parámetros: concentración de Cl<sup>-</sup> (expresado como [ClNa]), concentración de SO<sub>2</sub> (expresado como [SO<sub>3</sub>]), temperatura media, precipitación, n.º de picaduras/cm<sup>2</sup>, profundidad media de las diez más profundas:

A. *Conjunto de las muestras* (incluyendo placas H y V).

$$\text{P.M.M.} = 1.08651114 + 0.175173152 [\text{SO}_3^-] + 0.581536057 [\text{ClNa}] - 1.90257 \times 10^{-2} [\text{SO}_3^- \times \text{ClNa}] + 3.82226 \times 10^{-2} \text{I} [\text{th}]$$

Donde P.M.M. = profundidad media de las máximas diez picaduras.

[th] = tiempo de humectación (días)

resultando un coeficiente probable de correlación:

$$R = 0.76$$

y un error medio de 18.37%.

B. *Muestras posición horizontal* (cara superior)

$$\text{P.M.M.} = 1.33927752 + 0.176021474 [\text{SO}_3^-] + 0.586775186 [\text{ClNa}] - 1.92129 \cdot 10^{-2} [\text{SO}_3^- \times \text{ClNa}] + 6.58202 \cdot 10^{-2} [\text{th}]$$

resultando un coeficiente probable de correlación:

$$R = 0,75$$

y un error medio de 16,93%.

C. *Muestras posición horizontal* (cara inferior)

$$\text{P.M.M.} = 1.56903872 + 0.160009296 [\text{SO}_3^-] + 0.569469596 [\text{ClNa}] - 1.85996 \cdot 10^{-2} [\text{SO}_3^- \times \text{ClNa}] + 3.8974219 \cdot 10^{-2} [\text{th}]$$

coeficiente de correlación, R = 0.81

error medio de 18,80%.

D. *Muestras posición vertical*

$$\text{P.M.M.} = 1,16214392 + 0,201520796 [\text{SO}_3^-] + 0.592578574 [\text{ClNa}] - 1.96350 \cdot 10^{-2} [\text{SO}_3^- \times \text{ClNa}] + 5.19601 \cdot 10^{-2} [\text{th}]$$

coeficiente de correlación, R = 0,72

error medio de 19,15%.

## Resultados y conclusiones

Lo más resaltante de las determinaciones de cloruros es la discrepancia entre los dos métodos, el de la teja y el de la candela. Hasta tal punto son discrepantes que no ha sido posible encontrar ninguna ecuación que relacionase mínimamente los valores obtenidos por los dos métodos. Este hecho es importante desde el punto de vista de las ecuaciones empíricas que se obtienen para predecir el comportamiento de los metales, pues, según la procedencia de los datos de aporte de contaminantes, los resultados pueden ser muy distintos.

El comportamiento de los metales, en lo referente a sus velocidades de corrosión, resultó ser el esperado de acuerdo con los correspondientes niveles de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_2$ . Son notables por los valores tan elevados de velocidad de corrosión las estaciones 3C y 15C, debido al elevadísimo aporte de cloruros por su proximidad al mar. Desde el punto de vista estadístico, se intentó encontrar correlaciones entre las velocidades de corrosión de los metales y los parámetros ambientales determinados. Los resultados sólo han sido satisfactorios en el caso del acero, en el cual el ajuste presenta un buen coeficiente de correlación, resultando una ecuación:

$$K = 6,029 \cdot 10^{-5} - 0,149 \cdot [\text{NaCl}] + 0,0055 \cdot [\text{SO}_2] + 0,0127 \cdot \text{pH} + 1,258 \cdot \text{PS} \quad [6]$$

Donde:

$\text{NaCl}$  = mg de  $\text{NaCl}/\text{m}^2 \cdot \text{día}$  (método de la teja)

$\text{SO}_2$  = mg de  $\text{SO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{día}$

$\text{pH}$  = pH medio anual medido en agua de lluvia

$\text{PS}$  = cantidad de partículas sedimentables,  $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{día}$

De nuevo, un análisis de esta ecuación muestra cómo el valor correspondiente al coeficiente de los cloruros es negativo; esto denota la poca significación de este tipo de ecuaciones empíricas y su no transportabilidad entre zonas en las que los intervalos entre los cuales se desenvuelven las variables consideradas sean distintos. En el caso del cobre, el cinc y el aluminio, ni siquiera este tipo de ajuste ha rendido los resultados esperados.

Respecto a los productos de corrosión, hay que comentar que han respondido a la pauta de comportamiento observada en las investigaciones anteriores, tal como se explicó anteriormente. Los estudios metalográficos han servido para demostrar que la profundidad máxima de penetración en el metal es una función marcada de la concentración de cloruros en la atmósfera.

## 12. Materiales utilizados

### 12.1. Corrosión atmosférica de los aceros dulces

El acero dulce se puede considerar como representativo del comportamiento frente a la corrosión de la mayoría de los aceros de construcción.

Como ya se ha explicado, el proceso corrosivo en la atmósfera es de tipo discontinuo, esto es, avanza exclusivamente durante los períodos en que la superficie metálica se halla humedecida. La velocidad de corrosión depende de las características físicas del depósito acuoso formado sobre la superficie metálica, en especial de su espesor y de la naturaleza y concentración de los contaminantes atmosféricos en él disueltos.

Respecto al cambio de temperatura, se puede decir que esta afecta directa o indirectamente a la corrosión de un metal en la atmósfera. Al subir la temperatura, aumenta la velocidad de las reacciones electroquímicas, pero, al mismo tiempo, se acelera la evaporación de la humedad depositada sobre el metal, desciende la concentración de oxígeno y de otros gases corrosivos disueltos en ella, incluso pueden producirse cambios en las propiedades protectoras de las capas de productos de corrosión. Además, por debajo de 0 °C, cuando la película de electrolito está helada, la corrosión se detiene prácticamente, salvo en atmósferas con una concentración salina elevada, puesto que estos aniones disueltos en el electrolito retardan la congelación. Algunos investigadores llegaron a la conclusión de que la velocidad de corrosión del acero dulce en la atmósfera se eleva en un 24-33% al pasar de 5 a 15 °C. Schikorr concluye que el efecto de esta variable es mayor cuando la superficie de acero preoxidada se halla visiblemente mojada que cuando esta sólo humedecida.

En el transcurso de la exposición atmosférica es posible que la velocidad de corrosión del acero se amortigüe algo a causa de la formación sobre su superficie de capas medianamente protectoras de productos de corrosión. Es asimismo concebible que las propiedades y grado de protección de estas capas guarden relación con el número de horas anuales de humectación a que queda sometido un metal.

El efecto que tiene la contaminación sobre la corrosión del acero es que la incrementa considerablemente, así como se ha demostrado que al pasar de una atmósfera pura a otra con 2 mg de  $\text{SO}_3/\text{dm}^2/\text{día}$  supone casi doblar la corrosión de acero. Algunos autores, admiten un índice de variación de dos al cambiar de una atmósfera rural a otra industrial.

Respecto a la contaminación por cloruros, varias investigaciones han tratado de relacionar la corrosión de acero con la salinidad de la atmósfera. Todas ellas indican que la corrosión se incrementa de forma casi proporcional a la

salinidad en un amplio intervalo de niveles de contaminación marina. Salinidades de hasta unos 30 mg NaCl/m<sup>2</sup>/día influyen poco en la velocidad de corrosión. En cambio, a partir de 100-200 mg NaCl/m<sup>2</sup>/día el efecto es muy grande. La corrosión puede multiplicarse hasta por 100 en casos extremos, y es fácil llegar a un multiplicativo de coeficientes entre 8 y 10. Golubev y Kadyrov estiman que la cantidad de metal corroído al modificarse el carácter de la atmósfera de rural a marina puede aumentar unas 1,3-8 veces.

### 12.2. Corrosión atmosférica del cinc

Actualmente el cinc encuentra una amplia utilización en el acero galvanizado, así como en recubrimientos protectores, por lo que es interesante conocer su comportamiento en la atmósfera.

El proceso corrosivo del cinc, igual que sucede con otros metales, sólo tiene lugar durante los periodos de humectación. Mikhsilovskii y col. sugieren que no es imprescindible el concurso de contaminantes para que la corrosión del cinc adquiera valores significativos. Por ejemplo, Zaikin, Golubev y Kadyrov admiten que en una atmósfera rural ligeramente contaminada (0,01 mg SO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) la corrosión del cinc avanza a razón de 0,056 m por cada 100 horas de humectación.

La velocidad de corrosión del cinc se incrementa casi proporcionalmente a la contaminación por azufre de la atmósfera. Sckikorr observó que en atmósferas contaminadas con SO<sub>2</sub> la cantidad de cinc atacado es prácticamente equivalente a la cantidad de sulfato producido sobre su superficie.

Haynie y Upham proponen la ecuación  $C = (HR-48.8) S$  que nos relaciona la velocidad de corrosión expresada en mm/año con la contaminación por SO<sub>2</sub> en mg/m<sup>3</sup> y la humedad relativa, según la cual el cinc no debiera corroerse en una atmósfera pura, aun cuando la humedad relativa fuese alta, pero esta conclusión parece exagerada es más lógico pensar que el campo de aplicación de esta ecuación no se extiende por debajo de los 100 mg SO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>.

Los resultados experimentales obtenidos en Madrid por Feliú y Morcillo revelan una elevada sensibilidad del cinc a la presencia del SO<sub>2</sub> en la atmósfera, mucho mayor que la correspondiente al hierro o al acero. Precisamente, por ello bajo condiciones de fuerte contaminación por azufre, puede ser antieconómica la utilización del cinc desnudo en la protección del acero y provechoso incrementar el espesor de la sección de acero.

Según Berukshatis y Klark; Bartón y Bartanova, y Knotková-Cermáková, existe un valor crítico de este contaminante sólo por encima del cual la corro-

sión se incrementa con rapidez, y que actúa en los 0,62-0,68 mg SO<sub>3</sub>/dm<sup>2</sup>/día (el valor crítico para el cobre es similar, y para el acero, algo más pequeño).

Respecto a la influencia de la contaminación por cloruros en la corrosión del cinc, hay que hacer notar que existe una notoria falta de información. Sin embargo, Hudson y Stanners, Sanyal y col., y Basu y Khan proponen que ésta aumenta con rapidez del mismo modo que la contaminación salina del aire al aproximarse a la orilla del mar.

Varios autores han estudiado el efecto de la temperatura y el tiempo de exposición, llegando a la conclusión de que ninguno de los dos factores tiene un efecto marcado en la velocidad media de la corrosión del cinc.

Anderson en ensayos llevados a cabo en distintas atmósferas, determina prácticamente las mismas velocidades de corrosión del cinc al cabo de un período de 10 años que en uno de 20 años. En ensayos que se prolongaron hasta 5 años, Haynie y Upham llegan a la misma conclusión.

De los trabajos de Golubev se deduce que la velocidad de corrosión de este metal se mantiene prácticamente constante al menos entre 6 y 26 °C. Knotková-Cermáková y col. comprueban, asimismo, que la corrosión del cinc no depende de la temperatura, en el intervalo por ellos estudiado, de 3,3 °C a 10 °C.

### 12.3. Corrosión atmosférica del cobre

Si con los metales considerados en los apartados anteriores se presentaba el inconveniente de una falta de información, con el cobre el problema se agudiza.

Lo mismo que ocurre con los otros metales, es necesaria la presencia de humedad para que tenga lugar la corrosión, y ésta es imprescindible para que se manifieste la acción del SO<sub>2</sub>. El SO<sub>2</sub> seco no ejerce ninguna influencia significativa en la corrosión del cobre, pero sí en presencia de vapor de agua. El mecanismo por el cual el SO<sub>2</sub> ataca la superficie metálica no está del todo claro. Es posible que se oxide a SO<sub>3</sub> y reaccione con el agua para formar H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. También puede ocurrir que el SO<sub>2</sub> se disuelva en el agua con formación de H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> y sulfito metálico, que posteriormente se oxida a sulfato. Para que este contaminante influya de forma significativa en la velocidad de corrosión, tiene que sobrepasar un nivel mínimo de 0,62-0,68 mg SO<sub>3</sub>/dm<sup>2</sup>/día. Una vez superado éste, la velocidad de corrosión aumenta considerablemente con el grado de contaminación.

Asimismo, el ion cloruro ejerce una fuerte influencia en la corrosión atmosférica del cobre.

Sanyal y col. concluyeron que niveles de contaminación del orden de 300-600 mg NaCl/m<sup>2</sup>/día, causan una importante exaltación de la corrosión del

cobre puro. Según Ambler y Bain, concentraciones superiores a 200 mg NaCl/m<sup>2</sup>/día incrementan la velocidad media de corrosión unas 4-10 veces respecto a la de una atmósfera pura.

Respecto al tiempo de exposición, se puede decir que la velocidad de corrosión de este metal tiende a disminuir lentamente en función del tiempo, sobre todo en los primeros 5-10 años Thompson. Algunos autores consideran que hasta el décimo año, poco más o menos, la velocidad de corrosión se reduce alrededor de la mitad de su valor inicial, experimentando después ya muy pequeñas variaciones. Ensayos que se han prolongado hasta 20 años no revelan con claridad que la velocidad de corrosión del cobre siga descendiendo de modo indefinido, lo que hace concluir a Uhlig que *«dentro de los errores experimentales de las determinaciones, la velocidad de corrosión para un período de 20 años es aproximadamente la misma que para uno de 10 años»*.

Algunos investigadores piensan que, después de un primer período de amortiguamiento, la velocidad de corrosión se estabiliza, planteándose a partir de este momento una ley lineal de variación de la corrosión con el tiempo.

#### **12.4. Necesidad de estudios sobre la corrosión atmosférica del aluminio**

El aluminio es un metal al que, después del hierro, se le ha encontrado un mayor número de aplicaciones (construcción, transporte, materiales conductores eléctricos, embalajes, etc.); además, ocupa el segundo lugar de consumo en el mundo entre todos los metales.

Se estima que del 60 al 70% del aluminio utilizado en estas aplicaciones lo es en la atmósfera natural, de ahí la enorme importancia que se le debe dar al conocimiento del comportamiento de este metal cuando está en contacto con la atmósfera y en particular la vida del mismo en condiciones idóneas de servicio.

Su peculiar forma de corroerse condiciona que se le estudie separadamente del resto de los metales, puesto que en algunas ocasiones puede oxidarse con relativa facilidad y, en otras, se mantiene prácticamente inalterable con el tiempo, todo ello en función de la acción que los medios circundantes ejercen sobre él.

La resistencia bien conocida del aluminio a la corrosión se debe a una particularidad fisico-química de este metal. Su posición en la serie de potenciales electroquímicos lo hacen muy reactivo, lo que podría hacer que tuviese una gran susceptibilidad para la corrosión. Afortunadamente, el mal lleva en sí su remedio, en este caso, ya que si bien esta gran reactividad implica una afini-

dad muy fuerte hacia el oxígeno, sucede también que los productos de la oxidación, alúminas más o menos hidratadas, cubren el metal con una película compacta, dieléctrica y aislante. El aluminio así cubierto queda pasivado, es decir, inerte ante muchos medios, y ello gracias a esta película de óxido natural, generalmente de muy poco espesor (habitualmente inferior a 10 nm/año). En atmósferas agresivas, esta película se manifiesta sobre el metal con una tonalidad distinta y un cambio de coloración.

El problema de la corrosión de los metales, y entre ellos el del aluminio, se ha agravado últimamente a causa del empeoramiento del medio ambiente, paralelo al continuo avance de la civilización, lo que hace que cada vez se le conceda más importancia y se dediquen mayores esfuerzos a su estudio, de tal manera que países como Estados Unidos, Francia, Inglaterra, Rusia, Suecia y otros hayan estimado las pérdidas económicas debidas a la corrosión en fracciones importantes de su PNB, que hacen que la corrosión sea problema de alcance e interés internacional.

Por otra parte, es evidente que la corrosión no es evitable, pues es un proceso que está favorecido termodinámicamente. Por tanto, no está en nuestras manos detenerlo, pero sí luchar contra él, frenando y, en algunos casos, tratando de lograr que permanezca estacionario, de ahí que el esfuerzo de los investigadores esté centrado en el estudio de los mecanismos de corrosión en diferentes medios agresivos, que permitan y faciliten la creación de nuevos métodos de protección del metal.

Además, es un hecho bien comprobado a través de la experiencia práctica que se tiene sobre el comportamiento de estructuras reales y por los resultados de numerosos ensayos que la velocidad de corrosión de los metales puede ser muchas veces mayor en unos lugares que en otros, lo que justifica el interés por conocer las variables fundamentales que operan en la corrosión atmosférica y que originan esta gran dispersión de resultados.

### **12.5. Generalidades sobre la corrosión atmosférica del aluminio**

El aluminio y sus aleaciones poseen una excelente resistencia a la corrosión atmosférica; para su empleo no se requiere ningún tipo de protección, y aguanta mucho tiempo sin que se observe un deterioro acusado de su superficie, sobre todo en zonas no costeras ni en grandes ciudades o núcleos industriales de zonas cálidas, en las cuales el aspecto metálico de su superficie desaparece gradualmente a una velocidad que depende de las condiciones climáticas y del grado de contaminación.



Con el tiempo, el aluminio expuesto a la acción directa de la atmósfera va adquiriendo manchas en su superficie que se vuelve rugosa debido a la progresión de las picaduras y a la acumulación de productos de corrosión en su interior.

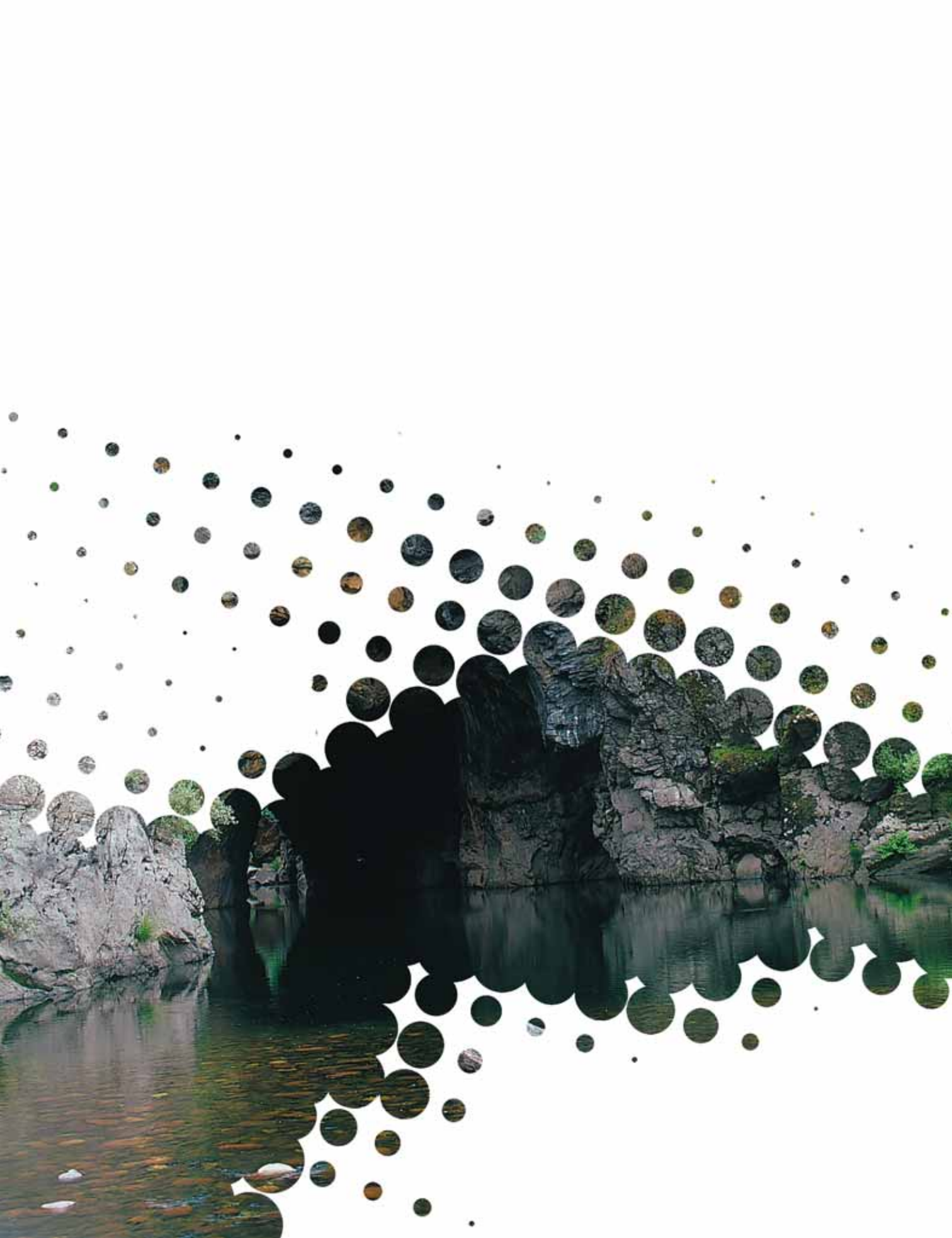
### 12.6. Evaluación de la corrosión

Dado que la corrosión del aluminio se produce fundamentalmente por picadura y, por tanto, de forma irregular y no homogénea, la determinación de su velocidad de corrosión se puede evaluar de diferentes formas:

- Por pérdida de peso por unidad de superficie, proceso que requiere una larga exposición prolongada del metal en la atmósfera.

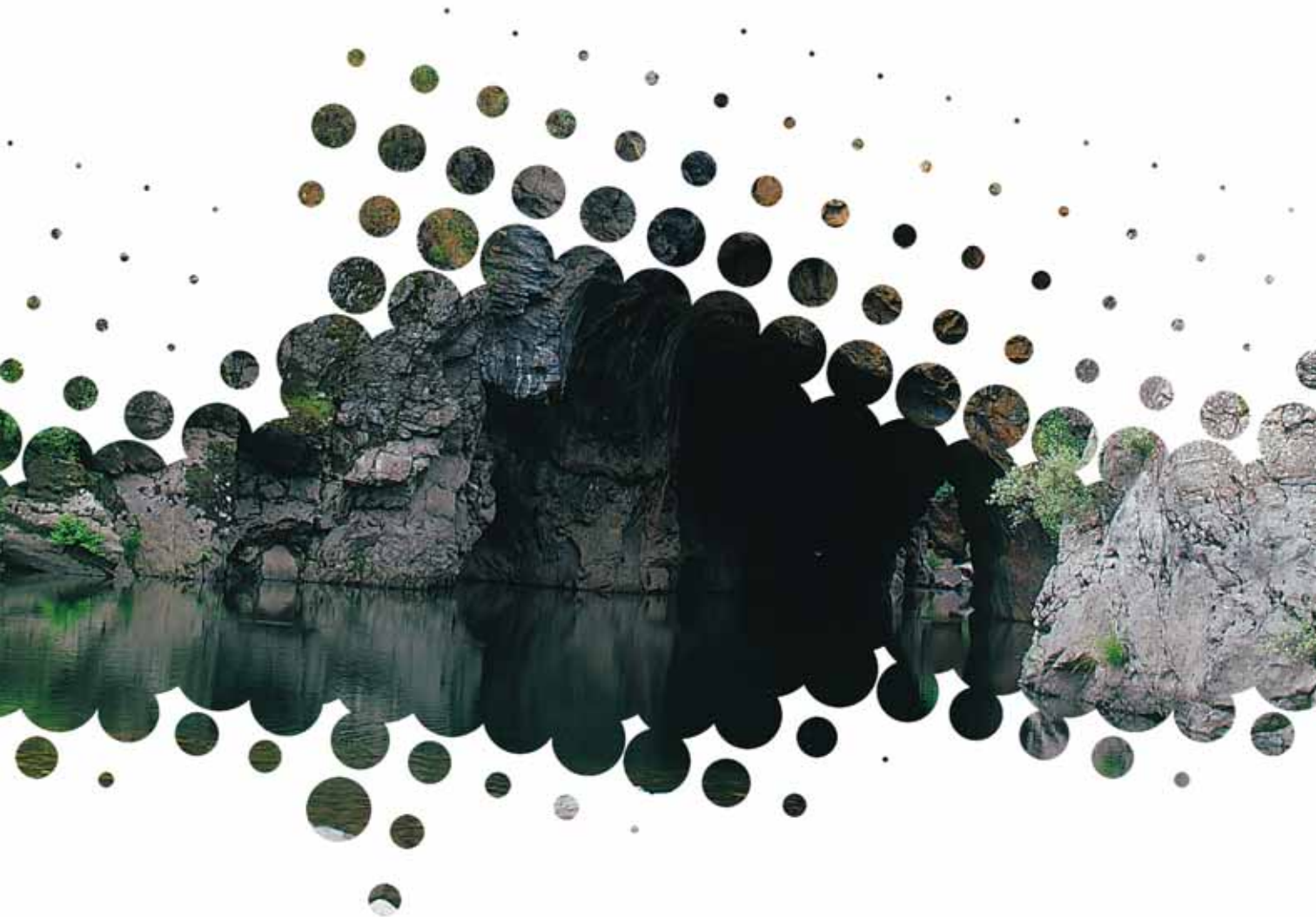
- Por determinación del número de picaduras por unidad de superficie y profundidad media y máxima de éstas, relacionándolas a su vez con sus velocidades de progresión en el tiempo.

El seguimiento complementario de su velocidad de corrosión por medio del análisis de los productos corrosivos no resulta de utilidad, como se verá, ya que aunque estos productos pueden detectarse por rayos X, si la capa pasivante posee más de 100 nm de espesor (si fuese menor, esta técnica no debería ser utilizada y tendría que emplearse otra), en muchas ocasiones, y dado el carácter amorfo de los óxidos hidratados, la difracción no resulta útil.



J. Samper Calvete

**Aguas subterráneas**  
y medio ambiente en Galicia





# Aguas subterráneas y medio ambiente en Galicia

J. Samper Calvete. *Área de Ingeniería del Terreno*  
*ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de A Coruña*

## 1. Introducción

Galicia es una región con abundantes recursos hídricos superficiales y subterráneos. La mayoría de los materiales geológicos existentes tienen un potencial hidrogeológico limitado, ya que predominan las formaciones ígneas y metamórficas en las que los caudales de extracción son bajos. Por ello, los estudios que hay sobre recursos subterráneos son escasos y de carácter muy local. Sin embargo, una parte muy importante de la población que vive en pequeños núcleos se abastece con aguas subterráneas. Dada la gran diseminación de la población se hace muy difícil conocer el grado y cuantía de la utilización actual de estas aguas en Galicia. De acuerdo con IGME (1982) son más de 300.000 los puntos de agua existentes (incluidos pozos y manantiales), siendo los recursos medios anuales del orden de 2.000 hm<sup>3</sup>/año (Xunta, 1991). El proyecto de directrices del *Plan hidrológico de las cuencas de Galicia* admite explícitamente la existencia de serias lagunas en el conocimiento de los recursos subterráneos en esta Comunidad Autónoma (tan sólo se dispone

de un inventario de unos pocos centenares de puntos de agua en toda Galicia) e incluso identifica varias zonas en las que las aguas subterráneas podrían suponer una alternativa a considerar para el abastecimiento en zonas del litoral con problemas estacionales para conseguirlo (Xunta de Galicia, 1993).

A pesar de todo ello, ni el *Anteproyecto de Ley del Plan Hidrológico Nacional* (MOPTMA, 1993) ni el *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas* (MOPTMA-MINER, 1994) incluyen en sus cifras oficiales de recursos subterráneos los casi 2.000 hm<sup>3</sup> existentes en Galicia. No tenemos constancia de que existan actuaciones para la ordenación, planificación, protección y gestión de los mismos, lo que pone de manifiesto que la aplicación de la Ley de Aguas de 1986 en Galicia, en lo referente a las aguas subterráneas, ha sido prácticamente inexistente.

En las zonas rurales está muy extendida la captación de estas aguas como fuente de suministro de agua potable así como para el riego de cultivos y cubrir las necesidades del ganado bovino. Las zonas industriales alejadas de los grandes núcleos también las utilizan en sus procesos productivos. Así mismo, abastecen las segundas residencias en muchos casos. Las aguas subterráneas almacenadas en los acuíferos constituyen un recurso estratégico, ya que en épocas de sequía permiten resolver situaciones de crisis sin necesidad de costosas inversiones. La industria de las aguas minerales envasadas es un sector en alza, como lo demuestra el hecho de que en España estas empresas facturan casi tanto como las empresas de suministro de agua del grifo. Las aguas subterráneas desempeñan, además, un importante papel medioambiental, ya que alimentan y mantienen numerosas zonas húmedas. En zonas de especial protección constituyen una fuente y respetuosa con el medio ambiente. Además del interés socioeconómico y ambiental, ofrecen otras posibilidades como el aprovechamiento lúdico y terapéutico de las fuentes y manantiales termales en instalaciones balnearias, tan abundantes en Galicia.

En este trabajo se presenta una síntesis del conocimiento de los recursos subterráneos de Galicia. A la vista de la situación actual y de las perspectivas existentes se proponen las líneas y trabajos a seguir para progresar en su conocimiento.

Los estudios que tenemos sobre los recursos subterráneos son escasos, de carácter muy local y, en la mayoría de los casos, han sido realizados para el aprovechamiento de la energía geotérmica. Samper (2000) ofrece un compendio del estado actual del conocimiento de estos recursos en Galicia.

La documentación básica del *Plan hidrológico de Galicia-costa* (Xunta, 1990) contiene los trabajos de caracterización hidrológica de las cuencas intracomunitarias de Galicia, que apenas abordan las aguas subterráneas. En 1991 la Xunta de Galicia promovió la realización del *Estudio de recursos de agua subterránea*



*en Galicia* (Xunta, 1991). Se trata del primero y único estudio hidrogeológico de toda esta Comunidad. Su alcance es insuficiente, ya que sólo se evalúan de forma preliminar los recursos de aguas subterráneas y su calidad química. El número de captaciones inventariadas es reducido. El informe reconoce que las aguas subterráneas pueden suponer, en ciertas zonas, un complemento e incluso una alternativa a la solución de problemas de abastecimiento (véase Battle y col., 1992).

El Instituto Geológico y Minero de España (IGME) ha venido realizando una serie de estudios sobre las manifestaciones geotérmicas de Galicia y su potencial como fuente de energía geotermal. Samper (1993) presenta una síntesis de los estudios hidrogeotermales realizados por el ITGE. A excepción de la «Investigación hidrogeológica de Galicia», realizada en 1982 (básicamente es una síntesis a escala 1:200.000 con sólo una relación de 100 puntos de agua), el ITGE no ha abordado la realización de un inventario global de puntos de agua subterránea y un estudio hidrogeológico de ámbito regional en esta Comunidad.

Los materiales geológicos predominantes en su territorio (ígneos y metamórficos) son, en general, poco o muy poco permeables, por lo que tradicionalmente no han sido debidamente estudiados. No obstante, recientemente el conocimiento sobre su funcionamiento hidrogeológico ha experimentado a nivel mundial un desarrollo considerable, sobre todo debido al interés de estas formaciones geológicas para albergar depósitos de desechos peligrosos (vertederos y depósitos de residuos radiactivos). Entre los descubrimientos más espectaculares cabe mencionar el hecho de que, en contra de lo que tradicionalmente se creía, estas rocas, cuya matriz es impermeable, pueden presentar permeabilidades elevadas (hasta 1 m/d) en zonas fuertemente fracturadas y en las que han sufrido una intensa alteración. Los métodos tradicionales de exploración, interpretación y análisis clásicos de la Hidrología Subterránea no son aplicables a este tipo de medios. Sin embargo, hoy en día, al amparo de la tecnología de los residuos nucleares se han desarrollado y se continúan desarrollando métodos para el estudio de estos medios de baja permeabilidad.

## **2. Geología**

Galicia se encuentra enclavada geológicamente en el denominado Macizo Hespérico, fragmento de un gran orógeno que se extiende por el centro y sur de Europa, noroeste de África y la costa este de Estados Unidos, cuyo desa-



rollo tuvo lugar durante el Devónico Superior y parte del Carbonífero. En la península, el macizo se ha dividido en varias zonas y subzonas, que se corresponden con unidades paleogeográficas. En Galicia pueden distinguirse cuatro de ellas, en las que, a su vez, se diferencian diversas unidades litoestructurales. Según la división de Julivert y col. (1972), Galicia se sitúa en las zonas Asturoccidental-Leonesa y la Centroibérica.

La zona Asturoccidental-Leonesa se caracteriza por poseer una serie Cámbrico-Ordovícico-Silúrico potente y en gran parte pelítica, aunque existen también importantes niveles de cuarcita, especialmente en el Cámbrico-Ordovícico inferior.

Atendiendo a su estructura, se trata fundamentalmente de pliegues (incluyen grandes pliegues acostados). Un precámbrico esquistoso se encuentra formando el núcleo de las grandes estructuras anticlinales. Los granitoides son escasos y de pequeñas dimensiones en la parte oriental de la zona, pero en su parte occidental (Manto de Mondoñedo) son bastante abundantes.

La zona Asturoccidental-Leonesa puede dividirse en tres unidades, de las cuales en Galicia están presentes las siguientes [véase figura 1]:

a) Dominio del Manto de Mondoñedo o Galicia Oriental: formado por el gran pliegue acostado de Mondoñedo y sus estructuras asociadas. Presenta un gran interés también en lo referente a las rocas carbonatadas (formaciones Cándana, Vegadeo y Aquitania) así como por las cuencas intramontanas existentes (Sarria, Guntín, etc.) y zonas llanas con depósitos recientes. El pliegue de Mondoñedo tiene un núcleo esquistoso precámbrico, constituido por la Serie de Villalba.

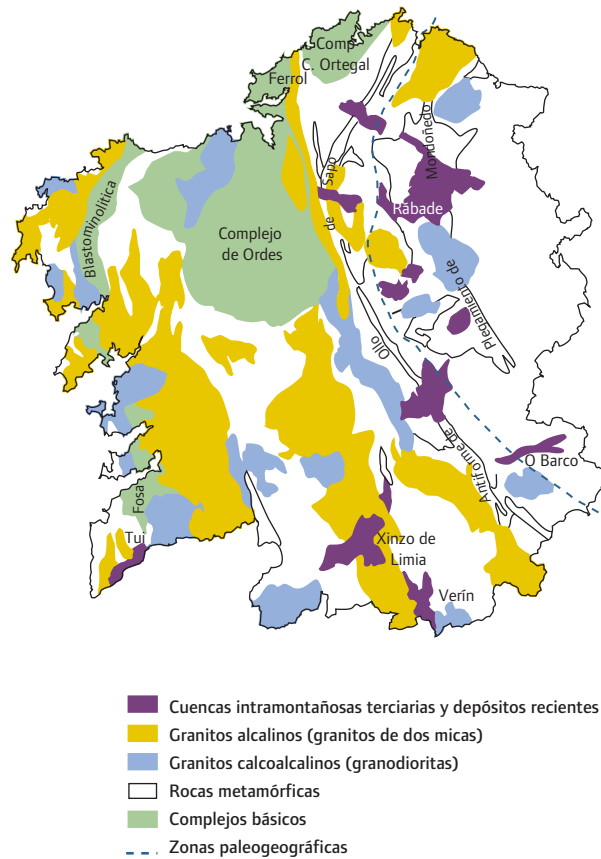
b) Dominio del Caurel-Truchas: formado por el pliegue acostado del Caurel y estructuras que constituyen su prolongación oriental en la región de Truchas. Se trata de un antiformal en cuyo núcleo aflora un Precámbrico constituido por gneises ocelares esquistosos (antiforme del «Ollo de Sapo») que crea el límite occidental de la zona.

c) La zona Centroibérica es muy heterogénea: incluye áreas con metamorfismo de alto grado y abundantes granitoides y áreas con un metamorfismo muy débil. Dentro de ella pueden distinguirse dos subzonas desde el punto de vista paleogeográfico:

1) Galicia Central –Tras os Montes. Muestra un dominio claro de las rocas ígneas, especialmente en el sector occidental. Desde el punto de vista hidrogeológico tienen especial relevancia las cuencas terciarias de Monforte de Lemos, Xinzo de Limia, Verín, Quiroga y As Pontes de García Rodríguez. El sector norte y oriental de esta zona es de claro dominio metamórfico.

[Figura 1]

Unidades litoestructurales y paleogeográficas de Galicia (Xunta, 1991)



2) Galicia Occidental. Está constituida por cuerpos graníticos. La divide del complejo blastomilonítico de la banda de Malpica-Tui, unidad estructural formada por esquistos, gneises, granitos gneísicos y granitos glandulares orientados.

Estratigráficamente Galicia presenta un substrato Precámbrico sobre el que se apoya, en general de modo discordante, un Paleozoico metamórfico en facies variadas. El Mesozoico está ausente. Los depósitos más modernos fueron creados por los rellenos detríticos terciarios de las aisladas cuencas intramontañas, así como por los del cuaternario actual de los principales ríos.

Petrológicamente se pueden considerar dos grandes bloques: el metamórfico y el ígneo. Las rocas metamórficas corresponden a un metamorfismo regional cuyo grado crece de E a W.

### 3. Hidroclimatología

La precipitación media anual en Galicia oscila entre 700 mm (zonas de Estaca de Bares, Fisterra, Corrubedo, Monforte y Ourense) y más de 2000 mm (Sierra de Avión, Cabeza de Manzaneda, Sierra de los Ancares y valle inferior del Miño) (MOPU, 1986, 1988). La temperatura media anual va desde los 8 °C en las zonas de alta montaña a los 15 °C en la zona de las Rías Bajas y Valle del Miño (Carballeira y col., 1983). La ETP varía entre 500-550 mm en las zonas interiores montañosas y algo más de 800 mm, en la cornisa atlántica (Carballeira y col., 1983). Según el estudio de la Xunta (1990), la evapotranspiración real supone como promedio un 47% de la precipitación.

### 4. Hidrogeología regional

#### 4.1. Tipos de formaciones hidrogeológicas

El único estudio que tenemos sobre la hidrogeología de Galicia (Xunta, 1991) incluye una caracterización hidrogeológica preliminar de los materiales existentes en esta región de acuerdo con su tipo de permeabilidad y estructura de porosidad. En esta clasificación se distinguen materiales de:

- (1) Porosidad intergranular (depósitos detríticos).
- (2) Fisuración y karstificación (cuarcitas y calizas).
- (3) Porosidad intergranular y fisuración (granitos y rocas metamórficas).

Considerando el inventario de puntos de agua y las observaciones realizadas en campo, se asignaron unos grados de permeabilidad (alta-media, media-baja, baja y muy baja-impermeable) a cada grupo de litologías.

Los materiales con mejores condiciones hidrogeológicas corresponden a los detríticos que incluyen los acuíferos de mayor interés regional de Galicia. No obstante, también pueden presentarse estos mismos depósitos con permeabilidades bajas cuando el contenido en materiales arcillosos es alto (cuencas de Rábade, Monforte, etc.) y en el caso de cuaternarios indiferenciados (glacis, coluviones, etc.). También presentan una permeabilidad considerable las calizas y dolomías del Cámbrico inferior, que intercaladas normalmente como niveles de escasa potencia dentro de secuencias pizarrosas («Pizarras de Cándana») o como paquetes de entidad propia («calizas de Vegadeo») constituyen acuíferos discontinuos o locales de cierta importancia.

De similares características, aunque de bastante menor importancia en cuanto a los caudales de extracción, las cuarcitas constituyen acuíferos locales

de gran superficie aflorante que pueden resolver problemas puntuales de abastecimiento.

Los granitos alcalinos (de dos micas) son los de mayor relevancia; presentan una cierta permeabilidad media cuando existen importantes zonas de alteración y baja si estas están poco desarrolladas. Los caudales de extracción oscilan entre 1 y 10 l/s. Los granitos calcoalcalinos (granodioritas), gneises y migmatitas tienen menor interés hidrogeológico, aunque existen zonas sorprendentemente excepcionales. Presentan permeabilidades normalmente bajas y caudales de extracción entre 0,3 y 3 l/s.

El resto de rocas metamórficas (pizarras y esquistos) y las rocas básicas y ultrabásicas se consideran menos permeables, aunque no se dispone de suficientes datos.

#### 4.2. Acuíferos en granitos y rocas metamórficas

En Galicia predominan las rocas ígneas (granitos y granodioritas) y metamórficas (cuarcitas, esquistos y gneises). En todas ellas la permeabilidad está asociada a la fisuración o a la alteración en superficie. La recarga de los maci-

zoz graníticos se realiza a través de fracturas y zonas de alteración. Las descargas tienen lugar en manantiales, arroyos, lagos o en otros acuíferos. En la [figura 2] se muestra un manantial en rocas graníticas que está asociado a zonas de alta fracturación de la roca. El nivel piezométrico sigue la topografía al tratarse de rocas de baja permeabilidad. La respuesta a la recarga es bastante rápida, en especial si las fracturas están expuestas en superficie, mientras que los descensos son más graduales (Enresa, 1987; Lener y col., 1990).

De entre las rocas metamórficas, las que pueden ac-

[Figura 2]

Manantial en granitos en la zona de A Zapateira (A Coruña)



tuar como acuíferos son: gneises, cuarcitas masivas y metavulcanitas. Los esquistos y pizarras presentan las fracturas cerradas en profundidad, aunque en superficie resulten engañosas por estar abiertas. Si están abiertas, las fracturas constituyen vías de alta permeabilidad. En muchos casos pueden estar selladas debido al cizallamiento de las rocas, actuando como zonas impermeables por estar rellenas de arcillas. Es también importante conocer la red de diques y su comportamiento hídrico, ya que son capaces de actuar como verdaderos filtros o como pantallas impermeables o barreras al flujo subterráneo.

Las rocas ígneas alteradas, fundamentalmente *in situ*, se denominan «xabre» o «jabre». Su comportamiento es muy similar al de una roca con porosidad granular. La permeabilidad de estos mantos de alteración oscila entre  $10^{-3}$  y 1 m/d (Llamas, 1985; Enresa, 1987). La alteración, que no es uniforme dentro de un mismo macizo, disminuye en profundidad, estableciéndose diversos perfiles. El grado de alteración depende del tipo de roca; existe también una buena correlación entre meteorización y situación topográfica, lo que se traduce en un mejor rendimiento de los pozos de las zonas de valle.

Tienen interés hidrogeológico las «Pizarras de Cándana». Aunque en Galicia presenten muy poca extensión, son las calizas y dolomías del Cámbrico inferior-medio, pertenecientes a las formaciones «Calizas de Vegadeo» o a los niveles carbonatados intercalados en las «Pizarras de Cándana». Ambas formaciones presentan una alta permeabilidad por fisuración y karstificación, desarrollándose en ellas una intensa karstificación que en ciertos puntos puede llegar a tener gran importancia, como en el caso del sistema kárstico del Rey Cintolo en Mondoñedo, con más de 10 km de galerías exploradas.

## 5. Recursos subterráneos

### 5.1. Cuantificación

A excepción de los acuíferos de mayor interés, no se han realizado estudios regionales ni de detalle para cuantificar los recursos subterráneos de Galicia. En el estudio de la Xunta de Galicia (Xunta, 1991) se proponen unos índices de infiltración para distintas zonas que representan el porcentaje de la lluvia total que recarga los acuíferos. A partir de ellos se deduce para la totalidad de la Comunidad Autónoma de Galicia, con una superficie de unos 29.500 km<sup>2</sup>, que los recursos renovables se estiman en unos 2.000 hm<sup>3</sup>/año, equivalentes a una recarga media anual para toda Galicia de 66 mm.

[Tabla 1]

Valores medios anuales simulados de la precipitación, evapotranspiración y escorrentía en Norte I, Galicia-Costa y la Península, correspondientes al período 1940/41-1995/96 (según Estrela, 1999)

Ámbito	Superficie (km <sup>2</sup> )	Precip. (mm)	ETP (mm)	ETR (mm)	Escorrentía total (mm)	Aportación total (hm <sup>3</sup> /año)
Norte I	17.600	1.284	709	563	721	12.689
Galicia-costa	13.130	1.577	737	644	933	12.250

Más recientemente y coincidiendo con la elaboración del *Libro blanco del agua*, se realizó una estimación que dobla la cifra anterior (Estrela, 1999). Las [tablas 1 y 2] muestran los valores de los recursos hídricos totales [tabla 1] y subterráneos [tabla 2] en las cuencas del Norte I y de Galicia-Costa. En el conjunto de Galicia, los recursos subterráneos ascienden a 4.979 hm<sup>3</sup>/año. Puede verse que se trata de una magnitud considerable, ya que representan casi el 18% del total de la península. A pesar de ello, las perspectivas actuales de atención a las aguas subterráneas en Galicia por parte de las administraciones hidráulicas parecen ser casi nulas.

[Tabla 2]

Recarga a los acuíferos y aportación total en régimen natural en las cuencas Norte I (parte de Galicia) y Galicia-Costa. Datos tomados de Estrela (1999) y obtenidos a partir del modelo de simulación

Ámbito de planificación	Aportación total en régimen natural (hm <sup>3</sup> /año)	Recarga en régimen natural (hm <sup>3</sup> /año)	Recarga/aportación (%)
Norte I	12.689	2.745	22
Galicia-Costa	12.250	2.234	18

## 5.2. Balances hidrológicos

Los anteriores valores de recarga son muy genéricos y se deberían afinar teniendo en cuenta en cada cuenca la precipitación, características geomorfológicas, tipos de suelos y cobertura vegetal; analizando los datos de aforos y procediendo a la separación de los componentes de la escorrentía total. Esta separación no es trivial en zonas como Galicia donde las precipitaciones son tan abundantes y continuadas. Además, tampoco es trivial la separación del flujo subterráneo del flujo hipodérmico.

Del análisis de los datos de aportaciones de los ríos en épocas de estiaje (agosto y septiembre) Samper y Soriano (1995) concluyeron que los caudales específicos (caudales por unidad de superficie de la cuenca) pueden ser muy variables de unas zonas a otras dependiendo de la litología. El flujo subterráneo era del orden del 12 % de la escorrentía total. En Galicia existen fuertes gradientes de precipitación, lo que hace que las precipitaciones medias calcu-

ladas para cada cuenca no sean representativas. Este hecho explica que, en ocasiones, la aportación media anual en la estación de aforos sea superior a la precipitación calculada para la cuenca receptora correspondiente. Por ejemplo, en la cabecera del río Tea pueden llegarse a alcanzar 2.500 mm de precipitación (Río y col., 1992), mientras la media de precipitación es de 1.894. Además, en muchos casos las estaciones pluviométricas se encuentran concentradas en las zonas llanas, donde las precipitaciones son menores, mientras que en las zonas montañosas apenas hay estaciones.

### 5.3. Estudios necesarios

Para la cuantificación de los recursos subterráneos es necesario realizar un análisis exhaustivo de los datos de aforos para establecer los caudales de base de los cursos de agua en cuencas de distintas características. Sería recomendable realizar este análisis en varias cuencas piloto, como lo está haciendo el Grupo de Hidrogeología de la Escuela de Caminos de A Coruña en la cuenca del río Valiñas (Soriano y Samper, 2000a). Sus resultados son muy alentadores.

## 6. Usos del agua

La utilización del agua subterránea es difícil de cuantificar debido a la falta de estudios específicos. Los inventarios disponibles son muy reducidos y no incluyen los núcleos de menor población, abastecidos mayoritariamente con aguas subterráneas. Si bien el estudio del IGME (1982) cifraba en 300.000 el número aproximado de puntos de agua en Galicia, los inventarios más recientes (Xunta, 1991) sólo incluyen aproximadamente de 400 puntos.

En Galicia las aguas subterráneas se utilizan en su mayoría para el aprovisionamiento de núcleos pequeños, aldeas y viviendas unifamiliares. Los núcleos urbanos de mayor población se abastecen fundamentalmente de aguas superficiales, con excepción de algunas zonas turísticas. Hay que señalar también que esta utilización de las aguas superficiales es relativamente reciente. Hasta hace unas décadas el suministro de algunas poblaciones importantes (Pontevedra, Vigo, Santiago) se realizaba sobre todo a partir de minas y manantiales, que en muchos casos se siguen utilizando o se mantienen como reserva frente a periodos de sequía. La importancia del agua subterránea es muy grande, ya que posibilita por su distribución espacial el suministro a la mayoría de los pequeños núcleos de la población gallega (cerca de 1.500.000 habitantes,



aproximadamente la mitad de la población, vive en núcleos de menos de 500 habitantes).

El régimen pluviométrico permite cultivos que en otras zonas de España precisan regadío, y por ello las áreas regadas no son extensas; existen tradicionalmente sólo pequeños regadíos a partir del desvío de arroyos y ríos. Sólo en los últimos años se han empezado a construir pozos y sondeos para regar pequeñas parcelas diseminadas. La utilización del agua subterránea con fines ganaderos es importante, puesto que el ganado no tolera fácilmente el agua clorada. El sector industrial también ha recurrido al uso de aguas subterráneas, normalmente con menor coste que la suministrada por las redes de abastecimiento municipales.

Debido a la gran diseminación de la población, el agua subterránea es aprovechada en su inmensa mayoría para usos de tipo puntual, doméstico e individual, caracterizados casi totalmente por sus bajos caudales de explotación.

El abastecimiento a viviendas aisladas se realiza por medio de una pequeña arqueta en un manantial, desde donde se lleva a la casa a través de un pequeño tubo. Las casas rurales normalmente se sitúan cerca de manantiales muy sensibles a las sequías o a cambios en el uso del monte, como puede ser la plan-

[Figura 3]

Galería en granitos en la isla de Ons (Pontevedra). La galería está construida en el valle de un arroyo, coincidiendo con una zona de mayor fracturación y por ello proporciona un caudal de varios l/s que se utiliza para el suministro de la isla



tación de eucaliptos, optándose en estos casos por la realización de un sondeo de captación. En núcleos relativamente importantes (200-400 casas) la forma de abastecerse suele consistir en varios pozos conectados entre sí por drenes horizontales, zanjas o pequeñas galerías (minas) que confluyen en una arqueta. Ejemplos de este tipo de captación, aunque para poblaciones mayores, fueron los antiguos abastecimientos a Santiago, Vigo y Marín. En muchas ocasiones el sistema de captación suele ser mixto entre pozos y galerías (abastecimientos al Cuartel Militar de Figueirido).

Un buen número de sondeos se han hecho a rotopercusión (martillo en fondo), con un diámetro que oscila entre 100-120 mm aunque puede llegar a los 150 mm. La profundidad se sitúa entre 20 y 50 m. El caudal medio extraído varía, en la mayoría de los casos, entre 1.000-1.500 l/hora. Un gran número de las obras de captación son pozos excavados, realizados principalmente en terrenos blandos (zonas de alteración, aluviales, etc.), aunque algunos están excavados en terrenos duros. Se trata de pozos entre 1 y 2 m de diámetro y profundidades normalmente menores de 20 m. Están revestidos con anillos de hormigón o de piedra y los caudales obtenidos suelen ser muy pequeños (1 l/s). En verano se secan casi la mitad de ellos.

Los caudales de manantiales y sondeos suelen ser inferiores a 5 l/s. En muchos casos se desconoce tanto el tipo de perforación como los caudales extraídos. Los bajos rendimientos obtenidos en los sondeos de barrena se deben a su escasa profundidad y diámetro (en muchos casos el caudal extraído no es el máximo que se puede obtener del pozo), a la deficiente construcción, equipado y desarrollo, así como a problemas de colmatación. Las galerías o minas representan una proporción muy pequeña del total de las captaciones practicadas. Se trata de galerías horizontales entre 10 y 50 m de longitud de las que se obtienen hasta 3 l/s. Se utilizan para abastecimiento de pequeños núcleos urbanos.

## **7. Calidad y contaminación de las aguas subterráneas**

### **7.1. Contaminación por nitratos**

La principal causa de contaminación de las aguas subterráneas en Galicia son las actividades ganaderas, en concreto los vertidos de purines y los desechos provenientes de estas actividades. Los compuestos nitrogenados constituyen un indicador de este tipo de contaminación. De las 70 muestras analizadas en el estudio de la Xunta (1991), 16 superaron los 25 mg/l, con sólo 5 de

ellas por encima del umbral de los 50 mg/l. Dicho trabajo concluye que la mayor parte de las aguas subterráneas en Galicia se encuentran dentro de los límites de potabilidad reglamentarios. El Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes (SGMOPT, 1992) realizó un estudio para evaluar el estado de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas destinadas a abastecimiento en núcleos de más de 500 habitantes. De las 51 muestras recogidas sólo 6 registraron síntomas de contaminación incipiente (10-25 mg/L). La mayor parte del territorio gallego está ocupado por población rural diseminada, lo cual hace que el número de municipios que superan los 500 habitantes sea muy reducido. Además, hay que añadir un problema de representatividad de estas muestras, puesto que en estos núcleos rurales diseminados es donde se concentran las actividades agrícolas y ganaderas, y proliferan los pozos negros debido a que no existen redes de saneamiento.

## 7.2. Contaminación bacteriológica

Araujo (1993) muestra que de un total de 439 muestras recogidas en pozos y manantiales gallegos, el 77% resultaron no ser aptas para consumo desde el punto de vista bacteriológico. Díaz-Fierros y Núñez (1995) presentan los resultados obtenidos en los análisis de aguas de 14 puntos de control de una cuenca de alta densidad ganadera (3,5 unidades ganaderas/ha). En ninguno de ellos se sobrepasa la concentración de nitratos de 25 mg/l a lo largo de los 10 meses de seguimiento, mientras que la mayor parte de los análisis incumplían, debido a los niveles de bacterias, las normas sanitarias para aguas potables e incluso las de aguas aptas para baño, con requerimientos bastante menos estrictos. En la mayoría de las cuencas hidrográficas gallegas se alcanza o supera el valor de 2,5 u.g./ha. Según Varela (1996) a partir de 2 a 2,5 u.g./ha comienzan a notarse incrementos de nitrógeno inorgánico en las aguas superficiales. Si se extrapolasen estos resultados al resto de Galicia (lo cual no parece descabellado dada la homogeneidad litológica, geológica, climática y de usos del suelo) se concluiría que las aguas subterráneas no serían aptas para el consumo humano en la mayoría de los casos.

Tanto las sustancias orgánicas (y algunas inorgánicas) como las bacterias de los purines y lixiviados de fosas sépticas pueden quedar retenidas y/o adsorbidas en la zona vadosa. Sin embargo, en un régimen climático como el de Galicia existen numerosas zonas donde el nivel freático está muy próximo a la superficie topográfica, reduciéndose de manera drástica la capacidad autodepuradora de la zona no saturada (López y col., 1994).

### 7.3. Otros focos de contaminación

En el estudio hidrogeológico realizado por el SGMOPT (1994) en el acuífero aluvial del Bajo Miño, se detectó contaminación:

- 1) Por actividades ganaderas y agrícolas.
- 2) Por actividad industrial; en algunos casos se observan concentraciones de plomo de hasta 0.13 mg/l.
- 3) De origen natural en el valle del río Louro.

Litológicamente esta zona se caracteriza por la presencia de materiales finos de menor permeabilidad con niveles ricos en materia orgánica y turba, que dan como resultado un incremento de salinidad así como un ambiente reductor capaz de movilizar hierro y manganeso, cuya presencia es patente en la zona donde se ubican los pozos de abastecimiento de Tui. Según Xunta (1991) existen procesos de intrusión marina en puntos de las costas norte y occidental como consecuencia de los intensos bombeos de carácter puntual en acuíferos litorales, especialmente en el periodo estival.

## 8. Aspectos medioambientales de las aguas subterráneas

Las aguas subterráneas constituyen la fuente de alimentación de numerosas zonas húmedas. Este el caso de algunos de los parques naturales más emblemáticos de España como el Parque Nacional de Doñana y el de Las Tablas de Daimiel. Ejemplos de zonas húmedas asociadas a las aguas subterráneas incluyen: la laguna de Antela en Ourense y As Gándaras de Budiño.

Las Gándaras de Budiño (Porriño, Pontevedra) constituyen un ejemplo de zona húmeda asociada a descargas subterráneas. También reciben aportes de aguas superficiales durante las crecidas del río Louro.

Las aguas subterráneas, además, constituyen una fuente de suministro de agua potable especialmente indicada en zonas de alto valor ecológico. A diferencia de las aguas superficiales, que requieren la construcción de obras de captación y distribución, las aguas subterráneas pueden obtenerse en el lugar en el que se requiere el suministro y sus obras de captación introducen menores impactos. Este el caso de caso de las islas atlánticas gallegas (Cíes y Ons) donde el abastecimiento de agua potable se logra mediante aguas subterráneas a las que se llegó a través de pozos verticales y galerías drenantes horizontales.

[Figura 4]

Vista de As Gándaras de Budiño (Porriño, Pontevedra). Constituyen un ejemplo de zona húmeda asociada a descargas subterráneas. Las gándaras también reciben aportes de aguas superficiales en durante las crecidas del río Louro



## 9. Perspectivas

A pesar de que Galicia es una región con abundante pluviosidad, se presentan problemas puntuales de abastecimiento. Las principales causas de los déficits de agua son:

- (1) La mayor demanda motivada por el crecimiento de la población y aumento de las dotaciones brutas por el incremento del nivel de vida.
- (2) Las infraestructuras inadecuadas para atender este crecimiento.
- (3) La degradación de los recursos por contaminación de las aguas superficiales o subterráneas (abonados, infiltraciones de alcantarillado, fosas sépticas...).

Los factores más importantes que contribuyen a estos hechos son:

- (1) El crecimiento urbano e industrial en las áreas de mayor aglomeración.
- (2) La dispersión de la población (que ha conducido a soluciones individuales sin criterios técnicos).

(3) La proliferación de zonas turísticas y de segunda residencia en zonas costeras.

(4) El deficiente estado del saneamiento en los núcleos de población.

Según los estudios realizados en los planes hidrológicos, de los 71 municipios con problemas de abastecimiento, 35 poseen escasos recursos de agua subterránea, no superando los 100 mm/año, o incluso menor (50 mm/año). El resto de los ayuntamientos con restricciones (36) presenta unos recursos medios variables, dependiendo de la litología de la zona, pudiendo oscilar entre los 50 y 300 mm/año. En 9 de ellos se alcanzan valores superiores a 300 mm/año. Por tanto, una buena parte de los municipios deficitarios en Galicia podría mejorar su abastecimiento urbano mediante la captación de aguas subterráneas o, al menos, solventar problemas concretos y en ocasiones de difícil solución a corto plazo.

Se deberá comenzar por la realización de un inventario de puntos de agua mucho más completo que el actualmente disponible. Para ello tendrían que compendiarse los datos disponibles en la base hidrogeológica del ITGE, los recogidos en el estudio de la Xunta (1991), la información sobre aguas minerales y termales, y otros que se hayan podido generar en estudios de detalle tales como el abastecimiento a poblaciones, los estudios para obras civiles de carácter puntual (presas) y lineal (autovías), y otras fuentes varias. Esta detallada recopilación requiere una extensa labor que deberá complementarse con la actualización del inventario.

Por otro lado, además de la mencionada actualización, será necesario elaborar una estadística de captaciones y explotaciones de aguas subterráneas para establecer cuáles son sus usos reales, sus tipos, magnitud, distribución espacial, características, calidad y contaminación y deficiencias.

Sobre la base de la información recogida en los inventarios y estadísticas, y del análisis detallado de las condiciones geológicas se podrán establecer zonas de mayor interés para la profundización del conocimiento hidrogeológico. Una vez identificadas, se realizarán estudios hidrogeológicos de detalle, en cuyo marco será necesaria la construcción de sondeos de investigación con el fin de determinar los parámetros hidrodinámicos del medio subterráneo. Estos estudios de detalle permitirán, además, acotar la magnitud de los recursos y reservas subterráneas, los tiempos de tránsito o renovación de las aguas, y su vulnerabilidad frente a posibles agentes contaminantes. Los datos recogidos durante los últimos 6 años en la cuenca del río Valiñas (Soriano y Samper, 2000 a y b) así como los que se están obteniendo en las islas Cíes y Ons (Ruiz y Samper, 2000) constituyen una muestra de los estudios necesarios para definir los



esquemas de explotación más adecuados para la utilización de aguas subterráneas para el abastecimiento a pequeñas zonas rurales y/o turísticas.

Los sectores de mayor interés, en cuanto a futuros estudios hidrogeológicos se refiere, son los de A Coruña-Ferrol (que incluiría los municipios de Arteixo, Culleredo, Oleiros, Cambre, Ares, Mugardos, Fene y Narón), el de Fisterra-Muros (municipios de Carnota, Corcubión y Cee) y el sector de la ría de Arousa, que comprende dos áreas: al sur O Grove, Meis, Cambados y Vilanova de Arousa, y al norte la zona de Rianxo, Catoira, Dodro y Rois. Otros sectores de interés secundario son los de Verín, cuenca alta del río Sil (con los municipios de Carballeda, Rubiá, Barco, Petín, Larouco y Rúa) y el sector Taboada-Guitiriz, en la provincia de Lugo, que corresponde a una franja de municipios colindantes con los de la provincia de A Coruña.

La extensa contaminación bacteriológica de las aguas subterráneas requiere de un conjunto de medidas por parte tanto de los particulares como de los órganos de la Administración. Por un lado, los ayuntamientos, con el apoyo de las diputaciones provinciales, deberían asumir la protección de la calidad de las fuentes públicas. En muchos casos el problema de la contaminación se debe a un mal estado de la captación (comúnmente las captaciones carecen de un sello que evite la entrada de aguas de escorrentía) que se puede subsanar fácilmente mediante su acondicionamiento. En general, las captaciones unifamiliares no respetan las distancias mínimas a las fosas sépticas, lo cual facilita la contaminación de las aguas subterráneas con aguas residuales. No existen estudios sobre la capacidad depuradora del terreno en las condiciones de Galicia, donde la zona no saturada apenas tiene unos pocos metros. Estos estudios, que no pueden ser abordados por los particulares, deberían ser fomentados desde la Administración con el fin de establecer unas guías prácticas y recomendaciones.

## 10. Recomendaciones

De especial relevancia para Galicia son las conclusiones de las *Jornadas hispano-lusas sobre aguas subterráneas en el noroeste de la península Ibérica* (Samper y col., 2000) que contaron con el apoyo entusiasta de varias consellerías de la Xunta de Galicia, entre ellas la de Medio Ambiente. Se trataba de la primera vez que se celebraban unas jornadas monográficas sobre los aspectos hidrológicos, geológicos, técnicos, sociales y medioambientales de las aguas subterráneas en el noroeste de la península Ibérica. Una de las principales conclu-



siones de las jornadas es que los problemas de las aguas subterráneas son similares en ambos países.

En el ámbito geográfico de Galicia y el norte de Portugal, en el que predominan las formaciones graníticas y metamórficas (esquistos y pizarras), los recursos hídricos subterráneos son más abundantes de lo que generalmente se cree. Cuando están alteradas y fracturadas, estas formaciones son capaces de almacenar grandes volúmenes de agua. Además, acostumbran presentar permeabilidades no desdeñables. En ciertos casos los esquistos suelen ser más productivos que los granitos. Aunque es difícil evaluar la magnitud de sus recursos subterráneos, las estimaciones realizadas en estudios de detalle efectuados en ambos países indican claramente que las aguas subterráneas representan una fracción importante del total del agua de lluvia, que puede oscilar entre el 10 y el 30 %.

Proteger y preservar estos valiosos recursos subterráneos requiere, primeramente, saber cómo funcionan los acuíferos, por dónde se alimentan, cuál es su dinámica y su vulnerabilidad frente a potenciales focos de contaminación. Estas jornadas han puesto de manifiesto que, en general, el grado de conocimiento actual sobre las aguas subterráneas en estas zonas es insuficiente. Se han realizado estudios detallados, especialmente en el norte de Portugal, pero su ámbito es muy restringido. Por lo común se localizan en zonas concretas, careciéndose de estudios de carácter regional. La importancia socioeconómica y estratégica de estos recursos justifica que se deban intensificar estos estudios en el futuro.

Los problemas relacionados con la calidad y la contaminación de las aguas subterráneas son también similares en ambos países. La gran dispersión de la población en estas regiones dificulta la existencia de sistemas de saneamiento compartidos. Frecuentemente el saneamiento es inadecuado. Las fosas sépticas no reúnen los requisitos necesarios para impedir la contaminación de los acuíferos. Las elevadas densidades ganaderas y la excesiva fertilización con purines ocasionan un grave deterioro de la calidad de las aguas tanto superficiales como subterráneas. En general las aguas presentan altos índices de contaminación bacteriológica. Aunque de carácter más puntual, existen episodios de contaminación por actividades mineras. Se ha podido constatar la carencia casi absoluta de datos y de redes de control para detectar la presencia de productos fitosanitarios en las aguas subterráneas.

Las actas de las jornadas contienen una serie de recomendaciones tales como:

- (1) Es necesario profundizar en el conocimiento de las aguas subterráneas en el noroeste de la península Ibérica.

- (2) Se debe mejorar las redes de control tanto para el conocimiento del estado de los acuíferos como para caracterizar la calidad de las aguas subterráneas y detectar eventuales episodios de contaminación orgánica y por pesticidas.
- (3) La prevención de la contaminación de las aguas subterráneas requiere de la colaboración entre las administraciones públicas del agua, los hidrogeólogos, los agricultores, los ayuntamientos, los centros de investigación y universidades, para definir e implementar políticas de gestión sostenible de los recursos basadas en códigos de buenas prácticas.
- (4) Es primordial mejorar el diseño, la ejecución, el acabado y abandono de las captaciones de agua subterránea. En muchos casos, las propias captaciones constituyen las vías de entrada de la contaminación a los acuíferos.
- (5) Es urgente la implantación de medidas que impidan los vertidos incontrolados al terreno, los cuales ocasionan la contaminación de las aguas. Es necesaria la implementación de políticas de gestión de los residuos en vertederos controlados.
- (6) Sólo se puede proteger aquello que se aprecia y para apreciar el valor de las aguas subterráneas hay que conocerlas. Por ello, se precisa elaborar programas de información, difusión y educación sobre temas relacionados con las mismas. Las actas y las conclusiones de estas jornadas deberían contribuir a fomentar en la opinión pública la necesidad de protegerlas y utilizarlas de forma sostenible.

### **Agradecimientos**

Una gran parte del conocimiento necesario para la preparación de este capítulo se ha obtenido en el marco de proyectos de investigación financiados por la Consellería de Educación y la Secretaría General de I+D de la Xunta de Galicia (proyectos XUGA94A1180 y PGIDT00PX 111802) así como por la CICYT (AMB95-0997).







F. Díaz-Fierros Viqueira

## Las aguas superficiales





# Las aguas superficiales

F. Díaz-Fierros Viqueira. *Departamento de Edafología y Química Agrícola*  
*Facultad de Farmacia. Universidad de Santiago de Compostela*

## 1. Calidad natural de las aguas superficiales

### 1.1. Introducción

La composición de las aguas fluviales sin la influencia de los efectos contaminantes del hombre ha sido estudiada por diferentes autores. A un primer grupo pertenecen los grandes estudios hidroquímicos, como el clásico de Livingstone (1963) o el más específico de Gibbs (1970) que consideraban, sobre todo, los datos derivados del análisis de los grandes ríos, en los cuales la gran magnitud de las diferentes cuencas analizadas enmascaraban parcialmente los efectos más puntuales de la contaminación, por lo que en una primera aproximación podían servir como información de la calidad natural de los ríos. A un segundo grupo pertenecen trabajos como los de Meybeck y Helmer (1989), en los que ya se intentan aislar y estudiar aquellas zonas donde no existen indicios de contaminación y se pueden localizar las aguas definidas por estos autores como «prístinas». Este último tipo de estudios nos da ya una información más



precisa de la composición de las aguas en condiciones naturales, así como de los procesos que las determinan, los cuales de acuerdo, con los últimos autores citados, serían fundamentalmente:

- a) Presencia de sales muy solubles (halita, yeso) o de minerales fácilmente alterables (calcita, dolomita, pirita, olivino).
- b) Distancia al mar, que controla el decrecimiento exponencial de la llegada de los aerosoles marinos al continente.
- c) Aridez (relación precipitación/escorrentía), que determina la concentración de las sustancias disueltas resultantes de los dos procesos anteriores.
- d) Productividad primaria terrestre, que gobierna la cesión de nutrientes (C, N, Si y K).
- e) Temperatura ambiente, que controla, al mismo tiempo que la actividad biológica del suelo, la cinética de las reacciones de alteración.
- f) Movimientos de elevación de la corteza (tectonismo, relieve).

Aparte de estos factores, los cuales afectarían al conjunto de la cuenca o porciones de la misma, se debe de tener en cuenta que un río constituye una unidad estructural (Leopold, L. B. 1996) que establece una serie de relaciones entre los diferentes tramos de su cauce, de tal forma que en su cabecera predominan los procesos de disolución y lavado, mientras que en los tramos bajos, con aguas más lentas y mayores tiempos de residencia, tienen más importancia los equilibrios suelo/agua. Por otra parte, las relaciones entre la producción primaria y los procesos respiratorios de las comunidades biológicas experimentan, también, una secuencia evolutiva desde los tramos de cabecera hasta la desembocadura.

La evolución temporal de un río implica siempre cambios importantes en su caudal, con alternancia de períodos de aguas rápidas como consecuencia de las lluvias, con otros de aguas basales en los que las interacciones entre las aguas subterráneas y las fluviales son las predominantes. Para cada situación las relaciones concentración-caudal pueden ser diferentes (Meybeck y col., 1992). Finalmente, deben de ser considerados como situaciones normales de un río los episodios excepcionales de crecidas, que se suceden con una determinada frecuencia y de los que se derivan, en general, cambios muy drásticos en su composición, sobre todo en sus materiales particulados.

De todas estas consideraciones se deduce que, aun dentro de lo que se puede entender como «condición natural» de un río, existen toda una serie de factores que pueden determinar que su composición varíe tanto en el tiempo como en el espacio en cantidades que pueden superar varios ordenes de mag-



nitid. Pese a ello suelen utilizarse como composiciones de referencia de esa situación los datos correspondientes a las aguas basales a partir de valores promedio de varios años.

## 1.2. Los datos de Galicia

En Galicia existe una serie de estudios sobre la calidad química de los ríos que pueden ser utilizados para el conocimiento de su calidad natural. La serie de mayor longitud temporal corresponde a la Red de Control de Calidad Química del Agua de la Dirección General de Obras Hidráulicas del MOPU (hoy MOPT), con 12 estaciones de análisis en los principales ríos gallegos y, en la mayoría de los casos, con más de 20 años de datos. Un resumen de estos para los valores promedio mensual del período 1962-70 de los ríos Miño y Eo, lo presentan García Paz y col., (1977) y se reproducen en la [tabla 1].

[Tabla 1]

Valores promedio mensual del período 1962-1970 para diferentes parámetros químicos de los ríos Miño (Pontemaioir y Lugo) y Eo (San Tirso de Abres)  
(García Paz y col. 1977)

Un dato destacable es su moderada variabilidad, ya que tanto el coeficiente de variación de los valores mensuales interanuales como el anual de los promedios son, en general, inferiores al 40%. En 1996 Antelo y Arce publican un amplio estudio, con 138 puntos de análisis en el ámbito de Galicia-Costa, realizado en febrero de 1993 y 100 puntos en las cuencas interautonómicas (Sil, Miño, Támega, Limia, Eo y Navia), en el mes de marzo de 1993. A partir de este estudio se seleccionaron aquellos tramos de cuenca que, bien por su localización o, sobre todo, por la ausencia de los indicadores más característicos de contaminación, se podía aceptar que presentaban unas condiciones próximas a las de

Parámetros	oct.	nov.	dic.	ene.	feb.	mar.	abr.	may.	jun.	jul.	ago.	set.	Ríos
pH	7,6	7,6	7,6	7,5	7,4	7,6	7,8	7,7	7,9	7,9	7,9	7,8	RÍO MIÑO (Pontemaioir)
SiO <sub>2</sub> (ppm)	5	6	4,9	3,5	5,8	5,8	5	7,4	6,7	6,2	6,5	5,4	
Ca (ppm)	12,6	13,5	10,4	10,3	10,2	10,7	8,8	11,5	11,8	11,2	12,2	10,1	
s	6,2	3,7	5,2	4,6	3,3	4,1	5,5	4,6	4,1	5,9	4,5	3,4	
Mg (ppm)	3,5	3,1	3,7	2,4	2,5	2,6	3	2,4	3,6	2,2	2,2	3,5	
s	2,1	2,6	2,2	1,4	1,7	2,4	2,3	1	2,8	1,5	2,2	2	
Na (ppm)	4,1	5,1	3,4	3,5	3,4	3,5	2,8	4,7	3,2	3,3	4,5	3,2	
s	1	3,8	1	0,5	1,3	1,9	0,9	3,7	1,1	0,7	2,3	0,7	
K (ppm)	0,8	0,9	0,7	0,7	0,6	0,7	0,4	0,8	0,5	0,7	0,7	0,7	
s	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,4	0,3	0,5	0,3	0,2	0,3	0,2	
Cl (ppm)	10,6	10,1	7,8	7,5	7,4	8,5	6,5	7,6	7,7	6,9	7,7	7,6	
s	5,1	5,8	2,4	2,4	1,5	2	0,7	3,5	3,5	1,8	1,8	2,4	

[Continúa en la página siguiente]

Parámetros	oct.	nov.	dic.	ene.	feb.	mar.	abr.	may.	jun.	jul.	ago.	set.	Ríos	
pH	7	7,7	7,7	7,4	7,4	7,6	7,6	7,7	7,8	8,1	7,8	7,8	RÍO EO (San Tirso)	
SiO <sub>2</sub> (ppm)	6,2	6,8	6,8	5	5,4	6	4,8	6,9	7,6	7,2	8,1	5,6		
Ca (ppm)	9,2	9,7	8,6	8,7	7,3	5,5	9	10	10	11	12,7	11,1		
s	4	5,1	3,9	4,3	5,2	3,1	3,3	3,8	4,2	2,9	3,9	4,2		
Mg (ppm)	3,6	3,4	1,8	1,9	2,2	3	3,1	2,1	2,5	3,6	3,1	3,4		
s	2,3	1,4	1,3	1,6	1,5	2,1	2	1,1	2,5	2,4	1,9	2,2		
Na (ppm)	5,3	4,2	4,1	4,6	4,9	4,3	4,8	4,4	4,4	4,8	4,9	5,3		
s	1,7	0,7	0,5	1,1	1,5	1,1	0,8	1	0,9	0,9	0,8	1,2		
K (ppm)	0,3	1	0,7	0,4	0,6	0,3	0,4	0,6	0,6	0,6	0,5	0,7		
s	0,2	0,5	0,3	0,2	3	0,2	0,4	0,5	0,4	0,3	0,2	0,4		
Cl (ppm)	11,6	10,9	10,6	10	9,8	9,1	9,5	9,1	9,6	9,6	10,2	10,8		
s	2,1	4,3	2,4	2,1	1,1	1,6	1,3	1,9	1,1	1,3	1,8	2,5		
pH	7,7	7,5	7,8	7,4	7,5	7,5	7,5	7,5	8	8,1	7,7	7,8		RÍO MIÑO (Lugo)
SiO <sub>2</sub> (ppm)	6,1	7,3	8	7	5,1	6,1	3,9	6	6,4	7,4	5,1	4,6		
Ca (ppm)	13,2	11,3	7,9	8	10,2	8,6	7	13,4	14,8	12,1	13,1	13,1		
s	4,2	6,4	3,6	3,6	4,7	4,5	4,8	9,7	10	3,1	2,3	5		
Mg (ppm)	3,6	3	2,3	2,1	2	2	2,6	1,7	2,8	1,5	3,7	1,1		
s	3,1	2,4	1,5	2,1	1,6	2	1,9	1	2,1	1	1,1	1		
Na (ppm)	7,6	6,6	5,3	6,2	5,8	5,4	5,7	5,6	5,8	5,9	6,1	6,9		
s	1,2	0,8	0,8	1,3	1	0,7	1,3	0,7	0,4	1,7	1,2	1,7		
K (ppm)	1,2	1,4	1	0,9	1,1	0,8	1	0,9	1	0,9	1,1	2		
s	0,2	0,5	0	0,6	0,5	0,4	0,5	0,7	0,6	0,2	0,5	0,8		
Cl (ppm)	15	13,8	12,7	12,8	13,7	12,5	11,9	11,3	11,2	11,8	12,8	2,2		
s	1,7	3,2	3,2	2,7	3,5	1,8	1,5	3,8	0,6	1,8	1,4	2,2		

una situación «natural». A pesar de corresponder a datos de un solo muestreo, dada la moderada variabilidad en los valores de la calidad química de los ríos gallegos en sus aguas basales, pueden ser considerados como unos valores de referencia. Se recogen en la [tabla 2], en la que, además, se incluyen la precipitación media de la cuenca correspondiente y los datos que Meybeck y Helmer (1989) calculan para una descarga promedio mundial. De su análisis se puede deducir una gran homogeneidad entre la mayoría de los ríos considerados, salvo en el caso de los ríos con mayor precipitación en la costa suratlántica de Galicia, donde la conductividad eléctrica es sensiblemente inferior como consecuencia de la mayor dilución que presentan sus aguas, y los ríos cuya cuenca está formada, de forma dominante, por rocas calizas (Navia y Valiñadares), donde ocurre el fenómeno contrario. De su comparación con los datos mundiales se puede concluir que las mayores diferencias se establecen en relación con el mayor contenido en cloruros de los ríos gallegos (influencia oceánica) y con su

[Tabla 2] Valores de diferentes parámetros de calidad química de ríos gallegos en tramos donde se considera que su nivel de contaminación es de escasa importancia (Antelo J. y Arce F.)

Como referencia se incluyen los datos de Meybeck y Helmer, 1989

Tramos	pH	C.E. μS/cm	Cl <sup>-</sup> ppm	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ppm	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ppm	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ppb	O <sub>2</sub> ppm	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ppm	DQO ppm	SiO <sub>2</sub> ppm	Ca ppm	Mg ppm	Na ppm	K ppm	Fe ppm	Precipitación (mm)
Masma (3)	7,9	45,4	6,7	3,4	2,9	23	13,5	---	1,6	6,8	2,6	0,9	5,8	0,5	0,02	1.466
Masma (6)	7,8	150,3	8,5	8,4	3,1	85	11,3	15	1,6	6,9	21	5,5	7	0,5	---	1.466
Valiñadares (2)	7,7	108,5	9,7	5,9	4,3	62	14,3	32	1,6	6,3	11,8	4,2	7,8	0,7	---	1.466
Mandeo (43)	6,3	37,8	---	---	---	6	12,2	5	1,6	7,9	1,7	1,6	6,5	0,4	0,08	1.550
Xallas (88)	6,9	72,6	12	5,7	3,3	62	11	7	1,6	7,4	3,1	2,3	7,6	0,5	0,06	1.624
Tambre (97)	6,6	58,7	8,1	2,8	3,2	45	---	7	1,9	10,8	2,6	1,7	7,4	0,7	0,09	1.581
Umia (124)	7,2	41,4	6,4	2,5	1,8	45	---	25	1,3	5	1,1	0,6	5,6	0,4	0,04	2.018
Lérez (129)	7,1	29,9	4,9	2,1	1,2	11	---	---	1,3	2,6	0,6	0,5	4,5	0,3	0,01	2.122
Verdugo (133)	7,1	20,7	3,5	1,9	0,9	11	---	---	1,3	1,6		0,3	3,1	0,2	0,01	2.110
Deza (120)	6,5	110,3	8,2	3	4,1	23	---	25	1,6	7	3,2	1,9	7,6	0,6	0,05	1.539
Eo (3)	6,9	77,9	5,3	4,1	1,4	0	14,4	20	3,5	5,1	5,9	2,1	5	0,4	0,02	1.264
Navia (2)	7,7	149,4	2,8	4,6	0,7	39,7	12,1	25	1,9	5	19,9	4	4	0,2	0,02	1.393
Miño (12)	6,9	90,9	10	4	1	17	---	7,4	1,3	7	4,2	1,4	4,8	0,5	0,09	1.231
Miño (17)	6,7	82,5	10	3,4	2,6	5,7	11,2	12,3	1,6	5,9	3,8	1,8	7,8	0,7	0,05	1.246
Támega (81)	6,5	51,2	3,2	4,3	2,4	11,3	11,2	---	1,3	4,3	2,6	1,2	8,5	1	0,01	1.157
Meybeck y Helmer, 1989	---	---	3,1	7,85	---	---	---	---	---	10,4	13,4	3,1	3,65	0,12	---	---

menor contenido en calcio (escasa presencia de rocas calizas) y silicio (posiblemente una menor solubilización en el suelo por su pH ácido). Un dato destacable es la presencia de coliformes totales en los ríos, donde estos se analizaron, con recuentos con valores de  $10^2$  y  $10^3$  pese al carácter presumiblemente no contaminado de estos tramos. Su explicación podría estar en el carácter ubicuo que parecen tener estos microorganismos en el medio rural gallego, lo que los haría prácticamente irrelevantes como indicadores de contaminación. Otra consideración más negativa merecerían si los recuentos correspondiesen a sus variantes fecales.

### 1.3. Influencia del material geológico

La geología de la cuenca es uno de los factores fundamentales a tener en cuenta para determinar la calidad natural del agua. Los grandes ríos gallegos tienen cuencas que están constituidas normalmente por diferentes litologías,

por lo que no resulta fácil determinar en ellos la influencia de la geología, aun en el caso de que se establezca una red de análisis detallada a lo largo del cauce. Por esto es necesario recurrir a ríos menores cuyo cauce discurra en su práctica totalidad por un mismo material. Esta práctica, empleada casi universalmente para este tipo de estudios, tiene el inconveniente de que se realiza sobre caudales inferiores a los de los grandes ríos, por lo que es probable que los valores de concentración sean ligeramente superiores a los que deberían encontrarse en los ríos mayores.

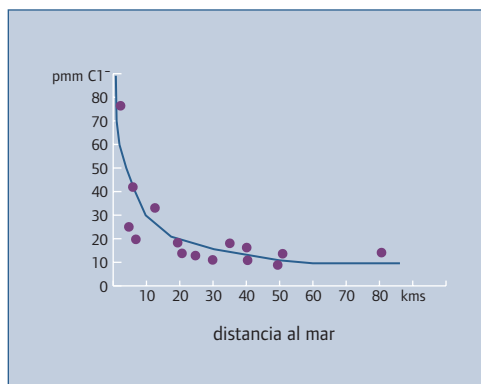
En Galicia, el primer estudio de este tipo fue realizado por García Paz y col. (1977) sobre 16 ríos menores que circulaban por 8 materiales diferentes. Posteriormente, Calvo de Anta y Macías (1993) realizaron un estudio más ambicioso sobre 63 ríos y 9 materiales. Sus resultados se presentan en la [tabla 3] a la que se incorporan los datos correspondientes a 5 ríos que circulan sobre materiales calizos tomados del trabajo de García Paz y col. (1977) y de Antelo y Arce (1996). Los pH del agua siguen, de mayor a menor, la secuencia:

calizas > serpentinitas > rocas básicas y metabásicas > esquistos >  
granito > pizarras

que estaría de acuerdo con la composición mineralógica de los materiales. El contenido en calcio y magnesio, aunque en su conjunto es bajo, salvo en el caso de las rocas calizas y serpentinitas, es también claramente dependiente de la composición de la roca. En cambio, el sodio y el cloro se encuentran en general vinculados a la distancia al mar de la cuenca, hecho que ya había sido puesto de relieve para el cloro con una clara relación exponencial por García Paz y col., (1977) [figura 1].

Es interesante señalar la diferencia que existe entre las denominadas pizarras-G y pizarras-B, que, a pesar de ser el mismo material, corresponden a dos zonas con balances hídricos sensiblemente diferentes: una relación

P/ETP de 1.305/680 para los G y de 743/725 para los B y que, como se puede observar, dan origen a concentraciones iónicas (salvo en el caso del potasio) sensiblemente superiores en la zona más seca, donde existe un balance prácticamente equilibrado entre la precipitación y la ETP.



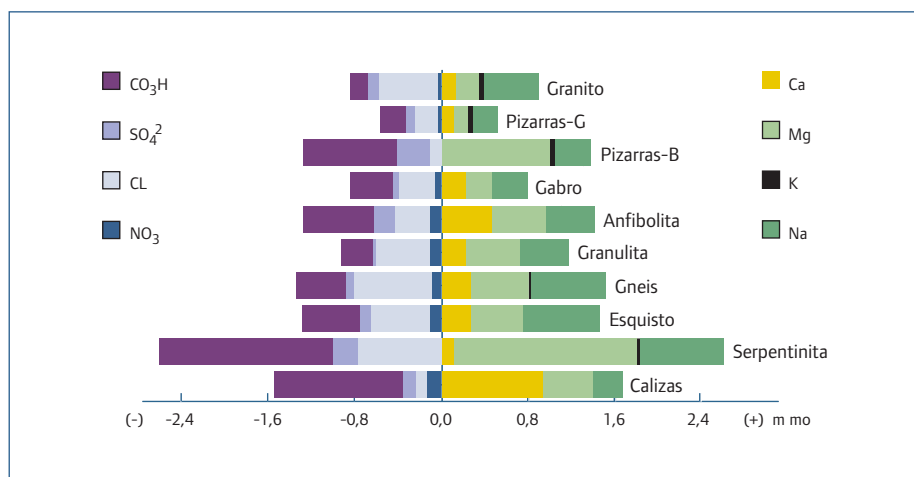
[Figura 1]  
Relación entre la concentración de cloruros y la distancia al mar

[Tabla 3] Composición de las aguas fluviales según el tipo de material (Calvo de Anta y Macías, 1977)

	Granito	Pizarra G	Pizarra B	Gabro	Anfibolita	Granulita	Gneis	Esquistos	Serpentinita	Calcarías (*)
n	13	5	5	8	7	5	3	12	5	5
pH	6,73 6,4-7,5	6,59 6,1-7,6	7,39 7,1-7,9	7,22 7,0-7,4	7,23 7,0-7,5	7,26 7,2-7,4	7,15 7,1-7,2	6,82 6,2-7,3	7,6 7,3-8,1	8,1 —
SiO <sub>2</sub>	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,07 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,00	0,07 ± 0,02	0,11 ± 0,04	3,2 ± 0,05
Al <sub>T</sub> (x 10-3)	1,7 ± 1,6	1,5 ± 1,1	1,2 ± 0,5	0,8 ± 1,0	0,8 ± 1,0	2,1 ± 1,8	0,6 ± 0,6	1,3 ± 0,8	2,4 ± 1,8	<10
Ca <sup>2+</sup>	0,07 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0,30 ± 0,18	0,12 ± 0,03	0,21 ± 0,08	0,11 ± 0,02	0,17 ± 0,02	0,17 ± 0,12	0,06 ± 0,02	18,7
Mg <sup>2+</sup>	0,07 ± 0,03	0,05 ± 0,00	0,19 ± 0,07	0,13 ± 0,03	0,22 ± 0,05	0,22 ± 0,16	0,2 ± 0,05	0,15 ± 0,10	0,82 ± 0,31	4,5
Na <sup>+</sup>	0,53 ± 0,19	0,32 ± 0,19	0,30 ± 0,04	0,37 ± 0,06	0,44 ± 0,11	0,51 ± 0,07	0,69 ± 0,11	0,69 ± 0,28	0,77 ± 0,15	7,4
K+(x 10-3)	30 ± 30	20 ± 10	10 ± 10	10 ± 10	20 ± 40	10 ± 10	20 ± 00	60 ± 60	20 ± 10	2,3
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (x 10-3)	0,8 ± 2	0,1 ± 0	0,2 ± 0	0,02 ± 0	0,03 ± 0	0,04 ± 0	0,2 ± 0	0,2 ± 0	0,1 ± 0	—
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,26 ± 0,06	0,26 ± 0,28	0,90 ± 0,08	0,47 ± 0,07	0,79 ± 0,07	0,61 ± 0,04	0,52 ± 0,05	0,66 ± 0,06	1,54 ± 0,09	—
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (x 10-3)	40 ± 20	30 ± 10	130 ± 100	40 ± 10	70 ± 50	40 ± 10	60 ± 10	60 ± 40	120 ± 40	—
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (x 10-3)	30 ± 20	20 ± 0	20 ± 10	40 ± 30	60 ± 40	70 ± 20	60 ± 20	70 ± 70	20 ± 20	—
Cl <sup>-</sup> (x 10-3)	0,48 ± 0,30	0,19 ± 0,03	0,11 ± 0,01	0,29 ± 0,03	0,33 ± 0,15	0,43 ± 0,05	0,76 ± 0,17	0,55 ± 0,20	0,77 ± 0,20	10,8
F <sup>-</sup> (x 10-3)	4 ± 1	4 ± 1	5 ± 1	4 ± 0	5 ± 1	3 ± 0	4 ± 1	5 ± 0	4 ± 1	—
Mg/Si	1,5 0,6-3,1	1,6 1,2-2,5	3,2 2,0-2,5	2,2 1,8-2,6	2,4 1,5-3,2	3,4 1,8-6,2	3 2,6-3,7	2 1,0-4,9	7,8 5,2-9,3	—
Ca/Si	1,4 0,4-2,7	1,7 0,7-10,0	4,8 1,4-3,2	2,1 1,8-4,6	2,9 1,4-2,0	1,7 2,1-2,6	2,4 0,7-5,0	2,3 0,4-0,8	0,6 —	—
Ca/SO <sub>4</sub>	1,8 0,7-3,7	1,8 1,3-3,1	2,1 1,8-8,0	3,8 1,8-4,6	2,9 2,5-3,3	2,9 2,2-3,4	2,7 1,2-6,2	2,6 0,4-1,1	0,7 —	—

(\*) García Paz *et al.*, 1977

[Figura 2]  
Balance de cargas  
(en valores medios)  
de las aguas de los ríos  
(Calvo de Anta, R. y  
Macías, F., 1993)



En el gráfico de la [figura 2], tomado de Calvo de Anta y Macías (1993) y completado con los materiales calizos anteriores, se aprecia la secuencia del balance de cargas del agua de los ríos según los materiales geológicos de la cuenca, que en orden creciente resulta así:

pizarras < granito < gabro < granulita < anfibolita < esquisto < gneis  
< caliza < serpentinita

En cualquier caso, la mineralización de las aguas de los ríos gallegos sobre los materiales con una presencia mayoritaria, como son los granitos y los esquistos, tiene unos valores ligeramente inferiores a los atribuidos por Livingstone (1963) y Meybeck (1989) a la composición promedio mundial de las aguas fluviales.

#### 1.4. Influencia de otros factores

La mineralización de los materiales orgánicos existentes en los suelos de bosque y matorral (los denominados suelos naturales, con una cierta libertad) da origen a otros constituyentes del agua como son los que estarían vinculados a los principales ciclos biogeoquímicos (Schlesinger, W. H., 1997) y de los que habría que señalar, principalmente, los derivados del carbono, nitrógeno y fósforo, con un origen casi exclusivo en estos procesos, así como el potasio, calcio y magnesio, con un origen compartido con los procesos de alteración de las rocas. Con relación al primer grupo, es el estudio de Calvo de Anta y Macías (1993) el único que aporta datos de carácter general sobre el contenido en  $\text{CO}_3\text{H}^-$  de los ríos gallegos, que para los que no se desarrollan sobre rocas calizas, es la forma dominante que adopta el  $\text{CO}_2$  producido en los procesos respiratorios del suelo. Sus valores son, si se exceptúan los ríos sobre serpentinitas, muy escasos, de 0,3 a 0,7 mmol  $\text{l}^{-1}$  (18,3 a 42,7 mg. $\text{l}^{-1}$ ). En el mismo trabajo, el contenido en nitratos oscila de 0,5 a 1,2 mg. $\text{l}^{-1}$ , valor que es moderadamente más bajo que el que se deduce de los ríos seleccionados por su carácter supuestamente no contaminado del trabajo de Antelo y Arce (1996), cuyos valores oscilarían de 1 a 3 mg. $\text{l}^{-1}$ . Díaz-Fierros (1996), en un estudio de una cuenca con diferentes intensidades de contaminación ganadera, encuentra que esta se comienza a manifestar en el agua a partir de valores de 2 mg. $\text{l}^{-1}$  de nitratos. Aun cuando el valor propuesto por Meybeck y col. (1992) como promedio para los ríos del mundo de 0,1 mg. $\text{l}^{-1}$  se aproximaría más a los datos de Calvo de Anta y Macías que a los de los otros autores, se considera que el caso de Galicia estaría mejor representado por estos últimos datos. Hay que tener en cuenta

que el origen natural de los nitratos en los ríos se encuentra, sobre todo, en la mineralización de la materia orgánica del suelo y que el contenido promedio de esta en los suelos gallegos es muy superior a la media mundial (Barral y Díaz-Fierros, 1996), por lo que cabría esperar que el contenido en nitratos de los ríos fuera también mayor que el promedio mundial. Según los datos de Antelo y Arce, (1996) los valores para el amonio se encontrarían entre 0,010 y 0,060 mg.l<sup>-1</sup>. Con relación a los fosfatos, los valores de referencia que se pueden derivar del mismo trabajo variarían de 0,005 a 0,020 mg.l<sup>-1</sup>.

[Tabla 4]

Datos promedio mundiales de metales traza en disolución en ríos no contaminados (Meybeck M.-Friedrich G. y Thomas R.-Chapman D., 1992)

	Al	As	B	Cd	Cr	Co	Cu	F
Concentración disuelta (µg l <sup>-1</sup> )	40	1	30	0,001	0,1	0,1	1,4	100
	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Sr	Zn	
Concentración disuelta (µg l <sup>-1</sup> )	50	10	0,8	0,4	0,04	100	0,2	

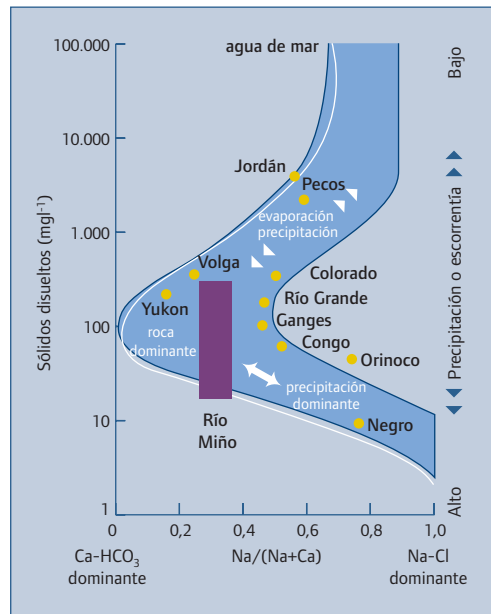
El contenido de referencia para los microelementos es mucho menos conocido, ya que los estudios realizados hasta ahora no tienen el carácter general de los anteriores, salvo para el caso del aluminio y el flúor, que en el trabajo citado de Calvo de Anta y Macías,

(1993) presenta unos valores que oscilan de 22 a 65 µ.l<sup>-1</sup> y de 57 a 95 µg.l<sup>-1</sup>. A falta de mejores datos, en la [tabla 4] se reproducen los valores promedio que para los ríos del mundo proponen Meybeck y col. (1992). Se puede observar también que los datos del aluminio y el flúor de los ríos gallegos no difieren mucho de sus valores, por lo que cabría esperar que para los restantes microelementos sus diferencias no fueran demasiado elevadas.

Finalmente, y como conclusión y resumen de los principales factores que intervienen en

[Figura 3]

Valores máximos y mínimos (definidos por el área rayada) del contenido en sólidos disueltos y la relación Na/(Ca+Na) en el río Miño en Ourense (años 1985-90)





la composición «natural» de los ríos gallegos, se representa en la clásica gráfica de Gibbs (1970) la situación correspondiente a los valores promedio del río Miño [figura 3].

Como se puede observar, este río se encuentran en una situación determinada principalmente por la roca y, secundariamente, por la precipitación. Asimismo, cabría añadir (por un factor que la gráfica de Gibbs no recoge, pero que sin duda determina también, en buena medida, el carácter de sus aguas) el factor biológico derivado de la mineralización de la materia orgánica del suelo.

## 2. Principales actividades contaminantes

### 2.1. Agropecuarias

Las actividades agrarias tradicionales como el laboreo y la fertilización orgánica fueron procesos que ya debieron influir siempre en la calidad de las aguas fluviales, pues tanto uno como otro incrementan el contenido y la mineralización de la materia orgánica. Por otra parte, los suelos de cultivo en las épocas en las que no estaban cubiertos por la vegetación eran más susceptibles a la erosión, por lo que los riesgos de pérdidas de materiales particulados hacia el agua se incrementaban. Fueron, sin embargo, las actividades ligadas a la intensificación de las actividades agrícolas y ganaderas, que en Galicia empezaron a ser significativas a partir de los años 60 del presente siglo, las que realmente desencadenaron los procesos de contaminación más importantes.

En relación con la intensificación agrícola habría que señalar, por un lado, el incremento del tamaño de las fincas, la desaparición de setos y «bocages», y la reducción en muchas de ellas del contenido en materia orgánica, lo que trajo consigo un mayor desarrollo de los procesos erosivos, sobre todo si se tiene en cuenta que estos procesos se implantaron sin un especial cuidado en las medidas de conservación del suelo. Por otra parte, la aplicación de la fertilización mineral, sobre todo la fosfatada [tabla 5], supuso un moderado incremento de los procesos de lavado de estos nutrientes. Así mismo, la aplicación

	A Coruña	Lugo	Ourense	Pontevedra	Total
Nitrogenados	7.312	4.347	1.423	3.016	16.098
Fosfatados	7.664	6.797	1.371	1.945	17.777
Potásicos	3.550	3.343	571	1.295	8.759

[Tabla 5]

Consumo de fertilizantes (en t) en Galicia (año 1986)

de productos fitosanitarios en unas dosis que se pueden considerar como moderadamente altas plantean unos riesgos de contaminación química todavía no suficientemente evaluados [tabla 6].

[Tabla 6]

Consumo de plaguicidas en la UE (en t de producto activo, año 1995. EUROSTAT, 1998) y relación con la superficie arable y de cultivo permanente

Estado	Consumo (t)	Superficie (1.000 ha)	t/1.000 ha
Bélgica	10.939	947	11,55
Francia	84.007	19.216	4,37
Alemania	34.531	12.015	2,87
Irlanda	2.639	1.097	2,41
Portugal	11.818	3.081	3,84
España	27.852	18.237	1,53
Reino Unido	33.656	5.990	5,62
Holanda	10.923	932	11,72
GALICIA	2.765	580	4,77

Pero será sobre todo la intensificación ganadera la que plantee los mayores riesgos para las aguas fluviales gallegas. Por una parte, la aplicación de la fertilización orgánica en forma líquida (los purines de vacuno y porcino) en unas proporciones también moderadamente elevadas, según su contenido en nitrógeno [tabla 7], supondrán riesgos evidentes cuando no se realicen ni en los sitios ni en las épocas adecuadas (Carballas y Díaz-Fierros, 1990). Por otra, la importante carga microbiana que llevan estos fertilizantes (en algunos casos con aporte de patógenos directos para el hombre) da origen a riesgos sanitarios derivados de su contenido de bacterias (razonablemente bien conocido) o de parásitos y virus (prácticamente desconocido).

La mayor parte de esta contaminación es de tipo difuso o disperso en el espacio, por lo que tanto su diagnóstico como su prevención exige toda una serie de medidas especiales que, por su carácter innovador, se encuentran todavía poco o mal implantadas en el medio rural. La Consellería de Agricultura redactó en el año 1998 su *Código de buenas prácticas agrarias* y, por tanto, es de esperar que la puesta en práctica de estas medidas a partir de campañas divulgativas y subvenciones *ad hoc* dé origen a una disminución de los riesgos de contaminación derivados de estas actividades.

	N-total t/año	N de origen ganadero %	N/ha SAU (1) (kg)	Lluvia útil (mm)
Galicia	108.166	84,6	119,5	600
Asturias	29.262	92,3	90,9	470
Cantabria	24.907	89,4	148,1	786
País Vasco	23.112	73,7	101,8	586
Cataluña	166.881	63,6	123,8	85
Baleares	12.674	70,9	30,5	30
Castilla León	360.415	44,4	72,1	81
Madrid	18.408	50,4	43,4	59
Castilla-La Mancha	159.136	41,6	27,9	71
Extremadura	124.616	53,5	51,7	66
Aragón	146.272	44,9	54,7	51
Murcia	42.459	52,4	67,7	14
Navarra	47.685	38	72,4	341
La Rioja	26.696	26,9	95,2	51
Valencia	124.232	19,2	89,1	18
Andalucía	283.969	28,9	57,7	80
Canarias	14.442	34	78,8	9

(1) SAU incluye cultivos, prados, pastizales y dehesas

[Tabla 7]

Aportes de nitrógeno procedentes de actividades ganaderas en España. Valores por comunidades autónomas (N-total y lluvia útil tomados de Navarrete, 1990)

## 2.2. Asentamientos humanos

En Galicia, el 30% de la población se localiza en núcleos de escasa entidad (menos de 10 casas), en donde los procesos de depuración de las aguas residuales domésticas están escasamente implantados, por lo que constituyen focos dispersos importantes de contaminantes inorgánicos (como los fosfatos y nitratos) orgánicos o, sobre todo, microbiológicos. En los núcleos de mayor entidad se asiste en los últimos años a un importante esfuerzo de depuración de sus aguas mediante el establecimiento de sistemas que, en la mayor parte de los casos, incluyen un tratamiento físico y biológico. En los núcleos menores de 2.000 habitantes suelen ser las fosas sépticas con pozos filtrantes o filtros bacterianos complementarios los sistemas dominantes, mientras que en los mayores son ya las EDAR tradicionales las empleadas. Con ello se mejora sensiblemente la calidad de los vertidos, aun cuando no dejan de existir determinados problemas de manejo y mantenimiento que hacen que sus rendimientos medios estén todavía por debajo de lo deseable. Por otra parte, la alta pluviometría de Galicia plantea

de forma acusada el problema de los reboses, en tiempo de lluvia, del alcantarillado unitario, que es el dominante. La mayor parte de las depuradoras tienen una capacidad de tratamiento entre 2 y 3 veces el volumen de agua generado en tiempo seco, el cual es rebasado con demasiada frecuencia en las estaciones húmedas, por lo que este exceso de agua residual es derivado sin ninguna depuración a los puntos de vertido, que son mayoritariamente las aguas fluviales o marinas. A este problema contribuyen también las aguas «parásitas» de infiltración de origen subterráneo al sistema de alcantarillado detectadas en muchas redes de Galicia (Díaz-Fierros y col., 2000).

Un caso especial es el de las ciudades de Santiago, Lugo y Ourense con una población en torno a los 100.000 habitantes y que vierten a los ríos Sar y Miño. El primer caso, sobre todo, con un río de escaso caudal, plantea problemas de especial gravedad. En los otros dos casos, la construcción reciente de sus depuradoras frenó en buena parte una contaminación tradicional; sin embargo, los problemas citados de los reboses siguen incidiendo en la calidad del agua fluvial aguas abajo de estas poblaciones.

Los contaminantes asociados a los núcleos de población son especialmente importantes por su variedad y, en algunos casos, por sus riesgos ambientales y sanitarios, como puede ocurrir con los microorganismos patógenos, los metales pesados y los microcontaminantes orgánicos. Por ello y porque en Galicia

no existe una fuerte implantación industrial, es por lo que posiblemente sean estas actividades las que causan los mayores y más numerosos problemas de contaminación de las aguas fluviales.

### 2.3. Minería

Las grandes escombreras generadas por la minería a cielo abierto (piritas de Touro, lignitos de As Pontes y Meirama y pizarras de O Barco) son unos focos importantes de escombreras en tiempo de lluvia que, debido a su deficiente o nula gestión hidrológica acaban confluyendo hacia los cursos de agua superficial

[Figura 4]

Valores del contenido en aluminio de los ríos del entorno de las escombreras de las minas abandonadas de Arenteiro (Touro)



provocando fenómenos puntuales de contaminación. En unos casos, como el de las pizarras, será sobre todo el alto contenido en materiales en suspensión generados, el factor contaminante principal; en otros, como en las explotaciones de lignitos, será la fuerte acidificación así como la solubilización de algunos metales como el aluminio; y en otros, como sucede con las piritas, será la presencia de metales como el cobre y el aluminio el origen de los problemas toxicológicos de los ríos [figura 4].

En todos los casos, son grandes volúmenes de materiales los que se están movilizándose o fueron ya movilizadas, por lo que la génesis de contaminantes adquiere también importantes proporciones en valores globales de masa, aun cuando las concentraciones, sólo en contadas ocasiones, pueden alcanzar valores elevados. Sólo una adecuada gestión hidrológica de estas masas, con tratamientos de revegetación, embalsamientos, recirculación y tratamiento de las aguas podría paliar el problema, situación que sólo en algunos casos se da (explotaciones de lignito y escasamente en las de pizarras), por lo que en los otros, el foco contaminante constituye una fuente permanente de degradación de la calidad de las aguas fluviales.

## **2.4. Industrias**

Las grandes industrias, en la actualidad, mediante la implantación de los sistemas de gestión ambiental, tienen razonablemente bien controlados sus efluentes líquidos, por lo que los problemas derivados de contaminación no parecen presentar especial gravedad en Galicia. Son las pequeñas y medianas industrias, posiblemente, las que todavía producen situaciones de riesgos y afecciones ambientales significativas. En algunos casos, porque sus vertidos se derivan sin depuración hacia el alcantarillado, como ocurre con algunas industrias alimentarias ubicadas en núcleos intermedios de población; en otros, porque sus vertidos y residuos no presentan el grado de depuración suficiente y directa o indirectamente acaban contaminando las aguas fluviales.

## **3. La contaminación de las aguas superficiales**

### **3.1. Valoración general**

Un río gallego se debe considerar contaminado cuando la calidad de su condición natural, tal como se pudo definir hasta ahora, se ve alterada por la llegada de cualquier vertido. De todas formas, más práctico y frecuente es defi-

nir el grado de contaminación de un río con referencia a un conjunto de parámetros que determinan la posibilidad de realizar ciertos usos a partir de su agua. En consecuencia, va a ser un uso concreto el que defina las normas de calidad del agua y, de acuerdo con ellas, se podrá decidir si ese río es apto o no para él, por lo que será realmente el concepto de «aptitud» el que sirva para evaluar el grado de contaminación de un río. En España, de acuerdo con la legislación de la UE, están regulados cuatro usos: para producción de agua potable (Orden 11.05.1988), para aguas de baño (R.D. 734/1988), para la vida de los peces (R.D. 927/1988) y para la cría de moluscos (R.D. 38/189). Con relación al primer uso, las normas de calidad fundamentales aparecen en la [tabla 8] y, de acuerdo con ellas, Antelo y Arce (1996) realizaron un estudio detallado en numerosos puntos de los ríos gallegos entre febrero y marzo de 1993 en los que se tuvieron en cuenta exclusivamente los parámetros físicos y químicos. Sus resultados se reproducen en los mapas de las [figuras 5 y 6]. Según ellos, la calidad de los ríos gallegos, salvo en algunos tramos muy concretos, es de tipo A1, es decir, muy buena.

[Tabla 8]

Calidades de aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable

Parámetro	Unidades	A <sub>1</sub> G	A <sub>1</sub> I	A <sub>2</sub> G	A <sub>2</sub> I	A <sub>3</sub> G	A <sub>3</sub> I
Temperatura	°C	22	25	22	25	22	25
Sólidos susp.	mg/l	25					
pH		6,5-8,5	5,5-9		5,5-9		
Dureza	mg CO <sub>3</sub> Ca/l						
Conductividad	mS/cm	1.000		1.000		1.000	
Cloruros	mg Cl <sup>-</sup> /l	200		200		200	
Sulfatos	mg SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> /l	150	250	150	250	150	250
Amonio	mg N/l	0,39		0,78	1,17	1,56	3,11
Fosfatos	mg P/l	0,17		0,31		0,31	
Bromuros	mg Br/l	0,15					
Fluoruros	mg F/l	0,7	1,5	0,7/1,7	0,7/1,7		
Hierro	mg Fe/l	0,1	0,3	1	2	1	
Cobre	mg Cu/l	0,02	0,05	0,05		1	
Zinc	mg Zn/l	0,5	3	1	5	1	5
Cadmio	mg Cd/l	0,001	0,005	0,001	0,005	0,001	0,005
Plomo	mg Pb/l		0,05		0,05		0,05

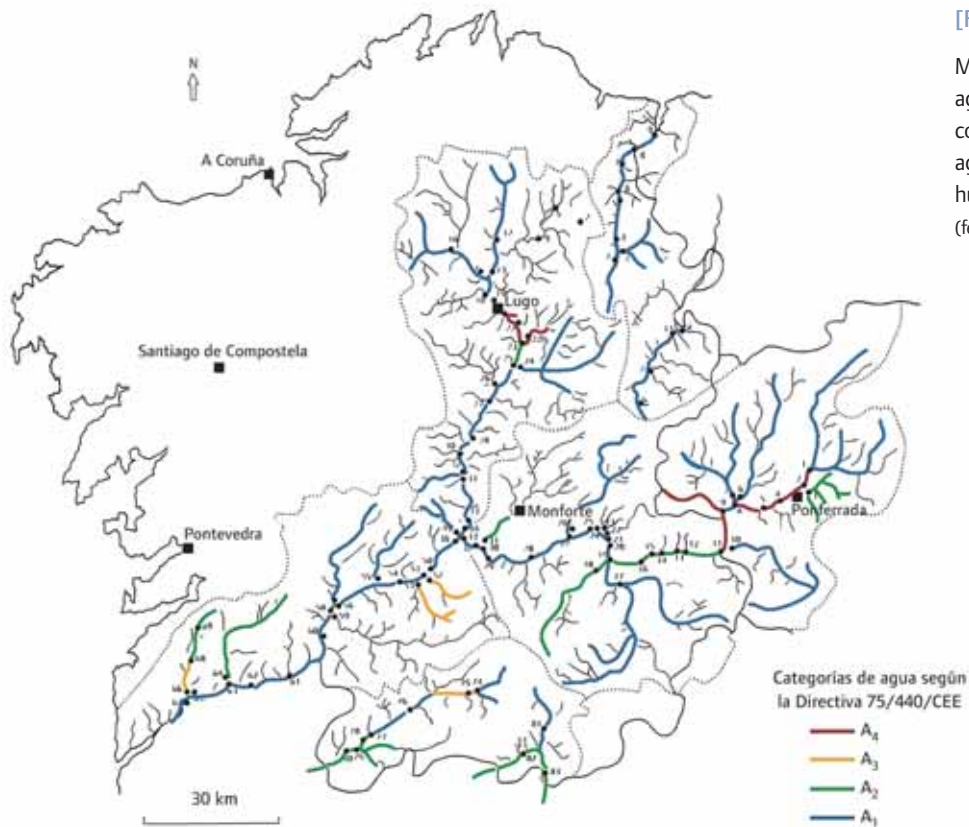
Directiva del 16 de Junio de 1975 relativa a la calidad requerida para aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable (75/440/CEE).

Métodos de tratamiento que permiten la transformación de las aguas superficiales de las categorías A1, A2, y A3 en agua potable.

■ **Categoría A1.** Tratamiento físico simple y desinfección, por ejemplo, filtración rápida y desinfección.

■ **Categoría A2.** Tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección, por ejemplo, precloración, coagulación, floculación, decantación, filtración y desinfección final (cloración final).

■ **Categoría A3.** Tratamiento físico y químico intensivos, afino y desinfección, por ejemplo, cloración hasta el «break point», coagulación, floculación, decantación, filtración, afino (carbono activo) y desinfección (ozono, cloración final).



[Figura 5]

Mapa de aptitud del agua fluvial para su uso como abastecimiento de agua para consumo humano, Galicia-Costa (febrero de 1993)

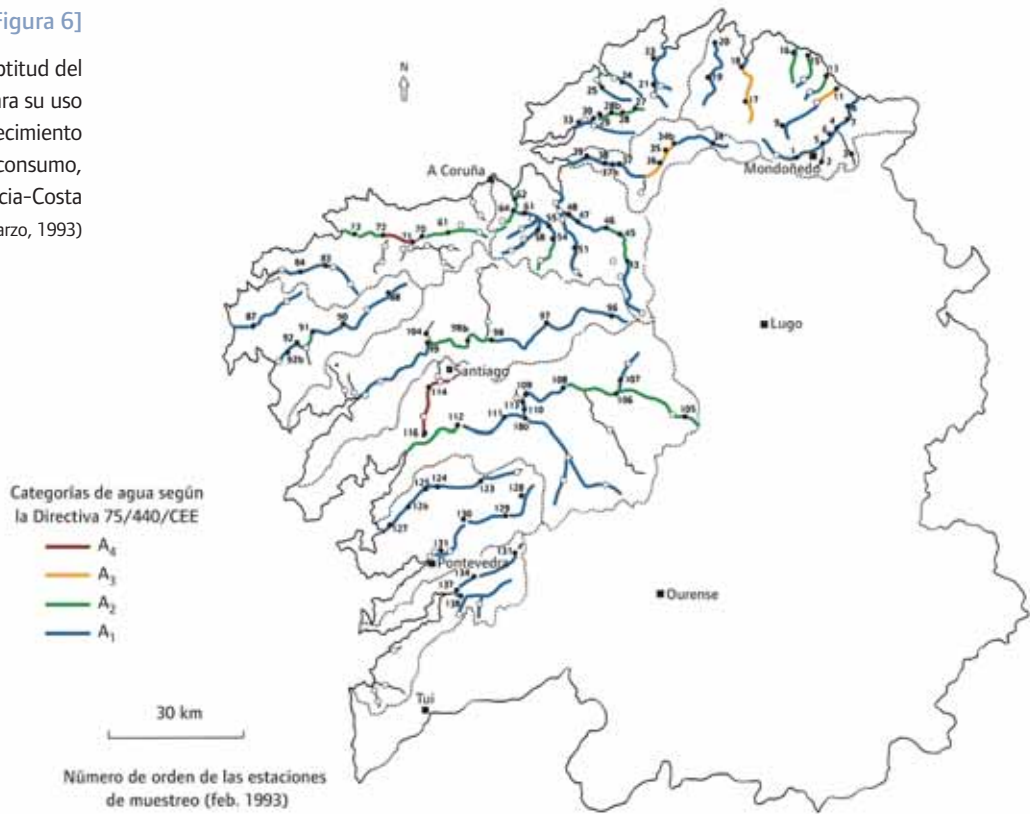
Las excepciones corresponderían a tramos de los ríos Ouro, Landro, Xubia, Eume, Anllóns, Sar, Ulla, Louro, Miño, Sil y Limia. En general, el tipo de contaminación detectada es orgánica, por lo que su origen debe de radicar en vertidos urbanos o agropecuarios. Sólo algunos ríos como el Louro o el Brandelos tienen el origen de su contaminación en otros usos como son el industrial o minero, respectivamente.

De todas formas, otros análisis que tuvieron en cuenta los parámetros microbiológicos, por ejemplo el realizado para las *Directrices del plan hidrológico de Galicia-costa* (1990) o, sobre todo, el realizado por Leal, H. (1999) muestran que su contenido en microorganismos fecales superan, prácticamente todos los muestreos realizados, los requerimientos para la calidad A1 y en algunos casos, sobre todo cuando los puntos de muestreo se sitúan en el curso bajo del río, la calidad A2 [figura 7]. Estos mismos parámetros microbiológicos impedirían que las aguas de determinados ríos fueran aptas para el baño, como ocurre con más del 25% de las playas fluviales de Galicia.



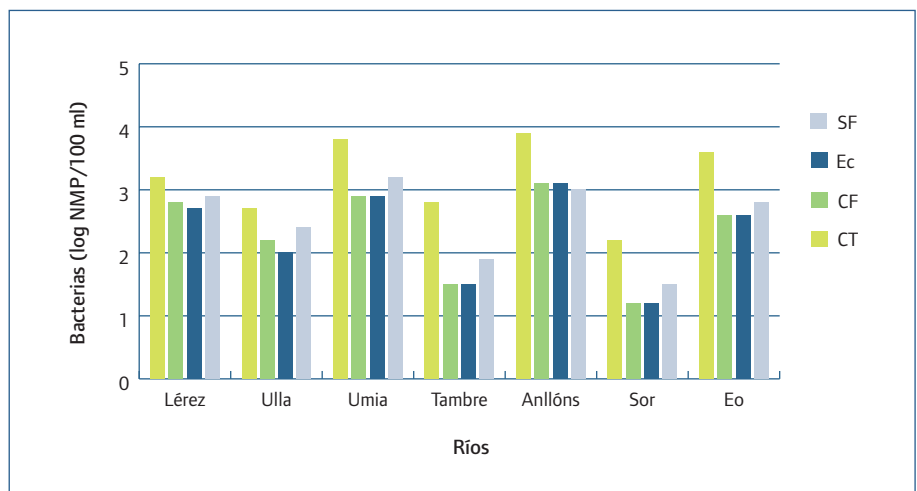
[Figura 6]

Mapa de aptitud del agua fluvial para su uso como abastecimiento de agua de consumo, Galicia-Costa (marzo, 1993)



[Figura 7]

Valores medios de los indicadores del grupo coliforme y estreptococos fecales en varios puntos de Galicia





En relación con este mismo tipo de problemas se podrían citar los estudios sobre la presencia del parásito *amebas limax* en los ríos de la provincia de A Coruña (Benito Rueda, 1985) y Pontevedra (Martí Mallen, 1985), donde fue identificado en la totalidad de los muestreos realizados, así como en cualquier época del año.

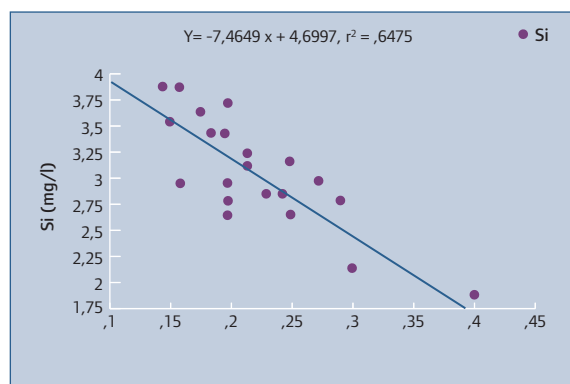
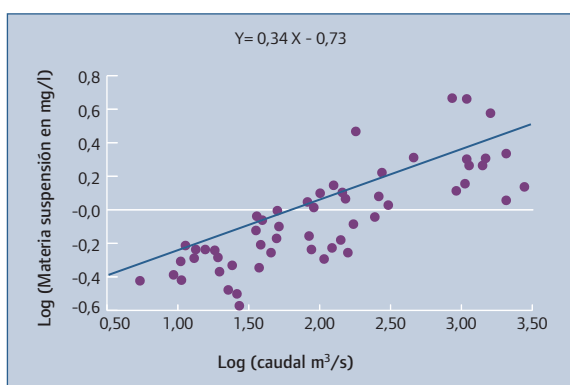
En relación con la calidad para la vida piscícola para especies salmonícolas (R.D. 927/1988) serán sobre todo los contenidos en amonio ( $< 1 \text{ mg.l}^{-1}$ ) fósforo total ( $< 0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ ) cobre ( $< 0,04 \text{ mg.l}^{-1}$ ) y zinc ( $< 0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ ) los que limiten su utilización. Con relación a los dos primeros parámetros, de acuerdo con el trabajo de Antelo y Arce (1996), serán los ríos Landro, Anllóns, Sar, Miño, Limia y Sil los que presenten tramos con valores excesivos, mientras que con relación a los metales, serán los ríos afectados por las minas de Touro y algunos puntos muy influidos por vertidos urbanos los que no cumplan las normas de calidad.

[Figura 8]

Relación entre el material en suspensión y el contenido en silicio con el caudal del río Carballas (Boqueixón/A Coruña)

Estos datos, aun cuando ofrecen una primera aproximación de carácter global sobre la calidad de los ríos gallegos, aportan muy escasa información sobre su variabilidad temporal. De hecho, estarían dando una información que sólo sería válida como diagnóstico de las aguas basales y poco o nada nos diría de su calidad en tiempos de lluvia, en los cuales las escorrentías pueden generar importantes arrastres que, aunque breves en el tiempo, es posible que originen a importantes episodios de contaminación. A continuación se presentarán dos ejemplos en los que se intenta aportar información sobre estos episodios de

aguas rápidas: uno correspondiente a una zona afectada por contaminación agropecuaria y otro relativo a una zona de tipo urbano.



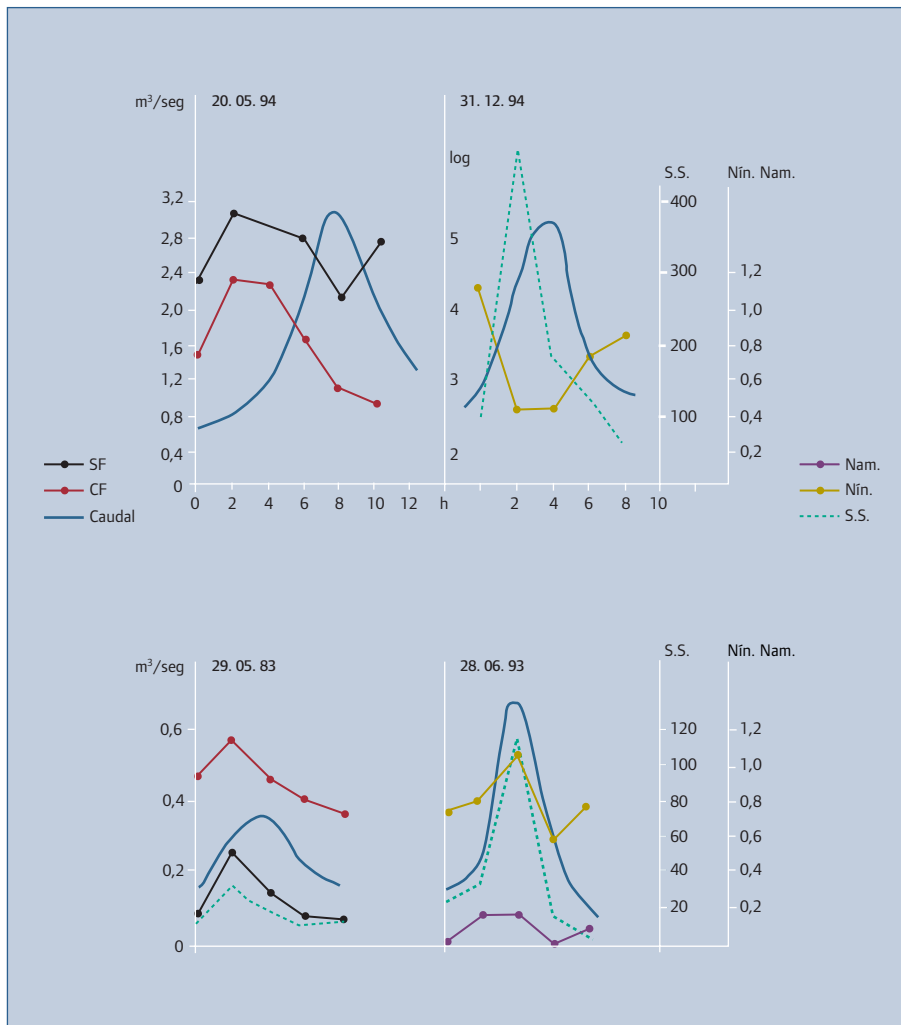
### 3.2. La cuenca del río Carballas

Es una cuenca situada en el Concello de Boqueixón, próximo a Santiago de Compostela, con una extensión de 11 Km<sup>2</sup>, un 30% de superficie agrícola dedicada a prados y maíz, y una densidad ganadera de 2,5 UG/ha SAU. Las aguas del río se analizaron en diferentes puntos de la cuenca en las cuatro estaciones del año observándose que, aun dentro de su variabilidad, al incrementarse la concentración ganadera, aumenta progresivamente el contenido en nitratos hasta superar el valor de los 5 mg.l<sup>-1</sup>. Este valor, se encuentra, de todas formas, muy por debajo de los límites establecidos desde un punto de vista sanitario.

En el estudio que se realizó de los picos de caudal se pudo observar que existen dos tipos de productos: los ligados a la alteración de los materiales geológicos de la cuenca, que en general tienen una respuesta de tipo negativo con el caudal (como ocurre con el silicio), mientras que los que están vinculados a los arrastres que se producen en la superficie del suelo, la tienen positiva (como le ocurre al material en suspensión) [figura 8]. Los principales contaminantes, tanto inorgánicos como orgánicos o microbiológicos en general, presentan este tipo de comportamiento dada su localización superficial preferente. En la [figura 9] se puede apreciar la respuesta de varios contaminantes a las variaciones de caudal.

### 3.3. La cuenca del río Sar

La parte analizada de esta cuenca coincide aproximadamente con los límites del Concello de Santiago de Compostela, abarcando 86 km<sup>2</sup>. La calidad del agua se encuentra afectada fundamentalmente por los vertidos urbanos de la ciudad que, aun cuando son tratados en una EDAR, dan origen a muy frecuentes episodios de reboses como consecuencia de la alta pluviometría de la zona y el infradimensionamiento de la estación depuradora. Por otra parte, la existencia de infiltraciones en la red de aguas subterráneas en una proporción equivalente a un 40% de las aguas residuales generadas (Díaz-Fierros *et al.*, 2000) contri-



[Figura 9]

Relación de los estreptococos fecales (FC), coliformes fecales (CF), sólidos en suspensión (SS), nitrógeno inorgánico (Nín.) y nitrógeno amoniacal (Nam.) con el caudal en diferentes episodios de aguas rápidas del río Carballas

[Figura 10]

Evolución de la calidad del agua del río Sar después de su paso por la EDAR (media de datos mensuales de 1997-1999)



buye a agravar el proceso. Análisis mensuales realizados en diferentes puntos del cauce muestran cómo en sus valores promedio se aprecia claramente el impacto de los vertidos urbanos sobre sus aguas [figura 10].










J. Izco

**Panorámica sobre la diversidad  
de la flora y la vegetación**







# Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación

J. Izco. *Departamento de Botánica*  
*Facultad de Farmacia. Universidad de Santiago de Compostela*

## 1. Introducción

En los últimos cincuenta años el mundo ha cambiado de forma radical: se han producido transformaciones profundas en las ideas, en las relaciones entre las personas, en la concepción del trabajo, en las formas de comunicación y en el acceso a la información; han cambiado los mapas que reflejaban las entidades políticas, se ha iniciado la conquista del espacio y se investigan las profundidades submarinas o de los medios más extremos como las tierras antárticas. Ya nada es igual. Así ha sido siempre; la vida es evolución y las sociedades cambian análogamente de manera continua; y así será en el futuro, con la diferencia de que la velocidad de ese cambio es progresivamente acelerada. Basta mirar a las generaciones más jóvenes para comprender que el mundo que conocemos hoy ya lleva el germen del mundo que será mañana, que ese mundo no estará regido por los mismos conceptos, que se plasmarán en nuevas realidades.

Si no hay duda del cambio, no es tan fácil prever en qué van a consistir esos cambios, aunque algún indicio tenemos. Los últimos cincuenta años, con mayor intensidad en las dos o tres últimas décadas, se han visto marcados por la conciencia de que vivimos en un planeta que, biológicamente, constituye un sistema cerrado; que compartimos nuestro hábitat con unos pocos –¿o muchos?– millones de especies que son fruto de una larga evolución, como nosotros. Ya no se trata de entender que los recursos materiales son finitos; los recursos biológicos también lo son. Múltiples especies de la biosfera pueden sucumbir por explotación directa o por cambio en las condiciones ambientales, sin tiempo para adaptarse o para emigrar; y aunque pudiesen trasladarse a nuevos espacios con condiciones adecuadas a sus necesidades, esos cambios masivos, sobre todo de algunas especies de las que depende nuestro sustento, supondrían una auténtica revolución. La documentación histórica refleja bien cómo pequeños cambios climáticos, por ejemplo, han afectado a antiguos imperios.

No disponemos de evidencias de lo que se deriva por la pérdida de biodiversidad, por la rotura de los equilibrios conseguidos a lo largo del tiempo, bien sean pérdidas absolutas, de especies, o pérdidas parciales, de poblaciones particulares. Conocemos los efectos de las grandes extinciones, procesos muy largos, de miles de años, pero esa dimensión no disminuye la trascendencia de los cambios parciales. Y hay autores que consideran que hemos entrado en una nueva fase de pérdida generalizada de diversidad.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, que tuvo lugar en Río de Janeiro (Brasil) del 3 al 14 de junio de 1992, supuso un punto de inflexión, un cambio de rumbo en la consideración del medio ambiente. Nada volverá a ser lo mismo después de esa famosa reunión suscrita por 168 países y ratificada luego por muchos de ellos, aunque con ausencias significativas. La reciente reunión de Kyoto, heredera de la de Río, se ha saldado con cierta desilusión al no alcanzar los objetivos esperados, pero aun así se ha entrado en una fase sin retorno posible en la conciencia de que formamos parte de un sistema, de la «naturaleza integral e interdependiente de la Tierra, nuestro hogar», que nos mantiene y debe mantener a nuestros descendientes.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica, que forma parte de la Conferencia de Río, declara de forma rotunda «el valor intrínseco de la diversidad biológica y de los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educativos, culturales, recreativos y estéticos de la diversidad biológica y de sus componentes», y afirma que «la conservación de la diversidad biológica es interés común de toda la humanidad», por lo que se resuelve «conser-

var y utilizar de manera sostenible la diversidad biológica en beneficio de las generaciones actuales y futuras».

Según la propia Declaración de Río, «por diversidad biológica se entiende la variabilidad de organismos vivos de cualquier naturaleza, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros sistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende, por otro lado, la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas».

De forma más sistematizada, Heywood & Baste (1995) definen la biodiversidad como la diversidad y la variabilidad de todos los entes vivos y de los sistemas de los cuales forman parte, lo que cubre los complejos conjuntos de relaciones estructurales y funcionales en y entre los diferentes niveles de organización, incluidas las acciones del hombre, y sus orígenes y evolución en el espacio y en el tiempo [tabla 1].

Todavía es posible precisar más y establecer nuevas categorías subordinadas de diversidad, tanto de la flora como de la vegetación. En el caso de la vegetación, desde las primeras aproximaciones de Whittaker (1975) sobre los tipos de diversidad en relación con las comunidades vegetales, se ha llegado a una concepción más amplia y más compleja, de la que hacen una buena síntesis Goetze & Schwabe (2000). En esencia, se trata de valorar la diversidad de plantas en las comunidades vegetales, la diversidad de plantas en relación con los factores ambientales, la diversidad de comunidades en un complejo determinado de vegetación y, por último, la diversidad a través de distintos complejos de vegetación [tabla 2].

[Tabla 1]

Campos de expresión de la diversidad biológica y ejemplos de sus niveles respectivos (de Heywood & Baste, 1995).

<b>Diversidad genética</b>
Nucleótidos / Genes / Cromosomas Individuos / Poblaciones
<b>Diversidad de organismos</b>
Individuos / Poblaciones / Subespecies Especies / Géneros / Familias / Filos Reinos / Otros rangos taxonómicos
<b>Diversidad ecológica</b>
Poblaciones / Nichos / Hábitats Ecosistemas / Paisajes / Biorregiones Biomás / Otros rangos taxonómicos
<b>Diversidad cultural</b>
Interacciones del hombre con todos los demás niveles

[Tabla 2]

Tipos de diversidad de la vegetación (de Goetze & Schwabe, 2000)

$\alpha$	diversidad: número de especies en una comunidad vegetal.
$\beta$	diversidad: cambio en el número de especies a lo largo de un gradiente ecológico.
$\gamma^1$	diversidad: número de tipos de vegetación (comunidades) subordinados de un complejo de vegetación.
$\gamma^2$	diversidad espacial del paisaje.
$\delta$	diversidad: cambios en el número de tipos de vegetación a lo largo de un gradiente ecológico.

Estos dos últimos tipos se relacionan con las nuevas tendencias en el estudio de la vegetación: los complejos seriales y los gradientes de complejos seriales, que caen dentro del campo de la Fitosociología como orientación integradora, de un nivel superior, con el nombre de Sinfitosociología.

Pero no se trata de analizar aquí la diversidad en términos generales, sino de dar una visión sintética de la diversidad botánica, de la diversidad de la flora y de la vegetación gallegas a partir de lo que se conoce, de apuntar las carencias existentes y de orientar sobre lo que parece más adecuado realizar próximamente.

La diversidad botánica de Galicia es fruto de su propia historia natural y de su historia humana. Está condicionada por su situación geográfica, que ha determinado la evolución de su flora a lo largo del tiempo, por las características de su sustrato, por las condiciones climáticas del pasado lejano y reciente, en un juego entrelazado que han permitido la llegada de nuevas estirpes y la desaparición de otras preexistentes y la formación *in situ* de entidades propias y particulares. Las actuales variables ambientales del país están ligadas a la influencia de dos grandes mundos climáticos (clima mediterráneo y clima templado), a una topografía de contrastes notables, con alturas que alcanzan los 2.000 m en cualquiera de esos dos mundos, a la diversidad de la naturaleza de los sustratos, incluidas las rocas ultrabásicas con su incidencia en la formación de nuevas especies locales, y una larguísima costa que fragmenta toda clase de hábitats. Tales aspectos forman parte de otros capítulos de este libro panorámico del medio ambiente gallego y no corresponde extenderse sobre ellos aquí.

En cuanto a la historia de sus hombres, se ha de tener en cuenta que parte de la flora existente hoy en Galicia es fruto de la actividad humana, ya desde los pobladores neolíticos que trajeron las primeras semillas de sus cultivos y de la flora acompañante que recolectaban con sus granos. Más reciente es la transformación del paisaje arbolado, hasta transfigurar por completo el paisaje boscoso previo, hasta redibujar el que N. Boscaiu denomina *psicotopo*, el ambiente que configura las referencias de sus pobladores. La misma intervención antrópica ha promocionado ambientes antes marginales, de reducida extensión, y ha creado otros nuevos: los paisajes de extensos prados verdes y de matorrales teñidos de amarillo y de tintes vinosos que caracterizan la Galicia de clima templado, por ejemplo, son fruto del favor del hombre, en contra de otros tipos de vegetación. El fitosociólogo alemán Richard Pott (2000) resalta esta incidencia sobre la diversidad, con una fase inicial eminentemente multiplicadora y una fase posterior en la que la diversidad está afectada de forma negativa por la acción del hombre.

## 2. La flora

### 2.1. Diversidad florística

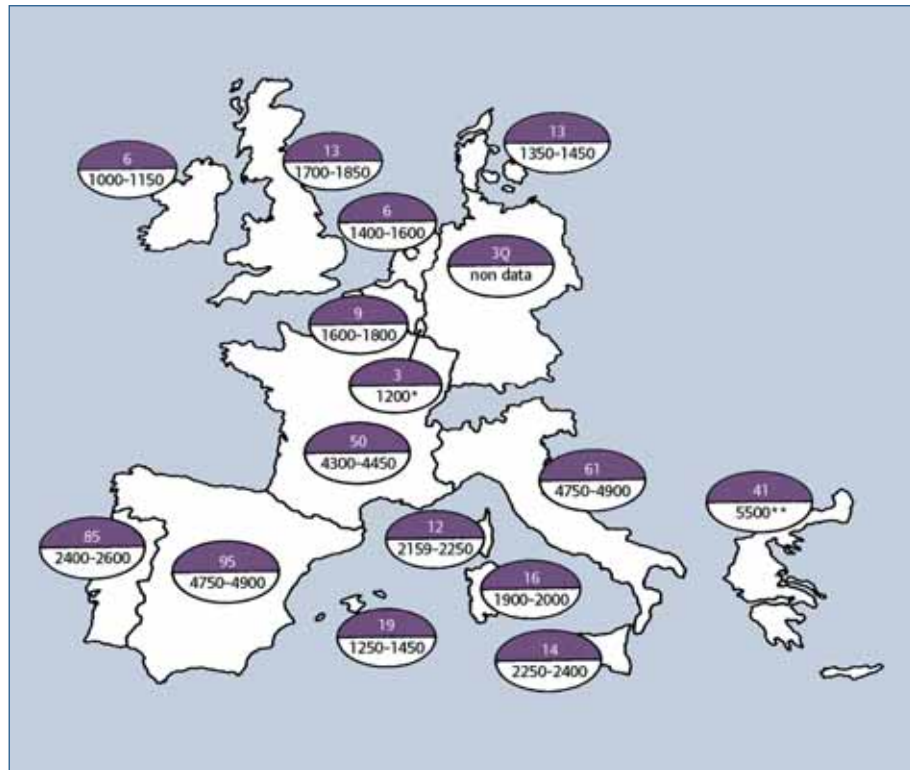
Entendida la diversidad florística como riqueza en número de especies, la diversidad de plantas vasculares sobrepasa ya el medio millón en todo el mundo, con máximos territoriales en los trópicos. En Europa la flora es pobre comparada con la de los grandes países ecuatoriales americanos, como Brasil, Colombia y Ecuador, que pasan de las 30.000 especies cada uno, mientras que en nuestro continente apenas superamos las 12.000 especies silvestres; los pronósticos para la flora ibérica (incluidas las Baleares) llegan a 7.500 especies y subespecies (Castroviejo, 2002). La distribución de la riqueza florística europea es también muy dispar. La mayor riqueza relativa se da en los países mediterráneos, frente a la pobreza de los septentrionales, siempre con una flora menor para superficies semejantes. Las causas de esa mayor diversidad en las penínsulas e islas mediterráneas [figura 1] hay que buscarla en los cambios climáticos sufridos por el continente en los últimos tres millones de años y en otro

[Figura 1]

Diversidad florística de territorios de países europeos: número de plantas incluidas en el apéndice II de la Directiva Hábitat (arriba) y número total de plantas en cada uno de ellos (abajo)

\*Incluidas las especies naturalizadas

\*\* Incluidas especies y subespecies [de Davis y col. (1986), en Domínguez y col. (1996)]



tipo de factores, fundamentalmente topográficos, como ha puesto de manifiesto Lobo (2001). No hay datos precisos sobre el monto de la flora española peninsular, que pasa ya de las 5.000 especies; tampoco tenemos datos bien contabilizados de la flora gallega. *La flora de Galicia* (Merino, 1905-1909) contiene poco más de 1.800 especies. Las sucesivas aportaciones, por la vía de nuevas descripciones y por la identificación de especies ya descritas y conocidas de otros territorios, elevan la cifra a 2.200-2.300 especies, aunque el censo fiable se alcanzará al término del proyecto de Flora Ibérica. Así, Galicia se eleva por encima de los países de la fachada atlántica de superficie semejante o superior, como Gran Bretaña.

El grupo de los helechos en sentido amplio, o Pteridofitos, puede tratarse como grupo aparte, aunque sean cormofitos, por su independencia sistemática de las plantas con flores. El grupo, en su conjunto, es un buen indicador de la naturalidad del medio por la vinculación de muchas de sus especies a medios forestales y ambientes húmedos, sin excluir otras que tienen aptencias rupestres o son banales y habría que considerarlas en otros aspectos. En cuanto a la frecuencia, la síntesis europea (Jalas y Suominen, 1972) expresa una baja tasa de helechos en Galicia por cuadrícula de 50 x 50 km, en el mejor de los casos entre 13 y 18 especies y subespecies, cuando los máximos continentales están por encima de 43 para esa misma malla. Esos datos son reflejo del escaso conocimiento florístico del territorio existente hace 30 años y del incremento de información conseguido posteriormente. Datos más recientes (Salvo y col., 1984) reflejan una riqueza general mayor en Galicia, con tasas de helechos por cuadrícula más altas y una cuadrícula con 19 a 25 especies y subespecies.

De acuerdo con los últimos datos (varios autores, 1986), la pteridoflora gallega es bastante rica, con un total de 65 especies y subespecies sobre 127 del conjunto de España y Portugal continentales más las islas Baleares, incluidas las referencias sin pliego de herbario, las autóctonas y las de presencia dudosa. Esta información ha sido superada, a su vez, por los trabajos que lleva a cabo J. Amigo y su equipo de prospección corológica y frecuencia por cuadrícula de diferentes mallas, todavía no publicados enteramente. El listado actual se eleva a 68 especies y subespecies, pertenecientes a 31 géneros [tabla 3]. Una buena proporción son muy frecuentes, otros se consideran escasos en razón de su presencia en menos del 5% del total de las cuadrículas de 10 x 10 km que contiene Galicia y 11 de ellos se pueden considerar muy escasos por no superar las tres cuadrículas [tabla 4]. En la lista pteridológica gallega y en los análisis de frecuencia figura *Christella dentata*, un helecho de distribución tropical: que se conocía sólo en dos localidades españolas Algeciras (Cádiz) y



[Tabla 3]

(Clases de vegetación)  
Catálogo de los  
helechos de parques  
naturales (Fragas do  
Eume, complejo dunar  
de Corrubedo y Lagoas  
de Carregal y Vixán, Islas  
Cíes, monte Aloia, Baixa  
Limia-Serra do Xurés,  
Invernadeiro)  
de Galicia (de Quintanilla  
& Amigo, 1999)

<i>Adiantum capillus-veneris</i>	<i>Dryopteris oreades</i>
<i>Anogramma leptophylla</i>	<i>Equisetum arvense</i>
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	<i>Equisetum hyemale</i>
<i>Asplenium billoti</i>	<i>Equisetum palustre</i>
<i>Asplenium marinum</i>	<i>Equisetum ramossissimum</i>
<i>Asplenium onopteris</i>	<i>Equisetum telmateia</i>
<i>Asplenium ruta- muraria</i> subsp. <i>ruta-muraria</i>	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
<i>Asplenium septentrionale</i> subsp. <i>septentrionale</i>	<i>Huperzia selago</i> subsp. <i>selago</i>
<i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>trichomanes</i>	<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>
<i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>quadrivalens</i>	<i>Hymenophyllum wilsonii</i>
<i>Athyrium filis-foemina</i>	<i>Isoetes histrix</i>
<i>Blechnum spicant</i> subsp. <i>spicant</i>	<i>Isoetes longissimum</i>
<i>Botrychium lunaria</i>	<i>Isoetes velatum</i> subsp. <i>asturicensis</i>
<i>Ceterach officinarum</i> subsp. <i>officinarum</i>	<i>Isoetes velatum</i> subsp. <i>vellatum</i>
<i>Cheilanthes acrostica</i>	<i>Lastrea limbosperma</i>
<i>Cheilanthes guanchica</i>	<i>Lycopodiella inundata</i>
<i>Cheilanthes hispanica</i>	<i>Lycopodium clavatum</i>
<i>Cheilanthes tinei</i>	<i>Notholaena marantae</i> subsp. <i>marantae</i>
<i>Christella dentata</i>	<i>Ophioglossum lusitanicum</i>
<i>Cryptogramma crispa</i>	<i>Ophioglossum vulgatum</i>
<i>Culcita macrocarpa</i>	<i>Osmunda regalis</i>
<i>Cystopteris dickieana</i>	<i>Phyllitis scolopendrium</i> subsp. <i>scolopendrium</i>
<i>Cystopteris fragilis</i> subsp. <i>fragilis</i>	<i>Pilularia globulifera</i>
<i>Cystopteris viridula</i>	<i>Polypodium cambricum.</i> subsp. <i>cambricum</i>
<i>Davallia canariensis</i>	<i>Polypodium interjectum</i>
<i>Dryopteris aemula</i>	<i>Polypodium vulgare</i>
<i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>affinis</i>	<i>Polystichum aculeatum</i>
<i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>borreri</i>	<i>Polystichum setiferum</i>
<i>Dryopteris affinis</i> subsp. <i>stillupensis</i>	<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>aquilinum</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Stenogramma pozoii</i>
<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Thelypteris palustris</i>
<i>Dryopteris expansa</i>	<i>Vandenboschia speciosa</i>
<i>Dryopteris filis-max</i>	<i>Woodwardia radicans</i>
<i>Dryopteris guanchica</i>	

el río Caldo, afluente del Limia (Ourense). Recientemente, I. Pulgar (com. personal) ha denunciado su desaparición de la localidad gallega y ha sido, también, publicada su ausencia en L. G. Quintanilla (2003). El catálogo de musgos y hepáticos españoles reúne 1.044 especies (Ron, 2002) y de hongos del reino *Fungi* unas 9.500 (Tellería, 2002)

Especie	N.º	Especie	N.º
<i>Asplenium setentrionale</i> *	3	<i>Equisetum telmateia</i>	13
<i>Botrychium lunaria</i> *	3	<i>Gymnocarpium dryopteris</i> *	2
<i>Cheilanthes acrostica</i> *	1	<i>Huperzia selago</i>	4
<i>Cheilanthes guanchica</i> *	1	<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	18
<i>Cheilanthes hispanica</i>	13	<i>Hymenophyllum wilsonii</i> *	1
<i>Cheilanthes tinaii</i>	14	<i>Isoetes longissima</i>	16
<i>Christella dentata</i> *	1	<i>Isoetes velata asturicense</i> *	1
<i>Cryptogramma crispa</i> *	7	<i>Isoetes velata velata</i>	8
<i>Culcita macrocarpa</i>	4	<i>Lycopodiella inundata</i>	11
<i>Cystopteris dickieana</i>	7	<i>Lycopodium clavatum</i> *	1
<i>Cystopteris fragilis</i>	5	<i>Notholaena marantae</i> *	2
<i>Dryopteris expansa</i> *	1	<i>Ophioglossum lusitanicum</i>	7
<i>Dryopteris oreades</i>	8	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	13
<i>Dryopteris guanchica</i>	14	<i>Pilularia globulifera</i>	8
<i>Equisetum hiemale</i> *	2	<i>Polystichum aculeatum</i>	11
<i>Equisetum palustre</i> *	9	<i>Stegnogramma pozoi</i>	5
<i>Equisetum ramosissimum</i>	15	<i>Thelypteris palustris</i>	7
		<i>Trichomanes speciosum</i>	6

[Tabla 4]

Análisis de la frecuencia de los pteridofitos de Galicia menos frecuentes por presencias en cuadrados de 10 x 10 km, hasta un máximo de 18.

\*Especies presentes en tres o menos de tres cuadrículas

Nota: (datos de J. Amigo, inéd.)

## 2.2. Flora amenazada

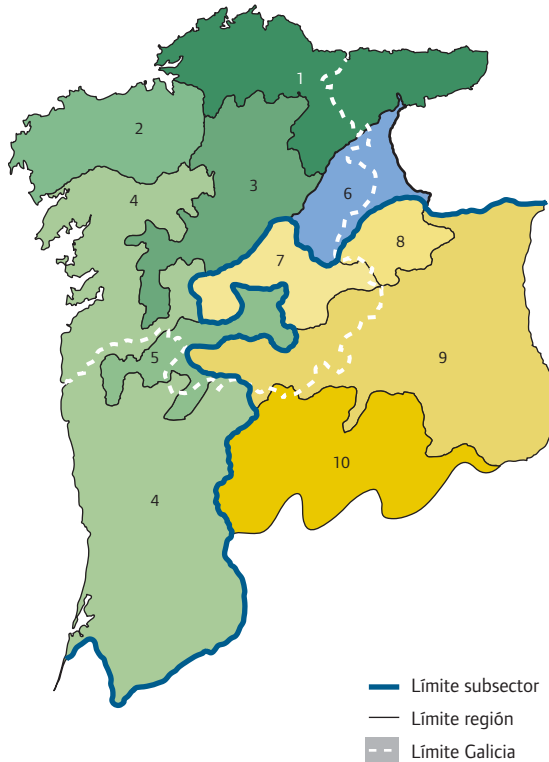
La riqueza absoluta es una expresión de la diversidad, pero no es expresión absoluta del valor de una flora globalmente considerada ni cada especie merece la misma consideración. Cada especie es una entidad particular y su distribución, su diversidad interna y sus efectivos son diferentes según los casos. Muchas especies están en vías de desaparición o están en peligro por la persistencia de situaciones que actúan en su contra limitando sus posibilidades de reproducción y de expansión. Esas situaciones afectan a una porción importante de la flora y cada día aumentan las evidencias de especies o de poblaciones concretas desaparecidas en tiempos históricos, con la consiguiente pérdida de las características genéticas ligadas a ellas. La preocupación por la pérdida de la diversidad es relativamente reciente, apenas tiene unos años, pero en este tiempo se ha puesto en evidencia la magnitud del problema y ha originado el interés en la conservación de lo que es fruto de una larga evolución.

Las listas de especies en peligro de extinción se han definido colectivamente con la etiqueta de *Lista roja*, con el color que es señal de alarma. Han pasado casi 25 años desde el primer listado con esta orientación (Lucas y Synge, 1978), una simple relación de plantas sin comentarios adicionales.

[Figura 2]

Mapa administrativo de Galicia y mapa de Galicia expandida hasta los límites de sus subsectores corológicos

Región Eurosiberiana.  
Provincia Cántabro-Atlántica:  
sector Galaico-Asturiano:  
subsect. Galaico septentrional (1);  
sector Galaico-Portugués:  
subsect. Compostelano (2),  
subsect. Lucense (3),  
subsect. Miñense (4),  
subsect. Xueresiano-Queixense (5).  
Provincia Orocantábrica:  
sector Lacio-Ancareense:  
subsect. Naviano-Ancareense.  
Región Mediterránea.  
Provincia Carpetano-  
Ibérico-Leonesa:  
sector Orensano-Sanabriense:  
subsect. Orensena (7),  
subsect. Berciano (8),  
subsect. Maragato-Sanabriense;  
sector Lusitano-Duriense:  
subsect. Transmontano (10)



Después han llegado las categorías de la UICN y la protección legal con base en distintas disposiciones supranacionales, nacionales y locales. La primera lista española tiene ya 15 años (Barreno y col. 1984).

Aparte otras referencias, en Galicia se han publicado distintas listas, con objetivos distintos, relacionando la flora con más riesgo (Izco, 1989; Gómez Campo, 1987; Ortiz y col., 1998; Rodríguez y col., 1998). Izco & Sánchez (1995) revisaron la información existente sobre la flora territorial y delimitaron la que podía considerarse como endémica en sentido estricto. La delimitación del territorio para considerar el carácter endémico se basaba en criterios biológicos y no administrativos, por lo que ampliaron las fronteras políticas hasta los límites de los sectores corológicos que incluyen parte del territorio gallego, hasta lo que llamaron *Galicia expandida*, con referencia a un mapa preciso [figura 2].

La propuesta es análoga a la que planteó Rzedowski (1992) bajo la denominación de Megaméxico. En la revisión indicada se enumeran 41 especies y subespecies endémicas de Galicia expandida y se orienta sobre los territorios y los hábitats más ricos en endemismos [tabla 5].

<i>Anemone trifolia</i> L. subsp. <i>albida</i> (Máriz) Tutin
<i>Angelica pachycarpa</i> Lange
<i>Armeria humilis</i> (Link) Schultes
<i>Armeria merinoi</i> (Bernis) Nieto & Silva-Pando
<i>Armeria pubigera</i> (Desf) Boiss. subsp. <i>pubigera</i>
<i>Armeria rothmaleri</i> Nieto
<i>Campanula adsurgens</i> Leresche & Levier
<i>Cardus gayanus</i> Durieu ex Willk. in Willk. & Lange
<i>Centaurea aristata</i> Hoffmanns. & Link subsp. <i>geresensis</i> (Arenes) Dostál
<i>Centaurea aristata</i> Hoffmanns. & Link subsp. <i>langeana</i> (Willk.) Dostál
<i>Centaurea borjae</i> Valdés-Bermejo & Rivas-Goday
<i>Centaurea corcubionensis</i> Laínz
<i>Centaurea janeri</i> Graells subsp. <i>gallaecica</i> Laínz
<i>Centaurea ultreiae</i> Silva-Pando
<i>Coincya pseudoerucastrum</i> (Brot.) Greuter & Burdet subsp. <i>setigera</i> (Lange) Greuter & Burdet
<i>Cytisus commutatus</i> (Willk.) Briq. subsp. <i>Merino</i> J. M. & M. Laínz
<i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. Izco, Ortiz & J. Rodríguez
<i>Dianthus laricifolus</i> Boiss. & Reuter subsp. <i>caespitosifolius</i> (Planellas) Laínz
<i>Dianthus merinoi</i> Laínz
<i>Festuca granitcola</i> Kerguelén & Morla
<i>Galium teres</i> Merino
<i>Genista berberidea</i> Lange
<i>Genista sanabrensis</i> Valdés-Bermejo, Castroviejo & Casaseca
<i>Iris boissieri</i> Henriq.
<i>Jasione lusitanica</i> A. DC.
<i>Laserpitium eliasii</i> Sennen & Pau subsp. <i>thalictrifolium</i> (Samp.) Monteserrat
<i>Leontodon farinosus</i> Merino & Pau
<i>Leucanthemum gallaecicum</i> J. Rodríguez & Ortiz
<i>Leucanthemum merinoi</i> Vogt & Castroviejo
<i>Leucanthemum pluriflorum</i> Pau
<i>Lupinus hispanicus</i> Boiss. & Reuter subsp. <i>bicolor</i> (Merino) Gladst.
<i>Mibora minima</i> (L.) Desv. subsp. <i>littorea</i> Ortiz & J. Rodríguez
<i>Narcissus cyclamineus</i> DC., in Redouté
<i>Omphalodes littoralis</i> Lehin. subsp. <i>gallaecica</i> Laínz
<i>Petrocoptis grandiflora</i> Rothm.
<i>Phalacrocarpum oppositifolium</i> (Brot.) Willk. subsp. <i>hoffmannseggii</i> (Sampaio) Nieto
<i>Ranunculus bupleuroides</i> Brot.
<i>Rhamnus pumila</i> Turra subsp. <i>legionensis</i> Rothm.
<i>Sagina merinoi</i> Pau in Merino
<i>Scilla merinoi</i> Ortiz, J. Rodríguez & Izco
<i>Silene scabriflora</i> Brot. subsp. <i>gallaecica</i> Talavera
<i>Silene scabriflora</i> Brot. subsp. <i>megacalycina</i> Talavera
<i>Thlaspi oligospermum</i> (Merino) Greuter & Burdet

[Tabla 5]

Listado de flora endémica gallega, en sentido expandido hasta el subsector (de Izco & Sánchez, 1995).

Esa lista necesita ya una revisión, para excluir alguna de las plantas citadas debido a precisiones taxonómicas posteriores, a la pérdida del rango de especie o de subespecie y a nuevos datos de distribución que implican su exclusión al desbordar el límite fijado; pero también hay inclusiones debido a nuevas descripciones de taxones endémicos del territorio. Mayores cambios causa la aplicación de las nuevas categorías de riesgo propuestas por la UICN en 1994, mucho más restrictivas que las anteriores, lo que obliga a la revisión de cualquier clasificación previa en este sentido. Al respecto, Bañares y col. (2001) indican que la aplicación de esos últimos criterios ha supuesto la descatalogación del 50% de especies amenazadas de la flora canaria.

Por otro lado, numerosas propuestas de ámbito nacional o internacional incluyen entre la flora amenazada distintas especies presentes en Galicia. Algunos de estos listados han sido promovidos por organismos públicos, con frecuencia administrativos, y tienen, en ese sentido, un carácter oficial; en otros casos han sido promovidos por entidades paraestatales o con prestigio internacional reconocido, por lo que son aceptadas de forma universal.

La Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE), relativa a la conservación de hábitats naturales y de flora y fauna silvestres, incluye en su anexo II la lista de especies y subespecies vegetales y animales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación. En lo que a flora se refiere, ese anexo incluye 331 plantas vasculares [tabla 6], muchas de ellas españolas.

[Tabla 6]

Distribución por grupos taxonómicos y por rangos de las especies y subespecies vasculares incluidas en el anexo II de la Directiva Hábitat, de la CEE (1997), sin contabilizar la flora canaria

Grupo	Familias	Géneros	Sp. + Subsp.
Pteridofitas	8	10	14
Gimnospermas	1	1	1
Dicotiledóneas	43	133	260
Monocotiledóneas	9	38	56

El número de plantas gallegas presentes en esa lista es aceptable, un total de 16 [tabla 7], al que hay que añadir dos plantas no vasculares, dos briofitos (*Bruchia vogesiaca* y *Sphagnum pylaesii*). Algunas de las primeras, *Festuca elegans*, por ejemplo, tienen poca justificación para formar parte de ese grupo tan selecto, y algo parecido podría decirse de *Narcissus asturiensis* y de *Narcissus cyclamineus*, pero hasta que no se revise el contenido del anexo hay que aceptarlo en su integridad. El conjunto de esa flora se reparte entre bosques, humedales, litoral y medios condicionados por rocas ultrabásicas. Sobre la ecología

Grupo	Familia	Especie
Pteridofitas	Blechnáceas	<i>Woodwardia radicans</i>
	Dicksoniáceas	<i>Culcita macrocarpa</i>
	Himenofiláceas	<i>Trichomanes speciosum</i>
Dicotiledóneas	Campanuláceas	<i>Jasione lusitanica</i> *
	Borragináceas	<i>Myosotis lusitanica</i> *
	Cariofiláceas	<i>Petrocoptis grandiflora</i>
	Compuestas	<i>Centaurea borjae</i>
	Escrofulariáceas	<i>Veronica micrantha</i>
	Poligonáceas	<i>Rumex rupestris</i>
	Umbelíferas	<i>Eryngium viviparum</i>
Monocotiledóneas	Alismatáceas	<i>Luronium natans</i>
	Amarilidáceas	<i>Narcissus asturiensis</i>
		<i>Narcissus cyclamineus</i>
		<i>Narcissus pseudonarcissus subsp. nobilis</i> *
Gramíneas	<i>Festuca elegans</i>	
	<i>Festuca summilusitana</i>	

[Tabla 7]

Especies y subespecies vasculares de la flora gallega incluidas en el anexo II de la Directiva Hábitat 43/92/CEE\*

\*Presencia no confirmada

de *Sphagnum pylaesii* hay información detallada en Stipieraere y col. (1988), Sergio y col. (1994) y Rodríguez y col. (2001).

La Comisión de Flora del Comité Español de la UICN acaba de publicar la *Lista roja de la flora vascular española* (VV.AA., 2000) como resultado de la aplicación de las nuevas categorías de la UICN. Este documento, que todavía ha de sufrir modificaciones, es el resultado del esfuerzo de un amplio grupo de especialistas y de uno mayor de colaboradores e informadores que han aportado datos sobre la distribución y valoración de las poblaciones de las especies incluidas en el listado. La lista se compone de unas 1.400 especies y subespecies españolas continentales e insulares (Baleares y Canarias), divididas en dos niveles; las que se catalogan como amenazadas y las que se sospecha que pueden formar parte de este grupo, pero de las que no hay datos suficientes. En la [tabla 8] se resume la diversidad de ambas listas por grupos taxonómicos.

La lista de la UICN para la flora española supone una proporción muy alta respecto a la diversidad total. Aproximadamente una de cada cinco plantas de la flora peninsular, canaria y balear está incluida en esa lista. En ella no todos los grupos tienen la misma representación; dominan, como es natural, las grandes familias de las Monocotiledóneas y de Dicotiledóneas de la flora mediterránea o templada europea [tabla 9]. Las diez familias con más de 30 especies y subespecies amenazadas reúnen casi la mitad de los géneros (46% y de las especies y subespecies), pero representan apenas la cuarta parte del total de familias. En este grupo de familias más ricas destacan las Gramíneas entre las

[Tabla 8]

Número y distribución de las especies y subespecies amenazadas de la flora española por grupos sistemáticos, así como por familias y géneros. A: con especies y subespecies amenazadas; DD: con especies y subespecies sin datos suficientes

	Fam. A	Fam. DD	Gen. A	Gen. DD	Sp. +Subsp. A	Sp. +Subsp. DD
Helechos	15	0	21	0	35	2
Gimnospermas	3	0	4	0	5	0
Dicotiledóneas	64	4	308	30	987	230
Monocotiledóneas	23	3	65	8	119	35

Fuente: *Lista roja de la flora vascular española*, VV. AA., 2000

Monocotiledóneas y las Compuestas entre las Dicotiledóneas. Las Plumbagináceas son un caso especial; con sólo dos géneros (*Limonium* y *Armeria*), están representadas por 90 especies, la mayoría endémicas de territorios muy pequeños. Hay varias especies de *Limonium* y de *Armeria* en Galicia, pero sólo tres forman parte de la lista de flora amenazada (*Armeria merinoi*, *A. humilis* y *A. rothmaleri*).

[Tabla 9]

Familias de la *Lista roja 2000* con > 30 especies y subespecies amenazadas, e indicación del número de géneros a los que pertenecen. Indicación suplementaria de los mismos rangos en la categoría datos insuficientes (abreviaturas, véase tabla 17)

Familia	N.º gen. A	N.º gen. DD	N.º sp. + ssp.	N.º sp. + ssp. DD
Borragináceas	8	-	30	-
Cariofiláceas	16	-	55	9
Compuestas	55	8	179	72
Crasuláceas	5	-	34	2
Escrofulariáceas	18	-	60	8
Gramíneas	26	1	38	4
Labiadas	13	1	81	14
Leguminosas	22	2	34	4
Plumbagináceas	2	-	90	-
Umbelíferas	20	2	34	4
TOTALES	185	14	684	9
	46,1%		48,9%	

No es amplia la representación de la flora gallega en la *Lista roja 2000* [tabla 10].

De las consideradas amenazadas (categorías crítica, en peligro y vulnerable), son gallegas de forma exclusiva o compartida 49 especies y subespecies, el 4,3% del total. Si se contemplan las amenazadas y las catalogadas con información insuficiente (DD), son gallegas 57 plantas, que suponen una proporción frente al conjunto total del 4%. Ambas proporciones parecen razonables si se tiene en cuenta que se compite con territorios muy ricos florísticamente y con gran cantidad de endemismos y relictos, como las grandes cordilleras peninsulares y los



Familia	Especie	Categoría	Criterio
<b>Helechos</b>			
Dicksoniáceas	<i>Culcita macrocarpa</i>	EN	B1 + 3cd
Driopteridáceas	<i>Dryopteris aemula</i>	VU	B1 + 2b
	<i>Dryopteris guanchica</i>	VU	B1 + 2b
Himenofiláceas	<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	VU	B1 + 2b
	<i>Hymenophyllum wilsonii</i>	CR	B1+2b
	<i>Vandenboschia speciosa</i>	VU	B1 + 2b, D2
Isoetáceas	<i>Isoetes longissimum</i>	EN	B1 + 2b
Licopodiáceas	<i>Lycopodiella inundata</i>	VU	B1 + 2bcde
Marsileáceas	<i>Pilularia globulifera</i>	EN	B1 + 2bd
<b>Dicot.</b>			
Borragináceas	<i>Omphalodes littoralis</i> subsp. <i>gallaecica</i>	EN	B1 + 2b + 3b
Campanuláceas	<i>Campanula adsurgens</i>	VU	B1 + 2b, D2
Cariofiláceas	<i>Petrocoptis grandiflora</i>	VU	B1 + 2b, D2
	<i>Spergula viscosa</i>	VU	B1 + 2b, D2
Compuestas	<i>Centaurea borjae</i>	EN	B1 + 3d
	<i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>gallaecica</i>	VU	D2
	<i>Centaurea ultreiae</i>	EN	B1 + 3d
	<i>Crepis novoana</i>	CR	B1 + 3b
	<i>Leontodon farinosus</i>	VU	B1 + 2abcd, D2
	<i>Leucanthemum gallaecicum</i>	CR	B2b + 3b
	<i>Santolina mellidensis</i>	CR	B1 + 2b
	<i>Senecio doria</i> subsp. <i>legionensis</i>	DD	
Crucíferas	<i>Cardamine raphanifolia</i> subsp. <i>gallaecica</i>	VU	B1 + 2b, D2
Dipsacáceas	<i>Succisa pinnatifida</i>	CR	B1 + 2b
Escrofulariáceas	<i>Antirrhinum majus</i> subsp. <i>linkianum</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Linaria aguillonensis</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Veronica micrantha</i>	VU	B2d + 3d, C2a
Geraniáceas	<i>Erodium maritimum</i>	EN	B1 + 2bc + 3d
Labiadas	<i>Sideritis hyssopifolia</i> subsp. <i>caureliana</i>	DD	
Leguminosas	<i>Genista ancistrocarpa</i>	EN	B1 + 2b
Lentibulariáceas	<i>Utricularia minor</i>	VU	B1 + 2be + 3cd, C2a
Miricáceas	<i>Myrica gale</i>	DD	
Plumbagináceas	<i>Armeria humilis</i> subsp. <i>humilis</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Armeria merinoi</i>	CR	B1 + 2b
	<i>Armeria rothmaleri</i>	EN	B1 + 2b
Poligonáceas	<i>Rumex rupestris</i>	CR	B1 + 2b
	<i>Rumex scutatus</i> subsp. <i>jallaecicus</i>	DD	
Ramnáceas	<i>Rhamnus pumila</i> subsp. <i>legionensis</i>	DD	
Ranunculáceas	<i>Ranunculus bupleuroides</i> subsp. <i>bupleuroides</i>	VU	B1 + 2b
Resedáceas	<i>Sesamoides minor</i>	DD	

[Continúa en la página siguiente]

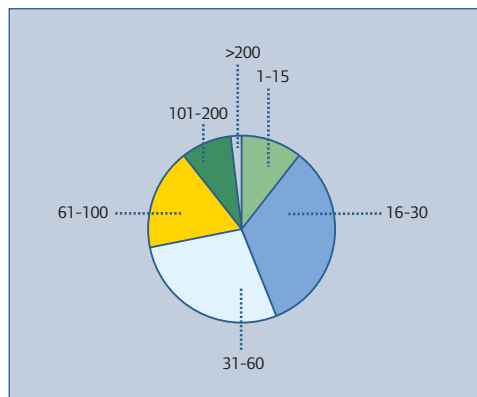
[Tabla 10]

Flora gallega de la *Lista roja 2000*, especies y subespecies vasculares, con su categoría de amenaza y criterios para su clasificación. A: amenazada, DD: datos insuficientes (datos de VV. AA. 2000) Para significado de categorías y criterios, véase tabla 11

Familia	Especie	Categoría	Criterio
Rosáceas	<i>Prunus lusitanica</i> subsp. <i>lusitanica</i>	VU	B1 + 2abde, C1, D2
	<i>Rubus lucensis</i>	DD	
Rubiáceas	<i>Galium arenarium</i>	EN	A1c, B1 + 2cd, C1, D
	<i>Galium teres</i>	EN	B1 + 3b
Timeleáceas	<i>Thymelaea broteriana</i>	VU	B1 + 2b
Umbelíferas	<i>Eryngium juresianum</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Eryngium viviparum</i>	EN	B1 + 2b
<b>Monocot.</b>			
Alismatáceas	<i>Luronium natans</i>	EN	B1 + 2b
Amarilidáceas	<i>Narcissus cyclamineus</i>	DD	
Ciperáceas	<i>Rhynchospora fusca</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Rhynchospora modesti-lucenoi</i>	EN	B1 + 2bcd
	<i>Scirpus pungens</i>	EN	B1 + 2bcd
	<i>Scirpus triqueter</i>	VU	B1 + 2b
Gramíneas	<i>Deschampsia setacea</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Festuca brigantina</i> subsp. <i>actiophyta</i>	EN	B1 + 2b
	<i>Linkagrostis juresii</i>	VU	B2cd + 3d, C2a, D2
Iridáceas	<i>Iris boissieri</i>	EN	B1 + 2b
Meniantáceas	<i>Nymphoides peltata</i>	CR	B1 + 2b
Total (incl. DD)	Sp. + subsp. helechos =	9	
	Sp. + subsp. dicotiledóneas =	37	
	Sp. + subsp. monocotiledóneas =	11	
	Total absoluto	57	
Totales por categorías	EN = 23, VU = 18, CR = 8, DD = 8		
Totales por criterios	A = 1, B = 48, D = 12, C = 5		

[Figura 3]

Clases de riqueza de especies y subespecies de la *Lista roja 2000* de plantas vasculares españolas por unidades territoriales (no se han considerado Ceuta y Melilla) (datos de VV. AA., 2000)



dos archipiélagos. Las clases por número de plantas en cada provincia o isla dibujan una curva con un máximo de provincias entre 16-30 [figura 3]. De las gallegas, Pontevedra (26 especies) forma parte de la clase más numerosa, junto a provincias interiores peninsulares; A Coruña (49), Lugo (40) y Ourense (38) se sitúan en el rango inmediato superior, entre las me-

dianamente ricas peninsulares, a excepción de las pirenaicas, Asturias y las del sureste, que sobrepasan el límite superior del rango. Almería, Granada y las Canarias occidentales sobrepasan las 100 especies y subespecies; sólo una unidad territorial supera las 200 especies y subespecies: Tenerife (211).

La flora gallega incluida en la *Lista roja 2000* no sigue las pautas generales mencionadas anteriormente, en parte porque el número absoluto es pequeño y las proporciones poco significativas. En otro sentido, difiere también porque las condiciones ambientales y la historia de la flora gallega son poco representativas de las del resto del país. Hay dos aspectos diferenciales bien marcados. De un lado, la alta proporción de helechos, y de otro, la de plantas propias de medios húmedos o acuáticos. Un tercio de los géneros y un cuarto de las especies y subespecies de helechos de la *Lista roja* están presentes en Galicia; superan con claridad la proporción global. Esta alta proporción en helechos no se vincula al simple hecho de la humedad climática, sino a razones históricas. De los helechos gallegos incluidos en la lista, la mayoría son relictos de épocas cálidas anteriores, algunos de ellos residuos de la flora terciaria, ligada a ambientes cálidos y húmedos, que cubría gran parte de España y de Europa. Los fríos cuaternarios arrasaron esa flora en la mayor parte del territorio salvo en abrigos cálidos cercanos al océano Atlántico. Esa es la justificación de la presencia de *Culcita macrocarpa* y *Dryopteris guanchica*, por ejemplo; aunque también hay algún relicto glacial, un relicto frío, como *Lycopodiella inundata*. Por otro lado, sí es manifiesta la vinculación de bastantes especies a medios húmedos de agua dulce; es el caso de *Eryngium viviparum*, *Genista ancistrocarpa*, *Luronium natans*, *Nymphoides peltata*, *Rhynchospora fusca*, *Rhynchospora modesti-lucenoi*, etc. El resto de los componentes de la lista se reparten entre los medios ultrabásicos (serpentinias, eclogitas, etc.), los afloramientos calcáreos de la frontera con el Bierzo y los medios dunares, de acuerdo con un modelo básico que ya fue evidenciado por Izco y Sánchez (1995).

En el caso de los briofitos, la situación ha avanzado enormemente en los últimos años. En el seno de la UICN hay un grupo especializado en este grupo de plantas, funcionando desde 1991, con los objetivos de incrementar los conocimientos botánicos y ecológicos y de formar especialistas. Se estimula también el conocimiento de los briofitos por su papel indicador de la contaminación, hasta el extremo de ser comparados con «el canario de las minas de carbón», por la capacidad de respuesta del ave para detectar las emanaciones de metano. Se estima que existen unos 15.000 briofitos: 8.000 musgos, 6.000 hepáticas y 200 antoceros, muchos de los cuales están en peligro. Los datos más recientes sobre el grupo en el territorio peninsular de España elevan la brioflora a poco más de mil especies (1.012), que comparte ampliamente con los territorios portu-

gües continentales, los cuales sólo aportan 32 especies propias. Por grupos sistemáticos, los musgos son los más numerosos (780 especies), seguidos de las hepáticas (264). La lista gallega preparada por J. Reinoso (2003) es muy amplia: 392 musgos y 166 hepáticas.

Los líquenes, considerados independientemente de los hongos, son más desconocidos. Existe una lista roja de los macrolíquenes de la Comunidad Europea (Serusiaux, 1989), ya desfasada, y algunas listas nacionales, pero falta la española; tampoco hay lista gallega. El catálogo europeo (10 países, incluidos España y Portugal con sus respectivos archipiélagos atlánticos: Canarias, Madeira y Azores) se compone de 209 especies, 42 de ellas endémicas del territorio, y 10 especies consideradas extintas.

Los líquenes son muy sensibles a los cambios ambientales, en especial a la contaminación atmosférica, y por ello se han utilizado como biosensores de la calidad del aire. En el catálogo europeo se señalan cinco factores principales de la regresión de los líquenes: contaminación del aire, explotación y gestión inadecuada de los bosques, sobre todo la eliminación de viejos bosques, los incendios, la desaparición de los olmos por causa de la grafiosis y la conversión de los matorrales en pastizales y cultivos intensivos. Esta última razón, se especifica, tiene incidencia intensa en Gran Bretaña y en la península Ibérica. No hay un catálogo de la flora líquénica gallega, aunque puede componerse de unas 900 especies, según R. Carballal (com. personal), la mayoría de amplia área, muchas casi cosmopolitas, algunas endémicas europeas y dos endemismos ibéricos.

En el campo de las algas la situación declina y no se cuenta con catálogos generales, probablemente por la diversidad de grupos y la dificultad de abordarlos en su conjunto. Se conocen mejor, sin duda, las algas macroscópicas (macroalgas) pardas, rojas y verdes. No hay un catálogo de las algas marinas de Galicia. Si se parte de los trabajos publicados (Niel, 1978; Granja y col., 1992; Bárbara y Cremades, 1996; Calvo y col., 1999), el número de especies de algas estaría próximo a 600. Esta cifra es muy alta en relación con el mundo biogeográfico marino al que pertenecemos, que va desde las costas del Mar de Norte hasta Canarias, sin entrar en el Mediterráneo. La flora algal gallega posee el 70% de la flora de ese ámbito, incluidos algunos endemismos y especies que han entrado en listas de conservación.

### 2.3. Categorías de riesgo

Las necesidades son tantas que se impone la priorización. Existen criterios generales que atienden al rango sistemático, la relación con plantas útiles, el riesgo de desaparición, etc. De forma frecuente se incluyen entre las prioritarias las especies endémicas, pero ese término tiene un significado relativo. El concepto de endémico lleva implícita la idea de territorialidad: una planta es endémica de un territorio cuando no sobrepasa sus límites, que pueden ser muy amplios, continentales, por ejemplo. Sin embargo, la etiqueta de endémico ha servido sin límites para primar el valor de las especies sin considerar si su área de distribución era grande o no. El criterio de endemidad es válido como referencia en la conservación si se trata de endemismos de área reducida, con esca-

Categorías UICN habituales	Nuevas categorías propuestas (1994)		Estructuración de dichas categorías		
<b>EX</b> Extinta	EX	Extinta	Ya extinta	Datos adecuados	Evaluada
	EW	Extinta en estado silvestre			
<b>E</b> En peligro	CR	En peligro crítico	Amenazada		
	EN	En peligro			
<b>V</b>	VU	Vulnerable			
<b>R</b> Rara	LR (cd)	Depende de la conservación	Menor riesgo		
	LR (nt)	Casi amenazada			
	LR (lc)	Preocupación menor			
<b>K</b> Insuficientemente conocida	DD	Datos insuficientes			
	NE	No evaluada			
<b>I</b> Indeterminada (Ex, E, V o R)					
<b>nt, Nt, N</b> No amenazada					

[Tabla 11]

Relaciones entre los rangos de UICN e indicación de los que corresponden a flora amenazada

sas y pequeñas poblaciones, o si están sometidos a fuertes presiones que comprometen su viabilidad inmediata o en plazos próximos.

En Galicia hay 9 especies de plantas vasculares endémicas en sentido estricto, que no desbordan sus límites administrativos: *Armeria merinoi*, *Centaurea borjae*, *Centaurea corcubionensis*, *Centaurea ultreiae*, *Crepis novoana*, *Cytisus insularis*, *Leucanthemum corunnense*, *Leucanthemum gallaecum*, *Santolina melidensis*; hay 4 subespecies igualmente endémicas: *Centaurea janeri* subsp. *gallaecica*, *Festuca brigantina* subsp. *actiophyta*, *Linaria poligalifolia* subsp. *aguittoralis* subsp. *gallaecica*.

Tiene mucho más sentido considerar el riesgo de desaparición con bases objetivas relacionadas con el tamaño de las poblaciones o con el rango de sus fluctuaciones, con la velocidad de pérdida de efectivos, con la distribución reducida, con la fragmentación del área, etc., con independencia de si la especie es endémica o no. En 1994, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) propuso unas categorías que pretendían ordenar los distintos rangos de riesgo que afectaban a las plantas y a los animales [tabla 11] y se aplican de acuerdo con criterios cuantificables estrictos [tabla 12].

[Tabla 12]

Criterios de aplicación de los rangos de UICN

En estos momentos son siete las posibles categorías de riesgo de un taxón.	
<b>Categoría EX. Extinto.</b>	Un taxón adquiere la categoría extinto cuando no queda duda alguna de que el último individuo existente ha muerto.
<b>Categoría EW. Extinto en estado silvestre.</b>	Un taxón está extinto en estado silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautiverio o como población o (poblaciones) naturalizada, completamente fuera de su distribución original. Un taxón se presume extinto en estado silvestre cuando prospecciones metódicas a lo largo de su distribución histórica han fracasado en la localización de un individuo.
<b>Categoría Ex (RE) extinto regional.</b>	Un taxón se considera extinto regional cuando no hay duda razonable de que el último individuo capaz de reproducirse en la región ha muerto o desaparecido. (Esta categoría está en estudio, pendiente de aplicación).
<b>Categoría CR. En peligro crítico.</b>	Un taxón está en peligro crítico cuando se enfrenta a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en un futuro inmediato, de acuerdo con cualquiera de los criterios A a E del modelo adjunto.
<b>Categoría EN. En peligro.</b>	Un taxón está en peligro cuando no está en peligro crítico pero se enfrenta a un riesgo muy alto de extinción a medio plazo, de acuerdo con cualquiera de los criterios A a E del modelo adjunto.
<b>Categoría VU. Vulnerable.</b>	Un taxón es vulnerable cuando no está en peligro crítico o en peligro, pero se enfrenta a un alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo, de acuerdo con cualquiera de los criterios A a E del modelo adjunto.

[Continúa en la página siguiente]

#### Categoría DD. Datos insuficientes.

Un taxón pertenece a la categoría datos insuficientes cuando la información disponible es inadecuada para una evaluación directa o indirecta de su riesgo de extinción, de acuerdo con la distribución y la condición de la población. Un taxón de esta categoría puede estar bien estudiado y de biología bien conocida, pero se carece de datos apropiados sobre su abundancia o distribución.

Los criterios A a E que sirven para aplicar las categorías CR, EN y VU se basan en aspectos relacionados con el tamaño de la población o de las poblaciones, su evolución y la distribución o la reducción de esta.

**Criterio A.** Reducción de la población. Se basa en la reducción, observada, estimada o inferida, de la población en el pasado, o la sospecha de que se producirá una reducción en el futuro.

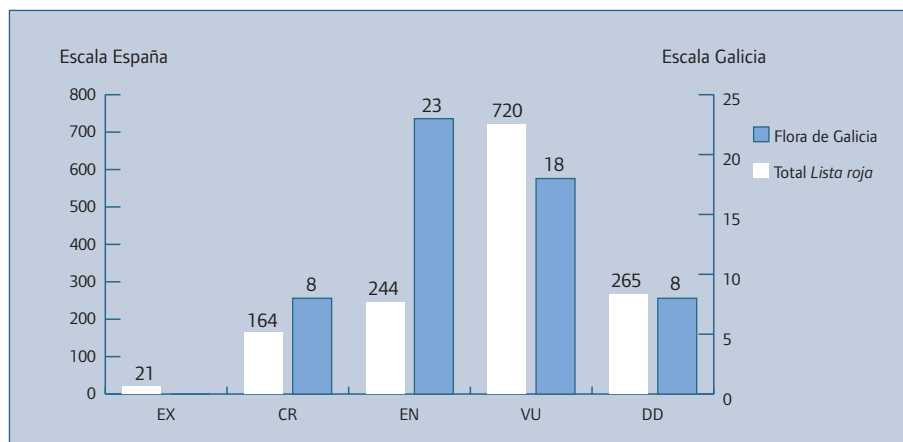
**Criterio B.** Distribución reducida, disminución de la distribución u oscilaciones en la misma. Este criterio contempla la extensión donde está presente el taxón o el tamaño del área del polígono convexo (con todos sus ángulos internos mayores de 90°) que componen los puntos donde está presente, la fragmentación severa del área, la existencia en pocos puntos, la disminución del área ocupada o de los puntos donde existía, o bien la fluctuación de estos criterios.

**Criterio C.** Tamaño poblacional pequeño o disminución de las poblaciones. Tiene en cuenta el número de individuos maduros (siempre por debajo de 10.000) o la pérdida rápida de población en tasas determinadas en tiempos determinados, o la pérdida continua de individuos maduros.

**Criterio D.** Población muy pequeña o restringida. Contempla el número de individuos maduros (siempre por debajo de 1.000), o un área de ocupación menor de 100 km<sup>2</sup> o presencia en menos de 5 localidades.

**Criterio E.** Análisis cuantitativo. La probabilidad de extinción en estado silvestre se ajusta a estimaciones dadas, pérdidas altas en poco tiempo o pérdidas bajas en largo tiempo. Todos estos criterios presentan rangos que se ajustan a condiciones más o menos estrictas, lo que lleva a la catalogación del taxón como en peligro crítico, en peligro o vulnerable.

Aunque formen parte de la misma lista, no todas las plantas corren el mismo riesgo ni por las mismas razones. Por el contrario, las situaciones son distintas. En la *Lista roja 2000* de la flora española, la categoría más frecuente es vulnerable, a la que se adscribe el 50% de la flora, las de la categoría en peligro crítico suponen el 17,2% y las que están en peligro el 11,5%. El panorama cam-



[Figura 4]

Número de taxones de las categorías de UICN en cada provincia e isla españolas incluidos en la *Lista roja 2000* y análisis particular de la flora gallega de la misma lista (de VV.AA., 2000)

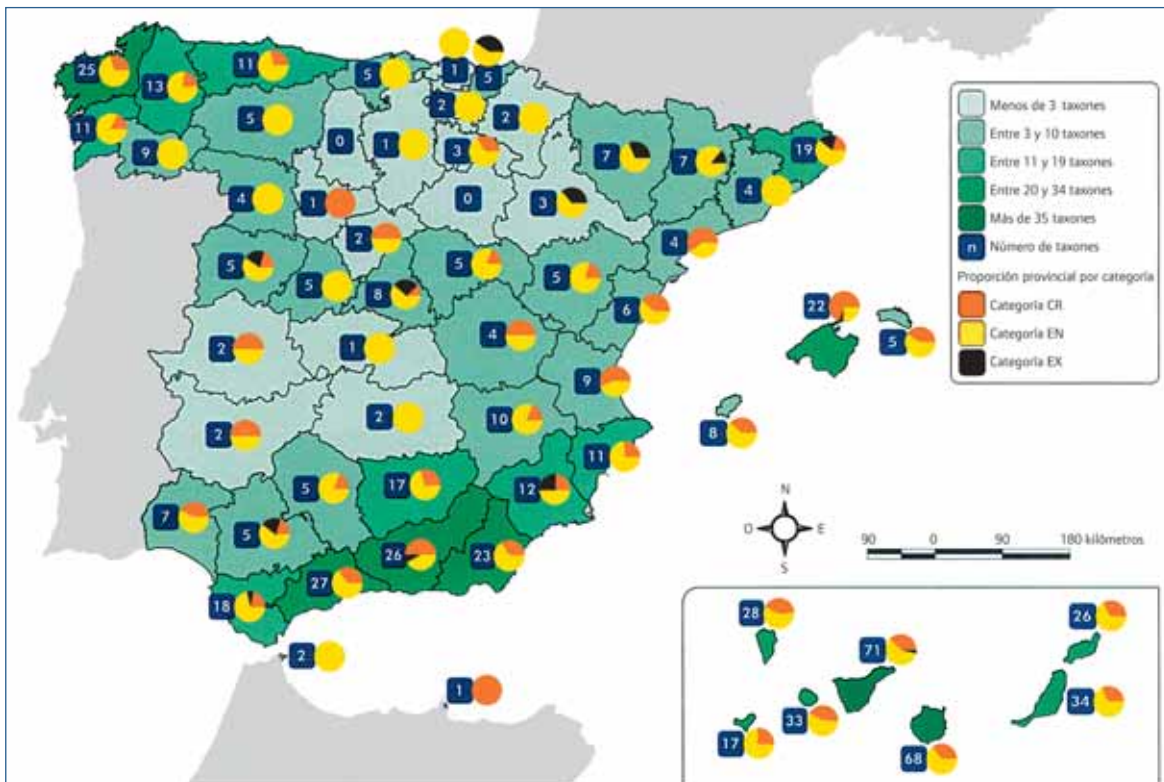


bia algo en Galicia sobre las 57 plantas presentes en el territorio, con disminuciones significativas en la categoría vulnerable (31,6%), aumento considerable en la clase en peligro (40,3%) y una tasa semejante en las clasificadas como en peligro crítico (14%) y en la categoría datos insuficientes [figura 4].

La publicación mencionada del Comité de Flora de la UICN española (VV.AA., 2000) aporta un mapa con el número de taxones clasificados en las categorías de máximo riesgo (EX, CR, EN) por provincias [figura 5]. Ese mapa se muestra bipolar, con máximos en los extremos noroccidental y suroriental, más acusadamente en este último. Sorprende en el mapa la riqueza de plantas de máxima categoría de riesgo (en peligro crítico (CR) y en peligro (EN)) en el extremo gallego, sobre todo el número de la provincia de A Coruña (25), en comparación con las restantes peninsulares y baleares, sólo superada por Málaga (27) y Granada (26). El resto de las provincias gallegas tienen también un alto número de especies pertenecientes a estas dos categorías, ya que no hay especies EX en el territorio. Incluso Ourense, la provincia con menor tasa de las cuatro, con 9 plantas en peligro, está por encima del 70% de las provincias peninsulares.

[Figura 5]

Número de taxones en las categorías de máximo riesgo (EX, CR, EN) en cada provincia e isla española (VV. AA., 2000, mapa 4)



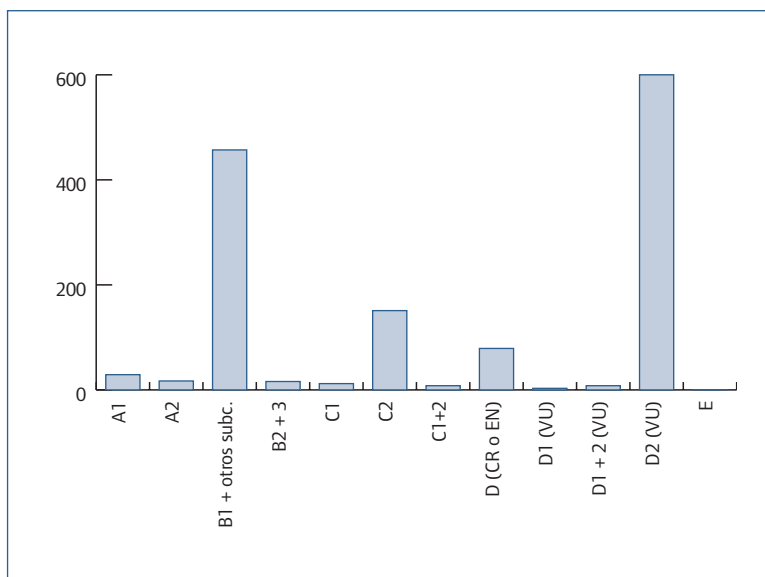
En principio, los datos de riqueza de las provincias gallegas de especies amenazadas y de especies incluidas en las categorías de máximo riesgo son contradictorios con otros datos. En concreto, la riqueza de endemismos sitúa a Galicia claramente por debajo de otros territorios, principalmente de los que albergan altas montañas: Pirineos, cordillera Cantábrica, Sistema Central, Sistema Ibérico y Bética Granatense. No es equivalente la condición endémica y la de amenazada, pero alguna relación hay, pues muchos endemismos tienen áreas pequeñas, están representados por poblaciones muy reducidas o presentan problemas de reproducción. Sea como sea, la información existente revela un número de especies y subespecies importante y una situación de riesgo que afecta a muchas plantas gallegas. Es evidente que cualquier política de conservación ha de ser global, tanto en el ámbito de actuación como en las medidas que se pongan en marcha, pero algunas de las plantas amenazadas tienen un área que no sobrepasa los límites administrativos de Galicia o apenas los desbordan hasta los límites biológicos de la Galicia expandida. Eso implica una responsabilidad directa en su conservación.

Partiendo una vez más de la *Lista roja 2000*, en su condición de última revisión global, los criterios para la clasificación en categorías de riesgo [tabla 9] revelan tendencias que pueden orientarnos sobre las circunstancias que afectan a la flora amenazada. En el texto introductorio a ese listado se señala que la mayoría de los criterios utilizados se basan exclusivamente en la información corológica, en los criterios B y D

[figura 6]. Los criterios B contemplan el área de presencia, el área de ocupación, la fragmentación del área, la reducción continua del área o fluctuaciones de las poblaciones. Los criterios D consideran el tamaño de las poblaciones, el tamaño extremadamente reducido del área de ocupación o la existencia limitada a un número reducido de localidades. Las estimaciones basadas en censos precisos de las poblaciones apenas se han utilizado por falta de información y en ningún caso se ha aplicado la viabilidad poblacional por los mismos motivos.

[Figura 6]

Frecuencia de empleo de los distintos criterios (A, B, C, D, E) en los rangos de UICN, para la flora incluida en la *Lista roja 2000*



En la reiterada comparación con Galicia, los criterios geográficos del grupo B dominan absolutamente. De un total de 56 valoraciones correspondientes a las 49 plantas incluidas en las categorías de riesgo, algunas de ellas con más de un criterio, el conjunto de criterios B se ha aplicado en 48 ocasiones, lo que representa poco más del 70%, seguidos de los criterios de tipo D (11 casos), C (5 casos), y A (1 caso). En concreto, el criterio 2b, que contempla la declinación de la extensión, del área de ocupación, de la calidad del hábitat, del número de localidades o del número de individuos maduros, es el que se ha empleado de forma generalizada.

Como plantas vasculares que son, los pteridofitos se incluyen entre ellas en cualquiera de los análisis, pero el ser un grupo sistemático alejado de las plantas con flores y su fácil identificación morfológica han llevado a la existencia de muchos trabajos sobre este particular grupo. Como se ha indicado (pág. 284), hay 65 especies y subespecies de helechos en Galicia, y una quince de ellas han sido consideradas amenazadas por diversos autores y adscritas a distintas categorías de riesgo [tabla 13].

[Tabla 13]

Categorías de amenaza aplicadas a los pteridofitos de Galicia por diversos autores. En peligro, R: raro, V: vulnerable

(de Quintanilla & Amigo, 1999) (sobre *Christella dentata*, véase pág. 300)

Taxón	1: Barreno & al. (1984)	2: Salvo & Cabezudo (1985)	3: Izco (1989), Galicia	4: Izco (1989) general	5: Salvo (1990), regional	6: Salvo (1990), Europa	7: Salvo (1990), mundial	8: Domínguez & Lozano (1996)	9: Ortiz & colaboradores (1998)
<i>Asplenium marinum</i>	R								
<i>Christella dentata</i>	E	E	.	.	E	V	R	.	R
<i>Culcita macrocarpa</i>	V	E	E	V	V	V	R	V	V
<i>Cystopteris viridula</i>	.	.	.	.	R	.	.	.	.
<i>Dryopteris guanchica</i>	.	V	V	.	R	R	R	.	V
<i>Huperzia selago</i> subsp. <i>selago</i>	.	.	E	.	R	.	.	.	.
<i>Hymenophyllum tumbrigense</i>	.	.	V	.	V	R	.	.	.
<i>Hymenophyllum wilsonii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	V
<i>Isoetes longissimum</i>	.	V	V	V	E	E	.	.	V
<i>Isoetes velatum</i> subsp. <i>asturicensis</i>	.	.	.	.	V	R	.	.	R
<i>Isoetes velatum</i> subsp. <i>velatum</i>	R	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lycopodiella inundata</i>	.	.	.	.	R	.	.	.	.
<i>Lycopodium clavatum</i>	.	.	.	.	R	.	.	.	.
<i>Pilularia globulifera</i>	V	V	.	.	V	V	V	.	V
<i>Stegnoqramma pozoi</i>	.	R	.	.	R	R	.	.	.
<i>Vandenboschia speciosa</i>	V	E	E	V	R	R	R	R	V
<i>Woodwardia radicans</i>	V	R	V	V	R	R	V	R	V

Las primeras aproximaciones globales de la diversidad de briófitos y de clasificación por categorías de riesgo son de hace pocos años, a cargo del Grupo Europeo para la Conservación de Briófitos (ECCB, 1995). De acuerdo con este trabajo, los medios con mayor número de briofitos amenazados son los roquedos y pastizales de las montañas calcáreas, los bosques canarios de laurel y de enebros, y los bosques no atlánticos. La UICN ha preparado recientemente una *Lista roja de briofitos* (Hallingbäck & Hodgetts, 2001, anexo II) que contiene 92 especies, de las cuales 3 son españolas, pero ninguna de ellas gallega.

Muchos países centroeuropeos y algunos occidentales disponen de listas rojas propias. Los dos países peninsulares, España y Portugal, disponen de una *Lista roja de briófitos de la península Ibérica* (Sergio & al., 1994), que se basa en una flora que sobrepasa el millar de especies con una alta proporción de en peligro, vulnerable o rara, y alguna extinta. La lista ibérica incluye *Bruchia vogesiaca* y *Sphagnum pylaesii*, ambas listadas en el Convenio de Berna y en la Directiva Hábitat.

En esta línea de valoración de la diversidad, J. Reinoso y colaboradores (en prensa) han resumido la diversidad de briofitos y analizado su situación. La flora gallega se compone de 558 especies, con áreas y riesgos que distan de ser iguales. Hay especies endémicas europeas, endémicas ibéricas, además de otras de más amplia distribución. Del total, 165 pueden considerarse amenazadas (30%), con una extinta (*Brachydontium trichodes*) y dos en peligro (*Zygodon conoideus* y *Splachnum ampullaceum*).

No hay valoración sobre los líquenes y no se dispone de lista de especies amenazadas. La flora gallega incluye algunos endemismos europeos y dos endemismos ibéricos (*Lasallia hispanica* y *Coelocaulon crespoae*).

En consonancia con la menor información sobre las algas, los riesgos y las propuestas de conservación son inespecíficos. Las directivas europeas proponen la conservación genérica de las comunidades de *Lithothamnion calcareum*, conocidas globalmente como *maërl*, y las praderas de grandes algas pardas, los llamados bosques submarinos, de *Laminaria ochroleuca* y *Laminaria hyperborea*. Ambos tipos de comunidades están presentes en las costas gallegas.

### 3. Vegetación

#### 3.1. Diversidad fitosociológica

El estudio de la vegetación en su expresión tipológica ha experimentado un auge extraordinario durante los últimos cincuenta años. La definición de comunidades vegetales basándose en su composición florística, en relación con

los factores ambientales, tal como se plantea en la orientación fitosociológica, ha cubierto toda Europa occidental, con un alto grado de precisión, bajo criterios homogéneos. En los últimos 10 años se han iniciado distintos trabajos de síntesis para facilitar el acceso a la información y para dar un salto cualitativo, con vistas a la valoración de la diversidad en el nivel fitosociológico, valoración de la distribución de las asociaciones, de su frecuencia y su área de ocupación, etc. Se trata, ni más ni menos, de seguir pasos paralelos a los recorridos en el caso de la flora. No basta con identificar los sintaxones, sino de saber su condición, su distribución, los riesgos que corren, de tipificar los riesgos en categorías definidas, etc. Se trata, además, de conocer sus pautas en la sucesión para poner en práctica posibles planes de gestión o de recuperación, para pasar, aquí como en el caso de las plantas, del conocimiento a la acción.

En estos momentos hay dos proyectos europeos, y varios nacionales, que tratan de precisar la diversidad tipológica en un esquema general, una sintaxonomía, de la vegetación del continente y de la confección de enormes bancos de datos para un acceso fácil a la información. En España y Portugal, conjuntamente, de forma complementaria, se ha llevado a cabo una revisión crítica de lo publicado hasta el momento y se ha propuesto una clasificación global de la vegetación (Rivas-Martínez & *al.*, 2001, 2002). La vegetación de los dos países se reparte entre más de 2.000 asociaciones, subordinadas jerárquicamente en alianzas, órdenes y clases. [tabla 14].

Dentro de la misma corriente de discusión y de síntesis, Izco y col. (1999, 2001) han publicado los resultados de la revisión crítica de la vegetación de Galicia. Los estudios sobre la vegetación gallega son numerosos; pasan del centenar los títulos que contienen datos concretos de vegetación, inventarios de comunidades vegetales con indicación de su composición florística, fundamentalmente gracias a las tesis doctorales sobre flora y vegetación realizadas, sobre todo, durante los últimos 20 años. Sin embargo, esa información está dispersa y no siempre al alcance de cualquier interesado. En esta doble revisión se clasifican las asociaciones en el sistema jerárquico, se definen so-

[Tabla 14]

Diversidad fitosociológica (órdenes, alianzas y asociaciones) de las clases españolas más ricas en asociaciones y su representación en Galicia  
(datos de España, de Rivas-Martínez *et al.*, 2001; datos de Galicia, de Izco & col., 1999, 2000). Hs.: España, Gal.: Galicia

Clase	Terr.	Órd.	Al.	As.
<i>Rosmarinatea officinalis</i>	Hs.	4	14	128
	Gal.	0	0	0
<i>Quercetea ilicis</i>	Hs.	2	13	128
	Gal.	2	4	5
<i>Asplenietea trichomanis</i>	Hs.	4	17	129
	Gal.	4	5	5
<i>Helianthemetea gutatti</i>	Hs.	3	12	80
	Gal.	2	5	6
<i>Quercu-Fagetea</i>	Hs.	5	15	98
	Gal.	3	5	17
<i>Molinio-Arhenatheretea</i>	Hs.	5	15	90
	Gal.	5	12	23

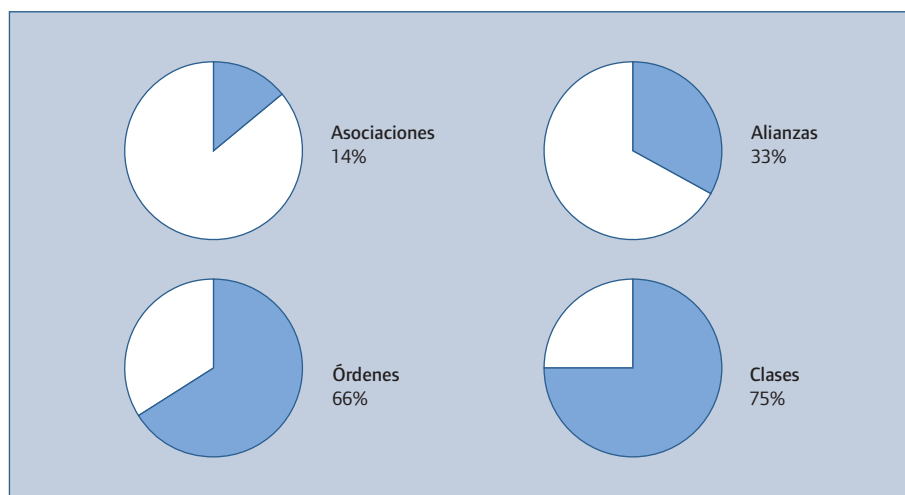
comunidades vegetales con indicación de su composición florística, fundamentalmente gracias a las tesis doctorales sobre flora y vegetación realizadas, sobre todo, durante los últimos 20 años. Sin embargo, esa información está dispersa y no siempre al alcance de cualquier interesado. En esta doble revisión se clasifican las asociaciones en el sistema jerárquico, se definen so-

meramente, se subordinan las sinonimias y se remite a las obras donde se mencionan. No es el último paso del proceso, sino el primero de una nueva estrategia y la base para nuevos estudios con nuevas perspectivas.

De acuerdo con las dos aportaciones mencionadas, la vegetación de Galicia muestra una notable diversidad, aunque lógicamente menor que la total del territorio hispano-portugués [tabla 15].

La diversidad de rangos sintaxonómicos de la vegetación gallega con respecto a la de España y Portugal en su conjunto, excepto Azores y Madeira, se representa en la [figura 7]; el resumen sintaxonómico comparativo supone, de manera aproximada, que en Galicia están el 14% de las asociaciones, un tercio de las alianzas, dos tercios de los órdenes y tres cuartos de las clases de vegetación hispano-portuguesa.

Las proporciones encierran situaciones muy dispares. En Galicia faltan algunos tipos de vegetación de alta montaña o de marcado carácter mediterráneo; aquí no tenemos comunidades que pertenezcan a las clases de alta montaña o genuinamente mediterráneas, muy contadas y raras en último caso. Los extensos matorrales que cubren miles de kilómetros cuadrados de la España mediterránea iberolevantina, sobre substratos calcáreos (clase *Rosmarinetea officinalis*), se diversifican largamente en más de un centenar de asociaciones en la península, Baleares y Canarias, y falta por completo en Galicia. La mediterraneidad atenuada de Galicia se aprecia también entre las clases presentes. La que agrupa los bosques esclerófilos mediterráneos (clase *Quercetea ilicis*) se diversifica en infinidad de tipos en el conjunto del país (128 asociaciones), mientras que aquí apenas está representada (5 asociaciones), con presencias



[Figura 7]

Diversidad de la vegetación de Galicia por rangos fitosociológicos (respecto a la diversidad de España y Portugal (excluidos los archipiélagos de Azores y Madeira)

(datos de Izco & col., 1999, 2001)

[Tabla 15]

Diversidad de la  
vegetación de Galicia  
(clases, órdenes,  
alianzas y asociaciones)

Se han contabilizado las  
Inquirenda, las «Com.  
de ...» y las «Ined.», no  
se han contabilizado las  
Syntax. Órd.: órdenes;  
AL.: alianzas;  
As.: asociaciones;  
\*: clases con 10 o más  
asociaciones (datos base de  
Izco & col. 1999, 2001)

Clase	Órd.	Al.	1 As.
<i>Adiantetea</i>	1	1	2
<i>Alnetea glutinosae</i>	1	1	1
<i>Ammophiletea</i>	2	3	3
<i>Anamodonto-Polypodietea</i>	1	2	4
<i>Anrisco caucalidis-Geranietea purpurei</i>	1	1	2
<i>Artemisietea vulgaris</i>	4	5	6
<i>Asplenietea trichomanis</i>	4	5	5
<i>Bidentetea tripartitae</i>	1	1	2
<i>Cakiletea maritimae</i>	1	2	2
<i>Calluno-Ulicetea *</i>	1	4	19
<i>Charetea fragilis</i>	2	3	3
<i>Cisto-Lavanduletea</i>	2	2	2
<i>Cytisetea scopario-striati *</i>	1	2	10
<i>Epilobietea angustifolii</i>	1	1	4
<i>Festucea indigestae</i>	2	2	6
<i>Festuco histricis-Ononidetea striatae</i>	1	2	2
<i>Festuco-Brometea erecti</i>	1	1	1
<i>Galio-Urticetea</i>	2	4	8
<i>Helianthemetea guttati</i>	2	5	6
<i>Isoeto-Littorelletea *</i>	1	3	10
<i>Isoeto-Nanajuncetea</i>	2	4	6
<i>Juncetea maritimi *</i>	2	2	12
<i>Koelerio-Corynephoretea</i>	1	1	1
<i>Lemnetea</i>	1	1	3
<i>Molinio-Arrhenatheretea *</i>	5	12	23
<i>Montio-Cardaminetea</i>	1	2	8
<i>Mulgedio-Aconitetea</i>	1	1	2
<i>Nardetea strictae</i>	1	2	6
<i>Oxycocco-Sphagnetetea</i>	1	2	6
<i>Parietarietea</i>	1	2	6
<i>Pegano harmalae-Salsoletea vermiculatae</i>	2	2	2
<i>Phagnalo-Rumicetea indurati</i>	1	2	4
<i>Phragmito-Magnocaricetea *</i>	4	6	16
<i>Pino-Juniperetea</i>	1	1	2
<i>Poetea bulbosae</i>	1	1	1
<i>Polygono-Poetea anuae</i>	1	3	7
<i>Potametea *</i>	2	5	12
<i>Quercetea ilicis</i>	2	4	5
<i>Quercu-Fagetea *</i>	3	5	17
<i>Rhamno-Prunetea</i>	1	2	4
<i>Ruppietea maritimae</i>	1	1	1

[Continúa en la página siguiente]



Clase	Órd.	Al.	1 As.
<i>Saginetea maritimae</i>	2	2	2
<i>Salicetea purpureae</i>	1	1	2
<i>Salicornietea fruticosae</i>	1	2	5
<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i>	2	3	7
<i>Sedo-Secleranthea</i>	1	2	4
<i>Spartinetea maritimae</i>	1	1	1
<i>Stellarietea mediae*</i>	5	5	11
<i>Stipo giganteae-Agrostietea castellanae</i>	1	2	2
<i>Thero-Suaedetea</i>	1	2	3
<i>Thlaspietea rotundifoliae</i>	3	3	5
<i>Trifolio-Geranietea</i>	2	4	4
<i>Vaccinio-Piceetea</i>	1	1	1
<i>Zosteretea marinae</i>	1	1	2

ligadas a situaciones muy particulares del valle del Sil y a ciertos enclaves calizos de las montañas orientales. Existe también una gran desproporción en las clases de vegetación que colonizan los roquedos (clase *Asplenietea trichomanes*). Esos medios son favorables a la especiación debido a su aislamiento y a la gran diversidad de pequeños hábitats colonizados por especialistas; por otro lado, paredones y pedreras han actuado como nichos-refugio en épocas desfavorables y no se han visto sometidos al efecto regulador, de homogeneización, de los bosques. Por esas circunstancias, en los medios rupestres la diversidad florística y fitosociológica es alta, sobre todo en los ambientes meridionales, menos afectados por las oscilaciones térmicas glaciales. La clase *Asplenietea trichomanis* es un claro ejemplo de diversidad mediterránea en el área hispano-portuguesa (128 asociaciones) y apenas se manifiesta en algunos roquedos de las pizarras del Sil, de las calizas courelianas y ancarense, y poco más, por 5 asociaciones. Otro ejemplo son los pastizales de plantas anuales que acompañan a encinares, alcornocales, jarales, romerales y toda clase de comunidades vivaces mediterráneas [tabla 14]. En sentido inverso son proporcionalmente más ricas en Galicia las clases ligadas a ambientes de clima templado y, sobre todo, de humedales. La clase que agrupa los bosques caducifolios (clase *Quercus-Fagetea*) tiene representación en Galicia del 17% de españolas y los prados naturales húmedos gallegos suponen una cuarta parte de la diversidad de todo el país [tabla 14].

Nueve clases están representadas por 10 o más asociaciones [tabla 15]. Destacan por su riqueza máxima los prados naturales húmedos (clase *Molinio-Arrhenatheretea*), los brezales y tojales (clase *Calluno-Ulicetea*), los bosques ca-

ducifolios de robles, castaño, abedules, fresnos, olmos, etc., vinculados a la clase *Quercus-Fagetea*, cañaverales y carrizales de los bordes de regatos y de lagunas someras (clase *Phragmito-Magnocaricetea*), etc. Estas 9 clases apenas representan el 17% del total de las gallegas, pero reúnen la cuarta parte de las órdenes, un tercio de las alianzas y casi la mitad de las asociaciones.

El predominio de ambientes húmedos, ligados a precipitaciones abundantes y frecuentes a lo largo del año, se refleja en la vegetación. De esas 9 clases más ricas, cinco son propias de hábitats acuáticos o húmedos: *Isoeto-Littorelletea*, *Juncetea maritima*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Phragmito-Magnocaricetea* y *Potametea*. Son medios sin valor económico, lo que permite una fácil justificación para su transformación en servicios públicos (viales, recreativos, etc.), *brañas* que no aportan nada a la alimentación del ganado y son drenadas o adulteradas por la siembra de especies banales, humedales que se desecan para plantaciones arbóreas, etc. Sin embargo representan una parte muy importante de nuestro patrimonio, de nuestra diversidad. Aquí, como en el caso de la flora, se deduce la prioridad en la conservación de los medios higrófilos.

A título comparativo, en la [tabla 16] se resume la diversidad nacional, la gallega y asturiana, teniendo en cuenta que la diversidad española incluye la de las islas Canarias.

[Tabla 16]

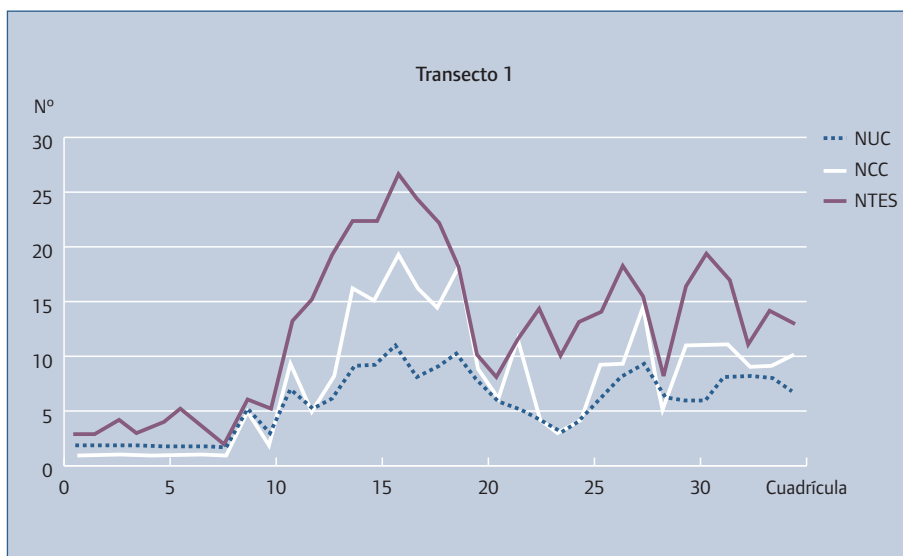
Diversidad fitosociológica (clases, órdenes, alianzas y asociaciones) de España (incluidas las islas Canarias), Galicia y Asturias, y proporciones de estas frente al total

	Clases	Órdenes	Alianzas	Asociaciones
España	73	135	377	2.047
Galicia	54	89	141	291
% Gal./Esp.	73,9	65,9	37,4	14'2
Asturias	41	75	108	208
% Astur./Esp.	56,2	55,6	28,6	10'2

La [tabla 16] revela, en primer lugar, una riqueza española muy alta. No hay datos similares de otros países, pero es probable que España sea el país europeo de mayor riqueza fitosociológica, en consonancia con su historia biológica, su mayor riqueza florística, su diversidad ecológica y el grado y modelos de explotación del territorio. En cuanto a Galicia, las tasas de clases, órdenes, alianzas y asociaciones son notables, con altas proporciones respecto al total nacional. Las cifras de Asturias pueden servir de referencia comparativa, aunque Asturias es más pequeña –un tercio de Galicia, aproximadamente– pero con mayor diversidad ecológica debido a la duplicidad de substratos y a la particularidad de sus macizos calcáreos montañosos.

Sobre las comunidades climácicas, bosques climácicos y matorrales y pastizales de alta montaña con el mismo significado sucesional, Izco (1998) ha

realizado recientemente un estudio sobre la diversidad a lo largo de tres transectos que barren el tercio septentrional de la península Ibérica, basado en el mapa de series de vegetación de España, a escala 1/400.000 [figura 8]. El número de comunidades, de teselas cartográficas y el de contactos entre distintas comunidades refleja la diversidad por territorios y cómo está distribuida. En este caso concreto se relaciona, además, con las altitudes máxima, mínima e intervalo altitudinal, de forma que disponemos de una radiografía de la diversidad y de uno de sus condicionantes principales, la altitud, como expresión de la diversidad ecológica. En consecuencia, la diversidad de las penillanuras gallegas es menor que la de las montañas orientales, por ejemplo. La estrecha relación entre la mayor altitud y la mayor diversidad fitosociológica es una conclusión que permite considerar la conservación de los territorios eurosiberianos del norte de España con criterios objetivos.



[Figura 8]

Diversidad de comunidades climáticas (bosques, matorrales y pastizales) a lo largo de un transecto (oeste-este) en el norte de España (de Izco, 1998).

NUC: número de contactos entre unidades diferentes

NCC: número de clases de contactos

NTES: número de teselas cartografiadas

Con visión un poco distinta en cuanto al campo de análisis, otras comparaciones reflejan la diversidad forestal gallega y su riqueza frente a otros territorios (Izco, 1997). Dentro del ámbito eurosiberiano, el que se identifica con la España verde, se reconocen 37 asociaciones boscosas, tanto climáticas como de sustitución, sin contar algunas comunidades formadas por arbolillos como laurel, madroño, etc. De ellas, 20 están presentes en Galicia, aunque con desigual frecuencia y localización [tabla 17]. Es evidente una mayor riqueza en los pisos bioclimáticos más altos, con descensos notables de las medias desde el supratem-

[Tabla 17]

Diversidad de bosques (asociaciones) cántabro-atlánticos españoles, por subsectores corológicos y por pisos bioclimáticos

Sector	Piso termocolino	Piso colino	Piso montano
Navarro-Alavés	1	4	8
Euskaldún	4	5	6
Santaderino-Vizcaíno	4	6	6
Campurriano			3
Carrionés			3
Picoeuropeo		8	11
Ubiñense		8	11
Laciano-Narceense*		7	11
Naviano-Ancareense*		7	11
Ovetense	7	7	2
Galaico-Asturiano septentrional*	5	4	3
Lucense*		4	2
Compostelano*	2	2	
Miñense*	2	2	
Xuresiano-Queixense*		2	1

\* subsectores gallegos (de Izco, 1997)

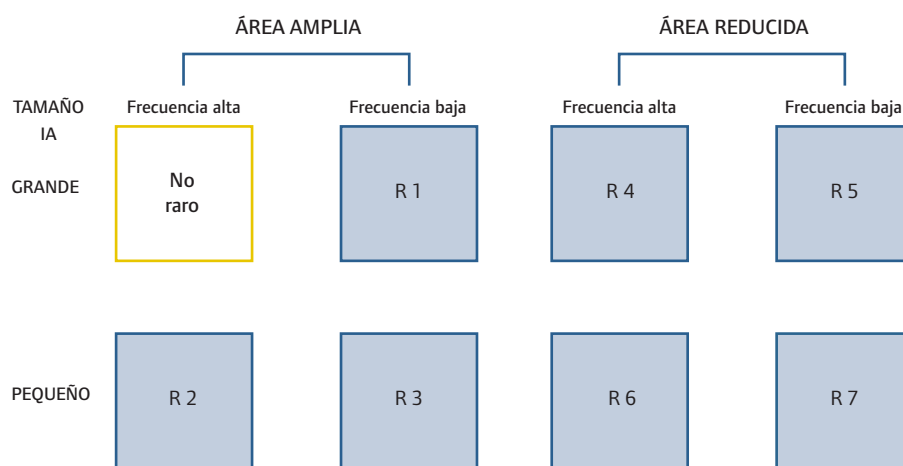
plado hasta el termotemplado: supratemplado ( $\bar{x} = 6$ ), mesotemplado ( $\bar{x} = 5$ ) y termotemplado ( $\bar{x} = 3,5$ ), lo cual está de acuerdo con la mayor diversidad ecológica de las zonas montañosas y la degradación de las más bajas.

### 3.2. Comunidades vegetales amenazadas

No existe un modelo de categorías de riesgo paralelo al desarrollado por UICN para la flora y la fauna. Se han propuesto, sin embargo, distintos modelos para valorar la condición de las comunidades vegetales en razón de sus posibilidades de desaparición. Las primeras iniciativas en este sentido corresponden a J. M. Géhu (1979), basadas en las frecuencias de aparición absolutas y relativas de cada comunidad vegetal; el interés de las comunidades se ha basado también en su abundancia. La idea de rareza se ha aplicado igualmente a la vegetación, a veces con sentido relativo, en relación con la distancia entre las localidades en las que se encuentra una determinada comunidad, y en otras ocasiones con un sistema de valores absolutos.

Izco (1998b) ha propuesto un sistema absoluto basado en ideas análogas a las expuestas para la flora por Rabinowitz (1981). Este sistema vincula el riesgo a la rareza, pero eso exige una definición previa de rareza. En realidad, una comunidad puede ser rara por el tamaño de su área, por su frecuencia y por el

tamaño de sus individuos de asociación. Eso da lugar a 8 combinaciones de caracteres (área amplia x alta frecuencia x tamaño de individuo grande), de las cuales una de ellas no es rara por ninguna razón y las siete restantes son raras por una u otra causa [figura 9]. Sin embargo, no todas las combinaciones raras expresan lo mismo y no tienen por ello el mismo valor aplicado a la conservación. Las situaciones más críticas, es obvio, se relacionan con las comunidades que tienen un área pequeña y una baja frecuencia, con independencia del tamaño de sus individuos de asociación. Este sistema se ha empezado a aplicar experimentalmente a la vegetación gallega.



[Figura 9]

Criterios para la definición de rareza y tipos de un hábitat (asociación) con en la extensión del área, la frecuencia absoluta y el tamaño de los individuos de asociación  
 R1-R7= Tipos de rareza  
 IA = Individuo de asociación (de Izco, 1998)

Apenas hay listados de vegetación amenazada como resultado de la aplicación de categorías de riesgo. Las aplicaciones europeas más elaboradas han sido los libros rojos sobre la vegetación de marismas de las costas francesas (Géhu, 1991) y sobre la vegetación de Suiza (Hegg y col. 1993).

No existen libros rojos de vegetación en España, pero se han puesto en práctica criterios de valoración de hábitats para aplicar esos valores a la definición de áreas susceptibles de conservación. La iniciativa partió del Comité de Coordinadores de Área, del equipo encargado de la cartografía de hábitats en España, para la definición de los Lugares de Interés Comunitario (LIC), que formarían parte de la Red Natura 2000. Ese equipo consideró una serie de criterios para valorar los hábitats relacionados con su carácter endémico, rareza geográfica, fragilidad intrínseca, intensidad de factores externos nocivos, naturalidad, distancia al óptimo de la comunidad y condición relictiva. A su vez, cada uno de esos criterios tiene una escala propia de valores que se adjudican según la condición

particular de cada hábitat con referencia a ellos [tabla 18]. Este sistema se ha aplicado en Asturias para la valoración cuantificada de sus hábitats (Díaz & al. 1996). El valor de cada hábitat se deduce de la suma de los valores parciales de cada criterio y un factor multiplicador según se trate de hábitats normales o de hábitats prioritarios. De esta forma, cada territorio limitado alcanza un valor, que es la suma de los valores de los hábitats que alberga. En un nivel de integración mayor, todavía es posible hacer una valoración de superficies constantes por aplicación de los mismos criterios.

[Tabla 18]

Criterios de valoración de los hábitats usados en el Principado de Asturias. Los criterios E y F no se pusieron en práctica (Díaz & col., 1996)

<p><b>A. Endemicidad: carácter endémico del hábitat (asociación) y de sus rangos superiores.</b></p> <p>Valor. 5: Clase endémica de España. 3: Orden endémica de España. 1: Alianza endémica de España. 0: Hábitat (asociación) endémico o no endémico de España.</p>
<p><b>B. Rareza: distribución del hábitat en los rangos corológicos jerárquicos.</b></p> <p>Valor. 4: Presencia local. 3: Presencia restringida a un subsector. 2: Presencia restringida a un sector. 1: Presencia restringida a una provincia. 0: Distribución más amplia.</p>
<p><b>C. Fragilidad: capacidad intrínseca de asumir los impactos ambientales.</b></p> <p>Valor. 3: Hábitat muy frágil. 2: Hábitat frágil. 1: Hábitat poco frágil.</p>
<p><b>D. Vulnerabilidad: intensidad de los factores de erosión incidentes.</b></p> <p>Valor. 3: Hábitat muy vulnerable. 2: Hábitat vulnerable. 1: Hábitat poco vulnerable. 0: Hábitat no vulnerable.</p>
<p><b>E. Naturalidad: posición en la serie sucesional.</b></p> <p>Valor. 3: Posición alta. 2: Posición media. 1: Posición baja.</p>
<p><b>F. Representatividad: proximidad al estado óptimo del hábitat.</b></p> <p>Valor. 3: Estado óptimo. 2: Parcialmente alterado. 1: Profundamente alterado.</p>
<p><b>G. Condición relicta: carácter residual del hábitat.</b></p> <p>Valor. 4: Relicto absoluto. 2: Relicto relativo. 0: No relicto.</p>

Los valores obtenidos en Asturias varían entre 2 y 12 (no se aplicaron todos los criterios). Los valores más altos corresponden a diversos tipos de turberas, comunidades de dunas grises, brezales aerohigrófilos de los acantilados marinos y a las alisedas pantanosas.

En Galicia se puso en práctica un sistema semejante para la valoración de los hábitats por parte del equipo que realizó la identificación y cartografía de los hábitats. A partir de esa valoración, en segunda fase, junto con otros criterios, se definieron los espacios que conformaron la propuesta de la Administración de Galicia a la Unión Europea como Lugares de Interés Comunitario (LIC). Esta figura, aún no del todo operativa, incluye los parques naturales previamente existentes y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), y se trata de forma más amplia en el apartado espacios protegidos.

De forma particular y con sentido análogo se han aplicado criterios de valoración de los hábitats en la sierra de O Xistral, donde destacan por sus altos valores las turberas de cobertor, comunidades nemorales, turberas altas activas, brezales húmedos atlánticos templados, formaciones herbáceas de *Nardus*, abedulares pantanosos y abedulares silicícolas montanos (Izco e Ramil, 2001).

Es reseñable, de forma particular, que el LIC Fragas do Eume incluye la Fraga de Caaveiro, incluida en el *Bryophyte Site Register del Red Data Book of European Bryophytes* (ECCB, 1995).

## 4. La protección legal

### 4.1. Flora protegida

El comercio de plantas y animales silvestres ha crecido ininterrumpidamente hasta poner en peligro muchas especies de flora y de fauna; eso llevó a un Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies de Fauna y Flora Silvestres: es el convenio CITES, firmado en Washington (USA) el 3/3/1973, que entró en vigor el 1 de julio de 1975 y fue enmendado posteriormente en Bonn (Alemania) el 22/6/1979. El Reglamento n.º 3626/82 del Consejo de la Comunidad Económica Europea estableció las bases para la aplicación del convenio en la Comunidad. La Directiva 92/43 (CEE) lista una serie de especies de interés comunitario. En su anexo II se incluyen 3 briófilos y tres helechos presentes en Galicia y 20 plantas vasculares existentes en la flora galega; el anexo IV, además, incluye *Narcissus triandus* y *Spiranthes aestivalis* como merecedores de protección estricta. El Convenio CITES tiene como finalidad proteger las especies silvestres de una explotación desmedida e impedir el comercio de aquellas en pe-



ligro de extinción a partir de la adhesión 150 países; para ello están regulados tres niveles con exigencias más o menos duras para garantizar esa protección. El anexo II regula, entre otras plantas, el comercio de orquídeas silvestres, de forma genérica. En Galicia no hay orquídeas de interés comercial, aunque

hay casi 40 especies [tabla 19] ligadas a medios boscosos –por su dependencia de las micorrizas–, a pastizales vivaces secos de los afloramientos calcáreos de las montañas orientales y a medios dunares; más escasas son las especies de prados naturales húmedos. Aunque Galicia no cuenta con especies comerciales incluidas en el Convenio CITES, hay que tener en cuenta que ese convenio regula el comercio, lo que significa tanto la exportación como la importación, y ello plantea la necesidad de controlar no sólo las salidas, sino las entradas por parte de la Comunidad Autónoma, con puertos y aeropuertos internacionales.

Si las orquídeas no son objeto de recolección comercial, hay otras especies gallegas que sí lo son. Se recolecta rusco o *picarratos* (*Ruscus aculeatus*), *xesta* (*Cytisus scoparius*), árnica (*Arnica montana* subsp. *atlantica*), etc. En la mayoría de los casos no afectan a plantas con reducidas poblaciones, pero árnica es una especie endémica de las brañas del noroeste ibérico, con poblaciones reducidas.

En el ámbito gallego hay abundante legislación sobre el medio ambiente, desde la asunción de competencias (Ley Orgánica 1/1981, de 6 de abril, del Estatuto de Autonomía para Galicia; Ley 1/1995, de 10 de enero, de Protección Ambiental de Galicia; Ley 2/1995, de 31 de marzo; Ley 9/2001, de la Conservación de la Naturaleza, DOG. n.º171, de 7 de septiembre de 2001), hasta normativa diversa sobre la organización, competencias y funciones internas, pasando por disposiciones relativas a aguas, residuos, atmósfera, suelo, agricultura

[Tabla 19]

Orquídeas presentes en Galicia, incluidas en el Anexo C del Convenio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) (1992) (datos de J. Amigo, inéd.)

<i>Aceras antropophorum</i>
<i>Anacaptis pyramidalis</i>
<i>Cephalanthera longifolia</i>
<i>Cephalanthera rubra</i>
<i>Coeloglossum viride</i>
<i>Dactylorhiza elata</i>
<i>Dactylorhiza elodes</i>
<i>Dactylorhiza incarnata</i>
<i>Dactylorhiza insularis</i>
<i>Dactylorhiza maculata</i>
<i>Dactylorhiza markusi</i>
<i>Dactylorhiza sexquipedalis</i>
<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Epipactis palustris</i>
<i>Epipactis phyllantis</i>
<i>Gymnadenia conopsea</i>
<i>Himantoglossum hircinum</i>
<i>Limodorum abortivum</i>
<i>Listera ovata</i>
<i>Neotinea maculata</i>
<i>Neottia nidus-avis</i>
<i>Ophrys apifera</i>
<i>Ophrys atrata</i>
<i>Ophrys scolopax</i>
<i>Ophrys sphegodes</i>
<i>Orchis coriophora</i>
<i>Orchis italica</i>
<i>Orchis laxiflora</i>
<i>Orchis mascula</i>
<i>Orchis morio</i>
<i>Orchis provincialis</i>
<i>Orchis purpurea</i>
<i>Orchis ustulata</i>
<i>Serapias cordigera</i>
<i>Serapias lingua</i>
<i>Serapias parviflora</i>
<i>Spiranthes aestivalis</i>
<i>Spiranthes spiralis</i>

y naturaleza; sin embargo, no hay legislación específica de protección de la flora, excepto de la protección del acebo, *Ilex aquifolium* (Orden de 10 de diciembre de 1984, DOG, n.º 240, de 15 de diciembre) en consonancia con la postura nacional. La orden gallega implica la «prohibición de arranque, recogida, corta y desraizamiento de esta especie, incluidas sus semillas, así como su comercialización, excepto para finalidades científicas o educativas...». Es sorprendente, sin duda, tanta severidad en la protección de una especie que no corre riesgo de desaparición, ni en su área natural ni en Galicia en particular, y no reciban amparo legal otras plantas que sí están necesitadas de esa cobertura.

El Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, incluye *Centaurea borjajae* e *Omphalodes littorales* subsp. *gallaecica* dentro del catálogo de especies amenazadas (Anexo I).

#### 4.2. Los espacios protegidos

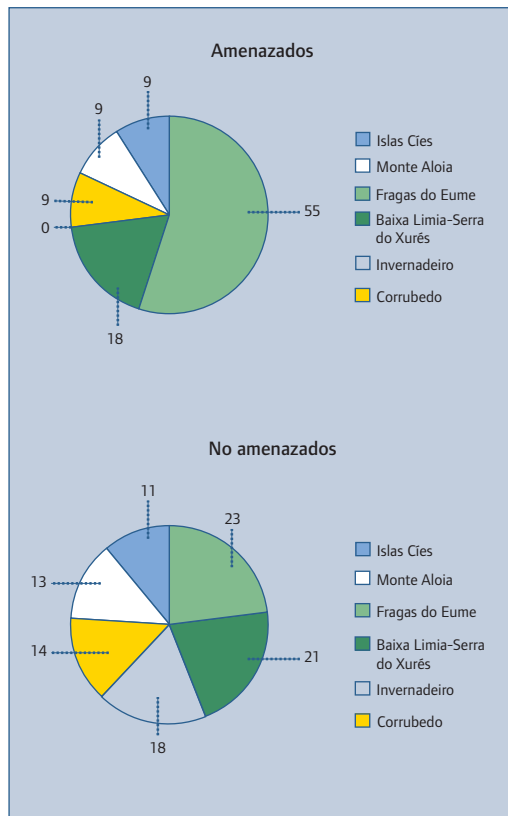
Al amparo de la Ley del Patrimonio Cultural de Galicia (Ley 8/1995, *Boletín Oficial de Galicia* de 8/XI/1995) se han declarado monumento natural algunos espacios de interés por su sentido etnográfico o por el valor singular de algunos de sus componentes vegetales: historia, porte, edad, etc. La normativa emplea una figura no habitual, aunque puede asimilarse a la protección de espacios. Hasta ahora se han declarado cuatro monumentos naturales, uno por provincia: Fraga de Catasós (Lalín, Pontevedra), Souto da Retorta (Viveiro, Lugo), Souto de Rozabales (Manzaneda, Ourense) y Costa de Dexo (Mera-Lorbé, A Coruña).

Mucha más transcendencia tienen los espacios propuestos a la Unión Europea en cumplimiento de la Directiva Hábitat (43/92/CEE), que obliga a los países miembros a designar unos lugares de interés comunitario (LIC), que conformarán la Red Natura 2000, de ámbito continental. La primera propuesta gallega, de 1999, suponía un total de 324.898 hectáreas, incluidos los parques naturales y las áreas ZEPA previamente designadas. En fechas recientes, abril de 2001, la Xunta de Galicia ha perfilado las áreas iniciales y ha propuesto la inclusión de 4 nuevos LIC, hasta 57, con una superficie total de 369.154,5 hectáreas, de ellas 340.867 terrestres y el resto marinas, total que representa el 12,56% de la superficie del territorio terrestre, mientras que la superficie terrestre propuesta supone el 11,6 del territorio terrestre. Ha habido pequeñas correcciones posteriores y habrá nuevas antes de la propuesta definitiva. Con esos espacios se pretende proteger la mayor diversidad general posible y el mayor número de plantas y comunidades vegetales incluidas en la propia directiva. Estudios previos sobre la diversidad de helechos en los parques naturales gallegos

muestran una alta diversidad de este grupo de plantas, muchas de ellas amenazadas [figura 10].

[Figura 10]

Riqueza de helechos (especies y subespecies) de parques naturales gallegos. Amenazado: categorías en peligro, vulnerable y raro (de Quintanilla & Amigo, 1999)

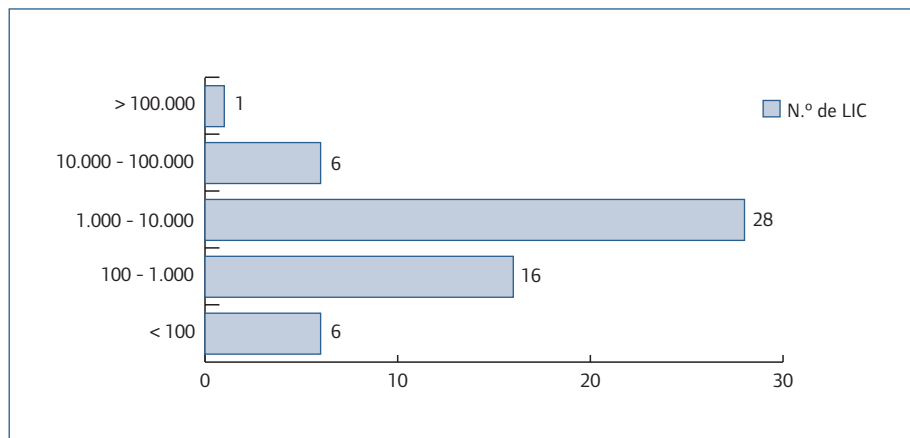


Hay disparidad también en las superficies, que no se reflejan en la media por LIC alrededor de las 5.700 ha, con un reparto por clases que dibuja una normal curva con forma de campana [figura 11]. Los LIC más pequeños, con menos de 100 hectáreas, son fluviales (ríos Anllóns, Lárez, Tea, Landro, Ouro); el más grande es el conjunto de Os Ancares-O Courel, que tiene 102.685 ha, con dos amplios cuerpos separados por el pequeño istmo del puerto de O Cebreiro, y le siguen dos macizos montañosos importantes: Macizo Central (45.195'6 ha) y Trevinca, (24.860 ha).

La distribución de esos espacios por provincias es desigual; las más septentrionales tienen un número mayor de es-

[Figura 11]

Clases de superficies (hectáreas) de los lugares de interés comunitario propuestos por Galicia (abril, 2001)

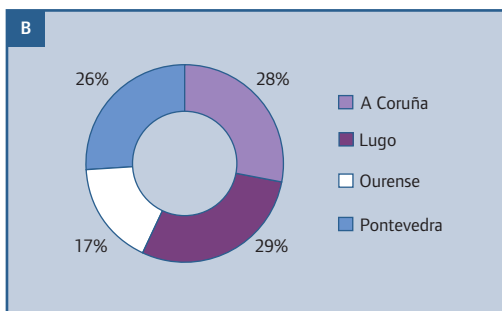


pacios y las meridionales menos [figura 12], aunque eso no es una expresión biológica de dónde se encuentra la diversidad y los elementos (especies y comunidades vegetales) que deben ser protegidos.

Un análisis de la localización de los LIC refleja pautas muy claras. Los lugares de interés comunitario se concentran en la periferia de Galicia: en todas las montañas orientales, desde la sierra de Meira hasta Pena Maseira, por el Oeste, las montañas meridionales y el río Miño en su frontera con Portugal, y por toda la costa, sea atlántica o cantábrica. En las tierras del interior el número de espacios es menor, con clara vinculación a las sierras transversales septentriona-

A	Provincia	Superficie (ha)
	A Coruña	56.011,75
	Lugo	141.729,35
	Ourense	98.541,9
	Pontevedra	23.896,9

(los LIC pertenecientes a dos provincias se han contabilizado en las dos; las superficies de los LIC pertenecientes a dos provincias se han dividido por mitades para cada una de ellas)



[Figura 12]

Distribución dos LIC en Galicia por provincias: A superficies; B número

les, con la importante extensión de O Xistral, y a las sierras que componen la llamada Dorsal Gallega; junto a estos espacios de montaña, los restantes espacios del interior corresponden a sistemas fluviales y sus valles asociados (cabeceras del Miño y Terra Chá, cuenca alta del Tambre, del Ulla y los cañones del Sil). Las extensas superficies con alturas medias a ambos lados de la dorsal, intensamente aprovechadas por el hombre, tienen, en general, un interés menor y no cuentan con espacios propuestos para la Red Natura 2000.

## 5. Nuevos pasos

### 5.1. Nuevas líneas de acción

Tanto en el campo de la flora como en el de la vegetación, el grado de conocimiento es incipiente. Estamos en el final de la etapa descriptiva, en la que se han definido las unidades concretas, los taxones (especies y subespecies) en el caso de las plantas y los sintaxones (asociaciones) en el caso de la vegetación. Y estamos entrando en una nueva fase, en la que se pretende conocer la inti-

midad de esas unidades, valorar su situación, definir medidas concretas para su preservación y aplicarlas de forma correcta. Por utilizar una expresión americana, se están abriendo nuevas líneas promisorias. Sin duda, va por delante el conocimiento en el campo de las plantas que en el de las comunidades vegetales; no en vano su estudio se inició 150 años antes, pero tampoco se ha superado definitivamente esa etapa descriptiva, ni se ha entrado de lleno en la nueva dimensión. Respecto a la flora, baste decir que España es el único país de la Unión Europea que no dispone de una recopilación analítica y descriptiva de su flora, aunque está vivo un proyecto de esa naturaleza, a cargo del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, *Flora iberica, plantas vasculares de la península Ibérica e islas Baleares*, que ha publicado casi la mitad de los tomos previstos. Esta carencia es una de las causas de imprecisión en los listados de flora amenazada, como se ha comentado antes, por falta de una obra de referencia, con independencia de que siempre existirán discrepancias con la opinión de los autores de cualquier flora.

Nuestra situación particular no difiere gran cosa de la nacional. La *Flora iberica* resolverá de forma global la identificación de la flora gallega, que quedará sujeta a simples retoques y estudios monográficos, los cuales siempre pueden aportar alguna novedad. La gran tarea pendiente corresponde al campo de la conservación. Aquí estamos en el mismo plano que la mayoría de los territorios nacionales; contamos con distintas listas de flora amenaza, a las que se añade la información somera de su distribución y su ecología, y poco más.

Para hacerse una idea de lo que queda por hacer, basta asomarse al proyecto *Atlas de flora amenazada* (proyecto AFA), todavía en sus fases iniciales. Este proyecto es la continuación lógica de la *Lista roja 2000*, y pretende definir las variables corológicas y demográficas imprescindibles para identificar los taxones más amenazados bajo criterios homogéneos. El estudio detallado se centra en las especies de las categorías peligro crítico (CR) y amenazado (EN), lo que afecta a unas 535 especies y subespecies, población por población. El análisis corológico incluye la recopilación de datos de herbario, de bibliografía y, sobre todo, de campo, para expresar la distribución en cuadrículas de 10 x 10 km, 5 x 5 km en Canarias, con indicación de la superficie de presencia y del área de ocupación. El censo pretende contar los individuos de cada población, de forma directa en unos casos y por estimación en otros. La ecología de cada población se sustenta en datos relativos a la altitud, orientación, naturaleza del substrato, características del suelo, condiciones climáticas, comunidad vegetal a la que pertenece (Fitosociología, Sinfitosociología), especies acompañantes, etc. Junto a ellos se consideran las amenazas potenciales o reales, directas o sobre el hábitat. Se recomienda incluir también datos sobre el tipo de polini-

zación, vectores implicados, sistemas de dispersión y otros que ayuden a comprender la biología de las especies y subespecies estudiadas.

Distintos especialistas de las universidades gallegas están implicados en estudios de esta naturaleza, de segundo nivel, algunos de ellos en el propio proyecto AFA. Están en curso distintos estudios profundos y detallados sobre la distribución y condiciones ambientales, biología floral y demografía de especies señaladas de nuestra flora.

En el caso de los helechos, se está trabajando sobre su distribución general con referencia a cuadrículas de 1 x 1 km, con indicación de las condiciones ambientales propias de la estación en la que se localizan las plantas para definir mejor su ecología y disponer de mejores criterios para su protección. Por lo que se refiere a los estudios de germinación, las primeras experiencias se han basado en la germinación experimental de esporas de *Culcita macrocarpa* y *Woodwardia radicans*, pertenecientes a nueve poblaciones en total, y bajo condiciones de temperatura diferentes (Quintanilla y col., 2000). El primer resultado ha sido la puesta a punto de las técnicas de germinación y, en segundo lugar, la constatación de posibles variaciones genéticas responsables de distintos comportamientos en *Woodwardia radicans*. La germinación es muy alta, más del 60% en todos los casos, y llega a superar el 90%. Respecto a la relación de ambas especies con ambientes cálidos costeros, parece más probable que la temperatura afecte a otras fases del ciclo reproductor que a la propia germinación de las esporas, lo que lleva a nuevas investigaciones relacionadas con las condiciones mesológicas de las plantas.

Las calizas que sirven de límite entre Galicia y el Bierzo son ricas en especies endémicas en especies de área reducida, con pocas poblaciones y cercanas entre sí. Dos de esas especies pertenecen al género *Petrocoptis* (Cariofiláceas), a su vez endémico de España peninsular, más unas poblaciones pirenaicas francesas. Los estudios sobre *Petrocoptis grandiflora* revelan un área de presencia de unos 70 km<sup>2</sup>, con un total de 8 localidades, de las cuales tres albergan aproximadamente 500 individuos reproductores cada una, una contiene entre 500 y 1.000, y las cuatro restantes sobrepasan este límite, en ningún caso con más de 5.000 individuos reproductores y no más de 7.000 entre reproductores, vegetativos y plántulas [tabla 20]. *Petrocoptis viscosa* es exclusivamente berciano, limitado a tres localidades, con un área de presencia de tan solo 30 km<sup>2</sup>. Por el tamaño del área de presencia, tanto *Petrocoptis grandiflora* como *P. viscosa* son plantas que entran dentro de la categoría en peligro crítico, con menos de 100 km<sup>2</sup>, e igualmente por el tamaño del área de ocupación, menos de 10 km<sup>2</sup>. En cuanto al tamaño total de sus poblaciones, la primera especie posee entre 15.000 y 19.000 individuos reproductores, y la segunda

[Tabla 20]

Censos de *Petrocoptis grandiflora* y *Petrocoptis viscosa*

Población	Municipio	Superficie	Tamaño	Densidad	Riesgo
<i>P. grandiflora</i>					
Estrecho	(OU) Rubiana	3	3	0'46	Alto
Covas	(OU) Rubiana	2	2	0'66	Alto
Vilardesilva	(OU) Rubiana	3	3	0'50	Bajo
La Barosa	(LE) Carucedo	1	1	0'51	Alto
Peñarrubia	(LE) Carucedo	3	3	0'31	Bajo
Penas de Oulego	(OU) Rubiana	3	3	0'21	Alto
Portela	(OU) Rubiana	2	1	0'31	Medio
Sobrado	(OU) Rubiana	2	1	0'40	Medio
Cornatel *	(LE) Priaranza				
<i>P. viscosa</i>					
Ferradillo	(LE) San Esteban	3	3	0'26	Medio
Cornatel	(LE) Priaranza	1	1	0'30	Alto
La Chana	(LE) Bornes	2	2	0'66	Medio

Superficie: 1 < 1.000 m<sup>2</sup>, 2 = 1.000 – 5.000 m<sup>2</sup>, 3 > 5.000 m<sup>2</sup>. Tamaño de las poblaciones: 1 < 500, 2 = 500 – 1.000, 3 > 1.000 individuos reproductores. Densidad: número de individuos reproductores por m<sup>2</sup>. LE: León; LU: Lugo; OU: Ourense (datos de Navarro, 1996)

entre 2.500 y 3.500. El estudio detallado de las dos especies concluye que, dadas las circunstancias, se aconseja el aislamiento y protección de, al menos, las poblaciones de Estrecho de Covas, La Barosa y Penas de Oulego, en el caso de *Petrocoptis grandiflora*, y Cornatel en el caso de *Petrocoptis viscosa* (Navarro, 1996).

El mismo camino se ha seguido en el estudio de *Silene acutifolia* (Cariofiláceas) (Buide, 2000). La especie es endémica de la península Ibérica, con presencia en las provincias noroccidentales, tanto españolas (Lugo y Ourense) como portuguesas, con poblaciones meridionales en el Alto Alentejo, en general con pocos individuos, con frecuencia de menos de 50 [tabla 21].

Estudios en curso por parte de investigadores de la Universidad de Santiago se centran en una pequeña planta de los humedales temporales sobre substratos

[Tabla 21]

Censo de *Silene acutifolia*, individuos reproductores.  
\*= Poblaciones de los Cañones del Sil. OR: Ourense; LU: Lugo (datos de Buide, 2000)

Localidad	N.º de poblaciones	N.º de individuos
(OU) Nogueira de Ramuín	13 *	586
(OU) Nogueira de Ramuín	1	169
(OU) Queixa	1	± 50
(LE) Arnado	1	± 50
(OU) Xurés	1	± 50
(LU) Parada de Sil	2	78
(LU) Pantón	1*	39



arcillosos igualmente amenazada. *Eryngium viviparum* está incluida en la Directiva Hábitat y su área se ha reducido sensiblemente en los últimos años, con desaparición de poblaciones en la Bretaña francesa, y en diversos puntos de España y Portugal, hasta quedar limitada a contadas localidades gallegas. Otro tanto se puede decir de un diminuto esfagno (*Sphagnum pylaei*) conocido en *Europa de la Bretaña y de Galicia*, donde vive en las brañas y turberas de A Coruña y Lugo, con especial presencia en la sierra de O Xistral, pero cuyas poblaciones decrecen sin parar por la destrucción continua de las zonas húmedas.

Botánicos de Lugo, junto con colegas de Santiago de Compostela y colaboradores respectivos, han inventariado y caracterizado los humedales gallegos (Ramil & Izco, 2002) y, particularmente, están trabajando en la recuperación de la laguna de Cospeito (Lugo), un humedal de enorme importancia, en colaboración con la Consellería de Medio Ambiente. La laguna de Cospeito es actualmente objeto de un programa de regeneración que elimine las aguas negras urbanas que vertían directamente a la laguna, garantice los aportes anuales de agua, amplíe la superficie de la lámina de agua y multiplique los medios ecológicos aptos para un mayor número de especies de fauna y de flora. Este proyecto de regeneración activa, no de simple conservación, se ha basado en el estudio inicial de las poblaciones de flora amenazada, principalmente de *Luronium natans* y *Eryngium viviparum*, más otras especies de interés, y de los hábitats existentes recogidos en la Directiva Hábitat, una quincena. El proyecto incluye también un seguimiento para evaluar los resultados de las acciones emprendidas y mejorar los nuevos planteamientos en otros humedales.

## 5.2. Conservación *ex situ*

Trabajos de esta naturaleza han de multiplicarse y alcanzar la totalidad de la flora amenazada gallega. Es necesario localizar todas las poblaciones existentes de las plantas incluidas en ese concepto y evaluar su situación de manera pormenorizada. Es un trabajo de años que ha de comenzar cuanto antes. Sólo de esa manera se podrá proteger la flora en su propio medio, *in situ*, con medidas eficaces. Mientras tanto, y de forma paralela, después es necesario complementar las acciones *in situ* con la conservación fuera del medio natural, *ex situ*. Las técnicas de conservación en bancos de germoplasma son bien conocidas y fáciles de aplicar. Se reducen a la conservación de semillas y esporas en condiciones de sequedad y de baja temperatura para frenar los procesos de germinación hasta que se recuperen las condiciones adecuadas para que se inicie. El banco de germoplasma de la unidad de Botánica de la Facultad de Farmacia de la Universidad de Santiago de Compostela ha comenzado ya esa tarea. De momento

de forma discreta, pero ha de multiplicar su actividad para garantizar que no se pierda el acervo genético de ninguna población. Queda fuera de este análisis la flora cultivada, pero no se puede olvidar el enorme interés de los cultivos y castas de las plantas seleccionadas durante siglos de actividad agrícola local, adaptadas a las condiciones locales o con características particulares, sustituidas de forma progresiva por cultivos comerciales comunes a todos los territorios. Las colecciones existentes se centran en la flora gallega, pero el banco actúa complementariamente como centro de seguridad para colecciones de otros bancos, como es habitual. Entre las colecciones propias destaca la de semillas de brezos (*Erica sp. pl.*) y de plantas endémicas, sobre todo de aquellas que corren mayores riesgos: *Crepis novoana*, *Centaurea borjæ*, *Santolina melidensis*, etc.

Merece la misma atención el banco de germoplasma que mantiene la Estación de Mabegondo, en este caso dedicado a la flora cultivada. Ahí están representados los ecotipos y las castas de las plantas útiles del territorio, adaptadas a sus condiciones particulares y con caracteres propios. Hay más de dos mil muestras de plantas hortenses, forrajeras, frutales, etc.; las más numerosas son las de maíz [tabla 22].

La conservación *ex situ* puede ser también vegetativa, en jardines botánicos y arboretos. Desgraciadamente, el proyectado jardín botánico previsto en Santiago de Compostela sigue siendo eso, un proyecto. Reactivado recientemente, todavía no ha pasado de los pasos iniciales previos a la adquisición de los terrenos. Pieza insustituible en la conservación de la flora, es necesario que los representantes de la sociedad vean su interés en este aspecto y lo consideren como

[Tabla 22]

Contenidos del banco de germoplasma del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo. (Documento interno del centro)

Especie	N.º de entradas	Procedencia
<i>Herbáceas</i>		
Cebolla	18	Galicia
Dactilo	25	Galicia
Maíz	1.000	Galicia y cornisa cantábrica
Raigrás inglés	127	Galicia y cornisa cantábrica
Raigrás italiano	64	Galicia y cornisa cantábrica
Trébol blanco	6	Galicia
Trébol encarnado	2	Galicia
Trébol violeta	11	Galicia
<i>Leñosas</i>		
Cerezos	23	Galicia
Ciruelos	54	Galicia
Manzanos	407	Galicia
Perales	246	Galicia

exponente de su compromiso declarado de actuar en este sentido, pero también su papel en campos complementarios como la educación ambiental y en papeles colaterales como la cultura y el recreo, con la importante faceta del turismo.

Es necesario crear centros donde se practique investigación competitiva, con visión a largo plazo, y por ello, con la flexibilidad administrativa suficiente como para adaptarse a las circunstancias cambiantes de los medios o de los fines. Centros donde se puedan configurar equipos bien coordinados y que sean, además, modelo y estímulo para el resto de los grupos de investigadores.

La información debe estar disponible para el conjunto de la comunidad científica y para la sociedad en general. Es evidente que no toda la información puede ser de dominio público, pero es necesario que la inversión económica, en tiempo y en esfuerzo de la investigación sea altamente rentable para ello, debe ser de fácil acceso, con las reservas que se establezcan. La información asequible multiplica su valor, actúa como reclamo y es vehículo de promoción de los equipos que la produjeron y de las instituciones que la promovieron y la financiaron. Hay bases de datos o sus resúmenes en la red informática global que permiten concebir iniciativas semejantes evitando sus errores y adelantando sus logros, que incluso tienen aplicación directa en la gestión del medio natural.



Cada vez es más difusa la línea entre lo que se ha llamado ciencia básica y ciencia aplicada. La investigación tiene proyección en el campo productivo, en el de la administración o en el de los servicios, cada vez más y más deprisa. En los ejemplos anteriores hay líneas orientadas a la relación entre seres vivos, al conocimiento y valoración de la diversidad para una adecuada gestión del medio natural, a la reproducción experimental, como en el caso de los helechos, para aplicarla a la multiplicación de especies amenazadas, a la puesta a punto de técnica de producción industrial de algas con objeto de derivar la presión recolectora sobre las poblaciones naturales, etc.

No se puede ignorar lo conseguido en estos últimos años acerca de los avances en el conocimiento sobre la flora y la vegetación, aunque eso no es nada más que el principio. Apenas estamos en los pasos iniciales, en la evidencia de los problemas, pero no disponemos de diagnósticos serios y menos aún de tratamientos, sobre todo de tratamientos específicos. En medicina, el futuro inmediato se basa en medicamentos diana, en aquellos que atacan la base del problema y lo hacen de forma selectiva, sin afectar al conjunto del sistema; tales planteamientos están lejos de alcanzarse en el medio natural. Sin embargo, se están sentando las bases para ello, y hoy la ciencia avanza muy deprisa. Eso quiere decir que habrá posibilidad, en un futuro próximo, de promover políticas precisas para la gestión adecuada de los ecosistemas y para la conservación de plantas y comunidades concretas, pero esas posibilidades requieren condiciones que están lejos de alcanzarse en España, y en Galicia particularmente. A esta situación futura se llegará con el trabajo de los especialistas, por lo que es necesario iniciar de inmediato la política de formación de expertos y la financiación de programas de estudio que permitan, a su vez, las políticas venideras de conservación y de gestión eficaz del medio natural.

### **Agradecimientos**

Numerosos botánicos gallegos han proporcionado información o sugerencias para la redacción de esta panorámica sobre la diversidad en Galicia. En especial, Javier Amigo ha contribuido con datos originales en el campo de las plantas vasculares; otro tanto Juan Reinoso, Regina Carballal y Javier Cremades en briófilos, líquenes y algas. A todos ellos, mi sincero agradecimiento.



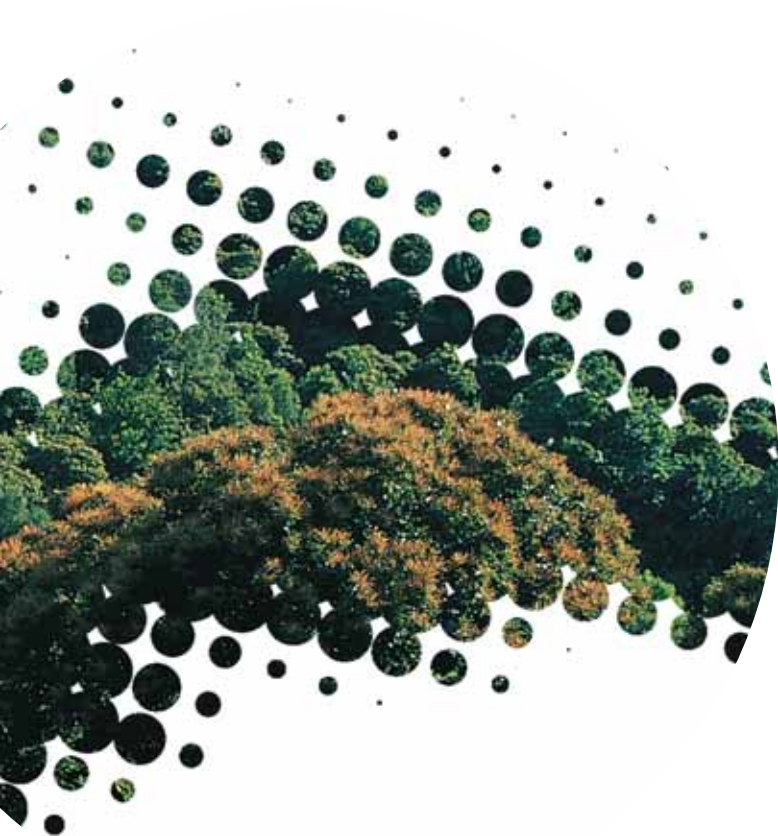




A. Rigueiro Rodríguez

## Bosques y masas arboladas







## Bosques y masas arboladas

A. Rigueiro Rodríguez. *Dr. ingeniero de montes*  
*Catedrático de la Universidad de Santiago de Compostela*

### Introducción

Las circunstancias mesológicas actuales de Galicia favorecen la instalación de los bosques como vegetación natural climática o más evolucionada en la mayor parte de nuestro territorio, el cual se reparte, desde un punto de vista florístico, entre dos regiones o dominios del Reino Holártico: la región nemoral eurosiberiana –en la que dominan los bosques estivos– y la región mediterránea –escasamente representada en Galicia y con dominio de bosques perennifolios esclerófilos–. La actividad humana, prehistórica e histórica, mermó cuantitativa y cualitativamente nuestros bosques naturales, permitiendo que llegara a nuestros días solamente una representación de ellos escasa y, con frecuencia, bastante deteriorada. Por otra parte, la alta productividad forestal potencial de muchas comarcas gallegas ha propiciado la repoblación forestal, fundamentalmente con especies foráneas de rápido crecimiento, originando la formación de masas arboladas artificiales que caracterizan el paisaje gallego en extensos territorios.

Los bosques naturales gallegos se pueden incluir, con un criterio fisonómico, entre los caducifolios mesófilos, subesclerófilos marcescentifolios, esclerófilos, laurifolios, aciculifolios y ripisilvas. Los bosques o masas artificiales más importantes son los castaños (*Castanea sativa*), pinares (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*, *P. radiata*) y los eucaliptales (*Eucalyptus globulus*).

La [tabla 1] recoge la superficie ocupada por las principales masas arboladas de Galicia.

Especie dominante	ha	ha	%	%
<i>Q. robur</i>	195.028		9,48	
<i>Q. pyrenaica</i>	101.466		4,93	
<i>C. sativa</i> + otras frondosas	46.024		2,24	
<i>Q. robur</i> + otras frondosas	16.639		0,81	
Árboles de ribera	25.250	38.4407	1,23	18,68
<i>P. pinaster</i>	389.488		18,93	
<i>P. sylvestris</i>	63.845		3,10	
<i>P. radiata</i>	59.611	512.944	2,90	24,93
<i>E. globulus</i>	177.679	177.679	8,63	
<i>P. pinaster</i> + <i>E. globulus</i>	159.384		7,75	
<i>P. pinaster</i> + otras frondosas	38.283		1,86	
<i>P. pinaster</i> + <i>Q. robur</i> + <i>E. globulus</i>	33.782		1,64	
<i>Q. robur</i> + <i>E. globulus</i> + otras frondosas	12.285	243.734	0,60	11,84
Matorral con arbolado ralo y disperso	105.964	105.964	5,15	
Monte desarbolado	598.150		29,07	
Monte temporalmente desarbolado	21.111		1,03	
Monte sin vegetación superior	13.836	633.097	0,67	30,77
<b>TOTAL</b>	<b>2.057.825</b>	<b>2.057.825</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>

[Tabla 1]

Superficie ocupada por los principales tipos de masas arboladas y superficie forestal desarbolada en Galicia y proporción que representan sobre el total de uso forestal

(Fuente: III Inventario Forestal Nacional; elaboración Ramil et al., 2002).

## Bioclimatología: pisos bioclimáticos y ombrotipos

Los factores del medio que condicionan en mayor medida las características de la cubierta vegetal de un territorio son, por este orden, el clima, los tipos de suelos y la fisiografía.

La correspondencia entre intervalos de temperaturas y rangos altitudinales de distribución de las comunidades vegetales es la base en la que se asienta la definición de piso bioclimático propuesta por Rivas Martínez (1987): «tipos de medios que se suceden en una cliserie altitudinal o latitudinal». Según ese autor, es posible discriminar los distintos pisos y horizontes bioclimáticos de cualquier área geográfica en función del «índice de termicidad ( $I_t$ )»:

$$I_t = (T+M+m) \times 10$$

siendo T la temperatura media anual, M la temperatura media de las máximas del mes más frío y m la temperatura media de las mínimas del mes más frío.

Los pisos bioclimáticos se establecen en función de variables de tipo térmico y tienen una correspondencia altitudinal. En Galicia se reconocen cuatro pisos en la región eurosiberiana y tres en la mediterránea, que a su vez pueden subdividirse en horizontes bioclimáticos [tabla 2]. A los distintos pisos les corresponden generalmente comunidades vegetales terminales determinadas.

El piso termocolino asciende de forma progresiva desde el nivel del mar hasta unos 100 m en las Rías Altas y hasta 350-400 m en el límite con las tierras portuguesas de la región del Miño, y está bien representado en Galicia, igual que el colino y el montano, mientras que el subalpino se alcanza solamente en las cumbres de las sierras orientales lucenses donde ocupa una superficie muy reducida. El piso mesomediterráneo se localiza en los valles de los ríos Sil y Miño, y en el sureste de la provincia ourensana. El supramediterráneo se extiende por los montes del sur de esa provincia y el oromediterráneo se manifiesta en un área reducida de las cumbres de Pena Trevinca.

[Tabla 2]

Pisos y horizontes bioclimáticos reconocidos en Galicia

Región eurosiberiana					
Pisos/Horizontes	T	M	m	$I_t$	Altitud (m)
Subalpino	< 6 °C	0 a 3 °C	< -4 °C		> 1.800
Subalpino inferior				< 50	
Montano	6 a 10 °C	3 a 8 °C	-4 a 0 °C		500-1.800
Altimontano				50-110	
Mesomontano				110-180	
Colino	10 a 14 °C	8 a 12 °C	0 a 5 °C		100-500
Colino superior				180-240	
Eucolino				240-310	
Termocolino	> 14 °C	> 12 °C	> 5 °C	> 310	0-100
Oromediterráneo	< 8 °C	< 2 °C	< -4 °C		> 1.600
Oromediterráneo inferior				< 60	

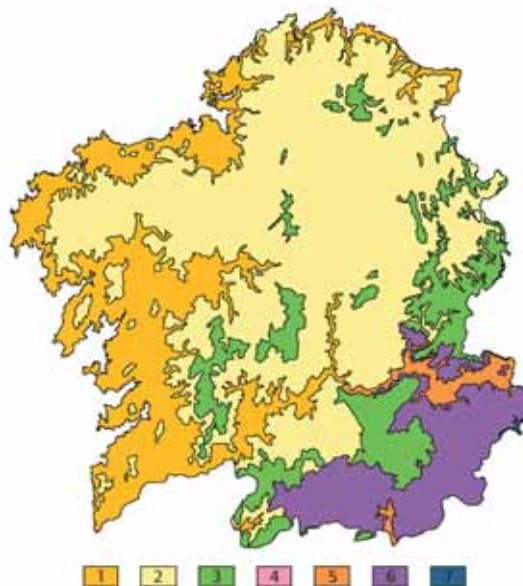
[Continúa en la página siguiente]

Región mediterránea					
Pisos/Horizontes	T	M	m	It	Altitud (m)
Supramediterráneo	8 a 13 °C	2 a 9 °C	-4 a -1 °C		600-1.600
Supramediterráneo superior				60 a 110	
Supramediterráneo medio				110 a 165	
Supramediterráneo inferior				65 a 210	
Mesomediterráneo	> 13 °C	> 9 °C	> -1 °C		0-600
Mesomediterráneo superior				210 a 260	
Mesomediterráneo medio				260 a 300	
Mesomediterráneo inferior				> 300	

Los pisos termocolino, colino, montano, mesomediterráneo y supramediterráneo son niveles sílvicos. En cambio, los pisos subalpino y oromediterráneo son, en el territorio gallego, niveles suprasilvicos, en los que se asientan comunidades vegetales de enebro rastrero, piornales y pastizales.

Rivas Martínez y Loidi Arregui (1999) revisaron los pisos bioclimáticos de la península Ibérica, asignando a Galicia los pisos termotemplado, mesotemplado, supratemplado y orotemplado en la región eurosiberiana, y mesomediterráneo, supramediterráneo y oromediterráneo en la región mediterránea [figura 1].

El otro parámetro climático que influye notablemente en la distribución de las comunidades vegetales es la precipitación. Las precipitaciones medias anuales permiten diferenciar en Galicia cuatro ombrotipos en la región eurosiberiana y tres en la mediterránea, que a su vez pueden dividirse en horizontes [tabla 3].



[Figura 1]

Distribución aproximada de los pisos o termotipos existentes en Galicia, según Rivas Martínez y Loidi Arregui (1998)

1: termotemplado; 2: mesotemplado; 3: supratemplado; 4: orotemplado; 5: mesomediterráneo; 6: supramediterráneo; 7: oromediterráneo. Tomado de Ramil *et al.* (2002).

[Tabla 3]  
Ombrotipos presentes en Galicia

Región eurosiberiana	
Ombrotipo/horizonte	Precipitación anual (mm)
<b>Subhúmedo</b>	
Subhúmedo superior	< 900
<b>Húmedo</b>	
Húmedo inferior	900 a 1.150
Húmedo superior	1.150 a 1.400
<b>Hiperhúmedo</b>	
Hiperhúmedo inferior	1.400 a 1.750
Hiperhúmedo superior	1.750 a 2.100
<b>Ultrahiperhúmedo</b>	
	> 2.100
Región mediterránea	
Ombrotipo/horizonte	Precipitación anual (mm)
<b>Subhúmedo</b>	
Subhúmedo inferior	600 a 800
Subhúmedo superior	800 a 1.000
<b>Húmedo</b>	
Húmedo inferior	1.000 a 1.300
Húmedo superior	1.300 a 1.600
<b>Hiperhúmedo</b>	
	> 1.600

## Biogeografía

Atendiendo a criterios florísticos, fitosociológicos, corológicos, climáticos, edafológicos, etc., se definen unidades biogeográficas de rango inferior a la región. La [tabla 4] recoge las unidades corológicas representadas en Galicia, siguiendo los criterios de Rivas Martínez (1987) y Costa *et al.* (1998).

La mayor parte del territorio gallego se incluye en la provincia atlántico-europea (subprovincias atlántico-cantábrica y orocantábrica) de la región eurosiberiana, aunque la provincia mediterráneo-iberoatlántica (subprovincia carpetano-leonesa) de la región mediterránea se acerca también a Galicia, adentrándose en su territorio.

Región eurosiberiana
PROVINCIA ATLÁNTICO-EUROPEA
Subprovincia atlántico-cantábrica
<i>Sector galaico-asturiano</i>
Subsector galaico-asturiano septentrional
<i>Sector galaico-portugués</i>
Subsector compostelano
Subsector lucense
Subsector miñense
Subsector xuresiano-queixense
Subprovincia orocantábrica
<i>Sector laciano-ancarense</i>
Subsector naviano-ancarense

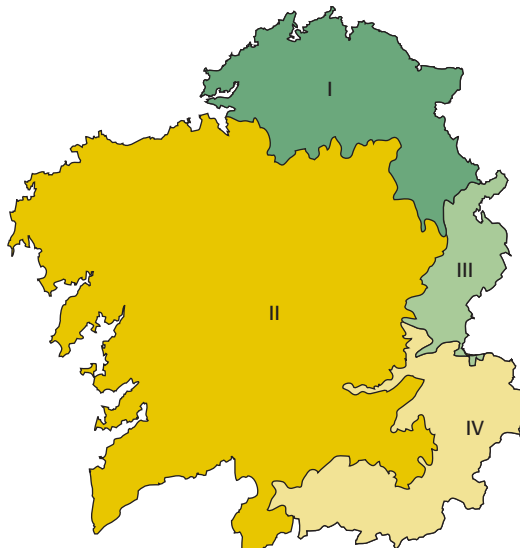
Región mediterránea
PROVINCIA MEDITERRÁNEO-IBEROATLÁNTICA
Subprovincia carpetano-leonesa
<i>Sector ourensano-sanabriense</i>
Subsector ourensano
Subsector maragato-sanabriense
Subsector berciano

[Tabla 4]

Unidades corológicas presentes en Galicia

De la subprovincia atlántico-cantábrica están representados en tierras gallegas dos sectores, como puede apreciarse en la [figura 2]: el galaico-asturiano (subsector galaico-asturiano septentrional), en el norte de Lugo y A Coruña, y el galaico-portugués, que comprende en Galicia los subsectores compostelano (centro-occidente de A Coruña), lucense (zona central de Lugo y montañas orientales pontevedresas), miñense (suroeste de A Coruña, poniente de Pontevedra, sur de Lugo y oeste de Ourense) y xuresiano-queixense (sierras del centro-sur de Ourense).

- REINO HOLÁRTICO
- Región eurosiberiana
  - Provincia atlántico-europea
  - Subprovincia atlántico-cantábrica
    - I. Sector galaico-asturiano
    - II. Sector galaico-portugués
  - Subprovincia orocantábrica
    - III. Sector laciano-ancarense
- Región mediterránea
  - Provincia mediterráneo-iberoatlántica
  - Subprovincia carpetano-leonesa
    - IV. Sector ourensano-sanabriense



[Figura 2]

Sectores corológicos gallegos, según Costa *et al.* (1998). Tomado de Ramil *et al.* (2002)



La subprovincia biogeográfica orocantábrica está representada solamente por el sector laciano-ancareense (subsector naviano-ancareense), que penetra en las montañas del nacimiento lucense.

De la subprovincia corológica carpetano-leonesa está presente en Galicia el sector ourensano-sanabriense, del que llegan al este y sur de Ourense los subsectores berciano, ourensano y maragato-sanabriense.

## **Bosques naturales**

### **Bosques caducifolios mesófilos**

Son bosques estivo-folios de gran hermosura y generalmente con estructura compleja, en la que se diferencian los estratos arbóreo, arbustivo –incluso a veces uno subarbustivo–, herbáceo y muscinal. El estrato arbóreo puede ser monoespecífico, como en los hayedos típicos, o presentar elevada diversidad, en los bosques gallegos por ejemplo. Las lianas, como las madreselvas, clemátides y hiedras, y las epifitas, como ombligo de venus y diversos tipos de helechos y líquenes, suelen ser abundantes. Los estratos inferiores están condicionados por la falta de luminosidad durante el período vegetativo, adaptándose a esas circunstancias de maneras diversas. En el estrato herbáceo de estas comunidades son frecuentes las especies prevernales, que florecen antes de la foliación del arbolado; podemos citar entre ellas las anémonas, fresas silvestres, violetas, primaveras y mercuriales.

Son los bosques atlánticos típicos de la fachada occidental europea, característicos de la región eurosiberiana, en los que dominan árboles caducifolios, como el roble pedunculado, roble peciolado, haya, avellano o abedul. Su área actual está muy lejos de la potencial, ya que gran parte del territorio que les corresponde está ocupado por cultivos agrícolas, prados y pastizales, repoblaciones forestales o matorrales seriales.

#### *Robledas de roble común, pedunculado o del país*

El roble común o del país (*Quercus robur*) recibe también los nombres de roble pedunculado, por tener las flores femeninas y las bellotas sentadas sobre largos pedunculos, y roble auriculado, por sus características aurículas en la base de la lámina foliar. Es un árbol que puede alcanzar los 40 ó 50 m de altura, de temperamento robusto y no muy exigente en fertilidad edáfica. Requiere terrenos profundos y húmedos, por lo que se localiza preferentemente

en los valles y laderas suaves, sobre sustratos ácidos casi siempre. Está presente en toda la España eurosiberiana pero es más abundante hacia el oeste. En Galicia es frecuente por todo el territorio, desde el nivel del mar hasta los 1.000 m de altitud, aunque supera ampliamente esta cota en las montañas orientales. Escasea en el extremo sureste de la región. Según datos del Tercer Inventario Forestal Nacional, en masas puras y mezcladas se extiende por unas 200.000 ha en nuestra Comunidad Autónoma.

En el norte de Galicia, parte septentrional de las provincias de A Coruña y Lugo, en los pisos termocolino, colino y montano bajo (termotemplado, mesotemplado y supratemplado), en ombroclima húmedo e hiperhúmedo, es frecuente la robleda acidófila galaico-asturiana (*Blechno spicanti-Quercetum roboris*), bosque oligotrofo, amante de la humedad edáfica, situado preferentemente en los valles y laderas umbrías del subsector galaico-asturiano septentrional. Árboles o arbustos que suelen acompañar al roble pedunculado en estos bosques son el arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*), castaño (*Castanea sativa*), abedul (*Betula alba*), cerezo silvestre (*Prunus avium*), arraclán (*Fragula alnus*), avellano (*Corylus avellana*) y rebollo (*Quercus pyrenaica*). En el estrato herbáceo, en un ambiente húmedo y sombrío, son frecuentes los helechos; entre ellos, el llamado por la forma de sus frondes espina de pescado (*Blechnum spicant*), que da nombre a la asociación. En las zonas de mayor termicidad, dentro del piso termocolino (termotemplado), en altitudes inferiores a 250 m, entran en estas comunidades el laurel (*Laurus nobilis*), que da lugar a la subasociación *lauretosum nobilis*, y el madroño (*Arbutus unedo*), que en algún caso pueden tener significación relictica de bosques laurifolios de épocas más templadas y húmedas, posibilidad que se acrecienta si tenemos en cuenta que en esta comunidad, y en la robleda acidófila con rusco, sobreviven varios helechos paleotropicales (*Davallia canariensis*, *Culcita macrocarpa*, *Vandenboschia speciosa*, *Woodwardia radicans*, *Dryopteris aemula*, *Dryopteris ganchica*, *Stegnogramma pozoii*).

La robleda acidófila con rusco (*Rusco aculeati-Quercetum roboris*) es característica del occidente gallego, en el sector galaico portugués (subsectores compostelano y miñense), preferentemente en los pisos colino y montano (termotemplado y mesotemplado), por debajo de los 600 m de altitud, en ombroclima húmedo o hiperhúmedo y en localidades con una cierta aridez estival. El abedul (*Betula alba*) es más escaso que en la comunidad anterior y se localiza en los valles. La influencia mediterránea es notable, apareciendo especies como el laurel (*Laurus nobilis*), madroño (*Arbutus unedo*), rubia (*Rubia peregrina*), torvisco (*Daphne gnidium*), retama loca (*Oxyris alba*) o rusco (*Ruscus aculeatus*). En las localidades de mayor continentalidad, poniente de la pro-

vincia de Ourense por ejemplo, entra el rebollo (*Quercus pyrenaica*) y en las zonas más bajas, especialmente en los valles de los ríos Miño, Ulla y Tambre, se incorpora el alcornoque (*Quercus suber*) en la subasociación *quercetosum suberis*.

En las tierras interiores y meridionales de Galicia, en el marco del sector galaico portugués, subsectores lucense y xuresiano-queixense fundamentalmente, en localidades con mayor continentalidad y, a veces, con influencia del clima mediterráneo, suele aparecer la robleda acidófila montana con arándano (*Myrtillo-Quercetum roboris*), bosque cerrado y bastante relacionado con la comunidad anterior, por encima de la cual se sitúa altitudinalmente, entre 500 y 1.300 m, en cualquier orientación y en ombroclima húmedo e hiperhúmedo, en localidades con importante innivación invernal y con una cierta aridez estival. El abedul (*Betula alba*) es más abundante que en las robledas con rusco, lo que se explica por la mayor precipitación y menor evapotranspiración. También hay más castaños, debido, tal vez, a la menor incidencia del mal de la tinta en estas comarcas de mayor continentalidad climática. Por el contrario, desaparecen las especies laurifolias termófilas. En las zonas más frías de la Galicia meridional es abundante el rebollo (*Quercus pyrenaica*). Otras especies que suelen acompañar al roble pedunculado en estas robledas son el arándano (*Vaccinium myrtillus*), urce blanca (*Erica arborea*), perales bravos (*Pyrus cordata* y *Pyrus pyraster*), arraclán (*Frangula alnus*), avellano (*Corylus avellana*), acebo (*Ilex aquifolium*) y arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*).

Pero las robledas climáticas, víctimas del aprovechamiento abusivo y de tratamientos culturales desafortunados, presentan hoy un área muy reducida y, en muchos casos, amenazada y necesitada de protección. Amplios territorios que corresponden a los dominios de estas robledas se dedican actualmente a cultivos agrícolas, prados y pastizales. Las talas y los incendios favorecen la expansión de los matorrales seriales –piornales, escobonales, queirogales– que, con frecuencia, son repoblados con pinos y eucaliptos. En los últimos años, la mayor eficacia en las tareas de extinción de incendios está propiciando, en muchos montes gallegos, la regeneración natural de estos bosques, conocidos [en gallego] como fragas; es de gran interés el programa de la administración forestal autonómica dirigido a favorecer el desarrollo de estas arboledas naturales incipientes a través de tallas de formación, podas, desbroces y otros tratamientos culturales y selvícolas. En cambio, las importantes medidas incentivadoras de la reforestación con especies frondosas que se vienen poniendo en práctica en los últimos años encuentran escaso eco, pues, en general, los propietarios de terrenos forestales prefieren realizar plantaciones con especies de más rápido crecimiento y turno de corta más corto, aunque estén menos incentivadas.

### *Robledas de roble albar o peciolado*

El roble albar (*Quercus petraea*) se llama también *carba* o roble peciolado, en alusión a que el peciolo foliar es más largo que el del roble común. Aparece en la España eurosiberiana, desde Galicia hasta Cataluña; incrementa su presencia desde el poniente hacia el naciente, penetrando por el sur hasta las montañas húmedas de la región mediterránea. En Galicia es un árbol escaso, citado en las montañas orientales y del norte; es más abundante la estirpe resultante del cruzamiento con el roble pedunculado (*Quercus x rosacea*). Puede alcanzar más de 40 m de altura y, al igual que el roble auriculado, varios siglos de vida, encontrándose en Galicia ejemplares monumentales. No es tan exigente en humedad edáfica como *Quercus robur*, y se sitúa preferentemente en laderas pedregosas –a ello alude el epíteto específico– por las que asciende hasta más de 1.500 m de altitud. Indiferente a la naturaleza del sustrato, en nuestra tierra vive casi siempre en suelos ácidos oligotróficos, más pobres, menos profundos y más secos que los de las robledas de roble pedunculado. Es una especie de media luz, que tolera la sombra protectora en las primeras edades.

En las comarcas montañosas del oriente lucense (Serra dos Ancares, Serra do Courel), en la parte occidental de la provincia corológica orocantábrica (sector laciano-ancarense, subsector naviano-ancarense), se encuentra una robleda montana (supratemplada) y acidófila de roble albar con linaria (*Linario triornithophorae-Quercetum petraeae*), que manifiesta cierta xerofilia y se sitúa entre 700 y 1.700 m de altitud, en una franja entre los rebollares montanos y los abedulares altimontanos. Este tipo de bosque sustituye, en las localidades de suelos más pobres y de clima más seco, a los hayedos oligotróficos típicos del occidente de la provincia orocantábrica. El estrato arbóreo es diverso, acompañando al roble peciolado, además de su cruce con el roble pedunculado, especies como el tejo (*Taxus baccata*), rebollo (*Quercus pyrenaica*), haya (*Fagus sylvatica*), abedul (*Betula alba*), avellano (*Corylus avellana*), acebo (*Ilex aquifolium*), arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*) y serbal de cazadores (*Sorbus aucuparia*).

En tierras ancarense, en el piso montano (supratemplado), entre 1.100 y 1.500 m de altitud, se encuentran rodales de reducida extensión de roble peciolado que pueden corresponder a una robleda umbrófila de este roble (*Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae*). Muchas de las especies arbóreas de la comunidad anteriormente descrita entran también en ésta, que se caracteriza por la presencia de un tapiz herbáceo de *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*.

Las talas, que fueron muy frecuentes y abusivas por la buena calidad de la madera de la carba, muy apreciada para la construcción naval, favorecen la sustitución de estas robledas por abedulares y acebedas, y si la degradación continúa

se instalan los escobonales y piornales, primero, y los brezales y queirogales en una fase posterior. Algunos prados de siega de las montañas del naciente lucense se asientan sobre terrenos que son del dominio de estos bosques.

### *Hayedos*

El haya (*Fagus sylvatica*) es un árbol de gran talla, 30-40 m, que requiere suelos fértiles y húmedos que no se aneguen, con preferencia básicos, aunque vive también en los ácidos. Exige precipitaciones elevadas y alta humedad ambiental para compensar su importante tasa de transpiración. Es una especie de temperamento delicado que se sitúa preferentemente en las umbrías. Muchos hayedos fueron sustituidos por prados, cultivos agrícolas o repoblaciones forestales, aprovechando la fertilidad de sus suelos.

El estrato arbóreo de los bosques típicos de *Fagus sylvatica* suele ser mono-específico o de reducida diversidad, casi siempre con claro dominio del haya. El sotobosque presenta generalmente notable diversidad, aunque suele ser poco denso, debido a la falta de luz y a la competencia de las raíces superficiales del haya. En España los mejores hayedos se sitúan entre los 1.000 y 2.000 m de altitud, en las montañas septentrionales, encontrándose el límite occidental del área de la especie en las sierras orientales lucenses. El carácter finícola origina que nuestros hayedos sean de escasa calidad forestal, manifestándose con frecuencia como bosques de transición hacia las robledas, y ocupen reducida superficie, unas 300 ha aproximadamente.

Los hayedos eutrofos o mesoeutrofos (*Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*) suelen situarse en el piso montano (supratemplado), entre 800 y 1.450 m de altitud, sobre sustratos litológicos variados, en el subsector naviano-ancarense. Están poco representados en Galicia y ofrecen, generalmente, una elevada diversidad florística.

Más hacia el interior de la provincia lucense, en el monte de A Marronda (Baleira) y en otros del limítrofe municipio de A Fonsagrada, en los pisos colino y montano inferior (mesotemplado), sobre sustrato silíceo y en ombroclima hiperhúmedo, se asientan bosques oligotrofos de robles con hayas (*Blechno spicanti-Quercetum roboris* subasos. *fagetosum sylvaticae*).

Estos bosques gallegos de hayas tienen carácter marginal, al encontrarse en el límite occidental del área de la especie, por lo que, como ya hemos puesto de manifiesto, no suelen presentar las características típicas de los hayedos, mostrando ecotonías con las robledas colindantes. Es frecuente que acompañen al haya otras especies arbóreas o arbustivas como tejos (*Taxus baccata*), robles albares (*Quercus petraea*), robles pedunculados (*Quercus robur*), híbridos de los

dos anteriores (*Quercus x rosacea*), abedules (*Betula alba*), serbales de cazadores (*Sorbus aucuparia*), arces sicomoros (*Acer pseudoplatanus*), olmos (*Ulmus glabra*), cerezos silvestres (*Prunus avium*), avellanos (*Corylus avellana*) o acebos (*Ilex aquifolium*).

Su escasa representación en Galicia y su carácter finícola confieren a estos bosques gran importancia corológica y ecológica, lo que, unido a su diversidad florística, los hace merecedores de ser considerados de forma prioritaria en los programas de conservación de los ecosistemas arbolados gallegos.

Las etapas seriales comienzan con piornales que, además de piorno (*Genista florida*), llevan brezo blanco (*Erica arborea*) y helecho común (*Pteridium aquilinum*). En etapas posteriores se forman matorrales de urce mora (*Erica australis*) y carquesia (*Pterospartum tridentatum*).

### *Abedulares*

El abedul (*Betula alba*) es un hermoso árbol de altura modesta, 15-20 m, que matiza el paisaje de amplias áreas de Galicia. Es una especie frugal, acidófila, heliófila y pirofita, amante de la humedad edáfica y tolerante con el frío, que puede superar los 1.600 m de altitud.

Se extiende en Galicia por unas 25.000 ha, considerando las masas en las que domina y las mezclas con otros árboles. Se puede encontrar en la mayor parte del territorio, salvo en las zonas con importante influencia mediterránea (Rías Baixas, valles de los ríos Miño y Sil). Sin embargo, sólo forma masas de cierta entidad a partir de los 400-500 m de altitud, en algunos casos como etapas de sustitución de otros bosques –robledas, alisedas, hayedos–, pero también pueden ser formaciones climácicas, en las zonas montañosas orientales por ejemplo.

Los abedulares umbrófilos orocantábricos (*Luzulo henriquesii-Betuletum celtibericae*) constituyen el límite altitudinal de la vegetación arbórea en las vertientes umbrosas de los principales macizos montañosos de Galicia (Os Ancares, O Cebreiro, O Courel, Airibio, Pena Trevinca, Manzaneda, O Xurés), situándose en los pisos montano alto (supratemplado) y supramediterráneo, entre los 1.200 y 1.700 m de altitud, en ombroclima hiperhúmedo y, preferentemente, en exposición norte, por encima de las robledas de roble peciolado y roble pedunculado, de los hayedos y de los rebollares eurosiberianos, y por debajo de los enebrales rastreros. En el estrato arbóreo domina el abedul, acompañado con frecuencia del serbal de cazadores (*Sorbus aucuparia*), avellano (*Corylus avellana*), tejo (*Taxus baccata*), arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*), acebo (*Ilex aquifolium*), cerezo silvestre (*Prunus avium*) y olmo (*Ulmus glabra*).

En zonas más bajas que los abedulares climácicos se encuentran los abedulares seriales o de sustitución, de origen antrópico. Generalmente ocupan escasa su-

perficie, pero son frecuentes en Galicia, tanto en el sector galaico-asturiano como en el galaico-portugués. Son bosques acidófilos, de los pisos colino y montano (termotemplado y mesotemplado), en ombroclimas húmedo e hiperhúmedo, que suelen sustituir a las robledas de roble pedunculado o roble peciolado cuando éstas son taladas o alcanzadas por los incendios, ya que el abedul, especie heliófila y pirofita, coloniza en esos casos el terreno antes de que los robles se puedan reinstalar. En los pisos colino y montano (termotemplado, mesotemplado) encontramos abedulares seriales que sustituyen a robledas de roble pedunculado, constituyendo variantes de abedular de las comunidades de robledal: *Blechno spicanti-Quercetum roboris* en el sector galaico-asturiano y *Myrtillo-Quercetum roboris* en los subsectores lucense y xuresiano-queixense del sector galaico-portugués. En esas variantes domina el abedul, pero son frecuentes las especies características de los robledales. En los mismos pisos aparecen también abedulares edafohigrófilos, comunidades que caracterizan el paisaje de amplias zonas de A Terra Chá lucense y que se consideran variantes de robledales-alisedas que aún no se han caracterizado y tipificado con detalle; suelen acompañar al abedul en estas formaciones arraclaras (*Frangula alnus*), sauces (*Salix atrocinerea*), robles pedunculados (*Quercus robur*), acebos (*Ilex aquifolium*) y castaños (*Castanea sativa*). En las montañas del naciente lucense, en el piso altimontano (supratemplado) y ombroclima hiperhúmedo, en el marco del sector laciano-ancarense del sector orocantábrico, se instalan abedulares de sustitución del roble peciolado (variante de *Linario triornithophorae-Quercetum petraeae*), aunque a veces, en esas circunstancias mesológicas, los abedulares antrópicos también pueden significar etapas previas a los hayedos eutrofos (*Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae*); acompañan a los abedules en estas comunidades robles auriculados (*Quercus robur*), robles peciolados (*Quercus petraea*), el cruce de los dos robles (*Quercus x rosacea*), serbales de cazadores (*Sorbus aucuparia*), acebos (*Ilex aquifolium*), rebollos (*Quercus pyrenaica*), arces sicomoros (*Acer pseudoplatanus*) y avellanos (*Corylus avellana*).

Los matorrales de sustitución de los abedulares, tanto climácicos como seriales, son piornales o escobonales, brezales y queirogales.

#### *Avellanedas y otros bosques pluriespecíficos*

El avellano (*Corylus avellana*) alcanza talla de pequeño árbol, 8-10 m, y vive de forma espontánea en casi toda Europa y en Asia Menor. En España abunda en el norte, desde Galicia hasta los Pirineos, adentrándose en la región mediterránea a través de los sistemas montañosos Ibérico y Central. Especie de media luz, puede vivir en el sotobosque de otros bosques –robledas, sotos de cas-



taños, hayedos y abedulares, por ejemplo-, llegando a ser dominante tras la degradación de éstos. Vive desde el nivel del mar hasta los 1.500 m de altitud, sobre suelos sueltos y frescos, silíceos o calcáreos, en áreas de abundantes lluvias, y puede constituir vegetación climácica en localidades de difícil topografía, como las vaguadas y barrancos de pronunciada pendiente.

En el extremo occidental de la Cordillera Cantábrica, en sus estribaciones galaicas sobre todo (Os Ancares, O Courel, O Invernadeiro, Trevinca), encontramos manifestaciones de la avellaneda acidófila orocantábrica y ourensano-sanabriense, comunidad relacionada con los hayedos eutrofos que se instala en los pisos montano (mesotemplado y supratemplado) y supramediterráneo, entre 700 y 1.600 m de altitud, en ombroclima húmedo o hiperhúmedo, siempre en zonas con lluvia estival. Son las avellanedas ancarense, que se sitúan preferentemente en valles fértiles, barrancos y vaguadas, en exposición umbría, sobre laderas con pronunciada inclinación. Estas comunidades tienen gran importancia protectora, ecológica y paisajística, y su grado de conservación es aceptable, ya que se manifiestan en localidades con elevada humedad edáfica y ambiental, por lo que no suelen ser afectadas por los incendios forestales; además, los avellanos no alcanzan normalmente dimensiones que permitan un aprovechamiento maderero y la inclinación del terreno es un factor limitante para posibles usos agroganaderos alternativos. Son agrupaciones vegetales cerradas y densas, con elevada diversidad florística, ya que su sotobosque es de los más ricos y diversos. En el estrato arbóreo domina el avellano, acompañado de abedules (*Betula alba*), acebos (*Ilex aquifolium*), arces sicomoros (*Acer pseudoplatanus*), fresnos eurosiberianos (*Fraxinus excelsior*), olmos (*Ulmus glabra*), tejos (*Taxus baccata*), serbales de cazadores (*Sorbus aucuparia*) o sauces (*Salix caprea*).

En tierras fértiles y preferentemente calcáreas de Galicia, en los pisos colino y montano inferior (termotemplado y mesotemplado), entre 500 y 950 m de altitud, aparece una avellaneda neutro-basófila orocantábrica, galaico-asturiana y galaico portuguesa (*Omphalodo nitidae-Coryletum avellanae*). Estas avellanedas son en realidad bosques pluriespecíficos de elevada diversidad, con estructura cerrada y cobertura total, que ocupan actualmente escasa superficie, ya que sobre sus fértiles suelos se asientan prados y cultivos agrícolas. Los fresnos eurosiberianos (*Fraxinus excelsior*) y los arces sicomoros (*Acer pseudoplatanus*) son compañeros frecuentes del avellano, además de especies más termófilas, como el espino albar (*Crataegus monogyna*). Estas avellanedas se relacionan también, en algunos casos, con la comunidad *Blechno spicanti-Quercetum roboris* subas. *pulmonarietosum longifoliae*.

Un bosque pluriespecífico orocantábrico y galaico-asturiano, escasamente representado en el piso montano (mesotemplado y supratemplado), de estruc-

tura similar a las avellanedas meso-eutróficas que acabamos de describir, es una comunidad de arce (*Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani*), arboleda oligotrófica y acidófila que aparece en Os Ancares entre 700 y 1.200 m de altitud. En el estrato arbóreo domina el arce sicomoro (*Acer pseudoplatanus*), aunque en mezcla con otras especies, y el sotobosque está tapizado por un césped de *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*.

### Bosques subesclerófilos marcescentifolios

Los árboles de hojas caedizas marcescentes –que permanecen secas en las ramas desde el otoño hasta la siguiente primavera, cuando brotan las nuevas– representan, a veces, una transición entre las especies caducifolias mesófilas atlánticas, los robles por ejemplo, y las perennifolias esclerófilas mediterráneas, como las encinas o carrascas y los alcornoques.

Muy escasa es la representación gallega de especies como el arce de Montpellier (*Acer monspessulanum*) y el quejigo (*Quercus faginea*), por lo que los genuinos bosques marcescentifolios gallegos son los rebollares, en los que domina el rebollo o melojo (*Quercus pyrenaica*), árbol frecuente en la mayor parte del territorio gallego, en el que ocupa más de 100.000 ha, aunque solamente se suelen ver masas de superficie apreciable en la provincia de Ourense y en el sur de la de Lugo. Es un árbol estolonífero, silicícola y de talla no muy elevada, 20-25 m, resistente al frío y a la sequía, tolerante con la continentalidad climática, que tiene su óptimo altitudinal en nuestra tierra entre los 500 y los 1.300 m, aunque asciende a mayores cotas y desciende hasta el nivel del mar. La intervención antrópica fue muy importante en estos bosques, fundamentalmente la extracción de madera y leñas, el pastoreo, el carboneo, el fuego e incluso su sustitución por cultivos agrícolas, pastizales, sotos de castaños y otras plantaciones forestales. El resultado es una merma considerable de su superficie en relación con la potencial y la presencia de numerosos rodales de monte bajo procedentes de brotes de cepa y raíz, difícilmente penetrables debido a su alta densidad.

Los rebollares orocantábricos y galaico asturianos septentrionales son los melojares eurosiberianos (*Linario trriornithophorae-Quercetum pyrenaicae*), comunidades climácicas y acidófilas de los pisos colino superior y, sobre todo, montano (mesotemplado y supratemplado), en ombroclimas subhúmedo, húmedo e incluso hiperhúmedo, sobre suelos secos. Son frecuentes en las sierras de Os Ancares y O Courel, entre 600 y 1.100 m de altitud, aunque pueden ascender hasta 1.300 m en las solanas y descender hasta los 350 m en el

valle del Navia. Son bosques cerrados y de talla media (10-20 m), que se sitúan por debajo de los abedulares climácicos y de los hayedos silicícolas. La *fraga* de Vilarello, en Os Ancares, una de las de mayor extensión de Galicia, es un buen ejemplo de esta comunidad. Aunque domina el rebollo, suelen estar presentes el roble pedunculado (*Quercus robur*), y el híbrido entre ambos (*Quercus x andegavensis*), además de *Quercus petraea* y *Quercus x rasacea*. La presencia de los robles se explica porque el clima es atlántico, aunque con una cierta aridez estival que favorece la entrada del rebollo. En las localidades más altas, por encima de los 1.000 m, la presencia del abedul (*Betula alba*) señala el tránsito hacia los abedulares climácicos montanos orocantábricos. En latitudes más bajas se incorporan especies termófilas, como el madroño (*Arbutus unedo*), el laurel (*Laurus nobilis*) y el espino albar (*Crataegus monogyna*). Piornales, escobonales de flor blanca, codesales, brezales de urce mora, carquesiales y queirogales son las principales etapas fructuosas de sustitución.

En el sureste de la provincia de Lugo y en el naciente de la de Ourense se desarrolla un rebollar mediterráneo (*Holco mollii-Quercetum pyrenaicae*), frecuente en comarcas como Val de Lemos, A Limia y Monterrei. Es típico de localidades frías y húmedas, en terrenos ácidos, en los pisos mesomediterráneo y supramediterráneo, en ombroclima húmedo, pero con influencia atlántica notable. Estos rebollares tienen su lugar óptimo entre (400) 500 y 1.300 (1.500) m de altitud, sobre sustratos de naturaleza ácida o de rocas calizas lixiviadas, en orientaciones y pendientes diversas. En esta comunidad suelen faltar los robles atlánticos y entran elementos submediterráneos, como la escoba de flor blanca (*Cytisus multiflorus*), el rusco (*Ruscus aculeatus*), la rubia (*Rubia perigrina*) o el orégano (*Origanum virens*). En cotas bajas –desciende hasta los 150 m cerca de la capital ourensana– se incorporan estirpes termófilas, como el madroño (*Arbutus unedo*), el laurel (*Laurus nobilis*) y el alcornoque (*Quercus suber*).

En los valles de los ríos Sil y Miño y de algunos de sus afluentes, entre 600 y 1.200 m de altitud, encontramos el rebollar ourensano y berciano (*Genista falcatae-Quercetum pyrenaicae*), que también significa una incursión de vegetación mediterránea hacia tierras eurosiberianas, pues en esos encajados valles fluviales un especial microclima facilita la expansión hacia occidente de las comunidades mediterráneas. Estos bosques supramediterráneos aparecen en localidades cálidas y secas de ombroclima subhúmedo, por encima de los carrascales galaico-leoneses. Desde el punto de vista florístico, hay que resaltar, en comparación con otros rebollares, la desaparición de los elementos atlánticos y la presencia de la mata leguminosa espinosa *Genista falcata*. Viñas, castaños, prados y otros cultivos agrícolas se establecieron en su territorio, reduciendo considerablemente su área.

## Bosques esclerófilos

Los árboles planifolios de hojas perennes y duras –encinas, carrascas, alcornoques–, típicos de climas áridos, están ampliamente representados en la región florística mediterránea y alcanzan el dominio eurosiberiano. En algunos casos, se trata de enclaves relicticos que permanecieron desde períodos interglaciares o postglaciares en los que el clima del norte de España era más adecuado a las exigencias de estas especies. Otras veces, representan incursiones de vegetación mediterránea hacia el territorio eurosiberiano, en áreas de transición o en localidades de peculiares circunstancias climáticas, debido a la especial fisiografía del terreno.

Estos bosques tienen en Galicia escasa importancia cuantitativa, pero son formaciones de elevado valor ecológico y corológico. La encina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*) se ha citado de alguna localidad gallega, pero sin formar rodales o masas y el olivo (*Olea europaea*) tiene actualmente una presencia muy discreta en nuestra tierra y, casi con seguridad, ligada al cultivo, por lo que los bosques esclerófilos que llegan a Galicia son fundamentalmente los carrascales y los alcornoques.

### *Carrascales o encinares*

La carrasca o encina de bellotas dulces (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) es un árbol corpulento, pero que aparece con frecuencia como una mata arbustiva procedente de brotes de cepa. Es una especie de temperamentos robusto, resistente al frío y al calor, a la sequía y a la continentalidad climática, que puede vivir sobre sustrato silíceo y calcáreo. Es la encina del sur, centro y oeste de la península Ibérica, desde el nivel del mar hasta los 2.000 m de altitud.

Los carrascales eurosiberianos orocantábricos (*Genisto falcatae-Quercetum rotundifoliae*) son bosques edafoxerófilos, relictos posiblemente de épocas interglaciares o postglaciares más xéricas que las actuales, que aparecen sobre sustratos calcáreos y en exposición sur en algunas comarcas del oriente lucense, como en Cruzul (Becerreá) y en la Serra do Courel. Son comunidades muy degradadas, arbustivas, de 2 a 5 m de altura, con las carrascas ramificadas desde la base en numerosos brotes de cepa, consecuencia de las talas, incendios forestales y tratamientos regresivos para aprovechamiento de leña, carbón vegetal y pastos. Se desarrollan en suelos pedregosos y bien drenados, en laderas con inclinación pronunciada, en los pisos colino y montano (mesotemplado y supratemplado), entre 500 y 1.400 m de altitud, en ombroclima húmedo o hiperhúmedo. En el estrato superior domina la carrasca, acompañada de endrinos (*Prunus*

*spinosa*), arraclaranes (*Frangula alnus*), acebos (*Ilex aquifolium*) y otras especies leñosas y herbáceas, entre ellas varias orquídeas. La conservación de estas comunidades vegetales tiene gran interés dado su carácter relictico, pues si se destruyen, difícilmente se reconstruirán por sí mismas, al encontrarse fuera de su hábitat óptimo, que se ubica en la región mediterránea.

Algunos carrascales típicamente mediterráneos se acercan también a Galicia. Tal es el caso de la comunidad silicícola ourensana y berciana *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*, mesomediterránea y supramediterránea, de ombroclima subhúmedo, que penetra en la provincia de Ourense por el Valle del Sil, situándose entre 300 y 1.100 m de altitud. Acompañan a la carrasca en estos bosques estirpes termófilas, como el espino albar (*Crataegus monogyna*), el madroño (*Arbutus unedo*), la cornicabra (*Pistacia terebinthus*), las jaras (*Cistus ladanifer*, *C. populifolius*), la rubia (*Rubia peregrina*), el tomillo (*Thymus mastichina*) y el orégano (*Origanum virens*).

#### Alcornocales

El alcornoque (*Quercus suber*) es un árbol longevo que mide de 20 a 25 m de altura, silicícola y más termófilo y menos xerófilo que las encinas y carrasas. Es una especie de media luz, ampliamente representada en el territorio español incluido en la región florística mediterránea, entre el nivel del mar y los 1.000 m de altitud. Alcanza el sur y naciente de Galicia (valles de los ríos Miño, Ulla y Sil fundamentalmente). Los alcornoques no son muy abundantes en nuestra tierra, pero están más extendidos que los carrascales y pueden encontrarse en las cuatro provincias.

Algunas comunidades eurosiberianas de alcornoque se subordinan a otras agrupaciones ya citadas. Así, por ejemplo, los alcornocales del suroeste de Galicia, en altitudes bajas de las cuencas del Miño, Umia, Ulla y Tambre, suelen relacionarse con las robledas de roble pedunculado con rusco (*Rusco aculeati-Quercetum roboris* subas. *quercetosum suberis*).

Por el valle del Sil, en la provincia ourensana, en altitudes inferiores a 500 m, penetra en Galicia un alcornocal mesomediterráneo de ombroclima subhúmedo (*Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* subas. *quercetosum suberis*), comunidad silicícola y termófila que muestra preferencia por instalarse orientada hacia el sur.

Los alcornocales del Navia, en la comarca de Negueira de Muñiz por ejemplo, pueden relacionarse con la comunidad mediterránea y orocantábrica *Physopermo cornubiense-Quercetum suberis* y con la asociación de arraclán y madroño (*Franguloalni-Arbutetum unedonis* subas. *quercetosum suberis*).

En estos bosques, muy extendidos por el hombre debido a la utilidad del corcho, son frecuentes, además del alcornoque, otras estirpes más o menos termófilas, como el madroño (*Arbutus unedo*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) o lavanda (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*). En general son formaciones abiertas y muy alteradas por la acción antrópica.

### **Bosques laurifolios**

Algunas especies frondosas de hoja perenne lauroide, como el laurel (*Laurus nobilis*), el madroño (*Arbutus unedo*) y el loro (*Prunus lusitanica*) viven en Galicia y, a veces, forman bosques o matorrales arbustivos, con distintos significados, que, en algún caso, pueden interpretarse como relictos de la laurisilva tropical o subtropical que cubrió, durante el período final de la era terciaria, una parte importante del territorio que hoy llamamos Galicia, tal como atestiguan los restos fósiles.

#### **Bosques de laurel común**

El laurel común (*Laurus nobilis*) no suele formar masas puras en Galicia; en el piso colino (termotemplado) aparece mezclado con robles, madroños, alcornoques, pinos y eucaliptos. En el litoral de la Galicia septentrional caracteriza a las robledas termocolinas o termotempladas (*Blechno spicanti-Quercetum roboris* subas. *lauretosum nobilis*).

En la ría de Arousa, en la isla de Cortegada, se conserva uno de los pocos bosquetes de laurel que hay en la península Ibérica en la actualidad. Es una formación de 10-12 m de altura con una cobertura del suelo superior al 90%. Aunque el microclima del sotobosque es húmedo y con temperaturas suaves, la diversidad de especies vasculares en los estratos inferiores es muy reducida, apareciendo solamente la hiedra (*Hedera helix*), lo que puede explicarse por la elevada cobertura del estrato arbóreo perennifolio y por el alto contenido en aceites esenciales del humus de la laurácea. Es un bosque bien conservado, debido a que hace muchos años que la isla está deshabitada, por lo que se abandonaron los cultivos y cesaron los incendios forestales.

#### *Madroñales*

El madroño (*Arbutus unedo*) es una ericácea termófila, frecuente en el sur y el naciente gallego.

En el naciente y sureste de Galicia, en los niveles altitudinales inferiores de los valles fluviales, entre 200 y 600 m de altitud, en ombroclima subhúmedo, se encuentra un matorral arbustivo de madroños ourensano, berciano y maragato-sanabriense (*Erico scopariae-Arbutetum unedonis*), de cobertura elevada. Acompañan al madroño cornicacabras (*Pistacia terebinthus*), brezos (*Erica arborea*, *Erica scoparia*, *Erica australis*), retama loca (*Osyris alba*), jara pringosa (*Cistus ladanifer*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) y otras especies termófilas. La presencia frecuente de pies de carrasca (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) y alcornoque (*Quercus suber*) señala el significado preforestal o serial de estos madroñales mediterráneos.

En los sectores galaico-asturiano y naviano-ancarense, en altitudes bajas y en ambientes climáticos de cierta mediterraneidad, generalmente en valles fluviales, se desarrollan madroñales seriales derivados de los rebollares, algunos de los cuales podrían relacionarse con la asociación *Frangulo alni-Arbutetum unedonis*, en la que entran, además del madroño, el brezo blanco (*Erica arborea*) y el arraclán (*Frangula alnus*).

Algunos madroñales pueden ser de origen artificial, ya que la madera del madroño es un buen combustible y fue muy apreciada para elaborar carbón vegetal destinado a las fraguas y cerámicas, por lo que se hicieron plantaciones con esta especie. Esa puede ser la razón de la existencia de un madroñal de gran talla en las proximidades de Sargadelos, localidad en la que, a finales del siglo XVIII, el conde de Sargadelos estableció la primera industria siderúrgica gallega.

Las acebedas o acebales son comunidades fisonómicamente parecidas a las que acabamos de describir. La tala de abedulares y otros bosques climáticos montanos orocantábricos puede conducir al dominio del acebo (*Ilex aquifolium*), formándose así las acebedas, bosques perennifolios orocantábricos de talla baja, 5-12 m, y estructura muy cerrada, cuya caracterización fitosociológica es necesario estudiar con detalle. Se instalan en los pisos montano (supratemplado) y supramediterráneo, sobre todo en la parte oriental de las provincias de Lugo y Ourense (subsectores naviano-ancarense, xuresiano-queixense y maragato-sanabriense), situándose por encima de los 1.000 m de altitud, en laderas muy inclinadas de exposición umbría preferentemente, sobre sustratos silíceos, en ombroclima hiperhúmedo. Domina el acebo, pero puede estar acompañado por especies típicas de los abedulares montanos climáticos orocantábricos y de otros bosques de esos ambientes corológicos y ecológicos.

Las acebedas son formaciones singulares de gran hermosura y de extraordinaria importancia ecológica, ya que durante el invierno muchos animales silvestres y domésticos huyen de los campos nevados y buscan protección y ali-



mento en estos bosques o bosquetes, en los que también encuentran frescura en las horas del sesteo estival. En Os Ancares, O Invernadeiro y Pena Trevinca se conservan buenas representaciones de estas comunidades.

### Bosques aciculifolios: tejedas

El tejo (*Taxus baccata*) tiene un área amplia en Galicia, desde el Golfo Ártabro hasta la Serra do Xurés; se extiende, además, hacia el naciente, entrando en diversos tipos de bosques y convirtiéndose a veces en especie dominante del dosel arbóreo, formando rodales, como sucede en el Regato do Penedo (Casaio, Pena Trevinca, Carballeda de Valdeorras), donde se encuentra un bosque de varios centenares de tejos que se interpreta como un relicto de vegetación, posiblemente de la era terciaria, cuando esas gimnoespermas eran más abundantes que en la actualidad. El Teixedal de Casaio, de relevante interés ecológico y corológico, está amenazado por los incendios forestales, las industrias de extracción de pizarra y la propia inestabilidad del barranco sobre el que se asienta, por lo que demanda urgentes medidas protectoras.

Este bosque presenta una composición florística cercana a la de las avellanadas eurosiberianas y supramediterráneas, de carácter serial y vinculadas a los hayedos, pues además del tejo aparecen acebos, avellanos, serbal de cazadores y fresno eurosiberiano, en el estrato superior, y en los inferiores especies herbáceas esciófilas, como *Polystichum setiferum*, *Melica uniflora*, *Galium odoratum*, *Luzula henriquesii*, *Saxifraga spathularis*, *Dryopteris filix-mas*, *Poa nemoralis*, *Sanicula europaea* o *Mycelis muralis*, entre otras.

### Bosques de ribera: ripisilvas

Las elevadas precipitaciones y la accidentada fisiografía de Galicia propician la existencia de numerosos cursos superficiales de agua en forma de ríos, más o menos caudalosos, y regatos. En las riberas de estos cursos de agua, y también en algunas zonas inundadas periódica o permanentemente, se instalan comunidades vegetales características, las galerías arbóreas o ripisilvas, que son bosques azonales, independientes en mayor o menor grado del clima, de significación edafohigrófila y de notable importancia paisajística y ecológica.

Estas formaciones fieles a los cursos de agua regulan la temperatura y luminosidad de las aguas, diversifican el paisaje y matizan su textura, proporcionan refugio y alimento para la fauna acuática, anfibia y terrestre, son corredores que intercomunican ecosistemas, contribuyendo a conservar la biodiversidad,

y actúan como filtros verdes que limitan la llegada a los cauces de aguas contaminadas y arrastres sólidos. A pesar de su importancia, se talaron en muchas ocasiones, aprovechando sus fértiles suelos para instalar cultivos agrícolas y repoblaciones forestales con chopos y otras especies, o favoreciendo su sustitución por prados seminaturales de siega, tan frecuentes y abundantes en toda Galicia. Otras causas de degradación de estos bosques son su fragmentación, la canalización de los cauces, la construcción de embalses, la extracción de aguas subterráneas, la repoblación de las cuencas alterando los caudales, el ajardinamiento para uso social, la urbanización y asentamientos industriales, la extracción de áridos y los vertidos contaminantes.

Los bosques de ribera ocupan unas 25.000 ha en Galicia; los más representados son las alisedas, en las que la especie dominante suele ser el aliso (*Alnus glutinosa*), árbol silícicola que abunda entre el nivel del mar y los 1.000 m de altitud. Muestra preferencia por las riberas de los ríos, y tolera un encharcamiento permanente de su sistema radical. Puede vivir en terrenos muy pobres y sin materia orgánica, debido a la asociación de simbiosis con actinomicetos que se instalan en nódulos de sus raíces y pueden fijar hasta 300 kg de nitrógeno atmosférico por ha y año.

En el centro, sur y poniente de Galicia, preferentemente en el piso colino (termotemplado y mesotemplado) y en ombroclimas húmedo e hiperhúmedo, tiene su óptimo la aliseda galaico-portuguesa (*Senecioni bayonensis-Alnetum glutinosae*). Denotan la influencia mediterránea la presencia del fresno mediterráneo (*Fraxinus angustifolia*) y la rareza del abedul (*Betula alba*). Frecuentes son también el arraclán (*Frangula alnus*), el sauce común (*Salix atrocinerea*) y el saúco (*Sambucus nigra*). En el estrato herbáceo, de cobertura elevada, abundan los geófitos, muchos helechos entre ellos, hemicriptófitos y megaforbios.

Las alisedas galaico-asturianas y orocantábricas con valeriana (*Valeriano pyrenaicae-Alnetum glutinosae*) son frecuentes en el norte y noreste de Galicia, en los pisos colino y montano (termotemplado y mesotemplado), hasta 1.000 m de altitud, en ombroclimas húmedo e hiperhúmedo. En el estrato arbóreo el aliso está acompañado por olmos (*Ulmus glabra*), abedules (*Betula alba*), avellanos (*Corylus avellana*), sauces (*Salix atrocinerea*), fresnos eurosiberianos (*Fraxinus excelsior*), arraclanes (*Frangula alnus*) y arces sicomoros (*Acer pseudoplatanus*). En los valles de la cuenca del río Navia aumenta la influencia mediterránea y se diferencia la subasociación *fraxinetosum angustifoliae*, con fresnos mediterráneos (*Fraxinus angustifolia*) y salguera con hoja de salvia (*Salix salviifolia*).

En las Fragas do Eume, en el tramo bajo de este río, en cotas inferiores a los 250 m, entran en estas comunidades, en zonas de transición entre las mismas

y las robledas galaico-asturianas, algunos helechos macaronésicos (*Culcita macrocarpa*, *Woodwardia radicans*, *Davallia canariensis*, *Hymenophyllum tunbri-gense*). Estas *fragas*, que en el mes de agosto de 1997 se declararon espacio protegido con la categoría de parque natural, constituyen un entorno de gran importancia ecológica, corológica y paisajística, punto de encuentro de los mundos eurosiberiano y mediterráneo, refugio singular de algunas especies vegetales subtropicales de las que abundaron en la era terciaria.

En el sur y naciente de la provincia ourensana, en los pisos meso y supra-mediterráneo, en ombroclimas subhúmedo y húmedo se ha citado la presencia de la asociación mediterránea *Galio broteriani-Alnetum glutinoseae*, en los subsectores ourensano, berciano y maragato-sanabriense, situándose entre bloques de granito en las orillas de los ríos e incluyendo como especie característica *Galium broterianum*, estirpe endémica del oeste de la península Ibérica.

Las alisedas de zonas palustres del centro, norte y parte occidental de Galicia (A Terra Chá, A Limia, Gándaras de Budiño y desembocadura de los ríos que vierten a las Rías Baixas) se incluyen en la asociación *Carici lusitanicae-Alnetum glutinosae*, comunidad de suelos orgánicos permanentemente cubiertos por aguas poco oxigenadas. En estas alisedas son frecuentes, además del aliso, los sauces (*Salix atrocinerea*, *S. aurita*), helecho real (*Osmunda regalis*) y diversas cárices (*Carex paniculata* subsp. *lusitanica*, *C. pendula*).

La aliseda con escrofularia (*Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*) también puede ser frecuente en las ripisilvas gallegas, aunque hasta el presente no se ha citado su presencia en Galicia.

En los territorios supratemplados laciano-ancarenses, los bosques riparios de la asociación *Festuco giganteae-fracinetum excelsioris* carecen de alisos y pasan a estar dominados por el fresno común, arces, avellanos y sauces (*Salix atrocinerea*, *S. caprea*), aunque puntualmente pueden encontrarse olmos de montaña (*Ulmus glabra*), robles (*Quercus petraea*) o hayas. En los estratos inferiores crecen numerosas especies nemorales, entre las que figuran *Carex remota*, *Festuca gigantea*, *Polystichum setiferum*, *Athyrium filix-femina*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Scrophularia alpestris*, *Hypericum androsaemum*, *Luzula henriquesii* y *Saxifraga spathularis*.

Las alisedas y fresnedas son de las comunidades más ricas en especies, entre las presentes en Galicia y, con frecuencia, actúan como fuente de colonización (recolonización) para muchas plantas de carácter mesohigrófilo.

En las ripisilvas del naciente gallego (Valdeorras, Val de Lemos) se desarrolla una comunidad de olmos o negrillos (*Ulmus minor*), muy mermada en los últimos años debido a la incidencia de la enfermedad de los olmos conocida como grafiosis. Se sitúa entre las alisedas riparias y los rebollares o robledales, y se re-

laciona con la asociación *Aro cylindracei-Ulmetum minoris*, de clara influencia mediterránea.

En los valles de los Ancares, en cotas bajas y ambiente de mediterraneidad climática, se ha citado una saucedada de *Salix purpurea* y *S. salviifolia* (*Salicetum salviifoliae*).

En los márgenes de algunos ríos del nacimiento ourensano, entre Valdeorras y El Bierzo, en ambiente climático mediterráneo y sobre sustrato calcáreo, crece otra saucedada (*Salicetum angustifolio-salviifoliae*), en la que entran diversos sauces, como *Salix elaeagnos* subsp. *angustifolia*, *S. salviifolia*, *S. alba*, *S. atrocinerea* y *S. fragilis*.

Las zonas de transición entre las ripisilvas y los bosques zonales con los que contactan muestran singulares enclaves de ecotonía de elevado valor paisajístico y notable biodiversidad. Aunque de cara a su caracterización fitosociológica son necesarios estudios más profundos, ya se han citado algunas comunidades de saucedada-rebollar, en el valle del río Cabe (Terra de Lemos), y de aliseda-robleal de roble pedunculado, en distintas comarcas gallegas.

### **Masas arboladas de origen antrópico**

Los masas arboladas artificiales, creadas por el hombre a través de la repoblación forestal, que en mayor medida caracterizan el paisaje gallego son los castañales (*Castanea sativa*), los pinares de pino gallego (*Pinus pinaster*), pino insigné (*Pinus radiata*) y pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y los eucaliptales de eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*). Especies foráneas como la mimosa (*Acacia dealbata*) y la acacia negra (*Acacia melanoxylon*) no están tan extendidas pero matizan el escenario natural en los valles de los ríos Miño y Sil y en amplias áreas costeras, respectivamente. Otras especies de eucaliptos más resistentes al frío que el eucalipto blanco (*Eucalyptus nitens* sobre todo) se están utilizando en las repoblaciones de tierras del interior de Galicia y ya caracterizan en gran medida el paisaje de algunas comarcas, como A Terra Chá lucense. Menos impronta dejaron hasta el momento en el paisaje forestal gallego, debido a sus reducidas dimensiones, las plantaciones de otras especies, alóctonas y autóctonas, como el roble americano (*Quercus rubra*), el nogal negro (*Juglans nigra*), el chopo híbrido (*Populus x canadensis*), el abeto de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), el pino laricio (*Pinus nigra* var. *austriaca* y *corsicana*), los robles del país (*Quercus robur*, *Q. petraea*), el cerezo (*Prunus avium*), etc.

### *Castañales*

El castaño (*Castanea sativa*) ocupa en Galicia actualmente cerca de 50.000 ha, sobre todo en las montañas orientales, donde todavía es un elemento importante en el paisaje vegetal. Es un árbol de media sombra y resistente al frío, que medra entre el nivel del mar y algo más de 1.000 m de altitud, en cualquier orientación y sobre sustratos silíceos o calizos descalcificados, en suelos sueltos, húmedos, profundos y bastante fértiles; no tolera los compactos ni los encharcados. Puede alcanzar 35 m de talla y ser varias veces milenario; en Galicia hay ejemplares que son verdaderos monumentos vegetales. La hipótesis de que se trata de una especie originaria del Mediterráneo oriental muy difundida a través del cultivo e introducida en Galicia por los romanos se ha ido desechando, y hoy en día se acepta que los romanos lo dispersaron y diversificaron, introduciendo nuevas variedades, pero que ya existía en Galicia como especie autóctona cuando ellos llegaron.

Los castañales mansos son bosques monoespecíficos de origen artificial, constituidos por castaños injertados. Ocuparon en el pasado una superficie importante por toda Galicia, debido a que su madera, de buena calidad, es muy estimada y sus frutos, las castañas, fueron en el pasado base importante de la alimentación humana y del ganado doméstico. Estas plantaciones se establecieron casi siempre en tierras del dominio de otros bosques, robledas y rebollares sobre todo.

Hoy en día, las masas monoespecíficas de castaño son escasas, pero *Castanea sativa*, en sus formas bravas, está presente, en mezcla con otras especies arbóreas, en muchos bosques naturales gallegos. Dos son las razones fundamentales por las que muchos castañales desaparecieron: por una parte la expansión del cultivo de la patata a lo largo del siglo XVIII, tubérculo que fue sustituyendo poco a poco a la castaña en los hábitos alimenticios de los gallegos y, por otra, la expansión, especialmente desde la mitad del siglo pasado, de la enfermedad de la tinta, producida por los hongos *Phytophthora cambivora* y *Ph. cinnamomi*, que causaron grandes estragos, principalmente en los castañales de localidades con influencia oceánica, pues el clima cálido y húmedo favorece a los parásitos que causan la enfermedad.

Con el objetivo de mantener el cultivo del castaño, que sigue siendo una especie forestal de gran importancia económica, se obtuvieron híbridos resistentes a esa enfermedad. Se cruzó *Castanea sativa* con castaños chinos (*Castanea mollissima*) y del Japón (*Castanea crenata*) resistentes a la tinta. Estos castaños híbridos resisten la enfermedad y se multiplican vegetativamente –mediante acodo aéreo bajo o cultivo *in vitro*– ya que, cuando se reproducen sexualmente, en las sucesivas generaciones se va reduciendo la tasa de individuos resistentes. Des-

graciadamente se detectó ya en Galicia la presencia de otra enfermedad mortal del castaño, el chancro, producido por el hongo *Cryphonectria parasitica*, que afecta incluso a los híbridos resistentes a la tinta, enfermedad que también es muy difícil de controlar con éxito; actualmente se investiga la posible existencia de clones resistentes a ella.

En el naciente gallego (A Fonsagrada, Os Ancares, O Courel, O Incio, O Barco, A Rúa, Verín, A Gudiña, Riós, Viana do Bolo, etc.) todavía se conservan interesantes manifestaciones de castañaes, generalmente con árboles centenarios, mal conformados, trasmochados y con el tronco hueco, caracochas, que nos recuerdan con su porte señorial que son mudos testigos de un pasado mejor y que demandan los correspondientes tratamientos culturales y selvícolas. En algunas de las comarcas citadas es importante, actualmente, la dinámica de creación de nuevos castañaes, plantando patrones híbridos o francos con un amplio marco que luego se injertan con variedades productoras de castañas de calidad (calibre grande, facilidad de pelado, reducida tabicación), pensando en la demanda del mercado. En los castañaes gallegos aún existen decenas de variedades de castaño, diversidad genética que corre riesgo de perderse debido al actual abandono de la mayoría de estas masas y a que en los nuevos castañaes de fruto se utilizan solamente unos pocos cultivares. Es importante y urgente, en consecuencia, desde nuestro punto de vista, poner en marcha en Galicia un plan de conservación de recursos genéticos en relación con esta especie.

Los castañaes suelen ser comunidades muy antropizadas, con un estrato arbóreo en el que predomina el castaño, y con los estratos arbustivo y herbáceo periódicamente rozados para facilitar la recogida de las castañas, prácticas que alteran la estructura y composición florística del sotobosque y favorecen la formación de un tapiz herbáceo sobre el suelo y la entrada de especies ruderales. Con frecuencia aparecen brotes de robles, rebollos y abedules que intentan recuperar el terreno que les corresponde de acuerdo con las leyes naturales.

### *Pinares de pino gallego*

Algunos estudiosos de estos temas consideran que el pino gallego o pino del país (*Pinus pinaster*) encontró refugio en los periodos postglaciares en las comarcas costeras gallegas, permaneciendo hasta nuestros días. De ser así, hay que considerarlo como especie autóctona gallega. Otros consideran que desapareció como árbol espontáneo y fue reintroducido, a finales del siglo XVII o comienzos del XVIII, procedente de Portugal.

A lo largo del siglo XIX se incrementaron las repoblaciones forestales con esta especie, continuando a buen ritmo en el siglo actual. En un principio,

estas plantaciones fueron realizadas fundamentalmente por los propietarios de terrenos particulares; más tarde la administración forestal también utilizó con frecuencia este árbol para repoblar montes públicos y consorciados. La frugalidad y plasticidad de este pino, su excelente adaptación al medio gallego y su buena regeneración después del fuego, cuando los árboles superan los 15-20 años y producen semilla fértil, favorecieron la expansión de esta especie que, en la actualidad, es el árbol que ocupa mayor superficie en Galicia, en torno a medio millón de ha en masas puras y mezcladas, y el que caracteriza en mayor medida el paisaje agroforestal gallego. Unas dos terceras partes de estos pinares están en terrenos de propiedad particular, extendiéndose por toda la Comunidad Autónoma, desde el nivel del mar hasta los 1.000 m de altitud, aunque es más abundante en el poniente, en los subsectores compostelano y miñense del sector galaico-portugués.

#### *Pinares de pino insigne*

El pino insigne (*Pinus radiata*), también llamado pino americano, es originario de la Bahía de Monterrey, en California, y se introdujo en Galicia a mediados del siglo XIX. Es de crecimiento más rápido que el pino del país, pero también son mayores sus exigencias edáficas y sus problemas sanitarios, y menor su resistencia al frío. Se extiende por algo más de 60.000 ha gallegas, entre el nivel del mar y los 600 m de altitud fundamentalmente. Este pino y los eucaliptos son las especies más empleadas en los últimos años en la repoblación forestal en Galicia; es más frecuente en el norte y occidente de la región, subsectores galaico-asturiano septentrional, compostelano, lucense y miñense.

#### *Pinares de pino silvestre*

El pino silvestre (*Pinus sylvestris*) fue abundante en Galicia, como árbol autóctono, tras la última glaciación, y algunos ejemplares pudieron haber llegado hasta nuestros días, acantonados en algún refugio de las montañas gallegas, igual que sucede en la portuguesa Serra do Xurés. Pero este pino, especie frugal, microterma y que produce buena madera, se utilizó y sigue utilizándose en repoblaciones forestales en altitudes elevadas, por encima de los 800 ó 1.000 m, ocupando actualmente más de 60.000 ha en las montañas orientales (Os Ancares, O Courel, Manzaneda, O Invernadeiro, Trevinca) y del norte y sur de Galicia. Es un árbol de crecimiento más lento que los otros dos pinos citados, pero su madera es mejor, y también presenta una mayor calidad estética, por su porte esbelto, el contraste de su copa glauca y el color asalmonado de la parte superior del tronco.



### *Eucaliptales de eucalipto blanco*

Algunos estudiosos de la evolución histórica reciente del tapiz vegetal de Galicia atribuyen la introducción en territorio gallego del eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*) al fraile Rosendo Salvado, originario de Tui y evangelizador de Australia desde 1846. Otras fuentes consideran que este árbol llegó a nuestra tierra procedente del vecino país portugués.

A lo largo del siglo XX este eucalipto se convirtió en un árbol forestal de extraordinaria importancia en Galicia debido a su rusticidad, plasticidad y rápido crecimiento.

Las repoblaciones con eucaliptos se generalizaron en el norte de España a partir de mediados del siglo pasado, correspondiendo casi siempre la iniciativa a propietarios particulares de terrenos forestales. Hoy caracteriza el paisaje de amplias zonas de la orla costera gallega, ya que es una especie sensible a las heladas y no se desarrolla bien por encima de los 500 m de altitud, extendiéndose por los subsectores corológicos galaico-asturiano septentrional, compostelano y miñense, fundamentalmente. En masas puras y mezcladas, ocupa en la actualidad unas 300.000 ha. Muchas de las acusaciones que se hacen a estos árboles de causar daños irreversibles al medio natural en el que se desarrollan carecen de fundamento científico, según investigaciones llevadas a cabo en varios países; tal vez sus flancos más débiles en este sentido sean la erosión genética o merma de la biodiversidad y el paisaje monótono y oscuro que ofrecen las masas extensas de eucalipto, sobre todo si se compara con el colorido diverso y variable, con periodicidad estacional, del bosque caducifolio atlántico al que, según las normas de la naturaleza, le corresponde el dominio del territorio que actualmente ocupan muchos eucaliptales y pinares gallegos.

Las repoblaciones con pinos y eucaliptos suelen establecerse sobre comunidades heliófilas de matorral que permanecen durante mucho tiempo, sobre todo si el arbolado es de copa clara (pino del país, eucalipto) y deja llegar abundante luz al sotobosque. La estructura es un dosel arbóreo, monoespecífico y casi siempre coetáneo, sobre comunidades fruticasas de tojal-brezal.

### **Conservación de los bosques naturales**

Hoy parece existir una preferencia bastante generalizada por los bosques autóctonos, en lo que a la calidad del paisaje visual se refiere y, en el mismo contexto, se aprecia un cierto rechazo en diversos segmentos sociales hacia los bosques artificiales, especialmente hacia los eucaliptales. Desde un punto de

vista paisajístico, suele reconocerse una importante calidad en los componentes, formas, color y textura del bosque caducifolio atlántico; esta preferencia puede atribuirse también a una mayor fragilidad visual o menor capacidad de absorción visual, al mismo tiempo que a una gran dificultad de recuperación o cicatrización tras la agresión, es decir, una más alta tasa de irreversibilidad.

No debemos olvidar que muchos de nuestros bosques autóctonos fueron secularmente sobreexplotados y maltratados, y han sobrevivido en muchos casos en un estado precario que demanda una atención protectora y restauradora, entre otras razones, por su valor económico, estético y ecológico –sobre todo por su elevada diversidad genética–, constituyendo un patrimonio natural que nos está permitido disfrutar, pero que no debemos destruir y que estamos obligados moralmente a transmitir a las generaciones venideras enriquecido y mejorado, en ningún caso deteriorado de forma irreversible.

Entre las causas más relevantes del deterioro de nuestros bosques naturales podemos citar:

- La explotación forestal (madera, leñas, pastos, frutos) desde tiempos prehistóricos. Además, la extracción de madera de calidad para la construcción naval, traviesas de ferrocarril y elementos resistentes de viviendas, pazos, iglesias y monasterios mermaron cuantitativa y cualitativamente nuestros bosques naturales, ya que la tala de los mejores pies y la persistencia de los de peor porte forestal significan, por lo regular, una selección fenotípica negativa y regresiva.
- Los numerosos asentamientos humanos en un territorio con la población muy diseminada. La habilitación de terrenos para núcleos de población, cultivos agrícolas y áreas de pastoreo desde que, allá por el Neolítico, el hombre se hace sedentario y cambia su modo de vida, dejando de ser exclusivamente cazador y recolector para convertirse en agricultor y ganadero, se realizó muchas veces a costa de reducir la superficie de bosque. La incidencia sería mayor, obviamente, en los períodos en los que la tasa de crecimiento demográfico fue más elevada.
- Los incendios forestales, con frecuencia derivados del uso inadecuado del fuego, desde su descubrimiento por el hombre, con fines diversos, como la eliminación de la vegetación leñosa para despejar terrenos, el uso bélico o su utilización en prácticas culturales agrícolas y ganaderas.
- El desarrollo, a partir del siglo XVII, de industrias de siderurgia, cerámica y vidrio, que utilizaron maderas y leñas como combustibles.
- Las desamortizaciones del siglo XIX, especialmente las de Madoz y Mendizábal, llevaron montes arbolados que habían pertenecido a la Iglesia a

nuevos propietarios, los cuales, en muchos casos, hicieron frente al pago derivado de la compra con los beneficios obtenidos de la venta de la madera que contenían los predios adquiridos.

■ La necesidad, en la agricultura tradicional gallega, de amplias extensiones de monte raso como complemento de los terrenos agrícolas. Estas tierras de matorral eran amplios pastizales y proporcionaban leñas, fincas de cultivo de cereales en las cavadas o estivadas y esquilmes para la cama del ganado, que luego se transformaban en estiércol, principal fuente de nutrientes para los cultivos agrícolas.

■ Las enfermedades también han contribuido a mermar considerablemente el área de algunas especies arbóreas, destacando, desde este punto de vista, la incidencia de la enfermedad de la tinta, que ha reducido de forma considerable la presencia del castaño en el norte de España, como ya hemos señalado antes.

Estas circunstancias explican que Galicia alcanzara en el pasado un alto grado de deforestación. Según datos extraídos del Catastro del Marqués de la Ensenada, en 1752 solamente el 5% de la superficie de la provincia de Pontevedra presentaba cobertura arbolada, correspondiendo el 76% a robledas o *fragas*, el 10% a castañales, el 2% a pinares y el 12% restante a bosques riparios y a agrupaciones en las que entraban los árboles citados y otros. En el resto de Galicia la proporción de terreno arbolado también era muy baja, elevándose algo las tasas en las áreas de montaña de las provincias orientales, con menor presión demográfica y mayores dificultades, debido a la fisiografía, para el aprovechamiento de la madera y para el uso agrícola de muchos terrenos boscosos.

Desde las calendas del Catastro del Marqués de la Ensenada hasta nuestros días, la superficie arbolada gallega incrementó unas diez veces su área, lo que se debe fundamentalmente a la repoblación forestal con especies de rápido crecimiento (pinos y eucaliptos sobre todo), con mayor interés económico a corto plazo que las especies que componen nuestros bosques naturales. Según datos del Tercer Inventario Forestal Nacional (2000), los árboles autóctonos, incluyendo el castaño, ocupan en Galicia, en masas puras y en mezcla con pinos y eucaliptos, algo más de 400.000 ha, que representan el 32% del terreno arbolado, pero sólo la cuarta parte de esa superficie puede considerarse de bosque autóctono en aceptable estado de conservación.

Las especies arbóreas autóctonas de nuestra tierra tapizan, por lo tanto, actualmente, en torno a un 15% del territorio que les correspondería dominar en un reparto del manto vegetal de acuerdo con las leyes de la naturaleza. Cierto es que llegaron a nuestros días manifestaciones testimoniales de nues-

tros bosques autóctonos de considerable extensión, gran hermosura y notable importancia ecológica, corológica, paisajística y económica, pero tenemos que reconocer que se trata en general de comunidades que hay que calificar de seminaturales, pues casi siempre están modificadas en mayor o menor grado por la intervención humana.

Los bosques autóctonos gallegos fueron víctimas de un secular aprovechamiento abusivo, de una selección genética regresiva, de tratamientos culturales desafortunados y, en algunos casos, de las enfermedades. Pero la regresión de nuestros bosques naturales es en muchos casos cualitativa además de cuantitativa, en parte, porque el aprovechamiento selectivo de los mejores pies, junto con la elevada tasa de endogamia que se da entre las especies de frutos pesados (como los robles, castaños y hayas) pudieron conducir a una degradación genética que explicaría los fenotipos deficientes que se observan actualmente en muchas localidades. Las talas abusivas, los incendios forestales, las plagas y enfermedades, así como los tratamientos homogeneizantes y empobrecedores también contribuyeron al deterioro de muchos de nuestros bosques que sobrevivieron a los avatares históricos.

Aunque en los últimos años se aprecia un incremento considerable de la superficie ocupada por los árboles autóctonos gallegos, consecuencia más de la colonización natural al reducirse la superficie afectada por los incendios forestales que de la repoblación con esas especies, no debemos olvidar que los rodales de bosques autóctonos que llegaron a nuestros días merecen en muchos casos atención de conservación, que no tiene que ser incompatible con un moderado aprovechamiento forestal, aunque, en general, su productividad maderera es baja y de calidad deficiente. Por tanto, si Galicia quiere incrementar la producción de madera de calidad de frondosas, tendrá que apostar de forma decidida por la repoblación forestal con esos árboles, ya que las medidas actuales no parecen ser suficientemente motivadoras, y por una mayor atención a los bosques naturales. En este sentido, son del mayor interés algunas medidas emprendidas por la administración forestal autonómica, como la mejora genética de nuestras especies arbóreas autóctonas o los incentivos a los tratamientos culturales y selvícolas en los bosques formados por esas especies.

La presencia actual de bosques autóctonos en aceptable estado de conservación es limitada en nuestra tierra, como ya hemos puesto de manifiesto, y en muchos casos se trata de ecosistemas amenazados por razones diversas, por lo que urge la protección de al menos una representación significativa de estas agrupaciones vegetales.

En líneas generales, la información disponible nos permite concluir que es aún insuficiente el grado de representatividad y el nivel de conservación de los

bosques naturales incluidos en las áreas gallegas acogidas a la figura de protección denominada «parque natural», aunque la reciente creación de un parque natural en el naciente ourensano (Serra da Enciña de Lastra) mejoró la situación al incorporar representación del bosque esclerófilo mediterráneo gallego. En consecuencia, en el caso de ampliar el número de espacios protegidos, sería conveniente analizar previamente la situación actual, con el fin de garantizar la persistencia de todos los tipos de bosques autóctonos que todavía existen en Galicia.

La Directiva 92/43/CEE sobre conservación de hábitats y flora y fauna silvestre, conocida como «Directiva Hábitat», pretende el diseño de una red europea de espacios naturales («Red Natura 2000») que incluya representación de todos los ecosistemas relevantes, entre ellos varias comunidades de bosques naturales gallegos, proponiendo medidas de protección compatibles con el desarrollo socioeconómico de las comarcas en las que se ubican esos espacios. Esa norma de la Unión Europea se adaptó al Estado español a través del Real Decreto 1997/95. Si se articulan medidas de protección adecuadas y consensuadas, y se garantiza la financiación de la aplicación de las mismas, puede ser un mecanismo apropiado para garantizar la conservación, mejora y ampliación de una importante proporción de las comunidades arbóreas naturales presentes en Galicia, sobre todo de aquellas que corren peligro de desaparición. Recientemente la Xunta de Galicia trasladó al Gobierno del Estado una propuesta que incluye 58 lugares de importancia comunitaria (LIC), con una superficie global de 324.000 ha, el 12% del territorio gallego, de los cuales 53 se corresponden con el área biogeográfica atlántica y 5 con la mediterránea. Algunos LIC incluyen bosques gallegos de singular importancia, lo que garantiza, en principio, su conservación.

## Especies citadas

- Acacia dealbata* Link  
*Acacia melanoxylon* R. Br.  
*Acer pseudoplatanus* L.  
*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner  
*Arbutus unedo* L.  
*Athyrium filix-femina* Roth  
*Betula alba* L.  
*Blechnum spicant* (L.) Roth  
*Calluna vulgaris* (L.) Hull.  
*Carex paniculata* L. subsp. *lusitanica* (Schkuhr) Maire  
*Carex pendula* Hudson  
*Carex remota* L.  
*Castanea crenata* Sieb. & Zucc.  
*Castanea x hybrida*  
*Castanea mollissima* Blume  
*Castanea sativa* Miller  
*Chaerophyllum hirsutum* L.  
*Chrysosplenium oppositifolium* L.  
*Cistus ladanifer* L.  
*Cistus populifolius* L.  
*Corylus avellana* L.  
*Crataegus monogyna* Jacq.  
*Cryphonectria parasitica* (Murril) Barr. & Anderson  
*Culcita macrocarpa* C. Presl.  
*Cytisus multiflorus* (L'Her) Sweet  
*Daphne gnidium* L.  
*Davallia canariensis* (L.) Sm.  
*Dryopteris aemula* (Aiton) O. Kuntze  
*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott.  
*Dryopteris guanchica* Gibby et Jermy  
*Erica australis* L.  
*Erica arborea* L.  
*Erica scoparia* L.  
*Eucalyptus globulus* Labill.  
*Eucalyptus nitens* Maiden  
*Fagus sylvatica* L.  
*Festuca gigantea* (L.) Vill.  
*Frangula alnus* Miller  
*Fraxinus angustifolia* Vahl  
*Fraxinus excelsior* L.  
*Galium broterianum* Boiss & Reuter  
*Galium odoratum* (L.) Scop.  
*Genista falcata* Brot.  
*Genista florida* L.  
*Hedera helix* L.  
*Hymenophyllum tunbrigense* (L.) Sm.  
*Hypericum androsaemum* L.  
*Ilex aquifolium* L.  
*Juglans nigra* L.  
*Juglans regia* L.  
*Laurus nobilis* L.  
*Lavandula stoechas* L. subsp. *sampaiana* Rozeira  
*Luzula sylvatica* (Hudson) Gaudin subsp. *henriquesii* (Dégen) P. Silva  
*Melica uniflora* Retz  
*Mycelis muralis* (L.) Dumort.  
*Olea europaea* L.  
*Origanum virens* Hoffm. & Link  
*Osmunda regalis* L.  
*Osyris alba* L.  
*Phillyrea angustifolia* L.  
*Phytophthora cambivora* (Petri) Buis  
*Phytophthora cinnamomi* Rands  
*Pinus nigra* Arn.  
*Pinus pinaster* Ait.  
*Pinus radiata* D. Don  
*Pinus sylvestris* L.  
*Pistacia terebinthus* L.  
*Poa nemoralis* L.

*Polystichum setiferum* (Forsk.) Woynar  
*Populus x canadensis* Moench  
*Prunus avium* L.  
*Pseudotsuga menziessi* (Mirbel) Franco  
*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn  
*Pterospartum tridentatum* Spach  
*Pyrus cordata* Desv.  
*Pyrus pyraister* Burgsd.  
*Quercus x andegavensis* Hy  
*Quercus faginea* Lam.  
*Quercus ilex* L. subsp. *ilex*  
*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.)  
 Samp.  
*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.  
*Quercus pyrenaica* Willd.  
*Quercus robur* L.  
*Quercus x rosacea* Beschst.  
*Quercus rubra* L.  
*Quercus suber* L.  
*Rubia peregrina* L.  
*Ruscus aculeatus* L.  
*Salix alba* L.  
*Salix atrocinerea* Brot.  
*Salix aurita* L.  
*Salix caprea* L.  
*Salix elaeagnos* Scop. subsp. *angustifolia*  
 (Cariot) Rech. f.  
*Salix fragilis* L.  
*Salix purpurea* L.  
*Salix salviifolia* Brot.  
*Sambucus nigra* L.  
*Sanicula europaea* L.  
*Saxifraga spathularis* Brot.  
*Scrophularia alpestris* Gay et Benth  
*Sorbus aucuparia* L.  
*Stegogramma pozoi* (Lag.) Iwat.  
*Taxus baccata* L.  
*Thymus mastichina* L.  
*Ulmus glabra* Huds.  
*Ulmus minor* Miller  
*Vaccinium myrtillus* L.  
*Vandesboschia speciosa* (Willd.) Kunkel  
*Woodwardia radicans* (L.) Sm.



## Comunidades citadas

- Aro cylindracei-Ulmetum minoris* T. E. Díaz, Andrés, Llamas, L. Herrero & D. Fernández, 1987, corr. (*addenda*).
- Blechno spicanti-Quercetum roboris* Tüxen & Oberdorfer, 1958.
- Blechno spicanti-Quercetum roboris fagetosum sylvaticae* T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Blechno spicanti-Quercetum roboris lauretosum nobilis* Losa et Izco, Amigo & Guitián, 1990.
- Blechno spicanti-Quercetum roboris pulmonarietosum longifoliae* Izco, Amigo & Guitián, 1990.
- Calluno vulgaris-Lauretum nobilis* F. Prieto, Arbesú & Bueno in T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Carici lusitanicae-Alnetum glutinosae* T.E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Erico scopariae-Arbutetum unedonis* Ortiz & Amigo, 1991.
- Festuco giganteae-Fraxinetum excelsioris* F. Prieto & Bueno in T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Frangulo alni-Arbutetum unedonis* T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Frangulo alni-Arbutetum unedonis quercetosum suberis* T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Galio broteriani-Alnetum glutinosae* Rivas-Martínez, V. Fuente & Sánchez-Mata, 1987.
- Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez in Penas & Díaz, 1985.
- Genisto falcatae-Quercetum rotundifoliae* (Bellot, 1951) Br.-Bl. 1967, corr. Izco & Fernández González, 1993.
- Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* P. Silva, 1970.
- Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae quercetosum suberis* V. de la Fuente & C. Morla, 1985.
- Holco mollii-Quercetum pyrenaicae* Br. Bl., P. Silva & Rozeira, 1956.
- Linario triornithophorae-Quercetum petraeae* (Rivas-Martínez, Izco & Costa ex F. Navarro, 1974) F. Prieto & Vázquez, 1987.
- Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez, T. E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas, 1984.
- Luzulo henriquesii-Aceretum pseudoplatani* F. Prieto & Bueno in T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Luzulo henriquesii-Betuletum celtibericae* Rivas-Martínez, 1964.
- Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae* (F. Prieto & Vázquez, 1987) T. E. Díaz & F. Prieto, 1994.
- Myrtillo-Quercetum roboris* P. Silva, Rozeira & Fontes, 1950.
- Omphalodo nitidae-Coryletum avellanae* Amigo, G. Azcárate & Romero, 1994.
- Omphalodo nitidae-Fagetum sylvaticae* (Izco, Amigo & Guitián, 1986) Rivas-Martínez, Bascones, Díaz, Fernández-González & Loidi, 1991.
- Physospermo cornubiense-Quercetum suberis* Rivas-Martínez, 1987.
- Rusco aculeati -Quercetum roboris* Br. Bl., P. Silva & Rozeira, 1956.
- Rusco aculeati-Quercetum roboris quercetosum suberis* Amigo, Izco, Guitián & Romero, 1998.
- Salicetum angustifolio-salviifoliae* T. E. Díaz & Penas, 1987.
- Salicetum salviifoliae* Oberdorfer & Tüxen in Tüxen & Oberdorfer, 1958.
- Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira, 1956.
- Senecioni bayonensis-Alnetum glutinosae* Amigo, Guitián & Fdez. Prieto, 1987.
- Valeriano pyrenaicae-Alnetum glutinosae* Amigo, Guitián & F. Prieto, 1987.
- Valeriano pyrenicae-Alnetum glutinosae fraxinetum angustifoliae* Amigo, Guitián & F. Prieto, 1987.



T. Carballas Fernández

## Los incendios forestales





# Los incendios forestales

**T. Carballas Fernández.** *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia*  
*Consejo Superior de Investigaciones Científicas*

## 1. Introducción

El Plan Forestal de Galicia, elaborado por la Xunta de Galicia en 1992, señala como «objetivo prioritario de cualquier política forestal en Galicia la erradicación de los incendios forestales...». Esta declaración da la medida del problema que representa en esta Comunidad Autónoma el fenómeno de los incendios forestales. Algunas cifras justifican la preocupación de gobernantes y habitantes de esta privilegiada región en cuanto a belleza paisajística y riqueza potencial de sus montes. Galicia, con una superficie total de 2.943.000 ha, contiene, aproximadamente, 2.000.000 ha, es decir, 2/3 de su superficie territorial, con vocación forestal, favorecida por su climatología, que proporciona abundantes lluvias (600-3.000 mm de precipitación anual) y sólo de forma esporádica períodos de sequía severa y prolongada. Bosques, abundantes matorrales y herbáceas cubrían nuestros montes, constituyendo una gran riqueza ecológica y económica por sí misma, pero también por su papel de protección del suelo frente a la erosión que, de esta forma, alcanzaba niveles poco preocu-



pantes. Sin embargo, en los últimos 32 años, cerca de 1.500.000 ha de superficie forestal han sido recorridas por el fuego de cerca de 150.000 incendios. Bosques, matorrales y todo tipo de cubierta vegetal afectada por los incendios es destruida (de forma recurrente en muchos casos), los suelos se degradan en mayor o menor grado y, sobre todo, se desencadena el impacto quizás más negativo de los incendios, la erosión del suelo, que aumenta hasta niveles altamente preocupantes en algunos casos. Ante semejante catástrofe ecológica y medioambiental, el Gobierno de la Comunidad reaccionó poniendo en marcha medidas de prevención, lucha y extinción de los incendios forestales, particularmente con la puesta en marcha, en 1990, del Servicio de Defensa contra Incendios Forestales (SDCIF), encargado de ejecutar cada año el correspondiente Plan integrado para la lucha contra incendios forestales de la Comunidad de Galicia (Plan INFOGA). Y numerosos investigadores han dedicado y dedican sus esfuerzos al estudio de los efectos de los incendios forestales incontrolados y, también, de los incendios forestales prescritos (usados como medida de prevención) sobre los distintos componentes del medio ambiente así como a la búsqueda de métodos o técnicas para la restauración de los ecosistemas afectados. Todo ello con el fin de poner a disposición de los gobernantes una amplia base de conocimientos científicos que les ayuden en la toma de decisiones dirigidas a reducir los incendios a fuegos esporádicos y controlables y que les permitan cumplir el verdadero objetivo de la política forestal: «pretender un equilibrio entre las funciones ambientales del monte y la obtención de rendimientos económicos satisfactorios.»

## 2. Aspectos generales

Los incendios forestales son la combustión de una considerable cantidad de un material combustible vegetal en presencia de una fuente de calor. Combustible, oxígeno y fuente de calor es lo que se llama triángulo del fuego, aunque actualmente se habla de tetraedro del fuego, añadiendo las reacciones en cadena, que se producen por combinación entre los gases que se liberan por calentamiento del combustible y el aire, el cual proporciona el oxígeno necesario para que el proceso continúe. La vegetación forestal (árboles vivos, sotobosque y matorral), así como los materiales muertos que se encuentran sobre la superficie del suelo en las formaciones vegetales e, incluso, la materia orgánica del suelo, constituyen el combustible que normalmente se encuentra en grandes cantidades en los ecosistemas forestales de la Comunidad gallega. Este com-

bustible, que se clasifica en ligero (hierbas, hojas, acículas y ramitas), pesado (troncos, ramas y raíces) y verde (plantas vivas con su follaje), tiene una determinada organización horizontal y vertical, presentando cada tipo de combustible unas características específicas: temperatura de ignición, combustibilidad, poder calorífico, etc.

Según el material afectado, los incendios forestales pueden ser:

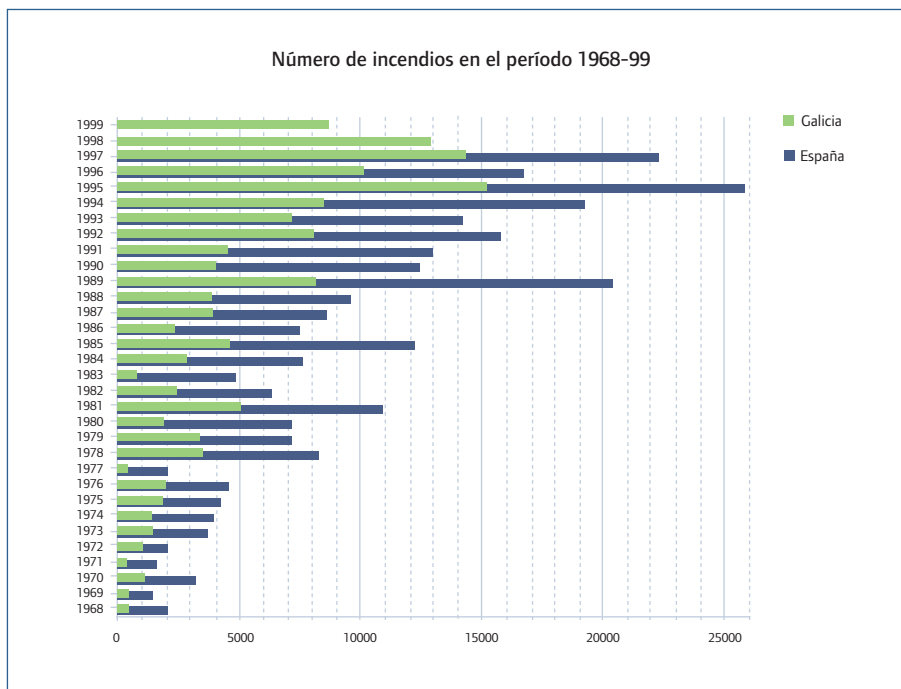
- a) Fuegos de superficie o de suelo, cuando afectan a las masas más bajas y menos compactas de la vegetación, situadas en la superficie del suelo, que es lo más inflamable del bosque.
- b) Fuegos de copas, que se producen cuando el bosque es muy denso y con árboles suficientemente altos.
- c) Fuegos de humus o subsuelo, que afectan a la materia orgánica del suelo sin producir llamas y su propagación es muy lenta.

Los incendios se agrupan en:

- a) Incendios incontrolados. A su vez, distinguimos:
  - I. Incendios de baja intensidad, caracterizados por la presencia de cenizas negras (restos vegetales chamuscados) en el horizonte superficial del suelo, en cuya superficie la temperatura puede variar entre 100 y 250 °C y la temperatura a 1-2 cm de profundidad es menor de 100 °C.
  - II. Incendios de intensidad moderada, en los que se produce una combustión parcial de la materia orgánica, desapareciendo la mayoría de los restos vegetales de la superficie del suelo, en la cual la temperatura alcanzada oscila entre 300 y 400 °C, con temperaturas de 200-300 °C a 1 cm de profundidad, 60-80 °C a 3 cm y 40-50 °C a 5 cm.
  - III. Incendios de alta intensidad, cuando aparecen cenizas blancas en la superficie del suelo, lo que indica una combustión total de los combustibles, alcanzándose en superficie temperaturas comprendidas entre 500 y 700 °C, muy por encima de la temperatura de ignición de los materiales orgánicos; la penetración del calor en el perfil del suelo depende de la duración del incendio, aunque pueden alcanzarse temperaturas de 350-450 °C a 2 cm, 150-300 °C a 3 cm y 100 °C o menos a 5 cm. En general, el calentamiento no afecta al suelo a más de 7-10 cm de profundidad.
- b) Incendios planificados, usados, por ejemplo, en la destrucción de bosques con fines agrícolas.
- c) Fuegos prescritos o controlados, usados para el manejo de los ecosistemas forestales; por ejemplo, para control del combustible.



El fuego fue siempre una herramienta de trabajo utilizada por los agricultores gallegos, particularmente el quemado superficial del monte para el cultivo de cereales (aprovechando el aumento efímero de la fertilidad química como consecuencia de la acumulación de cenizas y, por lo tanto, de nutrientes, procedentes de la vegetación quemada) la quema de broza, etc. Sin embargo, desde el año 1968 los incendios incontrolados (148.231 hasta 1999) han ido aumentando poco a poco hasta alcanzar valores no conocidos históricamente [figura 1] y conver-



[Figura 1]

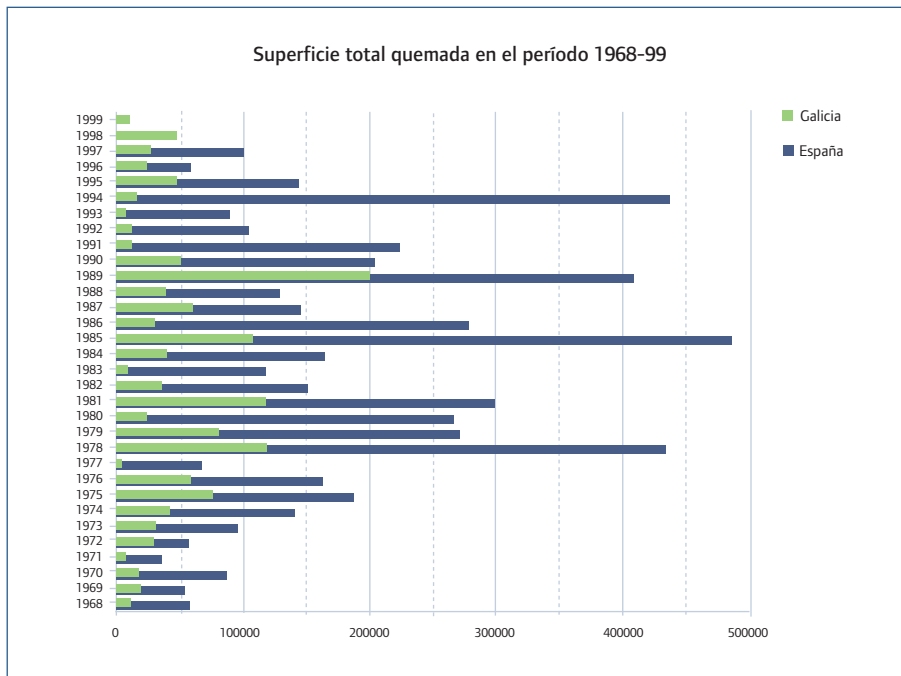
Número de incendios ocurridos en la Comunidad Autónoma de Galicia y en el conjunto de España en los períodos 1968-1999 y 1968-1997 respectivamente

tirse en verdaderas catástrofes, tanto por la superficie recorrida (1.416.507 ha) [figura 2] como por la calidad del monte afectado (586.739 ha de superficie arbolada, que representan el 41% de la superficie total quemada) [figura 3].

Las razones de esta explosión en el número de incendios hay que buscarlas, primeramente, en antecedentes históricos y luego, en causas actuales. El bosque climácico gallego, bosque caducifolio, robledal de *Quercus robur*, con su cortejo de especies caducifolias y su particular sotobosque, sufre varias deforestaciones, bien como consecuencia de la demanda de madera para la Armada y para las vigas del ferrocarril, de carbón vegetal para las fundiciones y de leña para las fábricas de curtidos, bien por el aumento de la agricultura extensiva

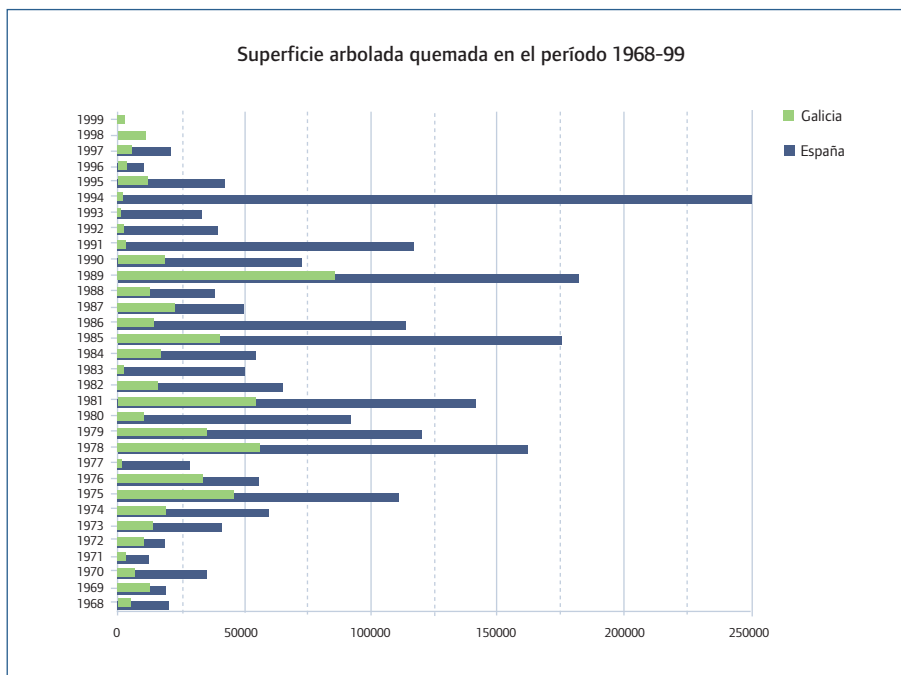
[Figura 2]

Superficie total quemada por incendios forestales en la Comunidad Autónoma de Galicia y en el conjunto de España en los períodos 1968-1999 y 1968-1997 respectivamente



[Figura 3]

Superficie arbolada quemada por incendios forestales en la Comunidad Autónoma de Galicia y en el conjunto de España en los períodos 1968-1999 y 1968-1997 respectivamente



como consecuencia del aumento de la población, lo que causa la expansión del matorral, principalmente de tojos y brezos. Por otra parte, la madera y el material arbustivo fueron utilizados y consumidos como material combustible para usos domésticos y las plantas del matorral para cama del ganado, con el fin de obtener estiércol, que constituía el mejor y único fertilizante para las tierras agrícolas, sin olvidar que tanto el sotobosque como el matorral eran objeto de pastoreo. Para estos fines, el tojo fue extensivamente sembrado por los campesinos desde el siglo XVIII hasta la década de 1950.

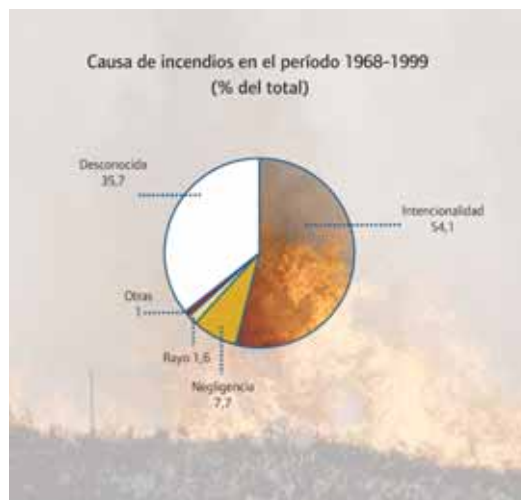
El deterioro de los bosques debido a la deforestación fue contrarrestado, en la misma década, con una repoblación masiva, no de especies autóctonas, generalmente de crecimiento lento, sino por comunidades monoespecíficas de pinos y eucalipto, especies productoras, de crecimiento rápido, pero también especies pirófitas favorecedoras de los incendios forestales. El control de la vegetación que ejercía el uso doméstico de ésta y la obtención de estiércol resultó frenado en este mismo período de tiempo por varias causas: el uso de otros combustibles como medio de calentamiento, el advenimiento y uso masivo de fertilizantes minerales en detrimento de los orgánicos, la disminución de la ganadería extensiva y la proliferación de establos industriales para la cría de ganado, que disminuye el pastoreo y produce otro tipo de fertilizante orgánico, el purín, para cuya obtención no es necesaria la cama.

Consecuencia de todos estos hechos es el abandono del cuidado de los montes y la acumulación de enormes cantidades de materiales vegetales, algunos de los cuales son altamente combustibles, lo que favorece la proliferación de los incendios forestales. Sobre la base de estos acontecimientos históricos hay que buscar también las causas inmediatas de estos incendios. Si bien la meteorología (temperatura máxima y humedad relativa del aire, precipitación y velocidad y dirección del viento) tiene una gran influencia sobre el riesgo potencial y la propagación de los incendios, no es una causa directa, salvo en el caso del rayo. Y lo mismo ocurre con la distribución de la población. Según las últimas estadísticas, de las posibles causas: rayo, negligencia (escape de fuegos producidos por los agricultores y ganaderos o por los excursionistas, vertederos, etc.), intencionalidad (por múltiples razones: rencillas entre vecinos, preparación de pastizales y cotos de caza, extensión del ganado caballar, lucha contra alimañas y ganado del monte, etc.), desconocidas y otras [figura 4], la intencionalidad, con un promedio del 54% en el período entre 1968 y 1999, destaca como la mayor causa de los incendios actuales, alcanzando una media del 86% en los últimos siete años. Es obligado concluir, por lo tanto, que el hombre o las actividades del hombre están casi siempre detrás de los incendios y que los impactos del fuego son, en realidad, impactos antrópicos. Y esto a

pesar de que numerosas encuestas ponen de manifiesto que la población gallega, en general, ha pasado de una actitud pasiva ante este fenómeno, en los primeros años, a una importante toma de conciencia sobre la importancia de los montes, reconociendo no sólo el valor ecológico, social y económico de éstos como patrimonio colectivo, sino también el abandono en que se encuentran tanto por parte de los dueños como de la Administración y exigiendo que se frene su deterioro.

El número de incendios forestales, así como la superficie afectada, no se ajustan a ningún modelo o pauta de comportamiento. En cualquier caso, destacan los años 1978, 1981, 1985 y, sobre todo, el año 1989, no tanto por el número de incendios, sino por la superficie quemada (38% de la superficie total quemada, en los cuatro años);

también resalta el elevado número de incendios de los últimos ocho años, cuando ya funciona el SDCIF, que contrasta con la escasa superficie quemada, lo cual indica que se ha incrementado el índice de eficacia, representando este último hecho, quizás, el mayor éxito de los planes de prevención y extinción de incendios. Salvo en los años 1992 y 1995, existe una autocorrelación espacial positiva entre la densidad de los incendios, la superficie arbolada quemada y la superficie total quemada. Como zona de mayor densidad de incendios aparece el sudoeste de Galicia (sobre todo las Rías Baixas), mientras que la menor densidad de incendios se localiza en el norte/centro de la provincia de Lugo. Las zonas de mayor superficie quemada aparecen, en su mayor parte, aisladas, y no existe una distribución estable a lo largo de los años. De la comparación de estos datos con las características meteorológicas y la distribución de la población, se deduce que cada uno de estos factores por separado no explica el comportamiento de los incendios, sino que deben tenerse en cuenta ambos, prevaleciendo la influencia de la meteorología en unas zonas y la distribución de la población en otras.



[Figura 4]

Causas de los incendios forestales ocurridos en la Comunidad Autónoma de Galicia (valores medios, en porcentaje del número total de incendios, para el período 1968-1999)

Según estudios históricos recientes, de datos de más de 30 años, la estación de incendios en Galicia comienza a principios o mediados de marzo y ter-

mina a mediados de octubre, es decir, dura siete meses; y existen dos picos de incendios, uno a finales de invierno (febrero-marzo) y otro a mediados del verano (agosto-septiembre), siendo en algunos años (por ejemplo en 1971, 1992 y 1997) mayor el de invierno que el de verano.

Para comprender la magnitud del problema que afecta a esta Comunidad basta decir que aunque Galicia representa el 5,8% de la superficie total de España, desde 1968 hasta 1997 soportó el 45% de los incendios producidos en todas las comunidades [figura 1] y que, con una superficie forestal que supone, aproximadamente, el 16% de la superficie forestal total de España, la superficie recorrida por el fuego en esta Comunidad, durante el mismo período, representa el 25% de toda España [figura 2] y el 26% de la superficie arbolada quemada [figura 3], bien entendido que la misma superficie puede resultar afectada por el fuego más de una vez. Otros países que, dentro de la Comunidad Europea, sufren el azote del fuego son Grecia, Italia, Francia y Portugal, es decir, los países del área mediterránea.

### 3. Efecto de los incendios forestales

La persistencia de los incendios forestales incontrolados, que progresivamente están destruyendo ecosistemas mediterráneos y atlánticos, constituye un serio problema medioambiental, no sólo por las grandes pérdidas económicas que producen debido a la destrucción de las masas forestales, sino también por la degradación que pueden inducir en los suelos; es este efecto es particularmente importante desde el punto de vista de la conservación del suelo, la regeneración de la vegetación y la recuperación del paisaje. Los incendios incontrolados también destruyen la fauna, aumentan el riesgo de erosión, causan la movilidad de material orgánico y de nutrientes del suelo, producen cambios en la calidad del agua y en el régimen hídrico, y aumentan la contaminación del aire. Por consiguiente, los incendios incontrolados afectan a todos los componentes del medio ambiente. Además, muchas zonas son afectadas por estos incendios reiteradamente y, de esta forma, los efectos negativos se acumulan.

Al hablar de los efectos de los incendios, es necesario distinguir entre los efectos inmediatos y directos del fuego (destrucción de plantas y seres vivos, por ejemplo) y los efectos a largo plazo, cuando los efectos a corto plazo son modificados por las variaciones estacionales e intervienen los agentes climáticos; estos últimos efectos pueden conducir a una mayor degradación del suelo,

como cuando actúa la erosión, por ejemplo, o, por el contrario, favorecer su regeneración, como cuando interviene la revegetación. También es necesario distinguir entre el impacto sobre el área forestal quemada y los efectos originados por los materiales arrastrados desde la zona afectada por el incendio, que pueden causar desequilibrios en aquellos ecosistemas terrestres y acuáticos que reciben los materiales (ríos, lagos, embalses, estuarios), localizados lejos de la zona forestal quemada.

Los efectos ecológicos y biológicos de los incendios forestales incontrolados dependen de las condiciones del área quemada (cantidad y tipo de vegetación, humedad del combustible y del suelo, tipo de suelo, pendiente y microclima) y de la intensidad del fuego, que está condicionada, a su vez, por las condiciones del área afectada.

### 3.1. Efecto de los incendios forestales sobre la atmósfera [figura 5a]

Con respecto a la atmósfera, los incendios forestales causan los siguientes efectos:

- a) Aumentan la contaminación del aire.
- b) Contribuyen, aunque temporalmente, a aumentar el efecto invernadero debido a las grandes cantidades de dióxido de carbono que se liberan.
- c) En general, se cree que no tienen influencia sobre el cambio climático global, debido a que las sustancias absorbentes no alcanzan la estratosfera, aunque sobre esto hay cierta controversia.
- d) Producen variaciones térmicas en la atmósfera.

La contaminación se debe a la emisión de un gran número de sustancias en forma de aerosoles y pequeñas partículas, aunque no todos los numerosos productos de la combustión de la vegetación están identificados. Aparte del  $\text{CO}_2$  y del vapor de agua, el penacho de humo de los incendios forestales contiene una gran variedad de sustancias: gases como  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$  y  $\text{NO}_x$ , hidrocarburos sólidos, líquidos y gaseosos, aldehídos como formaldehído y acroleína, y ácido fórmico, entre otras. Todos estos compuestos son poderosos irritantes de las mucosas, alergógenos o tienen otras propiedades tóxicas. El monóxido de carbono fue detectado, pero su presencia es rara. También se observaron precursores de radicales libres, productos muy peligrosos, porque pueden afectar a moléculas esenciales dentro de las células, tales como las proteínas y los ácidos nucleicos. El ozono no es un producto directo del fuego, pero se forma en el humo disperso; su papel aquí es como contaminante, ya que su función como

Foto cedida por M. I. Paz Andrade

escudo en las partes altas de la atmósfera, contra la radiación ultravioleta, no tiene ninguna relación con el producido en los incendios. Los hidrocarburos presentes en la atmósfera dan lugar a reacciones que impiden que se elimine el ozono, de tal forma que, en general, el aumento de hidrocarburos en la atmósfera, como consecuencia de los incendios, va acompañada de un aumento de ozono. Finalmente, los incendios forestales son fuentes naturales de elementos traza.

[Figura 5a]

Impacto de los incendios forestales sobre la atmósfera



Durante los incendios se producen fuertes corrientes de aire hacia arriba (corrientes de convección), debido a que la superficie de la tierra está más caliente como consecuencia del incendio. Partículas de carbón y cenizas son transportadas desde la zona de la llama hasta la parte superior de la columna de convección, incorporándose a la atmósfera. De estas partículas, las menores de  $5-10 \mu$  de diámetro permanecen suspendidas en la atmósfera hasta ser lavadas por la lluvia; las menores de  $2-3 \mu$  penetran profundamente en los pul-



mones cuando se inhalan y las menores de 0,1  $\mu$  pueden depositarse hasta en los bronquiolos más finos.

Las partículas de humo pueden reaccionar químicamente con varias especies reactivas de la atmósfera perturbando el equilibrio de la química atmosférica. Además, la contaminación origina la absorción de la radiación solar y esto influye sobre el régimen térmico de la atmósfera y de la superficie de la tierra. El humo contiene ingredientes que pueden reaccionar bajo la influencia de la luz del sol y formar nieblas de origen fotoquímico. Otro efecto es que se favorece el enfriamiento de la superficie de la tierra cuando el humo del incendio es atrapado en un valle por una inversión térmica, citándose temperaturas en la superficie del suelo de hasta 15 °C por debajo de la temperatura normal.

Aunque todos estos efectos y otros no citados aquí han sido observados por diversos investigadores en diversas partes del mundo, en Galicia no se han encontrado estudios sobre estos temas, a pesar de su importancia, por lo que es un área de investigación que se debe promover en el futuro. Únicamente en un estudio que tenía como objetivo la realización del inventario de focos industriales de contaminación atmosférica de Galicia, en el que se censan las industrias cuya carga contaminante supera las 100 t año<sup>-1</sup> de SO<sub>2</sub>, 10 t año<sup>-1</sup> de NO<sub>x</sub> y 5 t año<sup>-1</sup> de compuestos orgánicos volátiles (COV), se incluyen datos [tabla 1] de contaminantes atmosféricos emitidos durante los incendios forestales registrados en el año 1989, un año que destaca por la severidad de los incendios medida en hectáreas de superficie arbolada afectada.

[Tabla 1]

Contaminantes atmosféricos emitidos en el año 1989 en Galicia debidos a los incendios forestales expresados en toneladas

Localidad	COV*	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	Partículas
A Coruña	45.400	1.300	69.400	45.000
Lugo	29.700	800	40.000	26.000
Ourense	24.100	600	30.000	19.500
Pontevedra	38.800	1.300	63.200	41.000
Galicia	138.000	4.000	202.600	131.500

\*COV: compuestos orgánicos volátiles

Comparando los valores de los contaminantes emitidos, debido a los incendios, con los de origen industrial, se observa que, si bien las emisiones de SO<sub>2</sub> son 172 veces menores que las emitidas por las industrias, los valores de óxidos de nitrógeno, partículas en suspensión y COV son 6,6 y 3,4 veces mayores, respectivamente; la provincia más afectada es la de A Coruña, seguida de las de Pontevedra, Lugo y Ourense, por este orden. Si bien es cierto que el año

1989 fue excepcional, estos datos permiten estimar la magnitud de la contaminación atmosférica causada por la incidencia de los incendios en la Comunidad gallega.

### 3.2. Efecto de los incendios forestales sobre la vegetación

Ya se ha indicado que la vegetación forestal, constituida principalmente por bosques y matorrales, es el material combustible de los incendios forestales. Según el Plan Forestal de Galicia, las masas arboladas están formadas por un 40% de coníferas, principalmente bosques monoespecíficos de *Pinus pinaster* (75%), *P. sylvestris* y *P. radiata*, aproximadamente un 20% de caducifolias, sobre todo bosques de roble (*Quercus robur* y *Q. pyrenaica*) y un 40% constituido por mezclas de eucaliptos, pinos y robles. Pinos y eucaliptos, que proceden de repoblaciones, dan lugar a formaciones con un sotobosque parecido, aunque con ciertas diferencias, y similar a los matorrales de tojos, aunque con una cobertura arbustiva (76% en pinares y 89% en formaciones de *Eucalyptus globulus*) y una biomasa (5-10 t ha<sup>-1</sup>) menores que en tojales sin cobertura arbórea, diferenciándose estos bosques de los tojales en la presencia de esta cubierta arbórea y de una gran cantidad de hojarasca sobre el suelo.

Los bosques de robles, que representaron el bosque clímax de Galicia, presentan un sotobosque muy diferente de los anteriores, con especies herbáceas y leñosas «que pertenecen al matorral noble asociado con las comunidades forestales clímax»; la cobertura arbustiva del sotobosque es del 62% y la biomasa representa aproximadamente 8 t ha<sup>-1</sup>. Plántulas y arbolitos de *Q. robur* aparecen en casi todos los pinares, eucaliptales y matorrales, lo que indica la presencia en el pasado de robledales en estas áreas.

Los matorrales, formaciones arbustivas a cuya expansión han contribuido numerosas circunstancias ligadas a la intervención humana, representan, aproximadamente, el 43% de la superficie forestal. En general se desarrollan sobre suelos ácidos, pobres en nutrientes y a veces de poco espesor, y son muy tolerantes a distintas condiciones físicas; aguantan periodos de acusada sequía, aunque necesitan cierto grado de humedad que pueden conseguir incluso de las nieblas y brumas de la zona. Entre los numerosos tipos de matorrales que abundan en Galicia, destacan los tojales, en los que predomina la superficie cubierta por *Ulex europaeus*, *U. gallii* o *U. minor*, según el tipo de tojal, aunque también es importante la presencia de ericáceas, alcanzando la biomasa que se acumula en este tipo de matorral las 15 t ha<sup>-1</sup>, aproximadamente. Son, sin duda, los matorrales más sujetos a la intervención humana (a la que no es ajeno el

valor de las especies leguminosas para el suelo) y también a la del fuego. Proporcionan una buena cobertura, cuyo valor para las especies leñosas puede alcanzar el 95%, con sólo un 5% de suelo desnudo. Los brezales, caracterizados por la presencia predominante de ericáceas, son también de varios tipos. El de *Erica umbellata* se distingue por su bajo porcentaje de cobertura, que deja aproximadamente un 30% de terreno sin vegetación leñosa y proporciona un bajo porcentaje de biomasa (alrededor de 5 t ha<sup>-1</sup>). Característico de zonas húmedas es el brezal de *E. tetralix*, que proporciona, más o menos el 55% de cobertura y más de 20 t ha<sup>-1</sup> de biomasa. Aunque son menos frecuentes, los brezales de *E. arbórea* y *E. australis* son importantes por la altura de estas especies.

[Figura 5b]

Impacto de los incendios forestales sobre la vegetación



Foto cedida por S. J. González Prieto

Las *xesteiras*, o matorrales de retamas, constituidas por especies del género *Cytisus*, principalmente *C. scoparius* y *C. striatus*, de gran altura, ocupan una extensión menor, pero proporcionan un elevado porcentaje de cobertura leñosa (99%) y representan una elevada acumulación de biomasa (21-23 t ha<sup>-1</sup>).

Toda esta vegetación, que supone un peligro potencial de incendios, forma una cubierta vegetal que, por un lado, protege el suelo del impacto de la lluvia y, por otro, con su entramado de raíces, lo sostiene evitando la erosión. El fuego destruye esta cubierta vegetal, con consecuencias económicas y sociales muy importantes, ya que incide no sólo en la producción de madera, principal riqueza de la vegetación arbórea, sino también en el mercado de la leña, frutos (castañas, sobre todo), productos del sotobosque (como las setas) o derivados (miel, por ejemplo). La destrucción de la cubierta vegetal deja los suelos desprotegidos frente a la erosión, a numerosos animales sin alimento y refugio

y, en general, priva a todos los seres vivos de un material fotosintetizador y oxigenante necesario para su vida. El fuego destruye sobre todo las partes aéreas de las plantas, representando la pérdida de fitomasa un importante porcentaje de la fitomasa viva; pero también afecta a las raíces y semillas, dependiendo el daño de la penetración del calentamiento en el perfil del suelo y de la intensidad y duración del incendio. A su vez, el tipo de vegetación y sus condiciones influyen sobre la intensidad del incendio y sobre el modo y grado de regeneración de las plantas [figura 5b].

Una gran cantidad de semillas de la reserva del suelo se destruye por la acción directa del fuego y un buen número se pierde por lavado con el agua de lluvia que cae después del incendio o por arrastre de las capas superficiales del suelo por erosión, debido a la distribución vertical, en forma de pirámide invertida, del banco de semillas en el perfil del suelo, con cerca del 80% de las semillas situadas entre 0 y 5 cm de profundidad. En sedimentos procedentes de la erosión del suelo por escorrentía superficial, la cantidad de semillas es hasta 10 veces mayor que en los suelos quemados y la erosión afecta a todos los grupos del banco de semillas, aunque de forma diferente. El calor producido por el fuego y las cenizas acumuladas sobre la superficie del suelo después del incendio producen otros efectos sobre las semillas, favoreciendo o inhibiendo su germinación y actuando también sobre las plántulas emergentes. Numerosos estudios han dedicado su atención a este tema.

De las especies arbóreas más comunes en los bosques de Galicia, la germinación de las semillas de roble y de abedul no resulta afectada, ni tampoco la de las de *P. pinaster* y *P. radiata*, mientras que la germinación de las semillas de *P. sylvestris* resulta ligeramente inhibida por efecto del calentamiento; la inhibición es aún mayor en el caso del eucalipto. De las plantas que forman los matorrales más generalizados en Galicia, la germinación tanto de las semillas de *Ulex* y de las cistáceas, como la de las ericáceas, resulta estimulada a temperaturas altas o medias, respectivamente, mientras que en algunas herbáceas (*Agrostis* spp.) este efecto no se produce. En cuanto a las cenizas, no se observa un efecto estimulante, sino que producen un efecto inhibitorio de la germinación de las semillas en casi todas las especies citadas, excepto en el abedul y en algunas especies del género *Agrostis*, y no se conoce su efecto sobre la germinación de las semillas de roble. En algunos casos, como en algunas especies del género *Agrostis*, la respuesta al calentamiento y a las cenizas depende de la posición de la semilla en la infrutescencia y, en otros, de características intrínsecas de la semilla. Con respecto a la emergencia de las plántulas, mientras que en las especies arbóreas no se observan cambios después del incendio, estos son importantes en las especies arbustivas, principalmente en las ericáceas, y,



de las leguminosas, en *Ulex europaeus*, en las que aumenta mucho el número de plántulas. La producción de rebrotes también resulta afectada por las características del fuego y por el estado de la planta, de tal forma que, generalmente, las plantas muy jóvenes resultan destruidas por completo, mientras que algunas plantas senescentes pierden su capacidad de rebrotar, que puede perderse también por incendios recurrentes.

La recuperación del banco de semillas es muy importante, porque constituye la reserva a partir de la cual puede desarrollarse una nueva comunidad vegetal cuando la cubierta vegetal es destruida. Asimismo, los efectos derivados del incendio sobre la producción de rebrotes son importantes desde el punto de vista de la regeneración de la vegetación quemada.

[Figura 5c]

Revegetación natural de un área quemada: primera etapa de sucesión secundaria

La revegetación de las áreas quemadas, tanto de la vegetación arbórea como del matorral, se produce de forma natural, debido a que las plantas que constituyen estas formaciones tienen mecanismos para regenerarse por sí mismas;

sin embargo, el tiempo necesario para que se produzca esta regeneración natural depende del ecosistema afectado y de la intensidad del incendio, y puede tardar entre 1 y 5 años o a veces más, ya que, en general, con el incendio se pierde diversidad biológica y potencial biológico para la revegetación. Esta situación se agrava si la frecuencia de los incendios sobre la misma zona es mayor de lo normal.

En la regeneración natural de los matorrales mixtos de tojo y brezos se observan tres etapas. La primera que dura entre 0 y 3 meses, se caracteriza por la presencia



Foto cedida por M. Casal

de un porcentaje elevado de suelo desnudo, sin vegetación, cubierto por una fina capa de cenizas, iniciándose la regeneración de especies preexistentes, que poseen sistemas de supervivencia, como *U. europaeus*, y la instalación de especies oportunistas procedentes de áreas adyacentes [figura 5c]. En la segunda etapa, con una duración de 3 meses a 2,5 años, predominan las especies herbáceas invasoras, poco exigentes y de carácter oportunista, las cuales coexisten con herbáceas vivaces y con la aparición de plántulas de las especies leñosas pirófitas (*U. europaeus*, entre otras), que poco a poco van desplazando a las terófitas; también se dan los mayores aumentos en cobertura y biomasa. En la tercera etapa, que se produce de 2,5 a 10 años después del incendio, se da paso al matorral, ya que se produce un predominio de especies leñosas y de herbá-

ceas vivaces, que sufren una importante regresión cuando el matorral está ya muy estructurado. En esta fase, que es la de mayor madurez, se atenúan los cambios estructurales. A lo largo de estas etapas, el recubrimiento por la vegetación es muy rápido: al cabo de un año, el suelo carente de vegetación representa el 74%, a los tres años el 30% y a los diez años sólo el 2%. La velocidad de la regeneración varía con la intensidad y la época del incendio; es más favorable si el incendio ocurre en primavera que si es en el otoño. En suelos sobre esquistos, la recolonización por las especies leñosas presentes es equilibrada, mientras que en suelos sobre granitos predominan casi exclusivamente los tojos.

La biomasa aumenta de forma paralela a la cobertura, con un crecimiento casi exponencial, muy rápido en los tres primeros años y atenuándose a medida que la comunidad se hace más estable. A los 10 años se alcanza una biomasa de 10-25 t ha<sup>-1</sup>. El mayor aporte se debe a los tojos (*U. europaeus* aporta el 70-75% de la biomasa total a los 10 años) mientras que la contribución de los brezos es casi nula en los primeros estadios, aumenta desde el primer año y medio hasta los 5 años y luego se atenúa, aportando a los matorrales más desarrollados entre 0,5 y 4 t ha<sup>-1</sup>.

Este comportamiento diferente entre tojos y brezos se debe, por un lado, a la resistencia al fuego y, por otro, a sus distintas estrategias de regeneración. El tojo, que es una planta pirófito, con un importante sistema radical que sobrevive al fuego, rebrota intensamente después del incendio y además, al poseer un banco de semillas cuya germinación es estimulada por el fuego, germina masivamente, por lo cual invade rápido el espacio, favorecida esta ocupación temprana por la escasa competencia por los nutrientes disponibles (que además aumentan con el quemado de la vegetación), así como por la falta de cubierta vegetal, al ser heliófila. A pesar de tener estas dos estrategias regenerativas, los tojos acumulan la mayor parte de su biomasa por rebrote, ya que las plántulas sufren una gran mortalidad, siendo mayor su supervivencia en zonas de rellano que en las laderas, debido a la exposición de éstas a la erosión. Los brezos, con un sistema radical superficial y poco desarrollado, no sobreviven al incendio y, por lo tanto, tienen que regenerarse exclusivamente por germinación de las semillas que, además, no es rápida, ya que se produce en la primavera siguiente al incendio. El matorral afectado por el incendio generalmente evoluciona hacia un tojal por desplazamiento de la competencia tojo-brezo a favor del tojo, el cual, por ser pirógeno a la vez que pirófito, resulta beneficiado por el fuego. Los incendios repetidos explicarían en parte la enorme extensión de los tojales en Galicia.

La diversidad de las comunidades aumenta rápidamente hasta alcanzar un pico a los 18 meses después del incendio y luego desciende hasta valores simi-

lares a los de la comunidad preexistente, estabilizándose a los 4 años. Según las características de la comunidad, el pico puede aparecer antes o retrasarse hasta el segundo o tercer año en comunidades más pobres o más áridas, pero el comportamiento es siempre el mismo. La composición específica es uno de los aspectos que sufre una mayor modificación durante la sucesión, debido sobre todo al efímero aumento de la riqueza en especies anuales.

La influencia de las limitaciones impuestas por el medio físico se manifiesta principalmente en la intensidad inicial de la regeneración, mientras que en el segundo y tercer año la regeneración viene determinada por las características específicas y estructurales de la comunidad que existía antes del incendio.

Aunque la sucesión secundaria descrita responde al modelo general de comportamiento de la regeneración de las comunidades de matorral, sin embargo, dependiendo del tipo de matorral, se presentan variaciones a este modelo, con diferencias, por ejemplo, en el comportamiento de las herbáceas, velocidad y porcentaje de cobertura, etc.

En los matorrales con predominio de papilionáceas, derivados en general de la degradación de bosques climácicos, con especies de los géneros *Ulex*, *Cytisus*, *Genista* y *Chamaespartum*, el grado de destrucción depende de la composición y de la distribución de la biomasa del ecosistema en el momento del incendio y de la intensidad de este. Estas comunidades son mantenidas por fuegos periódicos: en ausencia de incendios son recolonizadas por árboles, mientras que fuegos recurrentes causan la degradación de la vegetación y del suelo, aceleran la erosión, impiden la regeneración de especies leñosas y facilitan la instalación de una gran abundancia de herbáceas y arbustos poco exigentes. La recuperación a partir de rebrotes es cuantitativamente la más importante, lo que hace que unas pocas especies leñosas predominen en la comunidad, en tanto que las especies que recolonizan sólo por semillas se hacen menos dominantes después del incendio.

En cuanto a las especies arbóreas, utilizan también distintas estrategias regenerativas para sobrevivir después de sufrir un incendio.

*Q. robur*, la especie autóctona más extendida, aunque su presencia debería ser aumentada, presenta una resistencia natural al fuego, debido a que la estación seca coincide con su completa foliación y a que la densidad de la cubierta arbórea generalmente es baja; esta resistencia se acrecienta si conserva su sotobosque natural formado por especies de escasa naturaleza pirógena. El roble tiene un abundante banco de semillas, aunque de vida corta, y un extensivo banco de plántulas. Su estrategia de regeneración es por medio de rebrotes y por germinación de semillas de diferente tamaño, que con frecuencia son



atacadas por los insectos. No obstante, todas las semillas, incluso las atacadas por los insectos que sólo tienen un agujero, presentan porcentajes de germinación similares. En zonas incendiadas, *Q. robur* apenas aparece o no se encuentra en fase adulta, por lo cual su regeneración espontánea es difícil. La eficacia de la siembra sin preparación del terreno es buena, y alcanza el 19% seis meses después de la siembra.

Se considera que las especies del género *Pinus* tienen características pirófitas, con una combustibilidad muy alta que favorece la propagación del fuego e incrementa su intensidad. Los pinos que no se queman totalmente pueden quedar dañados en mayor o menor grado, del que va a depender su posibilidad de regeneración. Cuando la copa no resulta afectada o cuando el daño sólo afecta a sus ramas bajas, si además no se destruyen o alteran fuertemente los tejidos conductores y el cambium del tronco, la recuperación es rápida. A este respecto, *P. pinaster* ofrece una mayor resistencia que *P. radiata* y *P. sylvestris*. La mayoría de las especies del género *Pinus* no pueden rebrotar después del incendio, como ocurre con las especies mencionadas, que sólo se producen por semillas. El género *Pinus* tiene, además del banco de semillas del suelo, un banco de semillas aéreo, ya que las semillas permanecen almacenadas dentro de sus frutos en los árboles madre hasta que las condiciones son adecuadas para la diseminación y la germinación. Cuando se produce un incendio, las semillas que ya se habían desprendido de los frutos pueden ser destruidas por las llamas, de tal forma que sólo las semillas que permanecen dentro de sus frutos o enterradas en el suelo pueden utilizarse para la regeneración de la especie. Pocos días después del incendio, las piñas se abren lentamente y liberan las semillas. Este hecho responde a una estrategia que permite al pino esperar a que el incendio se extinga y la temperatura del suelo haya descendido a niveles que no dañen las semillas, evitando así que se quemen o pierdan viabilidad. *P. pinaster*, además de proteger con más eficacia sus yemas debido a la mayor longitud de sus acículas, no necesita temperaturas elevadas para que las piñas liberen las semillas (son suficientes las temperaturas del verano), mientras que *P. radiata* es más exigente y generalmente no se reproduce de forma espontánea en Galicia. La respuesta al calentamiento producido por el incendio es positivo en las tres especies, aunque es más favorable a *P. radiata*, pues debido a la maduración estacionalmente tardía de sus frutos, la dehiscencia de las piñas se produce raramente por sí misma.

El eucalipto (*E. globulus*) ofrece cierta resistencia al quemado, excepto sus ramas secas, las cortezas desprendidas y otros despojos. El elevado calentamiento que se produce durante los incendios causa también la dehiscencia y diseminación de las semillas, que a veces es espectacular en masas adultas en las que suelen coexistir, en un mismo pie, frutos de varios años sin diseminar.

La dehiscencia de todos estos frutos al mismo tiempo da lugar, en condiciones adecuadas del sotobosque, a una rápida germinación de las semillas y a una gran densidad de plántulas. Como, además, los eucaliptos quemados pueden rebrotar de cepa, la regeneración de estos árboles está garantizada, incluso después de incendios de alta intensidad. Por otra parte, es raro que el fuego alcance la altura media de las copas, originando sólo modificaciones, de tal forma que, aparentemente, no retarda su desarrollo.

Aunque de la naturaleza específica, altura y densidad de la cubierta arbórea dependen la intensidad y los efectos de los incendios sobre dicha cubierta, la composición, densidad y altura del sotobosque tienen una influencia decisiva sobre las características del fuego, produciéndose los incendios más devastadores cuando el sotobosque está constituido por matorral alto y denso. Esta situación es más frecuente en repoblaciones de pino y eucalipto, cuya introducción apenas modificó la composición del matorral (salvo por adaptabilidad de las especies al nuevo estrato arbóreo), al no venir estos árboles acompañados del cortejo de especies arbustivas y herbáceas asociados a ellos en su área natural de procedencia.

Las especies arbóreas autóctonas y foráneas más abundantes en Galicia y que más se usan en repoblación: *Q. robur*, *Q. pyrenaica*, *Betula pendula*, *P. pinaster*, *P. radiata*, *P. sylvestris* y *E. globulus*, probablemente no son pirófitas en el sentido estricto del término, ya que sus rasgos adaptativos al fuego no fueron desarrollados de forma exclusiva debido a este, sino debido al estrés producido por la sequía, herbivorismo u otras causas. Algunas de estas especies, sin embargo, muestran cierta propensión al fuego, es decir, se benefician de las condiciones creadas por él para expandirse. Según su estrategia regenerativa, o sea, según su capacidad para regenerarse después del incendio, *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* son especies que lo hacen únicamente por medio de semillas y no pueden rebrotar, mientras que *Q. robur*, *Q. pyrenaica*, *B. pendula* y *E. globulus* pueden establecerse por medio de semillas, que generan plántulas, y por rebrotes. Las comunidades de *Quercus* evitan el fuego resistiendo por medio de bajas condiciones de combustibilidad; las comunidades de *Betula* se consideran tolerantes al fuego, resistiendo y sobreviviendo en condiciones más o menos adversas con respecto a su situación antes del incendio; las comunidades de *Pinus* facilitan el fuego, ya que éste es necesario para garantizar su supervivencia en la zona y, por último, las comunidades de *E. globulus* ocuparían una posición intermedia entre las comunidades que toleran el fuego y las que lo facilitan puesto que tiene rasgos de ambos grupos. No obstante, una población puede tener rasgos específicos de adaptación al fuego, pero su respuesta va a estar condicionada por el resto de la comunidad.

El fuego puede producir daños importantes en los árboles, los cuales pueden afectar a su tasa de crecimiento o hacerlos objeto de ataques de insectos o de hongos que son causa de su muerte a más largo plazo. En muchos casos, estos daños no son visibles ni evidentes hasta pasados muchos meses después del incendio, cuando no tienen posibilidades de sobrevivir y además se han convertido en focos de infección para otros árboles. Por esta razón se han utilizado diversos métodos físicos (conductividad eléctrica, por ejemplo) y bioquímicos (uso de marcadores taxonómicos o bioquímicos de estrés, como terpenos e iminoácidos) para conocer el estado fisiológico de los árboles dañados por el fuego y predecir su capacidad de supervivencia futura. Estos métodos se han aplicado sobre todo a *P. pinaster*, *P. radiata* y *E. globulus*.

### 3.3. Efecto de los incendios forestales sobre la fauna

La fauna también resulta afectada por los incendios. Numerosos animales mueren durante el incendio porque no consiguen huir del fuego y otros quedan heridos y mueren a lo largo del tiempo. Entre los que sobreviven, la mortalidad generalmente es también elevada debido a la falta de refugio y de alimentos. La alteración de su hábitat causa desequilibrios en la macrofauna de la zona. La meso y microfauna del suelo resultan particularmente afectadas, dependiendo el daño de la penetración del calentamiento en el suelo y de la intensidad del mismo. Por el contrario, especies que no pueden vivir en zonas cerradas del bosque pueden resultar temporalmente beneficiadas a corto y medio plazo después del incendio, en las primeras fases de la revegetación, durante las cuales las especies herbáceas y los rebrotes pueden servirles de alimento.

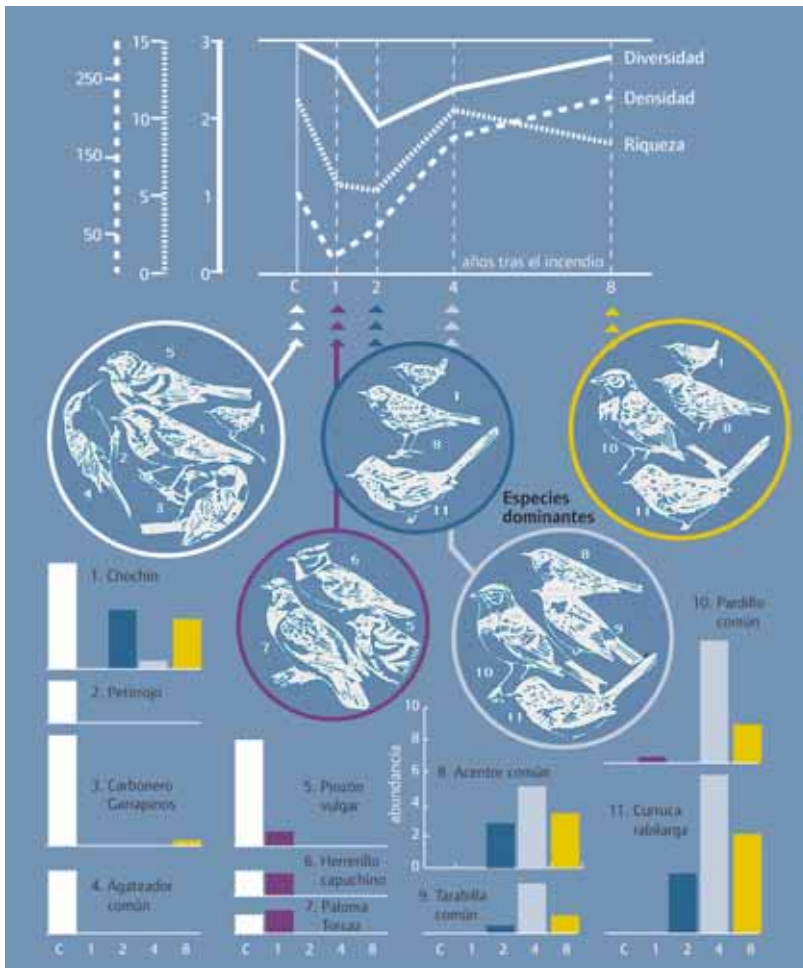
Lamentablemente, apenas existen estudios en Galicia sobre este importante impacto de los incendios. Es bien conocido, sin embargo, el problema que se causa a los jabalíes que, privados de su alimento en los montes incendiados que les servían, además, de refugio, se ven obligados a descender con frecuencia hasta las zonas de cultivo para alimentarse. No obstante, si bien para la caza mayor el efecto del fuego es negativo, a largo plazo los incendios parecen favorecer la caza menor.

En un estudio sobre la respuesta de las comunidades de aves (pájaros, palomas y otras) a incendios de pinares en Galicia, que evolucionan a matorrales de tojo y brezos por efecto del fuego, se indica que la diversidad de las aves disminuye mucho después del incendio y no se recupera incluso ocho años después del quemado, mientras que la densidad de pájaros, aunque también dis-

[Figura 5d]  
Impacto de los incendios forestales sobre la fauna

minuye considerablemente tras el fuego, su valor a los ocho años es más del doble que en una zona similar no quemada. Algunas especies desaparecen y no aparecen ni a los ocho años, posiblemente debido a que son aves forestales (agateador común, reyezuelo sencillo, camachuelo común, arrendajo común, pico picapinos, petirrojo y paloma torcaz) y otras necesitan uno (escribano montesino), dos (chochín, acentor común y curruca rabilarga) o de cuatro a ocho años (curruca caprotada, carbonero garrapinos y mirlo común) para aparecer de nuevo. [figura 5d].

La recuperación parcial de la diversidad, así como el aumento de la densidad, tienen una estrecha relación con las distintas etapas de la regeneración del matorral, aunque la comunidad de aves observada ocho años después del incendio no es igual a la comunidad original. La composición específica de las aves, un año después del incendio, resulta ser la más parecida a la observada en la zona no afectada por el incendio, lo que se atribuye a que la fisonomía del bosque muerto tiene cierta semejanza con la del bosque vivo, con un alto porcentaje de suelo desnudo y presencia de árboles y arbustos, aunque en el área quemada árboles y arbustos están muertos. La misma similitud se observó entre los artrópodos terrestres y los insectos aéreos capturados en ambas zonas. Además de a la semejanza de la fisonomía, la presencia de aves poco tiempo después del incendio se debe a la abundancia, en este período, de ciertos insectos y vertebrados que se sienten atraídos por las áreas quemadas y también a la



Gráfica cedida por J. Guitián

abundancia de herbáceas y semillas durante este período de la sucesión secundaria. Estos recursos alimentarios son fáciles de localizar y de capturar por las aves debido al elevado porcentaje de suelo desnudo. Se señala, asimismo, la presencia abundante de diversas especies de coleópteros, isópodos y arácnidos en los refugios creados por el fuego en los árboles al separar la corteza de los troncos, constituyendo dichas especies reservas de alimento para diferentes especies de aves, principalmente arrendajos y picos picapinos. La similitud de fisonomía desaparece poco tiempo después del quemado, al ser retirados los pinos muertos, disminuyendo así la posibilidad de la zona para albergar aves.

Con un comportamiento completamente diferente se cita otra ave, la tarabilla común (*Saxicola torquata*), ausente de los pinares y eucaliptales no perturbados, con sotobosque de tojos principalmente, que aparece, en cambio, en zonas donde estas formaciones han sido barridas por el fuego. La densidad de estos pájaros está relacionada también con los procesos de regeneración de la vegetación. Comienzan a aparecer a los 14 meses después del incendio, coincidiendo con una importante cobertura del matorral; alcanzan una elevada densidad (37 aves ha<sup>-1</sup>) a los 105 meses después del incendio, pero, a los 10 años, su densidad vuelve a descender como consecuencia del desarrollo del estrato arbóreo.

La destrucción del hábitat y la pérdida de los recursos alimentarios debido a los incendios forestales ha sido citado como un factor de amenaza de los quirópteros en España, aunque no existe ningún estudio sobre la situación de los murciélagos en Galicia con relación a dichos incendios.

Particularmente importante por sus repercusiones económicas es el caso de los insectos perforadores, que atacan comunidades arbóreas afectadas por los incendios, causándoles la muerte cuando no se detectan con suficiente tiempo. Recientemente se han localizado dos coleópteros de la familia de los escolítidos (*Xyleborinus saxeseni* y *Xyleborus dispar*) que aparecen en Galicia en formaciones de eucaliptos que han sufrido un incendio y atacan a los individuos debilitados por el fuego, aunque conserven cierto grado de vitalidad, en el primer caso, lo que es muy preocupante, porque estos árboles vivirían si no fueran atacados por este insecto, o a los eucaliptos muy dañados, en el segundo caso, por lo que esta especie resulta menos peligrosa que la anterior.

El daño que se causa a las abejas y sus colmenas es también relevante por el auge que ha experimentado en los últimos años el mercado de la miel. Además de los daños directos por la acción del fuego sobre abejas y colmenas, indirectamente se produce una disminución en la producción de miel debido a la destrucción del matorral, generalmente en el período de floración de muchas plantas, ya que su polen y néctar es utilizado por las abejas, y también por

las modificaciones que se producen en la composición específica de estos matorrales y el tiempo que tardan en regenerarse. Entre las especies melíferas destacan, por su importancia, las leguminosas, *Ulex* spp. y *Cytisus* spp., cuyo polen constituye el 13,4% del total, y las ericáceas (*Erica* spp., *Calluna vulgaris* y *Daboecia cantabrica*), cuyo polen es un 8% del total. Todas estas especies melíferas producen una miel de gran calidad. El tojo, *U. europaeus* en particular, da flores durante buena parte del año, por lo que es una de las plantas de mantenimiento del colmenar al ser buena productora de polen. Sin embargo, después de un incendio, tarda unos dos años en florecer de forma importante y los brezos tardan todavía más, por lo cual el daño que los incendios causan en las abejas y en la materia prima de la producción melífera tiene repercusiones considerables en la economía de los apicultores gallegos.

### 3.4. Efecto de los incendios forestales sobre la erosión y el ciclo hidrológico

La erosión del suelo, es decir, el desprendimiento, arrastre y deposición de sus materiales, es uno de los impactos más negativos para el medio ambiente que pueden desencadenar los incendios forestales, sobre todo los incontrolados de alta intensidad. En condiciones normales, la erosión es controlada por el potencial erosivo de la lluvia, que depende de su impacto directo sobre el suelo. Este impacto, a su vez, está en función de la intensidad de la lluvia y su capacidad para mover las partículas del suelo. Esto depende, básicamente, de la cantidad de lluvia que cae y no se infiltra. Otros factores son: la erosionabilidad del suelo, que depende de sus propiedades, de la cubierta vegetal y de la topografía. Después de un incendio hay que añadir otro importante factor, la intensidad del incendio, que controla la cubierta vegetal, la profundidad de la capa de cenizas y de la capa repelente al agua, y el impacto sobre la estructura del suelo. El efecto del fuego sobre la erosión está, por lo tanto, muy ligado al efecto sobre el ciclo hidrológico.

En una comunidad vegetal, las gotas de lluvia son interceptadas por la vegetación y entonces o bien caen sobre el suelo con menor energía o se evaporan desde la vegetación. La lluvia que alcanza el suelo es absorbida por la hojarasca hasta que se satura, lo que depende de la capacidad de retención de agua del terreno, que, a su vez, está estrechamente relacionada con su contenido en materia orgánica, el exceso de agua se infiltra, penetrando hasta los horizontes minerales del suelo. Una vez allí, parte es retenida por las partículas minerales o en los poros capilares finos, por tensión superficial, y otra parte



se infiltra hacia abajo (agua de infiltración) a través de los poros gruesos, y puede alcanzar la capa freática. Si la cantidad de agua que llega a la superficie es mayor que la cantidad que se infiltra, el exceso fluye por la superficie, bajo la fuerza de la gravedad, constituyendo la llamada agua de escorrentía. Por otra parte, el agua del suelo se pierde por evaporación desde la superficie y por la transpiración de las plantas, que la toman de las capas más profundas por medio de las raíces.

Los incendios forestales afectan a todos estos procesos del ciclo hidrológico. Cuando la cubierta vegetal es eliminada por el fuego, la intercepción, así como la transpiración, disminuyen, y la evaporación desde el suelo aumenta debido a que su superficie, desprovista de vegetación, queda expuesta a la insolación y al viento. Además, el ennegrecimiento de su superficie por culpa del fuego, contribuye a la evaporación porque hace incrementar la absorción de la radiación y, en consecuencia, la temperatura del suelo aumenta. Por otra parte, al quemarse la hojarasca, se reduce la capacidad de retención de agua del terreno.

Además de todos estos efectos, las gotas de lluvia, al golpear directamente contra la superficie desnuda del suelo, producen la disrupción física y dispersión de las partículas más finas, entre ellas las cenizas depositadas sobre su superficie durante el incendio. Estas partículas se infiltran y se introducen en los poros gruesos, obturándolos y reduciendo la porosidad. En consecuencia, la infiltración de agua se reduce, la escorrentía aumenta y también el arrastre de materiales, es decir, la erosión.

Otro factor que incrementa la erosión después de un incendio de alta intensidad es que a menudo se forma una capa repelente al agua, debido a compuestos hidrófobos producidos durante el quemado, que se localiza no en la superficie sino a cierta profundidad en el perfil del suelo. Esta capa, que constituye una verdadera barrera para el agua, disminuye también la infiltración y, por consiguiente, aumenta la escorrentía y la erosión del suelo situado por encima de esta capa hidrófoba.

Los sedimentos y el agua infiltrada o que fluye desde las zonas quemadas, que van cargados de nutrientes disueltos de la capa de cenizas, pueden causar varios problemas, entre ellos el relleno o colmatación de embalses, cunetas, etc., y también pueden contribuir a la eutrofización de las aguas o al crecimiento anormal de algas. Por otro lado, es posible que hagan aumentar la temperatura del agua, que puede alterar el hábitat de muchos organismos que viven en las corrientes fluviales o marinas, incluyendo los peces y sus fuentes alimentarias.

Galicia, a pesar del extraordinariamente alto potencial erosivo de las lluvias, debido a la presencia de una densa cubierta vegetal, era considerada como una zona con un bajo riesgo de erosión, estimándose ésta en 0,8-1,6 t



ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, lo que refleja una relativamente buena protección de los suelos por sus bosques y matorrales. La destrucción de la cubierta vegetal por los incendios forestales ha aumentado el riesgo de erosión, que será mayor cuanto mayor sea la intensidad del incendio. En un estudio pionero sobre este tema, realizado en 1982, se estima la pérdida de suelo de 16 zonas afectadas por incendios de diferente intensidad en valores que oscilan entre 15 y 170 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con un valor medio de 56 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estudios más recientes evalúan la pérdida de suelo, en terrenos con diferente tipo de vegetación afectados por incendios de alta intensidad, en un rango de 13 a 56 t ha<sup>-1</sup> el primer año después del quemado, mientras que en incendios de baja o moderada intensidad los valores descienden a 1,5-5 t ha<sup>-1</sup> el primer año después del quemado. Como caso extremo se cita la erosión producida por una lluvia torrencial, de menos de una hora, causada por una tormenta local, que produjo una escorrentía de 22,6 m<sup>3</sup>/s.<sup>-1</sup> y una velocidad media de la corriente de 0,89 m/s.<sup>-1</sup>, en una parcela con una pendiente media del 18,8% que había sido afectada por un incendio un mes antes de la tormenta y que hizo desaparecer la vegetación de matorral de tojos y brezos; la erosión, estimada en 30 t ha<sup>-1</sup>, produjo cárcavas de tamaño pequeño o medio (10-15 cm de profundidad) y también grandes, por canalización del agua por caminos y cortafuegos, que, en algunos casos, en la zona de desagüe, alcanzaron más de 1 m de profundidad, observándose también acumulaciones de sedimentos, de más de 50 cm de altura, en zonas donde diversos obstáculos frenaron la velocidad del flujo de agua, así como zonas de sedimentación de gravas y piedras.

Aunque los métodos utilizados para evaluar la pérdida de suelo proporcionan valores por exceso o por defecto, si se tienen en cuenta las recomendaciones del Servicio de Conservación de Suelos de EE.UU., que estiman el límite de erosión tolerable en 11 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y en 30 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> el límite a partir del que es necesario tomar medidas preventivas y de conservación del suelo, y consideran la pérdida de suelo de 100 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> como erosión grave, es indudable que los incendios en Galicia han desencadenado uno de sus efectos más adversos.

La erosión postincendio [figura 5b] se desarrolla de una forma muy rápida, ya que, en general, el 80% de ella se produce entre tres y cuatro meses después del incendio, decayendo exponencialmente la intensidad del proceso que, además, no suele mantenerse más allá de uno o dos años, aunque esto depende de diversos factores, principalmente del proceso de revegetación, que restaura la cubierta vegetal y favorece la recuperación de las propiedades del suelo quemado. El contenido en agua del suelo antes del incendio influye en el proceso de erosión, siendo mayor la pérdida de suelo, para incendios de igual intensidad, en suelos con menor porcentaje de humedad.

En los suelos afectados por incendios en Galicia, la desaparición de la cubierta vegetal, la disminución de la intercepción de la lluvia, la pérdida de estructura y el deterioro de otras de sus propiedades físicas el aumento de la hidrofobia y del agua de escorrentía superficial son causas directas de una mayor erosión.

La cubierta vegetal actúa contra ella, como se indicó anteriormente, amortiguando el choque de las gotas de lluvia contra el suelo; pero también disminuye la velocidad de las aguas de escorrentía, frente a las cuales las plántulas emergentes y las plantas desarrolladas actúan como obstáculos o barrera; por último, favorece la infiltración, promoviendo la formación de macroporos. En estudios sobre suelos gallegos se demostró que existe una correlación negativa entre el grado de cobertura y el riesgo de erosión. Asimismo, en aquellos afectados por incendios forestales, revegetados por siembra de especies herbáceas, se demostró que existe una relación exponencial entre la erosión y la cubierta vegetal y que, de acuerdo con esta relación, cuando la cobertura es del 50 al 60%, la erosión es prácticamente inexistente, ya que se reduce más del 90%. Esto indica que la disminución de la erosión se debe más a la disminución de la velocidad de la escorrentía, y no al volumen de la escorrentía, que al efecto de pantalla, frente a la lluvia, de la cubierta vegetal. En suelos sin revegetar, la pérdida de suelo es hasta tres veces mayor que en los revegetados y los sedimentos arrastran una gran cantidad de arcilla y de nutrientes en forma particulada, siguiendo éstos la secuencia:  $Ca > Mg > K > Na$ . En los suelos quemados revegetados, el incremento del recubrimiento herbáceo hace predominar los procesos de sedimentación sobre los procesos erosivos. La vegetación actúa como un filtro verde que retiene la arcilla y los nutrientes y evita la disminución de la fertilidad.

La intercepción de la lluvia en distintas comunidades vegetales no perturbadas por el fuego alcanza valores del 29% de la precipitación en pinares, del 29-45% en bosques de frondosas y del 40-70% en matorrales densos de tojos y brezos. Cuando estas comunidades son afectadas por incendios, la intercepción descende en pinares al 21% de la precipitación en fuegos que producen sólo el chamuscado de copas, al 14% en pinares afectados por fuego de copas y se reduce hasta cuatro veces en matorral muy denso de tojos. La recuperación de la intercepción va unida a la restauración de la cubierta vegetal.

El calentamiento del suelo puede mejorar de forma efímera la estructura a temperaturas menores de 200 °C pero, en general, se produce un proceso de degradación que aumenta hasta 450 °C, temperatura a la cual se estabiliza. Este proceso de degradación, que comprende la pérdida de agua por evaporación y un proceso de ruptura seca después del calentamiento a 170-460 °C, se debe

sin duda a la combustión de la materia orgánica del suelo, principal agente cementante en los agregados de los suelos gallegos.

En Galicia, la hidrofobia que se produce en suelos quemados puede originar una escorrentía del 20% de la primera precipitación postincendio, y se reduce al 5-10% en los meses siguientes, aunque el efecto de la formación de la capa hidrófoba puede perdurar hasta cinco años después del quemado.

En cuanto a la escorrentía, en suelos no perturbados varía, lógicamente, en función de diversos factores, por lo cual es difícil establecer un valor medio absoluto; sin embargo, es fácil demostrar que el flujo de agua superficial aumenta después del incendio. Así, en formaciones de pinos con matorral afectados por incendios se citan aumentos de la escorrentía entre 1,6 y 2,0 veces con respecto al suelo no perturbado, en incendios de diferente intensidad, durante el primer año después del incendio, y desciende a 1,4 veces dos años después. Asimismo, en pinares de *P. pinaster* afectados por incendios el valor de la escorrentía medida aumenta entre 11 y 15 veces en incendios de intensidad moderada durante el primer año después del incendio y unas 4,5 veces el segundo año; en incendios de alta intensidad, la escorrentía es entre 20 y 35 veces mayor que la que se produce en el suelo no perturbado el primer año después del incendio y todavía es 3,7 veces mayor a los cuatro años. El valor de la escorrentía varía entre el 5 y el 20% de la precipitación en función de la intensidad de la lluvia y también de la hidrofobia del suelo quemado.

Es posible que el agua de escorrentía contenga partículas finas del suelo (la concentración de arcilla en suspensión puede ser hasta 80 veces mayor que la encontrada en la escorrentía de suelos no quemados) y elementos solubles con un orden de abundancia que varía en el sentido  $C > Na > K > Mg > N > Ca > P$ , y cuya concentración es mayor que la del suelo quemado del que proceden. Esta pérdida de elementos solubles se produce, sobre todo, el primer mes después del incendio y tiene una gran importancia por dos causas: por un lado, va a influir negativamente sobre la revegetación, puesto que se exportan del suelo los nutrientes necesarios para el desarrollo de las plantas; por otro lado, las aguas de escorrentía cargadas de nutrientes pueden causar la eutrofización de las cuencas que las reciban, principalmente por su contenido en N y P (que puede aumentar su concentración en las aguas de escorrentía hasta cinco veces por efecto del quemado), e incrementar la demanda biológica de oxígeno debido al contenido de C (materia orgánica) que aportan. Finalmente, el contenido de partículas en suspensión puede originar la turbidez del agua y todo ello va a influir sobre la calidad de los sistemas acuáticos. Se estima que las aguas vuelven a sus valores normales en un período de entre seis meses y tres años.

Por otra parte, en los sedimentos arrastrados durante el proceso de erosión abundan preferentemente las partículas finas del suelo: arcilla, limo e incluso arena fina, por lo cual los suelos quemados afectados por la erosión adquieren texturas más gruesas. También contienen los sedimentos, en mayor proporción que la superficie del suelo quemado, materia orgánica, nutrientes (excepto K), y un pH más elevado. Con el tiempo, su textura se hace más gruesa. El arrastre de sedimentos procedentes de las zonas quemadas puede causar los mismos efectos que las aguas de escorrentía pero acentuados, porque las pérdidas de nutrientes en forma particulada son más importantes, si bien es cierto que su movilidad es menor. El depósito de estos sedimentos, además de producir la colmatación de cauces, embalses, etc., origina la acumulación progresiva, en forma particulada, de materia orgánica, P (que puede aumentar de dos a 11 veces) y otros elementos contaminantes que se irán liberando también de forma progresiva.

Se ha demostrado que los restos chamuscados que caen de los árboles (hojas, ramas pequeñas, etc.), así como otros restos muertos de tamaño apreciable, actúan como obstáculos que frenan el flujo de agua superficial y de sedimentos, y los disminuyen hasta cinco veces con respecto a los que se producen en suelos desprovistos de obstáculos, lo que indica que es contraproducente la limpieza y saca de restos de los incendios, particularmente la saca de madera quemada, inmediatamente o a corto plazo después del incendio. La revegetación natural o artificial, es decir, la reconstitución de la cubierta vegetal es el mejor medio de frenar la erosión postincendio.

### 3.5. Efecto de los incendios forestales sobre el suelo

El efecto de los incendios sobre el suelo depende básicamente de la intensidad y duración del quemado, pero también del tipo de suelo, contenido de humedad y período e intensidad de la lluvia que cae después del fuego. Con respecto a la intensidad del incendio, en general se admite que los incendios prescritos de baja intensidad, a corto plazo aumentan el rendimiento del bosque, mientras que los incendios incontrolados pueden destruir la productividad de la zona, influyendo, por lo tanto, en la producción de fibras y alimentos. Sin embargo, los efectos de los incendios de baja y moderada intensidad serán diferentes de los efectos de los de alta intensidad. En cualquier caso, la degradación del suelo puede ser completamente irreversible si los agentes erosivos, que actúan en zonas montañosas, causan la erosión de los horizontes orgánicos superficiales, e incluso, de los horizontes minerales y dejan la roca al



Foto cedida por A. Cabaneiro

[Figura 5e]  
Impacto de los incendios  
forestales sobre el suelo

descubierto. En casos más favorables, los incendios pueden producir importantes modificaciones en las propiedades del suelo, que pueden originar una disminución de la fertilidad física, química y biológica del suelo, dependiendo la recuperación de las áreas quemadas de la velocidad a la cual esta fertilidad, que es la base para la regeneración de las plantas, se recobre.

En Galicia, el estudio del efecto de los incendios forestales sobre el suelo [figura 5e], tanto inmediatamente como a corto, medio y largo plazo después del incendio, ha sido objeto de interesantes investigaciones, cuyos resultados se exponen a continuación.

Los incendios alteran el ciclo biológico de los nutrientes; su efecto principal es la velocidad a la cual los nutrientes son liberados. En un bosque, por ejemplo, los elementos minerales retenidos en la hojarasca y en la materia orgánica del suelo son liberados mediante procesos de descomposición y de mineralización de los componentes orgánicos por la mesofauna y la microbiota del suelo. Los elementos liberados pasan a las posiciones de cambio del complejo absor-



bente del suelo y a la solución del suelo, de donde son captados por las raíces de las plantas, volviendo de nuevo al suelo cuando los restos vegetales caen sobre su superficie formando la hojarasca. Este es, muy simplificado, el ciclo biológico de los nutrientes. Durante los procesos de mineralización biológica, la liberación de los nutrientes en forma asimilable por las plantas es lenta pero equilibrada y la mayoría de éstos son absorbidos por ellas. Durante el quemado, los nutrientes son liberados muy rápidamente y se concentran en la capa de cenizas, pero la mayoría de ellos se pierden, bien por volatilización durante el quemado, bien por lavado por las aguas de infiltración que los alejan de la zona radicular, arrastrados por el agua de escorrentía o con las cenizas en las corrientes de convección, o simplemente se pierden porque la regeneración de la planta no es suficientemente rápida para que todos los nutrientes liberados puedan ser absorbidos.

Los incendios pueden causar la destrucción total de la materia orgánica del suelo si son de gran intensidad o si el contenido en materia orgánica es bajo. En otros casos, generalmente se observa una disminución del contenido en carbono en las capas superficial y subsuperficial después del quemado, en función de la intensidad del incendio. Aunque también se han observado incrementos de materia orgánica debido a la deposición de restos vegetales parcialmente quemados. En suelos quemados en el laboratorio, se observa que las pérdidas de materia orgánica son inapreciables a 150 °C y totales a 490 °C; a 220 y 350 °C, alcanzada y sobrepasada la temperatura de ignición, respectivamente, (que en suelos ácidos gallegos ha sido estimada en 230-240 °C) las pérdidas son considerables, oscilando entre el 37 y el 46%, en el primer caso, y alcanzando el 90% en el segundo. Estas pérdidas están de acuerdo con los termogramas de combustión de los mismos suelos que, básicamente, presentan un pico endotérmico entre 50 y 150 °C (correspondiente a la deshidratación del material y a la pérdida de sustancias volátiles) y un gran pico exotérmico entre 180 y 550 °C (que corresponde a la combustión total de la materia orgánica del suelo). La recuperación de la materia orgánica, que suele producirse a los dos años después del incendio, depende de la restauración de la vegetación, aunque también pueden observarse incrementos durante el primer año después del incendio, procedente de restos vegetales no quemados, tales como raíces muertas que se desintegran y se incorporan poco a poco al suelo.

El fuego afecta a todos los componentes de la materia orgánica, aunque no de la misma forma y con la misma intensidad. El grupo de la celulosa y de las hemicelulosas es el más afectado, perdiéndose entre el 70 y el 80% en incendios de alta intensidad; le siguen los compuestos hidrosolubles, entre los que se encuentran los azúcares (más simples), con pérdidas del 45 al 55%, la lig-

nina, que representa el componente orgánico mayoritario, con el 46% de pérdida, y los lípidos con el 25%. La distribución porcentual muestra que la celulosa, las hemicelulosas y los compuestos hidrosolubles son los más afectados por los incendios, mientras que los lípidos apenas resultan y que la proporción relativa de la lignina aumenta después del incendio. Comparando estos datos con suelos quemados en el laboratorio a 220 y 350 °C, se observa que la situación indicada es similar a la del suelo quemado a 220 °C; en el suelo que alcanzó la temperatura de 350 °C (cuando sólo permanece el 10% de la materia orgánica) todas las fracciones disminuyen considerablemente, excepto los lípidos, aunque en proporción relativa la lignina sigue siendo el componente mayoritario, disminuyendo menos de la mitad, mientras que la celulosa se reduce a un 20% del valor inicial. Desde el punto de vista de la humificación, la fracción más afectada es la materia orgánica no humificada, por lo cual el grado de humificación crece mucho después de los incendios. Se produce también un gran aumento de la fracción más humificada (pero también la más recalcitrante al ataque microbiano), la humina, que resulta la fracción predominante, sobre todo en suelos que alcanzan la temperatura de 350 °C, en los que sólo permanece esta fracción, en detrimento de las demás fracciones humificadas, los ácidos fúlvicos y los ácidos húmicos. De estos hechos se deduce que el fuego disminuye la fracción de la materia orgánica más fácilmente degradable por los microorganismos y deja las más resistentes al ataque microbiano, lo que produce una materia orgánica mucho más estable. Esto va a repercutir sobre la tasa de mineralización de la materia orgánica, que será más lenta; también se ralentizará la liberación de nutrientes. Por otra parte, la desaparición de azúcares y otras sustancias lábiles tiene un efecto negativo sobre la recuperación de los suelos quemados y la regeneración de las plantas debido a que estas sustancias son fuente de energía para los microorganismos. A largo plazo (cinco o diez años después del quemado), los componentes fundamentales de la materia orgánica son similares a los de los correspondientes suelos no perturbados por el fuego.

La reducción o destrucción de materia orgánica y la deposición de cenizas tienen consecuencias directas sobre otras propiedades del suelo. Así, la pérdida de materia orgánica disminuye la capacidad de retención de agua de las capas superficiales del suelo hasta el 40% de los valores originales, que sólo se recuperan entre cinco y diez años después del incendio. Esta disminución puede afectar a la revegetación del suelo. Los incendios disminuyen su estructura, sobre todo en los suelos arenosos en los que la materia orgánica es el principal cemento de los agregados; asimismo, la estabilidad al agua de los agregados menores de 0,25 mm disminuyen entre el 70 y el 50% respecto a los va-



lores en el correspondiente suelo no quemado. La textura, en general, no suele resultar afectada de forma directa por los incendios de forma significativa.

El pH y la conductividad eléctrica (que indica indirectamente el contenido en sales) de los suelos quemados, por lo general, crecen como consecuencia de la reducción de ácidos orgánicos y de la acumulación de cenizas, ricas en óxidos y en carbonatos de iones básicos. En los suelos ácidos de Galicia el pH no suele aumentar mucho debido al elevado poder de amortiguación de estos suelos, que suelen tener un alto contenido en materia orgánica, incluso después del incendio, aunque se han citado incrementos de más de cinco unidades de pH en suelos con bajo contenido en materia orgánica. Dependiendo de la lluvia que caiga después del incendio, los altos valores de estos parámetros pueden persistir o disminuir, debido al lavado de cationes, particularmente en la capa superficial. La recuperación de la materia orgánica también disminuye el incremento del pH.

La capacidad de intercambio catiónico desciende después de los incendios debido a la pérdida de materia orgánica, que suministra posiciones de cambio; el  $H^+$  de cambio disminuye por la misma razón y como, en general, los cationes de cambio aumentan, debido a la acumulación de cationes básicos en las cenizas, el porcentaje de saturación del suelo asciende, sobre todo en los suelos ácidos. Estos efectos pueden ser observados inmediatamente después del incendio y, por lo general, persisten por un tiempo más o menos largo dependiendo del contenido de materia orgánica del suelo quemado y de la incorporación de nueva materia orgánica. En diversos suelos ácidos de Galicia la recuperación de los valores del  $H^+$  de cambio anteriores al incendio ocurre entre cinco y diez años después del quemado.

Los efectos del fuego sobre el nitrógeno del suelo revisten especial importancia por ser éste uno de los principales nutrientes para las plantas y microorganismos. El N total puede ser parcial o totalmente volatilizado a  $200^{\circ}C$ , pero por lo regular disminuye después del incendio, en función de su intensidad, aunque también puede aumentar debido a la deposición de material no completamente incinerado. Todas estas situaciones han sido citadas en suelos de Galicia afectados por incendios, en los que se ha observado una recuperación de los valores anteriores al incendio dos años después del quemado. El N inorgánico siempre sube después de los incendios como consecuencia de la oxidación del N orgánico; el aumento puede ser en forma amoniacal o nítrica, según el tipo de suelo, aunque, en general, predomina el N amoniacal, como ocurre normalmente en los suelos ácidos gallegos. Incluso diez años después del incendio este efecto puede persistir, aunque las diferencias entre el suelo no perturbado y el suelo quemado se reducen. Este N inorgánico puede ser

tomado por las plantas que colonizan el suelo quemado después del incendio o desaparecer del horizonte superficial por lavado por la lluvia, particularmente en forma de nitratos, pudiendo redistribuirse en el perfil o llegar a la capa freática y causar su eutrofización. En suelos quemados en el laboratorio se observa que el N total decrece apreciablemente sólo a 350 °C, mientras que el N inorgánico aumenta ya a 150 °C e, igual que en los suelos estudiados en condiciones naturales, predomina el N amoniacal.

Las formas orgánicas de N, que constituyen importantes reservas de N en el suelo, resultan muy afectadas por los incendios, pero, igual que ocurría con el C, el fuego afecta de manera distinta a las diferentes formas orgánicas, disminuyendo en gran proporción los aminoácidos y el N hidrolizable no identificado y, en menor medida, los aminoazúcares, mientras que el N amídico y, sobre todo, el N amoniacal, procedente de la desaminación de compuestos orgánicos, suben. Igual que en el caso del C, el N residual, que es el N más resistente al ataque microbiano, es mucho mayor en los suelos quemados; este aumento depende de la intensidad del incendio. Igual se observa en suelos quemados en el laboratorio, sobre todo a 350 y 490 °C. Esto predice que la mineralización del N orgánico será más difícil después de un incendio y que la habilidad del suelo para suministrar N inorgánico a las plantas desciende después del incendio. Este efecto persiste durante dos años después del incendio pero cinco o diez años después ya no se detecta.

En incendios simulados de baja, moderada y alta intensidad, se demostró que el calentamiento del suelo modifica el contenido de C y N lábiles, dependiendo las modificaciones de la temperatura alcanzada por el suelo y, para algunas temperaturas, de la duración del quemado. El calentamiento del suelo a 160 °C aumenta el C y el N lábiles y este efecto crece con el tiempo de calentamiento, a 350 °C el C lábil se incrementa mientras que el N lábil baja, variando esta disminución en función del tiempo de calentamiento; por último, el calentamiento del suelo a 600 °C origina la desaparición tanto del C como del N lábiles, independientemente del tiempo de exposición al calor. Estos efectos son muy importantes, ya que tanto el C como el N soluble son fuentes de energía y nutrientes, respectivamente, para microorganismos y plantas e influye en la regeneración de ambos organismos en los suelos afectados por incendios.

El fósforo, otro importante nutriente para las plantas, también resulta alterado según la intensidad del incendio. El P total puede disminuir o, como en los casos estudiados en Galicia, no resultar afectado. En incendios prescritos o controlados, donde la temperatura del suelo no alcanza los 50 °C, los efectos sobre el ciclo del P son muy ligeros. En incendios de moderada o alta intensidad, el fuego tiene un fuerte efecto mineralizador sobre el P orgánico, que dis-

minuye mucho o incluso puede desaparecer después del incendio; paralelamente, se produce un aumento del P inorgánico, que no sólo corresponde al P orgánico mineralizado, sino también a la mineralización de formas de P residual, lo que conduce a profundos cambios en la distribución de las formas de P. A lo largo del tiempo se produce una progresiva acumulación del P orgánico que, al cabo de dos años, puede recuperar los valores normales de los suelos análogos no afectados por el fuego.

La microbiota, que es el principal agente responsable de la descomposición de la materia orgánica y de otros importantes procesos necesarios para la regeneración del suelo y de la vegetación, resulta particularmente afectada, no sólo por el incendio, que puede esterilizar la superficie del suelo, sino también por la deposición de cenizas. El efecto inmediato es una fuerte disminución de la densidad y biomasa microbianas que pueden alcanzar niveles indetectables. Sin embargo, microorganismos que se encuentran en el agua, en el aire o en el suelo no quemado recolonizan los suelos quemados muy poco tiempo después de los incendios; no obstante, la recuperación de la microbiota y de su actividad depende no sólo de la propia población microbiana, sino también del sustrato y, por consiguiente, de las modificaciones inducidas por el fuego sobre el mismo. En general, todos los cambios inducidos por el fuego sobre el suelo: aumento del pH, del grado de saturación, del contenido en nutrientes y de su temperatura, favorecen la recuperación de la población microbiana y de su actividad, poco tiempo después del incendio, si la humedad del suelo es suficiente. Después de la recuperación, la población microbiana total aumenta y se observa que el incendio no altera la distribución normal de los grupos microbianos taxonómicos y fisiológicos, y así las bacterias predominan claramente sobre los demás grupos, seguidas por los hongos y éstos, por las algas, cuya densidad es mucho menor. Entre las bacterias existe un gran número de aerobias heterotróficas, la mayoría de las cuales son acidófilas y formadoras de esporas, mientras que la densidad de autotróficas (cianobacterias) es baja. Por otra parte, una gran proporción de la microbiota posee capacidad amonificante y amilolítica, mientras que sólo una pequeña proporción de los microorganismos tiene capacidad celulolítica y los niveles de nitrificantes son muy bajos; por el contrario, en los suelos quemados se produce un buen desarrollo de los microorganismos mineralizadores del azufre orgánico, así como de los sulfatorreductores. Las condiciones del suelo quemado favorecen el crecimiento de las bacterias, mientras que la densidad de los hongos y de los microorganismos fotoautotróficos, tales como cianobacterias y algas, disminuyen en gran proporción. Con el tiempo, la población microbiana tiende a alcanzar sus niveles normales, pero la velocidad de recuperación no es igual para todos los microorganismos. Un año

después del incendio no se observa el efecto del quemado sobre las bacterias aerobias y aumentan significativamente los microorganismos fotoautotróficos (cianobacterias y algas), mientras que la recuperación de los hongos es muy lenta. Por otro lado, los microorganismos amonificantes resultan ser los más favorecidos por el quemado, en total contraste con los celulolíticos y los nitrificantes, mientras que los amilolíticos, que aumentan mucho a corto plazo, disminuyen un año después del incendio. En términos generales, los microorganismos mineralizadores de las sustancias nitrogenadas resultan más favorecidos por el incendio que los mineralizadores de los compuestos de carbono.

El fuego reduce la densidad de propágulos viables de los hongos vesículo-arbusculares y la colonización postincendio de la vegetación herbácea por estos hongos es menor que en suelos no quemados. En general, después de los incendios, disminuye el porcentaje de germinación de las esporas de diversas especies de este tipo de hongos presentes en el suelo antes del incendio. Se ha demostrado que determinadas sustancias hidrosolubles, producidas durante los incendios, inhiben la germinación de las esporas, la actividad micelial del propágulo y la colonización de las raíces por los hongos micorrícicos vesículo-arbusculares.

En contraste con la rápida recuperación de la población microbiana, la biomasa microbiana, que se reduce drásticamente después del incendio, no se recupera incluso dos años después, lo que sin duda se debe a la lentitud con la que se recuperan los hongos, que contribuyen más a la biomasa que las bacterias. La velocidad de recuperación de la microbiota y de su biomasa no sólo depende de la humedad, sino que es inversamente proporcional a la temperatura de calentamiento del suelo, lo que indica que depende de la intensidad del quemado. Suelos calentados a 160 °C resultan ya esterilizados y la biomasa no puede ser detectada, lo mismo que en los quemados a 350 y 600 °C. Cuando estos suelos se reinoculan con suelo no quemado, tanto el número de microorganismos viables como su biomasa son detectados en los suelos calentados a 160 °C y 350 °C, aunque la recuperación es relativamente rápida en el primer caso y lenta en el segundo, pero no se pueden detectar en el suelo quemado a 600 °C.

La actividad biológica del suelo se debe a la actividad metabólica de sus organismos, principalmente microorganismos, y a la actividad de los enzimas. Aunque los enzimas del suelo pueden proceder de las raíces de las plantas, de animales y de los microorganismos, se cree que estos últimos son la principal fuente de estas sustancias; por consiguiente, la producción de enzimas depende estrechamente del desarrollo de la microbiota. El fuego afectará a la actividad microbiana a través de su influencia sobre la microbiota y lo mismo ocurre con

la actividad enzimática. Por otra parte, debido a su naturaleza proteínica, los enzimas pueden ser parcialmente inactivados a 60-70 °C y ser por completo inactivados, a 180 °C.

La actividad biológica global de los suelos quemados aumenta fuertemente tres meses después del incendio, lo que se debe a la recuperación de la microbiota y al aumento temporal de compuestos orgánicos lábiles y de nutrientes asimilables inducido por el fuego; recupera los valores del suelo no quemado entre cinco y diez años después del quemado.

La actividad metabólica de los microorganismos, como ya se indicó, depende no sólo de la composición de la microbiota, sino también de las modificaciones inducidas en el substrato por el incendio. La capacidad mineralizadora del C y, por lo tanto, su tasa de mineralización, que aumenta inmediatamente después del quemado debido al efímero aumento de materia orgánica lábil, disminuye con el tiempo, durante dos años, al agotarse estas sustancias lábiles y quedar las más recalcitrantes al ataque microbiano, con el consiguiente retardo en la liberación de nutrientes. Este comportamiento sólo cambia cuando se produce la revegetación, que suministra de nuevo compuestos orgánicos lábiles a los microorganismos, lo que puede producirse a partir de dos años después del incendio (aunque todavía las reservas de C lábil son menores que las del suelo no quemado); pero la recuperación de los índices de mineralización puede tardar hasta cinco o diez años después del quemado, cuando las reservas de C lábil recobran los valores del suelo no perturbado. La capacidad mineralizadora del N también aumenta inmediatamente después del incendio, aunque la acción del fuego no modifica el comportamiento del proceso de mineralización, ya que, en general, igual que en suelos análogos no quemados, la amonificación predomina de forma clara sobre la nitrificación. Igual que en el caso del C, la tasa de mineralización del N disminuye luego continuamente, como consecuencia del agotamiento de las sustancias lábiles, iniciándose su recuperación a partir de dos años después del incendio, cuando se produce la revegetación, que proporciona sustancias lábiles de nuevo. Esta Recuperación, en la mayoría de los suelos, se alcanza entre cinco y diez años después del quemado.

Las actividades enzimáticas resultan muy afectadas por los incendios y así, un mes después de incendios de moderada o alta intensidad, los enzimas: CM-celulasa, quitinasa y B-D-glucosidasa, del ciclo del C, proteasa y ureasa, del ciclo del N y fosfomonoesterasa y fosfodiesterasa, del ciclo del P, presentan actividades muy reducidas con respecto a los valores de los suelos no afectados, mientras que la actividad de la arilsulfatasa, del ciclo del S, no se detecta. Estas actividades se recuperan muy lentamente, de tal forma que dos años después

del quemado no alcanzan los valores del suelo no perturbado, en tanto que entre cinco y diez años después del incendio se acercan o sobrepasan (enzimas del ciclo del P) los valores que tenía el suelo antes del incendio.

Para evaluar el impacto de los incendios forestales sobre el suelo es importante conocer la temperatura máxima que éste alcanza durante el incendio, ya que este parámetro está estrechamente relacionado con los efectos del quemado sobre el suelo. Incluso en los incendios prescritos o controlados es difícil medir este parámetro, para lo cual se usan diversos tipos de termopares que no producen resultados muy precisos. Para conocer la temperatura máxima en incendios incontrolados, *a posteriori*, se han utilizado en Galicia diversos métodos. Uno de ellos hace una estimación de la misma en función de los cambios producidos en la distribución del P entre las diferentes fracciones orgánicas e inorgánicas del suelo, así como en función de la reducción de la actividad fosfática. El otro método, mucho más preciso, se basa en las medidas del calor de combustión y de la temperatura de ignición de la materia orgánica del suelo, de la pérdida de masa del suelo al aumentar la temperatura o de la variación de la capacidad calorífica con la temperatura de calentamiento. Las medidas se realizan usando la calorimetría diferencial de barrido o bien balanzas termogravimétricas.

### 3.6. Recuperación de los suelos afectados por incendios forestales

De los efectos que los incendios forestales, sobre todo los incontrolados, causan en el suelo, se deduce que el proceso de recuperación de los suelos quemados ha de iniciarse inmediatamente o a corto plazo para evitar sobre todo la erosión postincendio producida por las lluvias particularmente si son torrenciales.

Teniendo en cuenta que los incendios destruyen la cubierta vegetal y la estructura del suelo y que la falta de vegetación y de estructura favorecen la erosión, las primeras medidas han de ir orientadas hacia la recuperación de la cubierta vegetal, la fijación de la capa de cenizas y la retención de sus nutrientes, la mejora de la estructura del suelo y la regeneración de la microbiota del suelo y de su actividad.

En Galicia, para la recuperación de los suelos afectados por incendios se han ensayado y propuesto los siguientes métodos: aceleración de la revegetación mediante la implantación de una cubierta vegetal herbácea, acompañada o no de la adición de residuos orgánicos, y mejora de las propiedades del suelo mediante la inoculación de microorganismos.



La instalación de una vegetación herbácea acompañada de la adición de residuos orgánicos es una técnica de manejo de los suelos quemados extraordinariamente eficaz. Después de ensayar numerosas plantas herbáceas anuales y perennes, se propone la siembra a voleo, sin preparación alguna del terreno, de una mezcla de dos leguminosas perennes (*Trifolium repens* y *Lotus corniculatus*) y una gramínea (*Lolium perenne*), debido a que esta mezcla produce los mejores porcentajes de fitomasa aérea y radicular, y a que la gramínea absorbe más N de las cenizas que las leguminosas, dando lugar a la rápida formación de una cubierta vegetal, fijación de la capa de cenizas y retención en los órganos de las plantas de una gran cantidad de nutrientes procedentes de las cenizas. Por otra parte, las raíces mejoran la estabilidad de la estructura del suelo. La adición de residuos orgánicos ricos en fibras, que se realiza coincidiendo con la siembra, aumenta la producción de fitomasa, promueve la formación de agregados y aumenta la estabilidad al agua de los mismos, mejora otras propiedades físicas, como la porosidad y la aireación, y favorece la actividad biológica, sobre todo la actividad metabólica, como consecuencia de la cual aumentan las tasas de mineralización del C y del N y el C y N potencialmente mineralizables. De los residuos ensayados: paja, gallinaza sólida, purín de vacuno y lodos de depuradora, se recomienda la gallinaza sólida por su mayor eficacia en todos los órdenes, habiéndose calculado las dosis mínima y óptima a aplicar de este residuo. Además de los efectos mencionados, la gallinaza sólida promueve la proliferación de todos los grupos taxonómicos, principalmente de las bacterias, actinomicetos y hongos, sin modificar el orden normal de sus densidades, y también la de los microorganismos amonificantes, aunque, igual que otros residuos, no favorece la recuperación de los fijadores de C y N autotróficos y de los nitrificantes en los suelos quemados. La implantación de la vegetación herbácea, acompañada de la adición de gallinaza, protege el suelo contra la erosión, que disminuye significativamente en comparación con la que se produce en el suelo quemado no tratado, y prepara y conserva el suelo para vegetación arbórea. Esto ha sido demostrado mediante la implantación de pinos en el suelo quemado tratado, que se desarrollan normalmente. Se recupera, además, el ciclo de los nutrientes en el sistema: suelo afectado por el incendio-vegetación herbácea-vegetación arbórea. En efecto, los restos muertos de la vegetación herbácea se incorporan de nuevo al suelo quemado, en el cual aumentan las reservas de nutrientes, como consecuencia del aporte de éstos, procedentes de los restos de la vegetación herbácea y del residuo. Además, ambos contribuyen a la nutrición de la vegetación arbórea ya que, en sólo dos períodos de crecimiento de los pinos, éstos absorben el 33% del N de la vegetación herbácea incorporada al suelo y entre el 7 y el 20% del N de la gallinaza, según la dosis de residuo aportado.

Se ha demostrado también con este método que la recuperación ha de iniciarse casi inmediatamente después del incendio, porque las primeras lluvias postincendio, si no causan la erosión, pueden producir un lavado de nutrientes que dejaría el suelo prácticamente agotado para la revegetación. Comparando la recuperación de un suelo quemado inmediatamente después del incendio con otro cuya recuperación se inició tres años después, se observó que, en el primer caso, aun en el suelo sin adición de residuos, se produce un buen desarrollo de las plantas sembradas debido a los nutrientes acumulados en la capa de cenizas, mientras que en el de tres años la vegetación que se desarrolla es esquelética, porque apenas quedan nutrientes suficientes para sostener una vegetación. No obstante, ambos reaccionan a la adición de gallinaza sólida, aumentando el crecimiento de las plantas, mientras que el rendimiento del suelo abonado con un fertilizante mineral es claramente menor, lo que demuestra también la importancia de la adición de los residuos orgánicos.

En otra investigación, cuyo objetivo era la búsqueda de técnicas de protección del suelo contra la erosión hídrica, se instaló también una vegetación herbácea, ensayando dos mezclas de plantas: una denominada de especies nativas por contener *Agrostis capillaris*, que se encuentra de forma natural en la zona estudiada, además de *A. truncatula* y *Lotus corniculatus*, presentes en las dos mezclas, y otra denominada pratense por contener *Lolium multiflorum*, especie característica del pastizal. Ambas mezclas producen una buena protección del suelo, reduciendo la erosión en un 30%, si bien la pratense presenta un recubrimiento del suelo más rápido durante los cuatro primeros meses. Sin embargo, a partir de esta fecha, el desarrollo de la mezcla nativa es superior, siendo la cobertura más estable y sus efectos sobre la erosión más eficaces y duraderos. Durante el desarrollo de la vegetación se observa que *L. multiflorum* produce la inhibición del crecimiento de la vegetación nativa, predominando y compitiendo a su favor por los nutrientes del suelo. La vegetación herbácea implantada actúa, además, como un filtro verde, que retiene los nutrientes, evitando la pérdida de fertilidad del suelo afectado por el incendio.

La inoculación de microorganismos, concretamente la de cianobacterias y la implantación de plantas leguminosas inoculadas con *Rhizobium*, son dos técnicas que se han ensayado para acelerar la recuperación de suelos quemados a corto y medio plazo, respectivamente.

Cianobacterias filamentosas fijadoras de carbono y nitrógeno atmosféricos, de los géneros *Oscillatoria*, *Nostoc* y *Scytonema*, aisladas de suelos, rocas y aguas y seleccionadas por su elevada capacidad de crecimiento en muy diversas condiciones, se inocularon en suelos que habían sido afectados por incendios forestales, ensayando diversas formas de adición: cultivos de cianobacterias

frescos o congelados, inoculadas en la superficie del suelo o mezcladas con el mismo. La inoculación de las cianobacterias induce a una gran proliferación microbiana en forma de costra microbiana, aumenta la actividad biológica e incrementa sobre todo el contenido de C y N, disminuyendo la relación C/N y aumentando, en menor medida, los demás nutrientes, principalmente Ca, seguido de Mg, K y Na, y P en menor cuantía. El efecto de la inoculación depende de la clase de inóculo, resultando más eficaz la mezcla de diversas cepas de los mencionados géneros, así como la adición de cianobacterias congeladas sobre la superficie del suelo, cualidades que facilitan la aplicabilidad de esta técnica. Se demuestra así que la inoculación de determinadas cianobacterias es un medio para restaurar las poblaciones microbianas de los ciclos del C y del N y para aumentar las reservas de C y N, así como de los demás nutrientes, en los suelos quemados, acelerando de este modo su recuperación. Por otra parte, la costra microbiana, que aunque de poco espesor puede cubrir la superficie del suelo rápidamente, puede proteger el suelo quemado, en cierta medida, evitando su pérdida por erosión.

En experiencias de revegetación de suelos quemados mediante la implantación de diversas mezclas de plantas leguminosas y gramíneas, acompañadas de la adición de gallinaza, se había observado que el quemado del suelo no había afectado a la nodulación de las leguminosas implantadas, infectadas de forma natural con *Rhizobium*. Basándose en este resultado, se ensayó la implantación en suelos quemados de diversas leguminosas inoculadas con dos estirpes de *Rhizobium leguminosarum*, observándose que si la concentración de N en el suelo quemado es elevada, lo que ocurre de forma inmediata después del quemado, la leguminosa asimila preferentemente este N, la producción de nódulos es escasa y lo mismo ocurre con la fijación de nitrógeno atmosférico. Por el contrario, si el contenido de N del suelo quemado es bajo, lo que sucede a corto o medio plazo después del incendio debido a las pérdidas de N por lavado que causa la lluvia que cae después del incendio, se produce una buena nodulación y fijación de nitrógeno atmosférico y aumenta el rendimiento de la planta, tanto de la parte aérea como radicular. La siembra de leguminosas inoculadas con *Rhizobium* es, por lo tanto, una técnica útil para la aceleración de la formación de la cubierta vegetal protectora y la restauración de las reservas de N del suelo, a corto y medio plazo después del incendio, antes de que se produzca la revegetación natural.

#### **4. Prevención y extinción de los incendios forestales**

Es indudable que si se quiere reducir el problema de los incendios forestales a niveles aceptables, es necesario ante todo insistir en las medidas de prevención. Sin embargo, bien porque las adoptadas hasta el momento son insuficientes, bien porque la mayoría de los incendios forestales son de origen antrópico y es difícil controlar a los negligentes y a los incendiarios intencionados, lo cierto es que el número de incendios no muestra todavía una tendencia a descender y, por consiguiente, es necesario continuar luchando para la extinción de los que se producen.

Tanto el fomento como el desarrollo de las medidas de prevención, así como la organización y realización de la extinción de los incendios forestales de la Comunidad Autónoma de Galicia corresponden, actualmente, a la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta, responsable última de la elaboración y desarrollo de los Planes INFO anuales correspondientes a esta Comunidad Autónoma. Aunque en estos planes se recogen, lógicamente, medidas de prevención, se dedica aquí un apartado a la prevención porque la información recogida sobre este tema es más amplia que la que se menciona en el Plan INFOGA 99, al que se ha tenido acceso. Por el contrario, sobre las medidas de extinción, se remite a los lectores a los Planes INFOGA de cada año.

##### **4.1. Prevención de los incendios forestales**

Las medidas preventivas básicas (la mayoría de ellas recogidas en el plan de prevención del Plan INFOGA 99), que comprenden acciones tendentes a evitar que los incendios se produzcan y se desarrollen, y a disminuir los daños en caso de que se produzcan son las siguientes:

- a) Educación ambiental realizada mediante unidades didácticas dirigidas a escolares y campañas publicitarias de sensibilización, dirigidas a escolares y adultos, en los medios de comunicación (TV, radio, Internet), en vídeos, conferencias, folletos, etc., particularmente en el medio rural, insistiendo sobre todo en el peligro del uso negligente del fuego ante asociaciones de vecinos, agricultores, ganaderos, cazadores, etc., sin olvidar fomentar la colaboración ciudadana urbana y rural.
- b) Medidas legales coercitivas dirigidas a la población en general, regulando además las quemas autorizadas y reforzando el control e inspección de éstas y difundiendo las sentencias de los jueces relacionadas con los incendios forestales, así como las sanciones administrativas.

- c) Mejora, en lo posible, de la predicción meteorológica y difusión rápida a la población de índices de riesgo precisos.
- d) Mejora de las infraestructuras defensivas.
- e) Ordenación del combustible, que, además de la creación y mejora de áreas cortafuegos, y desbroces de fajas auxiliares de pistas, comprende, sobre todo, acciones sobre la vegetación viva o muerta, susceptible de arder, dentro de la llamada silvicultura preventiva, que integra los conocimientos de la silvicultura y los conocimientos relativos a los incendios forestales.

A estas medidas básicas se añaden los esfuerzos que se están realizando en la simulación y búsqueda de modelos de predicción de las condiciones meteorológicas, del comportamiento del fuego, de los índices de riesgo de incendios, de las zonas y períodos de mayor peligro de incendios, etc.

La silvicultura influye de forma directa sobre el tipo, cantidad y humedad del combustible, ya que la elección de las especies determina su inflamabilidad, poder calorífico y biomasa forestal, y los tratamientos posteriores pueden modificar la arquitectura y disposición de los combustibles, así como la continuidad horizontal y vertical, tratamientos que también influyen en la humedad de la vegetación. Indirectamente, la silvicultura afecta también a la velocidad del viento, ya que, por ejemplo, las masas arbóreas pueden frenar más su velocidad, sobre todo si son densas, que las zonas abiertas de matorral.

En Galicia, como ya se ha repetido reiteradamente, el combustible más afectado por los incendios forestales está formado, sobre todo, por la biomasa y la necromasa del abundante matorral que aparece tanto en lugares desprovistos de arbolado como formando el sotobosque del estrato arbolado. La mayor acumulación de este combustible, que puede alcanzar cargas superiores a las 30 t ha<sup>-1</sup>, ocurre en formaciones abiertas, áreas rasas en donde las especies leñosas crecen sin competencia de los árboles por la luz, los nutrientes y el agua, y con una abundante proporción de fitomasa seca por tratarse de formaciones senescentes. Bajo arbolado, la carga de combustible puede ser mayor, porque, aunque el estrato de matorral suele ser menor, puede incrementarse la proporción de biomasa seca y, además, existe una importante capa de combustibles muertos caídos sobre la superficie del suelo.

La reducción de este combustible puede realizarse por distintos procedimientos: medios mecánicos (rozas sobre todo), medios químicos, pastoreo controlado y fuego prescrito, cada uno de los cuales es más o menos eficaz y tiene ventajas e inconvenientes, desde los puntos de vista ecológico y económico, que será necesario evaluar en cada caso, a la hora de tomar decisiones sobre el manejo del combustible.

El fuego prescrito, en particular, que está siendo utilizado actualmente como medida preventiva, ha sido objeto de discusiones y controversias, pues si bien se presenta como una herramienta útil para el control del combustible, utilizada sin una adecuada planificación y con una repetición continuada, puede potenciar los efectos adversos de los incendios incontrolados: destrucción de la capa orgánica del suelo, fomento de la erosión, pérdida de nutrientes, interrupción del ciclo de nutrientes, destrucción de la mesofauna y de la microbiota, etc.

En Galicia se han realizado numerosas investigaciones sobre fuegos prescritos en matorrales mixtos de tojo y brezos, de carquesias y en el sotobosque de formaciones de *P. pinaster* y *P. radiata*, con frecuencia constituido por el mismo tipo de matorral, con el fin de desarrollar técnicas adecuadas de fuego prescrito, evaluar su eficacia en la reducción del combustible, conocer la velocidad de recuperación de la biomasa afectada, tras el fuego, y también los efectos sobre la vegetación leñosa, el arbolado y las propiedades del suelo. Dichas investigaciones se han realizado en distintas épocas del año, dentro de un amplio rango de condiciones atmosféricas (temperatura y humedad relativa del aire y velocidad y dirección del viento) y con diferentes técnicas de ignición (a favor o en contra del viento y/o de la pendiente), lo que condujo también a amplios rangos de velocidad de propagación del fuego, longitud de la llama e intensidad del incendio. Todo ello se tradujo en distintos niveles de reducción del combustible, calentamiento del suelo y efectos sobre la vegetación y el suelo. De estos estudios se deducen una serie de importantes conclusiones que será preciso tener en cuenta en la aplicación de esta medida de prevención.

El objetivo del fuego prescrito ha de ser, según las citadas investigaciones, romper la continuidad horizontal y vertical de la vegetación y disminuir en un 50-70% el combustible, sobre todo el combustible fino, menor de 6 mm, que es el que más influye en la iniciación y propagación del fuego (ya que ha de tenerse *in mente* que esta medida se aplica para evitar el peligro de un incendio incontrolado de alta intensidad en la zona tratada); sin embargo, esta reducción no puede ser total, porque la eliminación de la cubierta vegetal y de la capa orgánica que protege el suelo desencadena inmediatamente los efectos adversos. Se trata, sobre todo, de interrumpir la continuidad en grandes áreas de matorral, creando mosaicos de diversidad dentro de zonas muy homogéneas, que dificulten la propagación del fuego.

Entre las condiciones necesarias para realizar una quema eficaz, la elección de la época de ejecución es decisiva, ya que si el combustible está demasiado húmedo, el fuego no progresa y si está demasiado seco, la intensidad será elevada y el impacto negativo. La realización de la quema con el suelo



húmedo garantiza la falta de daños en las raíces y en las micorrizas del arbolado. En general se puede realizar en invierno, durante el reposo vegetativo, en otoño o en primavera, aunque las quemadas realizadas en primavera avanzada producen menos reducción del combustible, debido a que la humedad de éste es más elevada, y posibles efectos negativos sobre los animales en época de cría. Es aconsejable efectuar la quema de dos a cinco días después de la lluvia y con una ligera brisa, vientos en torno a 5-8 km h<sup>-1</sup>, no sobrepasando nunca velocidades mayores de 15-20 km h<sup>-1</sup> porque se pueden producir focos secundarios. En general, el fuego a favor del viento, por fajas, es más eficaz que el fuego en contra del viento. Y se ha de conseguir, sobre todo, que el calentamiento del suelo sea bajo. En realidad, se trata de optimizar simultáneamente las condiciones del fuego prescrito para conseguir los objetivos que se persiguen, pero la elección de estas condiciones no siempre es fácil.

Tanto en los brezales mixtos como en los tojales se consiguen reducciones del combustible bastante elevadas (> 75%), que dependen sobre todo de la carga inicial del combustible y de la humedad de las partes secas cuando el matorral está muy verde. En todos los matorrales, junto con la reducción del combustible aéreo, se produce también la reducción de la hojarasca, cuya eliminación total ha de evitarse, porque esta capa de restos vegetales acumula una gran cantidad de nutrientes; parte de estos nutrientes desaparecen durante la quema por volatilización y otra parte es mineralizada durante la combustión, alterándose, en cualquier caso, el ciclo de los nutrientes. De acuerdo con la relación encontrada entre el porcentaje de reducción de la hojarasca y el contenido en agua de ésta, es necesario realizar la quema con un grado de humedad de la hojarasca muy elevado para conseguir que este estrato no se reduzca más del 50%.

En los pinares gallegos, aunque el combustible fino predominante es también la hojarasca, el humus bruto representa un buen porcentaje del combustible y ambos estratos tienen una gran importancia en la protección del suelo y en todos los procesos del ecosistema que dependen de la mesofauna y de la microbiota, tales como la mineralización de la materia orgánica y la liberación de nutrientes para las plantas. Por esta razón es imprescindible controlar el nivel de reducción de ambos estratos, particularmente de la capa de humus, que desempeña un papel esencial en la regeneración del ecosistema. Este control se realiza mediante ecuaciones de predicción, no sólo del combustible global consumido, sino también de la reducción de la hojarasca y del humus bruto, por separado, de ambas capas conjuntamente y de la vegetación, en función de tres variables fácilmente medibles: humedad del material, carga inicial y espesor de éste, con la excepción de que el porcentaje de reducción

[Figura 5f]

Erosión (arenización) postincendio prescrito para la transformación de un matorral en pastizal



Foto cedida por S. J. González Prieto

del humus bruto depende no de su contenido en agua, sino de la humedad del estrato inmediato superior, es decir, de la humedad de la hojarasca.

De acuerdo con el ritmo de regeneración de la vegetación y de los demás estratos del matorral, para el control del combustible no sería necesario repetir los fuegos prescritos con una periodicidad inferior a tres o cuatro años. Se ha observado en los fuegos prescritos que, igual que en los incendios incontrolados, la regeneración de los brezos se retrasa con respecto a la de las leguminosas y que, además, proliferan las zarzas; también se ha apreciado una disminución de la diversidad vegetal.

Cuatro años después de la quema no se observaron daños apreciables en los árboles, para lo cual es necesario que el calentamiento del suelo sea lo más bajo posible, con el fin de evitar que los árboles sufran el ataque de patógenos. En *P. pinaster*, el crecimiento del diámetro y la tasa de mortalidad de los árboles no resultan modificados en fuegos prescritos con reducción baja (7%) del humus bruto; sin embargo, cuando la reducción es del 36%, el crecimiento del diámetro disminuye en un 24% y la mortalidad aumenta significativamente en ocho períodos de crecimiento.

Los fuegos prescritos apenas producen modificaciones en las propiedades químicas y físico-químicas de las capas minerales del suelo ni tampoco en las propiedades microbiológicas en la capa orgánica, poco tiempo después de la quema. Sin embargo, la pérdida de una proporción importante de la capa de humus, con el consiguiente descenso del contenido en materia orgánica y nutrientes (disminución del contenido de N hasta un 50% y de los demás nutrientes, P, K, Ca y Mg hasta cerca del 30% de la capa orgánica del suelo, hojarasca + humus), así como la aparición, poco tiempo después de la quema, de señales evidentes de un inicio de arenización con las primeras lluvias: desprendimiento de partículas finas, transporte y deposición de estos materiales en pequeñas oquedades a lo largo de la pendiente, es decir, de un inicio de la erosión [figura 5f], exigen un análisis muy

cuidadoso de los planificadores y ejecutores de este sistema de prevención antes de que pueda ser usado como un método rutinario.

No obstante, diversas voces desde el Servicio de Defensa contra Incendios Forestales insisten en la necesidad de efectuar quemas prescritas o controladas, bien para evitar los incendios cuya causa sea la eliminación de matorral para regenerar el pasto en zonas donde se cría ganado en estado semisalvaje o para conseguir espacios abiertos en zonas de caza, bien en aquellas zonas donde realmente la acumulación de combustible, generalmente matorral, por ser muy alto, tener un elevado porcentaje de material senescente y, por lo tanto, seco, y tener capas, de hasta 10 cm de espesor, de combustibles finos muertos sobre la superficie del suelo, hacen difícil y peligrosa la extinción en el caso de producirse un incendio incontrolado.

En la provincia de Pontevedra, por ejemplo, se han planificado y ejecutado entre los años 1992 y 1998 un total de 464 quemas prescritas, sobre una superficie de 11.767 ha, en zonas con elevado riesgo de incendio. Estas quemas son solicitadas por los propietarios o usuarios del terreno o aconsejadas por personal del SDCIF, seleccionando éste los lugares en función de los siguientes criterios: zonas próximas a masas arboladas, elevada acumulación de combustible, frecuencia de incendios según la información histórica, conatos de incendio en el verano anterior y zonas con conflictos sociales que pueden afectar al monte. Del seguimiento que el SDCIF hizo de estas quemas prescritas se confirma que: el 41% tuvo como finalidad la eliminación de matorral para disminuir el riesgo de incendios incontrolados (29% de la superficie total quemada), el 31% se realizó para producir pasto para el ganado (51% de la superficie total), el 14% para proteger zonas arboladas (9% de la superficie total), el 7% tuvo como objetivo la preparación de zonas de caza (8% de la superficie total), el 6% como preparación del terreno para repoblación forestal (3% de la superficie total) y el 1% para ahuyentar animales.

Por otro lado, como medida de prevención de grandes incendios de difícil extinción, como los que se produjeron en agosto de 1998 en los montes sur de la provincia de Ourense, miembros también del SDCIF proponen, en este mismo año, un plan quinquenal de quemas controladas, que se concretaría en planes comarcales de quemas, a través de convenios de quemas controladas entre la Xunta y las juntas vecinales o entre la Xunta y propietarios privados. Estas quemas afectarían casi exclusivamente al matorral y para su desarrollo, efectuado por personal especializado dotado de los recursos adecuados, se tendrían en cuenta las investigaciones realizadas sobre fuegos prescritos. Considerando que la superficie media anual de matorral afectado por incendios en la provincia de Ourense en el período 1993-1998 representa casi el

50% de la superficie total anual quemada en Galicia, se propone esta provincia como prioritaria para realizar un plan provincial de quemas controladas, para cuya financiación podrían desviarse hacia la prevención parte de los fondos destinados a la extinción. Al mismo tiempo se propone también, como mejora de la prevención, la puesta en marcha de patrullas móviles, constituidas por personal cualificado, preferentemente guardas forestales, para reforzar la vigilancia y colaborar con la Guardia Civil y la Policía Autonómica, con dos objetivos:

- a) Durante la campaña, realizar un primer ataque y hacer labor disuasoria y de investigación.
- b) Fuera de campaña, efectuar la promoción y orientación del manejo del fuego como acción preventiva.

En Galicia, se ha ensayado también el pastoreo como medida de control del combustible que favorece el incendio. En eucaliptales, el pastoreo de cabras y caballos, ganado capaz de digerir especies del sotobosque con alto valor nutritivo pero también con un elevado contenido en celulosa, o el uso de vacas, ovejas y cerdos en distintas fases del proceso, produjeron reducciones del sotobosque de hasta un 63% en 4 meses, y la eficacia aumenta si se realiza antes una quema prescrita. Asimismo, se ha propuesto la sustitución por pasto de la biomasa natural del estrato más bajo de las áreas repobladas.

La predicción del peligro de incendios forestales en tiempo y lugar se presenta como una actividad básica en la lucha contra los incendios, tanto en los aspectos de prevención, con el fin de planificar las medidas de prevención y el lugar de su aplicación (por ejemplo, la vigilancia disuasoria y el uso de las medidas expuestas anteriormente), como en las de lucha y extinción (por ejemplo, la adopción de medidas de alerta y distribución de los medios de extinción). Con este fin se usan los índices de riesgo, que predicen las épocas de mayor peligro y las zonas de peligro, y los índices meteorológicos, que sirven para advertir al público del peligro de incendio, informar al servicio de extinción y planificar quemas controladas.

En España se han utilizado varios índices de peligro usados en otros países, que, en algunos casos, se han tratado de modificar para adaptarlos a nuestras condiciones. En el año 1956 se introduce un índice de peligro, basado en el modelo canadiense, que se obtiene mediante tablas en función de la humedad relativa del aire, la velocidad del viento y la precipitación. Este índice fue modificado en el año 1968 con el fin de introducir el efecto de la sequía prolongada y de los vientos especialmente desecantes sobre el riesgo de incendios forestales. En el año 1977 se introduce otro sistema, desarrollado en Australia, que

proporcionó el índice de ignición, el cual indica el estado del combustible, y un índice de propagación, que estima la velocidad de propagación del fuego. Posteriormente, en 1987, comienzan a aplicarse los métodos desarrollados en el Laboratorio del fuego de Missoula (EEUU) para predecir el comportamiento del fuego. Utiliza como índice de peligro, derivado de los combustibles, el contenido de humedad del combustible fino y muerto, situado sobre el suelo, que, como ya se indicó, es el que más influye en la iniciación del incendio. Para la estimación de este valor, que es necesario conocer también para la predicción del comportamiento del fuego, se han elaborado tablas en función de datos meteorológicos, exposición, pendiente y otros. A partir de la humedad del combustible se puede determinar la probabilidad de ignición (que indica la facilidad para arder del combustible considerado) y el índice de peligro (en función de que el viento sea o no especialmente desecante).

En Galicia, en el Plan INFOGA se señala que para cada comarca se usa un índice de riesgo diario, que comprende un índice de ignición y un índice de propagación, calculados en función de la temperatura y humedad relativa del aire y de la dirección e intensidad del viento. Para el cálculo de estos parámetros se siguen las normas y las tablas que se especifican en el libro *A metereoloxía e os incendios forestais*, editado por la Xunta de Galicia en 1992 y distribuido por la Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. Todos los días del año, a las 14:00 h se realizan las medidas y es calculado el índice de riesgo por el técnico de la comarca. En época de peligro alto de incendios, se transmiten los datos al Centro de Coordinación Central Xeral a las 15:00 h. El índice de riesgo de incendios forestales, tanto a escala de monte como de ámbitos territoriales más extensos, es uno de los elementos fundamentales para la planificación temporal, preventiva y operativa de la defensa contra los incendios forestales.

La búsqueda de modelos de predicción del comportamiento del fuego mediante simulación de incendios en condiciones controladas ha puesto de manifiesto que en el inicio del incendio influyen el tipo y humedad del combustible forestal, la pendiente del terreno y la velocidad y dirección del viento, que determinan su velocidad de propagación, intensidad lineal del fuego, longitud de las llamas y energía superficial desprendida. Estos factores, que caracterizan el comportamiento del incendio, determinan también la dificultad de contención, combate y liquidación del fuego, es decir, la dificultad de extinción del incendio.

Entre los modelos de predicción y simulación del comportamiento del fuego utilizados en España se encuentran el BEHAVE y el CARDIN. El modelo BEHAVE se usa para la lucha contra los incendios forestales, tanto en el aspecto

de la prevención como en el de la extinción. En el de la prevención tiene aplicación, sobre todo, en la planificación de acciones de silvicultura preventiva para controlar el combustible, único factor, de los tres que condicionan el incendio (combustible, condiciones meteorológicas y topografía), sobre el que se puede actuar. En el aspecto de la extinción, se aplica para la planificación de ésta en función de las condiciones de propagación que proporciona el programa. Este programa se alimenta con datos de las condiciones meteorológicas, una base topográfica y modelos del combustible. El modelo CARDIN, también utilizado, permite simular incendios forestales y se alimenta prácticamente con el mismo tipo de datos.

Otro aspecto muy importante de la prevención de incendios forestales es la elaboración de modelos empíricos de predicción específicos para las características de Galicia, ya que se ha demostrado que la aplicación de modelos elaborados por distintos autores de otros países a datos de incendios experimentales realizados en matorrales gallegos no predice con fiabilidad las dos variables más importantes para la toma de decisiones en la extinción de incendios: la velocidad de propagación del fuego y la intensidad lineal del frente de llamas.

Investigaciones recientes basadas en numerosos datos obtenidos de un elevado número de incendios experimentales han posibilitado ya elaborar un conjunto de ecuaciones específicas para distintos tipos de matorrales gallegos y distintos tipos de incendios (a favor o en contra del viento). Estas emanaciones permiten predecir la velocidad de propagación del fuego en función de la velocidad del viento en la dirección de propagación del fuego, la altura media del matorral y la pendiente del terreno, en las ecuaciones de aplicación más general, y en función de estos parámetros, de la humedad relativa del aire y de diversas variables propias del matorral, en las demás. Asimismo, se han desarrollado dos ecuaciones para la predicción de la intensidad lineal del frente de llamas en incendios a favor del viento, en función de la velocidad del viento y de la altura del matorral, en un caso, o en función de la longitud de la llama, cuando el fuego ya se ha desarrollado. Aunque, según los autores, algunas de estas ecuaciones necesitan ser afinadas y tienen algunas limitaciones, representan ya un gran avance, sobre todo porque los parámetros implicados en estos modelos son fácilmente medibles, lo que aumenta su grado de aplicación. La velocidad del viento parece ser el factor dominante en la propagación del fuego en matorrales, aunque la arquitectura del combustible también influye, de tal forma que cuanto más fino es el combustible más rápida es la propagación del fuego.

Es importante señalar que en la búsqueda de modelos de predicción específicos para Galicia, un grupo de investigadores, mayormente gallegos, está de-



sarrollando en la actualidad un proyecto de investigación cuyo objetivo es la elaboración de un sistema experto de predicción del peligro de incendios en Galicia, en el espacio y en el tiempo, basado en datos históricos correspondientes a 30 años, tanto meteorológicos como de los incendios ocurridos en esta Comunidad, datos de distribución de la población, mapas topográficos, geológicos, edáficos, de usos del suelo y de vegetación, datos de teledetección, comportamiento del fuego, etc. El sistema experto comprende un sistema de información geográfica (GIS), bases de datos meteorológicos y de incendios, y también del comportamiento del fuego y de índices de riesgo específicos. Este sistema experto pretende servir de herramienta para predecir los lugares y días de mayor peligro de incendios, con el fin de planificar la distribución de los medios de extinción y alertar a los servicios de vigilancia y extinción o para, ante incendios ya iniciados, discriminar cuáles extinguir en primer lugar, teniendo en cuenta la proximidad a viviendas, el valor económico o ecológico del bosque, etc.

## 5. Conclusión

Los incendios forestales causan pérdidas económicas considerables y, en general, originan cuantiosos daños en el medio ambiente. En el capítulo económico es necesario incluir también los costes de la prevención y, sobre todo, los de la extinción, que, previsiblemente, aumentarán cada año dada la tendencia actual de incremento del número de incendios.

Teniendo en cuenta la intencionalidad de la mayor parte de los incendios incontrolados, sin duda los más perjudiciales, o, en su defecto, la negligencia como causa de ellos, es decir, en definitiva, el origen antrópico de los incendios, es necesario aumentar las acciones preventivas, incidiendo mucho más en las campañas de concienciación de todos los ciudadanos, tanto del medio rural como urbano e insistiendo en la importante labor que es necesario realizar con los escolares y con los demás estudiantes a todos los niveles. Los mensajes, repetidos con tanta frecuencia como la publicidad comercial a través de la radio y, sobre todo, de la televisión o difundidos por medio de Internet, deben transmitir claramente a los oyentes, televidentes e internautas los profundos daños que se causan con los incendios a los intereses de la población en general y a los de los agricultores, ganaderos y propietarios o usuarios de montes en particular.

La limpieza de los montes para reducir el combustible, concretamente en lo que atañe a los bosques, ha de ser potenciada, pero buscando alternativas a



las quemas prescritas, ya que éstas, aun estando bien planificadas y siendo ejecutadas de acuerdo con esta planificación, causan daños en las capas orgánicas del suelo que, a pesar de ser menores que los que producirían los incendios incontrolados, deben ser tenidos en cuenta. No hay que olvidar que en la mayoría de los suelos de Galicia la fertilidad de éstos está ligada a su contenido en materia orgánica. Las rozas y otros sistemas que se citan en este capítulo son sin duda menos perjudiciales que las quemas prescritas, aunque su coste económico puede ser mayor.

La política de subvenciones desde la Administración ha de ser coherente, cruzando la información proporcionada por sus distintos departamentos así como por la investigación socioeconómica y policial, para evitar subvencionar precisamente a quien por negligencia o de forma intencionada quema el monte.

Por fortuna, en la Comunidad Autónoma de Galicia, la conjunción de la climatología favorable, por sus abundantes lluvias y, salvo excepciones, temperaturas suaves, y de los suelos, que suplen con su riqueza en materia orgánica carencias importantes como la falta de arcilla suficiente, facilitan la recuperación de la cubierta vegetal después del incendio, una de las condiciones básicas para evitar que el suelo siga degradándose después de los incendios por efecto de la erosión.

Casi todas las propiedades de los suelos afectados por los incendios forestales recobran los valores de los correspondientes suelos no quemados entre dos y diez años después del incendio, dependiendo sobre todo de la velocidad de la revegetación y de que no intervenga la erosión postincendio. La recuperación de la cubierta vegetal y del suelo es más rápida si no se destruye toda la materia orgánica durante el incendio (lo que suele ocurrir en suelos sobre granito, con un contenido en materia orgánica muy elevado) y si el suelo está ubicado en zona llana o con una pendiente suave. En caso contrario, es decir, en suelos con poca materia orgánica o con ésta muy incorporada a la materia mineral y/o situados en laderas con pendientes acusadas, si no se actúa rápidamente sobre éstos para protegerlos contra la erosión, se pueden producir grandes pérdidas de suelo o incluso la denudación de los suelos hasta aflorar la roca, y entonces son irrecuperables.

La recuperación de las zonas afectadas por los incendios forestales, incluida en el Plan INFOGA 99 pero todavía sin desarrollar, dispone ya de una investigación básica para el manejo de los suelos y de la vegetación que debe ser tenida en cuenta, dados los buenos resultados obtenidos en ensayos de campo. En cualquier caso, es necesario tener *in mente*, a la hora de abordar este importante aspecto de la lucha contra los incendios forestales, los siguientes principios:

- 1) La conservación del suelo afectado por los incendios y la recuperación de las propiedades de éste dependen estrechamente del proceso de revegetación, es decir, de la restauración de la cubierta vegetal.
- 2) El proceso de recuperación ha de iniciarse inmediatamente o poco tiempo después del incendio para evitar que con las primeras lluvias después de la quema se inicien el lavado de nutrientes de la capa de cenizas y/o los procesos de erosión.
- 3) Es importante retener, mediante la implantación temporal de una vegetación que, lógicamente, ha de ser herbácea, los nutrientes acumulados en la capa de cenizas para evitar la pérdida de éstos.
- 4) Siempre que sea posible, la recuperación del monte afectado por incendios forestales debe tender a la restauración del bosque, el sistema natural más evolucionado, con sus tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo, para garantizar su estabilidad, utilizando especies, aunque preferentemente autóctonas, que se adapten al medio físico, para poder garantizarles los recursos que necesitan para su desarrollo.

Por último, el fomento de la investigación científica en todos los campos que incidan en el origen, desarrollo y efectos de los incendios forestales ha de ser promocionada y financiada, propiciando la formación de equipos de investigación multidisciplinarios. Si bien en algunas áreas existe una gran cantidad de información, todavía quedan muchos aspectos sin explorar. Así, por ejemplo, en el estudio del impacto de los incendios sobre el suelo, abunda la investigación sobre suelos graníticos bajo cubierta vegetal de pinares y matorrales, pero es escasa la información sobre suelos desarrollados sobre otros tipos de rocas (esquistos, gabros, etc.), en los que la materia orgánica, aunque puede ser abundante, está muy incorporada a la materia mineral o bajo otros tipos de vegetación (eucaliptos, por ejemplo). En el área de la vegetación, la información es mucho mayor sobre matorrales que sobre bosques. En otros campos, la información es muy escasa o nula: por ejemplo el efecto de los incendios sobre la fauna de Galicia o sobre la atmósfera. Es necesario aumentar el conocimiento de los procesos erosivos en dos casos extremos: en incendios incontrolados de media y alta intensidad y en incendios prescritos y, en estos últimos, insistir en el estudio de sus efectos sobre las capas orgánicas de los suelos afectados. Avanzar en la adquisición de modelos de predicción del riesgo de incendios, del comportamiento del fuego, etc., específicos para las condiciones de Galicia es imprescindible para la prevención, lucha y extinción de los incendios forestales.

Es indudable que la Comunidad Autónoma de Galicia está sufriendo desde hace más de 30 años el azote de los incendios forestales y que la Xunta, sobre todo desde 1990, ha dedicado y dedica un enorme esfuerzo y un elevado presupuesto a la resolución de este problema. En este limitado capítulo se ha intentado poner al día el estado de esta cuestión. Se trata ahora de hacer un alto en el camino, reflexionar sobre lo realizado y, con valentía, adoptar las medidas pertinentes para el futuro.



J. M. Sabucedo Cameselle

J. E. Real Deus

R. García Mira

Medio ambiente y  
comportamiento humano







# Medio ambiente y comportamiento humano

J. M. Sabucedo Cameselle

J. E. Real Deus

*Departamento de Psicología Social y Básica*

*Universidad de Santiago de Compostela*

R. García Mira

*Departamento de Psicología Social*

*Universidad de A Coruña*

## 1. Introducción

### 1.1. El surgimiento de la preocupación ambiental

En los últimos treinta años, la cuestión medioambiental ha llegado a hacerse familiar, generando un progresivo interés entre el público, hoy manifestado por la gran sensibilidad que desde muy distintos ámbitos de la vida cotidiana muestra la ciudadanía hacia la protección y la gestión responsable de los recursos ambientales. La contaminación química, industrial o en forma de pesticidas es motivo de preocupación pública ya desde los años setenta. Durante la pasada década, el uso de la tierra, la conservación del paisaje, la regeneración de lugares y la adopción de políticas forestales apropiadas a nuestro entorno empezaron también a cobrar importancia, especialmente en nuestra Comuni-

dad, dada su diversidad paisajística peculiar, sus procesos de transformación rural, o su elevado volumen de masa forestal (66%). Otro tema de gran preocupación fue el de la contaminación del agua, que sigue siendo hoy un problema de especial relevancia. El informe elaborado por la UNESCO para el Foro Mundial sobre el Agua, celebrado en La Haya del 17 al 22 de marzo de 2000, plantea la falta de agua como uno de los principales problemas del mundo en los próximos 25 años y exige un cambio en las prácticas actuales que degradan los ecosistemas.

La conciencia pública en relación con las cuestiones ambientales experimenta un crecimiento especial en Europa occidental y en los Estados Unidos hacia mediados de los ochenta, motivado por el descubrimiento del agujero en la capa de ozono sobre la Antártida en 1985 y la repercusión de las reuniones de Montreal en 1987 y de Helsinki en 1989, que dieron lugar a un importante debate en relación con el daño de los CFC, así como a decisiones relacionadas con la elaboración de productos químicos más responsables con la capa de ozono. En esta misma década, la comunidad científica suscitó entre el público un importante debate sobre el denominado «efecto invernadero», dando lugar a no pocas especulaciones sobre las posibles consecuencias del calentamiento de la Tierra y el aumento del nivel del mar. Aunque existe algún desacuerdo sobre el grado de calentamiento que puede llegar a producirse y sobre sus consecuencias, parece haber surgido un consenso científico de que la amenaza es real.

La Cumbre de la Tierra de Naciones Unidas de Río de Janeiro (1992) permitió que un buen número de gobiernos del mundo se pusieran de acuerdo en la necesidad de actuar para planificar qué hacer con el calentamiento global, la deforestación y la diversidad biológica. Los resultados de la cumbre no parecen haber logrado sus objetivos, plasmados en la Agenda 21 (UNCED, 1992), y defraudaron a muchos ambientalistas, como así se hizo ver en la Cumbre de Kyoto, celebrada en 1998. Parecía que los gobiernos occidentales no estaban muy convencidos de que las propuestas fueran realizables a corto plazo, debido a los altos costes políticos en tiempo, dinero y cambios en los estilos de vida.

A lo largo de esta década, todavía más temas acapararon la atención de la ciudadanía. Por ejemplo, los vertederos de basura y la gestión de residuos sólidos urbanos siguen siendo hoy objeto de importantes polémicas, dadas las implicaciones inmediatas sobre el comportamiento de las personas, al exigir su gestión la conducta de colaboración de los ciudadanos separando los residuos en sus domicilios o en lugares próximos. De acuerdo con el Plan Nacional de Residuos Urbanos, recientemente aprobado para adaptarse a la Directiva Marco de Residuos de la Unión Europea, la generación de desechos se ha

incrementado alarmantemente en España a lo largo de la última década (71%), cifrándose en 1,2 kg diarios de basura por habitante. Ello exigirá un conjunto de medidas que tienen como objetivo la separación de residuos en origen y la reducción del uso del vertedero como destino de la basura del 70% actual al 33% antes del año 2005. A pesar de todo, y conforme a las declaraciones del Ministerio de Medio Ambiente<sup>1</sup>, Galicia es la Comunidad que, en términos generales, menos residuos genera.

En definitiva, el interés por lo ambiental se acrecentó de forma considerable en todas partes, demandando políticas industriales y de desarrollo apropiadas para la conservación del equilibrio ecológico. Además, a lo largo de todos estos años, los problemas se nos aparecieron como problemas globales más que centrados en cuestiones de ámbito local. Así, la contaminación, especialmente la nuclear, se mostró con toda su dimensión global (como demostró el accidente de Chernobyl), induciendo profunda preocupación en el público en relación con las implicaciones potenciales de la energía nuclear.

En nuestro país, la rotura de la presa de Aznalcóllar y las consecuencias que ello tuvo en la biodiversidad de uno de los más importantes parques naturales de Europa, al igual que los accidentes que han tenido lugar en nuestra Comunidad como consecuencia de los petroleros embarrancados en nuestras costas, con la consiguiente afectación de la flora y fauna marina y los recursos socioeconómicos de un amplio sector de la costa gallega, o el derrumbamiento del vertedero de Bens en A Coruña, han contribuido a acentuar en parte esta dimensión de globalidad.

## 1.2. La visión antropocéntrica del mundo

A lo largo del último tercio de siglo la actividad humana ha ejercido una influencia notable sobre el medio ambiente natural, hasta el punto de llegar a alterar los ciclos naturales del agua, las plantas, los bosques, la alimentación, los minerales, etc. En unos casos, los daños a los sistemas que mantienen la vida en la tierra son conocidos; en otros, se sospechan; incluso en algunos casos se desconoce aún el impacto real. Estos daños, consecuencia de la acción humana, están alterando los ecosistemas con más rapidez que en etapas anteriores, y la previsión de riesgo para los próximos siglos es de clara amenaza a la capacidad de muchas plantas y animales para sobrevivir.

---

<sup>1</sup> *La Voz de Galicia*, 8 de enero de 2000, p. 26.

La tierra y sus recursos naturales han sido considerados durante tiempo como algo que tiene valor en la medida en que pueden satisfacer las necesidades humanas. Es la visión antropocéntrica del mundo que predominó hasta los años 70 y que derivó en una explotación masiva y acelerada de los recursos. Así pues, y como consecuencia de esta mentalidad, la conducta humana ha sido, y es en la actualidad, la causa de cambios que afectan directamente a muchos ecosistemas e incluso al planeta en su conjunto.

En un principio, la alarma y los esfuerzos por contener el rápido avance en el deterioro de la tierra procedieron de científicos naturales, así como de ecólogos. Poco después, el campo de interés ha ido extendiéndose a otros enfoques, que partían de la propia naturaleza antropocéntrica de los problemas ecológicos. En este sentido, la experiencia de las ciencias sociales y del comportamiento se hizo indispensable para entender las causas y abordar las estrategias adecuadas que condujeran a los necesarios cambios en la conducta humana para hacer frente al cambio global.

Muchos de los enfoques teóricos abordados desde la psicología para explicar el comportamiento ambiental han estado centrados en el estudio de factores actitudinales en relación con aspectos específicos del medio ambiente (conservación de energía, gestión del agua, reciclaje, etc.). Un ejemplo de este tipo de enfoques es el «Nuevo Paradigma Ambiental» (Van Liere y Dunlap, 1978, 1981), que surge en respuesta a la aparición de nuevos aspectos medioambientales relacionados con los límites del crecimiento, la importancia de la conservación del equilibrio natural, la necesidad de desarrollar una economía sostenible o la necesidad de revisar la noción *antropocéntrica* de que la naturaleza existe solamente para uso humano. De esta visión antropocéntrica parte nuestra creencia en la abundancia y el progreso, nuestra devoción por el crecimiento y la prosperidad, nuestra confianza en la ciencia y la tecnología, y nuestro compromiso con una economía *laissez-faire*, la planificación gubernamental limitada y los derechos de propiedad privada, tal como nos señalan Van Liere y Dunlap (1978).

## 2. La interacción persona-medio

Las ciencias sociales y del comportamiento han adoptado como nivel de análisis de la problemática ambiental la interacción entre la persona y su medio. Esto es, no sólo se da una influencia del medio sobre la persona, sino que, recíprocamente, también existe una influencia de las acciones personales

sobre el entorno. En este sentido, se ha hecho un esfuerzo creciente por profundizar en el desarrollo de modelos que expliquen esta interacción. Dichos modelos tratan de analizar las dimensiones humanas de la acción ambiental.

La resolución de los problemas ambientales implica modificar las actitudes de la ciudadanía, cambiar su comportamiento, influir socialmente y construir nuevas identidades en torno a proyectos responsables. Ello precisa de un enfoque de investigación que considere el medio ambiente desde una perspectiva distinta. Muchas de las soluciones a los problemas ambientales pasan hoy por que las personas cambien su comportamiento habitual. Sin embargo, este cambio implica tener en cuenta aspectos tan importantes como las actitudes, creencias, representaciones sociales y valores. Al mismo tiempo, también sería necesario considerar teorías tales como la de los dilemas sociales, la teoría de la conducta altruista o la teoría de la identidad social, por cuanto tienen de aplicación al desarrollo de acciones ambientalmente responsables.

Las ciencias sociales y del comportamiento se han interesado también por los modelos que analizan la importancia de las creencias y actitudes hacia el medio ambiente y de la influencia de la estructura de valores, la formación de normas de obligación personal a actuar de una manera concreta o la presencia de limitaciones o restricciones de tipo estructural, para llegar a motivar a las personas en el desarrollo de conductas efectivas de protección ambiental.

### **3. Un análisis de la situación desde nuestra Comunidad**

#### **3.1. La inconsistencia entre la mayor conciencia ambiental y el comportamiento**

La necesidad de encontrar modelos que expliquen la naturaleza de la relación entre las personas y el medio ambiente ha dado lugar a un importante cúmulo de investigación. Por lo que hemos visto hasta ahora, está fuera de toda duda que, en definitiva, la conciencia pública sobre el medio ambiente ha crecido y hay un mayor interés por esta cuestión. Así lo prueban los múltiples estudios de opinión o el creciente número de publicaciones y programas de televisión que se venden sobre la base de la cobertura de temas ambientales. Los productos de muy diversa índole que se comercializan ofreciendo seguridad ambiental o etiquetados como ecológicos establecen un vínculo afectivo con el medio ambiente y suponen una prueba de que los fabricantes apuestan por este nuevo mercado ambientalista que genera esta nueva conciencia pública. Prácticamente todos los partidos políticos incluyen en sus

programas propuestas para proteger el medio ambiente. En cierto modo, podría decirse que todos somos ambientalistas. Pero, si todo es así, parecería lógico que esta nueva conciencia ambiental diera lugar a comportamientos concretos en esa misma línea.

Sin embargo, los datos de nuestra investigación nos indican que las actitudes ambientales de la gente, medidas en dimensiones de ecocentrismo y apatía ambiental, están débilmente correlacionadas con su conducta en relación con los residuos ( $r = .26^{**}$  y  $r = -.26^{**}$ , respectivamente), mientras las actitudes proambientales con más marcado carácter antropocéntrico lo están con la gestión del agua ( $r = .27^{**}$ ) y con el uso de la luz doméstica ( $r = .28^{**}$ ). Un análisis de regresión lineal, que consideró como variables predictoras las actitudes ambientales (ecocentrismo, antropocentrismo y apatía ambiental) y como variables criterio las conductas señaladas, confirmó esta relación, aunque con índices de variabilidad muy moderados.

Verdaderamente, a pesar de que el interés y la preocupación por lo ambiental han ocupado un lugar importante de la sensibilidad pública, el comportamiento concreto de las personas, sin embargo, no ha dejado de mostrarse, de forma directa o indirecta, y de modo creciente, lesivo hacia los recursos ambientales. Estos recursos disminuyen mucho más rápido ahora que somos conscientes del daño ecológico que ello produce, que cuando poseíamos menos información sobre este particular. Un reciente informe de Naciones Unidas señalaba que los bosques estaban siendo reducidos un 40% más rápido en 1993 que en 1983. Así, a pesar de que la población tiene conocimiento suficiente de que los recursos naturales están disminuyendo de forma escalofriante, no parece ser nada fácil frenar esta tendencia.

Todo ello nos obliga a analizar más detenidamente las relaciones entre las actitudes y las conductas. Desde hace varias décadas los psicólogos sociales mostraron, utilizando tanto metodologías correlacionales como experimentales, que no existe una relación lineal y directa entre actitudes y conductas. Esto es, que la existencia de unas determinadas actitudes no garantiza que se ejecuten unas conductas concretas y determinadas. En primer lugar, porque en ocasiones los niveles en los que se miden las actitudes y las conductas son distintos. Las actitudes pueden evaluarse de modo global y general, mientras que las conductas se analizan de modo más puntual y concreto. Es evidente que si existe esa diferencia en el nivel de análisis empleado para analizar uno y otro aspecto es difícil que exista consistencia entre las medidas. En segundo lugar, y dejando de lado cuestiones metodológicas, se ha puesto de manifiesto de forma reiterada la existencia de diversos factores mediadores en la relación entre las actitudes y las conductas. A algunos de ellos vamos a referirnos a continuación.



La teoría de la acción razonada de Fishbein y Ajzen señalaba que la intención conductual, el antecedente inmediato de la conducta, venía determinada por las actitudes hacia la conducta y la norma subjetiva. Las actitudes hacia la conducta son el resultado de dos elementos. Por una parte, la probabilidad subjetiva de que cierta conducta provoque una determinada consecuencia. En segundo lugar, la deseabilidad subjetiva de esa consecuencia. El producto de la probabilidad subjetiva y la deseabilidad dará lugar a la actitud hacia la acción. Dado que normalmente son varias las consecuencias que se derivan de una determinada conducta, en la medición de la actitud hay que contemplar los diferentes productos de probabilidad por deseabilidad para cada una de esas consecuencias.

El segundo factor que interviene en la intención conductual es la norma subjetiva. La norma subjetiva está compuesta por dos elementos: las creencias que mantiene el grupo de referencia del sujeto respecto a cuál debe ser la conducta de éste en esa situación y la motivación que tiene el sujeto para satisfacer las expectativas de ese grupo.

Posteriormente, a la teoría de la acción razonada se le ha incorporado un nuevo elemento explicativo. Esa nueva formulación, llamada ahora teoría de la acción planificada, incluye la actitud hacia la acción y la norma subjetiva, como en la teoría anterior, y el control conductual percibido. Con esta nueva variable se reconoce la importancia que tiene la percepción de la persona respecto a las posibilidades o no de realizar un comportamiento determinado. Esa capacidad de control dependerá de la percepción que tenga la persona tanto respecto a sus competencias y capacidades como a las oportunidades que brinde el medio.

Los modelos de Fishbein y Ajzen muestran que la predicción de la conducta no puede basarse únicamente en las actitudes, sino que hay que contemplar otra serie de elementos como son las posibles consecuencias que se derivan de una acción determinada, la valoración que merece cada una de esas consecuencias, la norma subjetiva y la percepción de control de los sujetos.

Pero además de lo anterior, hay otros aspectos que, de forma sucinta, nos gustaría comentar. Fishbein y Ajzen mencionaban la capacidad de control. Sin duda, esta es una variable fundamental. Si se asume que existen dificultades personales o contextuales para la realización de una conducta, ésta probablemente no llegue a realizarse. Junto a esa faceta apuntada por Fishbein y Ajzen, hay otro aspecto de esta variable que resulta de enorme importancia para la modificación de conductas como las que aquí estamos analizando.

Los programas de sensibilización ambiental tratan de lograr cambios en los comportamientos individuales para lograr beneficios colectivos. Una de las

dificultades que se puede plantear en este caso es la del sentimiento de ineficacia de la propia acción. Esto es, dado que el problema es tan general e incumbe un cambio en el comportamiento de un gran número de personas, un individuo particular puede pensar que su conducta concreta tiene realmente muy poca incidencia en todo el proceso. Y si la conducta de uno no va a contribuir de forma significativa en un cambio de situación, entonces para qué molestarse en realizarla.

Ese tipo de planteamiento puede verse reforzado por un análisis individual de costes-beneficios. La modificación de los patrones comportamentales habituales siempre supone una serie de costes. En el caso de las conductas pro-ambientales puede implicar el enfrentamiento con hábitos y valores que están muy interiorizados. Por ello, si los costes de adoptar una nueva conducta son más elevados que los beneficios, se producirá una resistencia al cambio. En este caso, algunas personas pueden optar por la conocida estrategia del *free rider* o del *gorrón*, que constituye un serio problema en muchas dinámicas de cambio. El tema se plantea en los siguientes términos: mi participación no es necesaria, ya que si los demás modifican su comportamiento y se consigue una mejor situación yo también me veré beneficiado, pues se trata de un logro que alcanza al conjunto de la ciudadanía, y sin tener que asumir ningún tipo de coste.

A pesar de lo que se afirma desde ciertas formulaciones teóricas, es muy cuestionable que el comportamiento del *free-rider* pueda ser calificado de «racional», especialmente si se tiene en cuenta que si todas las personas actuasen de la misma manera no podría alcanzarse ese bien colectivo. Además, ese planteamiento parece olvidar todas las necesidades de afiliación e identitarias que se verían sensiblemente afectadas por ese tipo de comportamiento.

Pero el modelo de costes y beneficios nos ilustra también sobre algunas de las dificultades reales que pueden surgir en el intento de poner en marcha determinado tipo de políticas. De acuerdo con esta formulación, no será suficiente con el hecho de que los ciudadanos puedan compartir en mayor o menor grado la finalidad de las medidas propuestas. Además de ello, será preciso reducir los potenciales costes que esas medidas puedan suponer e incrementar sus beneficios. Cuando hablamos de costes y beneficios, no nos estamos refiriendo únicamente a los de tipo económico, sino que también hay que considerar los personales y sociales, los cuales, en muchos casos, pueden ser incluso más importantes que aquellos.

La no consideración de esa dimensión coste-beneficio origina que, en ocasiones, aparezca la ya mencionada discrepancia entre actitudes y conductas. Se puede estar de acuerdo con los objetivos (actitud), pero no con las medidas concretas que se adoptan (conductas), ya que éstas pueden ser consideradas ex-

cesivamente costosas por el individuo o el grupo. La inconsistencia entre esos dos elementos se ve agudizada, además, por el hecho de que ambos aluden a dos aspectos diferentes de la realidad psicológica de los sujetos (cogniciones y conductas) y a que, a veces, existen variaciones importantes en el nivel de generalidad-concreción con que se miden y evalúan cada uno de ellos. Estos problemas son aún más importantes cuando analizamos temas sobre los que existe una elevada deseabilidad social. En este caso, y dado el amplio consenso que existe sobre ellos, se produce un elevada presión social hacia la conformidad. Pero dada esa vía de influencia, en muchas ocasiones no existe interiorización de esos valores y las actitudes de apoyo a esos problemas son tan genéricas que admiten muy diferentes patrones conductuales.

Otro factor que conviene tener en cuenta es la eficacia externa. Esto es, la creencia de que a través de una acción colectiva es posible modificar un estado de cosas que se considera adverso o negativo. Desde esta perspectiva, la simple definición e interpretación de una situación como problema social no sería suficiente para provocar la implicación de la ciudadanía en su solución. Para que el descontento pueda traducirse en acción, es preciso, entre otras variables, asumir que como grupo o comunidad se tiene la capacidad de cambiarla. Diferentes estudios realizados en el ámbito de la acción política y los movimientos sociales (Sabucedo, 1996; Klandermans, Sabucedo y col., 1999) muestran claramente la significación de este factor para explicar la implicación de los sujetos en la acción colectiva. En este sentido, por tanto, la referencia a los problemas sociales en general, y a los del medio ambiente en concreto, debe realizarse de tal manera que eviten el desarrollo de sentimientos de fatalismo, ya que ello conduciría a la inhibición comportamental. Esto nos advierte que conviene ser muy prudente en el diseño de las estrategias comunicativas en relación con estos temas. En ocasiones, el excesivo dramatismo al informar sobre ellos puede causar el efecto contrario al esperado.

En diferentes momentos de este trabajo hemos señalado la emergencia de nuevos valores y una nueva sensibilidad hacia el medio ambiente. En esa transformación, los movimientos sociales han desempeñado, sin duda, un papel muy importante. A través de los recursos y estrategias de que disponen las minorías activas, han desafiado los discursos antropocéntricos dominantes y obligado a las administraciones y a las empresas a implantar políticas más respetuosas con el medio ambiente. En este sentido, no sólo han contribuido a definir una situación como problemática, y por tanto a buscar una solución para ésta, sino que también han incidido sobre algunos de los principales agentes responsables del deterioro del medio ambiente. Esto es, en el discurso de los grupos ecologistas, al igual que en el de cualquier otro movimiento

social, no sólo hay un diagnóstico de la situación y un programa de acción, sino que también existe un proceso de atribución de responsabilidades. De este modo, las autoridades políticas, bien por acción u omisión, se convierten en los principales culpables del deterioro del medio ambiente.

El discurso y acción de esos agentes sociales es positivo no sólo por lo que representa de manifestación de vitalidad democrática, sino también porque obliga a la Administración a tener en cuenta y considerar los puntos de vista de ese sector de la ciudadanía. Sin embargo, si esos grupos realizan una atribución de culpabilidad única y exclusivamente al poder, pueden estar favoreciendo, de forma inconsciente, que sectores importantes de la ciudadanía, que son parte fundamental en la solución de muchos de los problemas medioambientales, se inhiban y desplacen su responsabilidad hacia la Administración.

De todo lo anterior, cabe concluir que las actitudes no son determinantes inmediatos del comportamiento, pero marcan una tendencia a actuar de una u otra manera, que se verá reforzada o inhibida por la actuación de otros factores que han sido puestos de manifiesto en la investigación psicosocial.

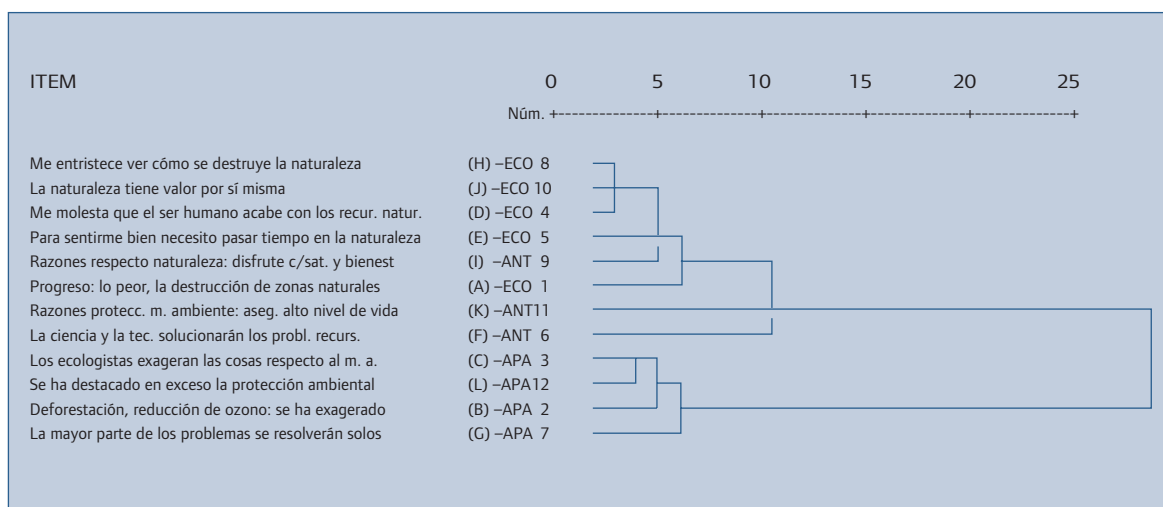
### 3.2. El estudio de las actitudes humanas: antropocentrismo frente a ecocentrismo

Algunos estudios se han encargado de analizar dimensiones del comportamiento ambiental humano centrándose en una doble perspectiva. Por una parte, el análisis de actitudes formadas sobre la base de proteger el medio ambiente

[Figura 1]

Análisis de conglomerados para las dimensiones de ecocentrismo (ECO), antropocentrismo (ANT) y apatía ambiental (APA)

(García-Mira y col., 1998)



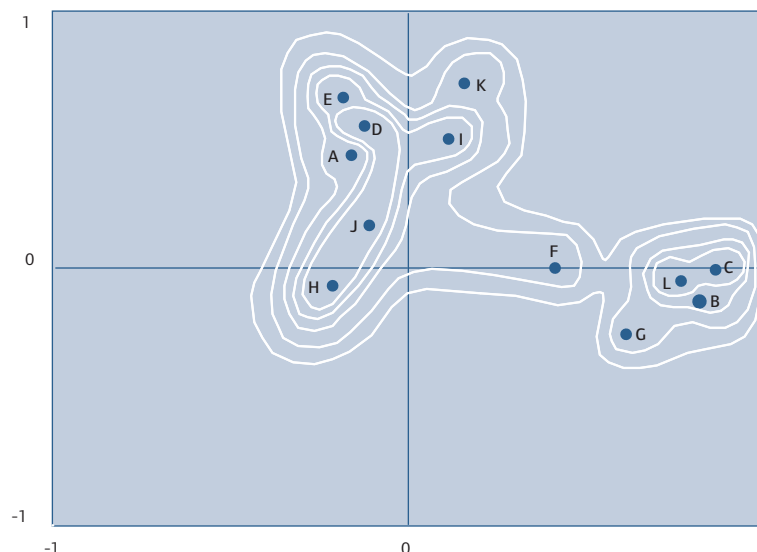
por tratarse de un bien en sí mismo que es necesario conservar. Estas actitudes destacan la dimensión ecocentrista del comportamiento proambiental. Por otra, el análisis de aquellas otras actitudes basadas en la protección del medio ambiente por cuanto proporciona beneficios a los seres humanos y satisface su bienestar. En este otro caso, las actitudes hacen mayor hincapié en la dimensión antropocéntrica del comportamiento.

Basándonos en los estudios previos realizados por Thompson y Barton (1994), llevamos a cabo una investigación para analizar el modo en que las personas conceptualizan estas dimensiones. Los resultados señalaron que, de las tres dimensiones hipotetizadas con anterioridad por otros autores (antropocentrismo, ecocentrismo y apatía ambiental), derivadas a través de procedimientos analítico-factoriales, los participantes de nuestro estudio (una muestra gallega) únicamente consideraban dos de ellas: ecocentrismo y apatía ambiental (véase el dendograma derivado mediante un análisis de conglomerados y un análisis factorial en las [figuras 1 y 2], respectivamente). Esto apoya la decisión de orientar nuestra investigación dejando a un lado la visión antropocéntrica de la naturaleza para centrarla en un plano más ecocéntrico.

Tanto en uno [véase la figura 1] como en otro análisis [véase la figura 2], podemos observar que las respuestas aparecen agrupadas en dos conglomerados o áreas bien diferenciadas que nos darían una idea de cómo se conceptualiza esta representación social del medio ambiente a partir del análisis de las actitudes.

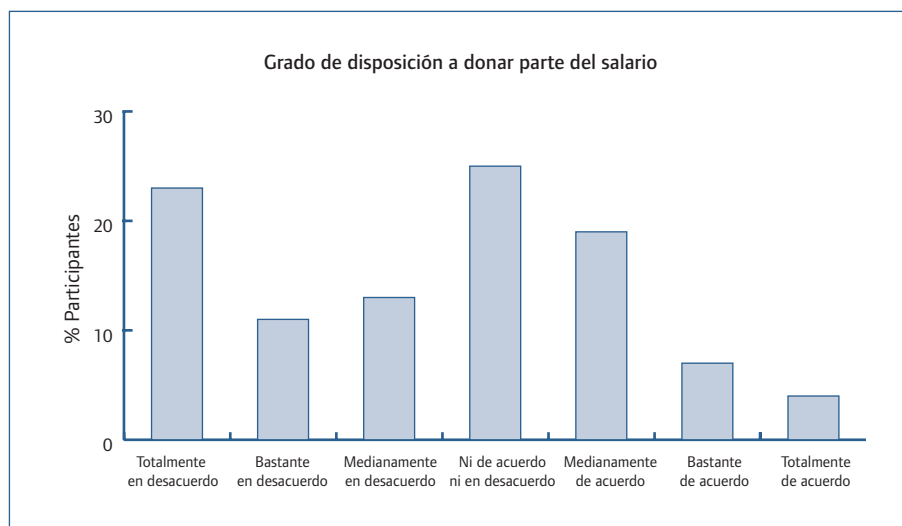
[Figura 2]

Representación conjunta de las conductas de apatía ambiental, antropocentrismo y ecocentrismo, obtenidas mediante análisis factorial y análisis de conglomerados (García Mira y col., 1998)



Por otro lado, algunos estudios han estado centrados en el análisis de otras dimensiones. Por ejemplo, una buena parte de la investigación ha relacionado el comportamiento proambiental con la presencia de valores. Desde este punto de vista, la dimensión económica ha aparecido como relevante en algunos trabajos recientes que han considerado métodos de valoración económica para identificar aspectos que pueden ser predictores de la conducta proambiental. En una investigación realizada por Kahneman y colaboradores (1993) se llegó a la conclusión de que los valores derivados de la metodología denominada *willingness-to-pay* (voluntad para pagar) estaban relacionados fuertemente con medidas actitudinales generales relativas al coste que estaría dispuesto a asumir un individuo para proteger el medio ambiente.

En nuestra investigación, tomando como variable predictora la «disposición a donar parte de su salario para intentar mejorar el medio ambiente» de una muestra de la población, manifestada en la respuesta a una pregunta de cuestionario diseñado al efecto [véase figura 3], y como conductas criterio una serie de variables relativas a comportamientos en relación con el agua, la gestión energética y la gestión de residuos, encontramos que existía una relación entre ambas variables. Así, los participantes en el estudio que más disposición mostraron a donar una parte de su salario para la mejora del medio ambiente, presentaron también comportamientos como los siguientes: solían leer en la prensa u otros medios informativos todo aquello relacionado con la contaminación o la escasez del agua, con los perjuicios que ocasionan al medio ambiente las centrales energéticas y con la gestión de residuos. Además, se mostraban incómodos cuando



[Figura 3] Representación gráfica de la variable predictora «disposición a donar parte del salario para la mejora del medio ambiente»

pensaban que en el mes que más energía consumían estaban contribuyendo a agravar el problema de la escasez de recursos. Asimismo, declararon que procuraban poner todos los medios a su alcance para generar la menor cantidad de basura posible, mostraron su satisfacción colaborando con las administraciones públicas separando el vidrio y el papel del resto de la basura llevándolos a los contenedores correspondientes y manifestaron su costumbre de adquirir productos en envases reciclables cuando éstos están disponibles en el mercado. Para más información, en la [tabla 1] se muestran los coeficientes de regresión que prueban esta relación entre la voluntad para pagar y la conducta ambiental consecuente.

[Tabla 1]

Coefficientes de regresión (b) que explican la relación entre la disposición de los trabajadores a donar parte de su salario para intentar mejorar el medio ambiente y las variables criterio señaladas

	VARIABLES CRITERIO	$\beta$	T
Agua	Suele leer en la prensa o ver en la televisión todo aquello relacionado con la contaminación y escasez del agua.	0,25	2,04*
	Suele leer en la prensa u otros medios de información todo lo relacionado con los perjuicios que ocasionan al medio ambiente las centrales energéticas.	0,24	1,97*
Energía	Se incomoda pensando que en el mes que más energía consume está contribuyendo a agravar el problema de la escasez de recursos.	0,24	2,17*
	Se interesa por las noticias que tienen que ver con la gestión de los residuos.	0,23	2,06*
Residuos	Procura poner todos los medios a su alcance para generar la menor cantidad de basura posible.	0,24	2,02*
	Le satisface colaborar con las administraciones públicas separando el vidrio y el papel del resto de la basura.	0,36	2,97**
	Separa en su casa el papel y el vidrio para tirarlo en el contenedor correspondiente.	0,33	2,68**
	Suele adquirir productos que vienen con envases reciclables, si es que están disponibles en el mercado.	0,21	1,93*

Grado de significación: \*  $\leq .05$ \*\*  $\leq .01$

Estos resultados sugieren que la voluntad o la buena disposición para pagar por proteger el medio ambiente es esencialmente una medida de la actitud más que una valoración económica.

Con independencia de las actitudes, el conocimiento del coste económico ligado a determinadas conductas o la dificultad percibida de llevar a cabo una



determinada conducta ambiental o, incluso, la habilidad percibida para llevar a cabo una conducta concreta son variables que han mostrado algún tipo de efecto sobre la conducta ambientalmente responsable.

Por otra parte, la presencia de conducta responsable con el medio ambiente también está relacionada con una combinación de fenómenos que interactúan de modo simultáneo para llegar a constituir una causa del así denominado «cambio ambiental global», como el crecimiento poblacional, el crecimiento económico, el cambio tecnológico, las instituciones políticas, las organizaciones económicas y los valores y actitudes humanas. Por ejemplo, el impacto del crecimiento económico sobre el clima depende de los valores del consumidor, por cuanto mayores ingresos hacen elevar nuestra calidad de vida y ello puede derivar en mayor uso del coche (o de más coches), más calefacción interior, etc., lo que ocasiona, a su vez, la liberación de más gases de efecto invernadero. Si a este desarrollo económico se unen unos valores materialistas, puede intensificarse de modo significativo el daño medioambiental. De este modo, el estudio de los valores y su relación con la conducta del consumidor constituye un campo de interés en la investigación psicosocial.

### 3.3. La distinción entre lo global y lo local

En este apartado, analizaremos de qué modo la actuación en el contexto local está relacionada con la actuación en un contexto global y cuál es el mejor modo de abordar pautas coherentes, eficaces y responsables de actuación. Desde este punto de vista, llevaremos a cabo una reflexión crítica sobre el contexto de adquisición del conocimiento ambiental, poniendo el énfasis en los valores que se transmiten desde el plano educativo y cómo ello influye en el interés ambiental.

«*Piensa globalmente y actúa localmente*», una máxima que resalta uno de los objetivos primordiales de muchos programas de educación tendentes a aumentar la conciencia ambiental hacia la gravedad de la destrucción de ecosistemas y de la biodiversidad. La filosofía que encierra esta frase ha sido ampliamente reforzada por los medios de comunicación, haciendo hincapié en la importancia de interpretar los procesos ecológicos globales en su contexto local. Sin embargo, esto no siempre ha sido posible conseguirlo.

Nuestra investigación, llevada a cabo en Galicia, es congruente con otros estudios realizados en el Reino Unido, Irlanda, Eslovaquia y Australia, y demuestra que las personas conceptualizan de forma diferente los problemas ambientales globales y los locales. Los participantes de nuestro estudio evaluaron la gravedad y preocupación percibida de un conjunto de 15 problemas am-

bientales de distinta índole. Un análisis de componentes principales de los 15 problemas permitió obtener dos componentes bien diferenciados que explicaron un 59,14% de la variabilidad de la muestra, de los que sólo el primero (problemas locales) daba cuenta del 49,83%, explicando el segundo (problemas globales) el 9,31%. Una agrupación de los componentes extraídos por el análisis se muestra en la [tabla 2].

[Tabla 2]  
Matriz de componentes rotados. Modelo de dos componentes de preocupación ambiental

Problema ambiental evaluado	Componente	
	1	2
<b>PROBLEMAS LOCALES</b>		
Escasez de zonas verdes en la ciudad	,796	
Incendios forestales en la Comunidad Autónoma	,787	
Vertidos de aguas residuales sin depurar al mar o a los ríos	,768	
Accidentes de petroleros en nuestras costas	,683	
Sequía en distintos puntos de España	,654	
Viviendas de baja calidad y ruidosas	,654	
Derrumbamiento del basurero de Bens	,643	
Desaparición progresiva del bosque autóctono gallego (castaño, roble, etc.)	,594	
Reducción de la capa de ozono	,829	
<b>PROBLEMAS GLOBALES</b>		
Vertidos radiactivos		,819
Desertización		,744
Extinción de distintas especies animales		,720
Deforestación del Amazonas		,662
Abonos e insecticidas mal empleados		,651
Contaminación por los escapes de vehículos		,508

Método de extracción: análisis de componentes principales. Método de rotación: normalización Varimax

Sin embargo, la gravedad percibida tanto de problemas locales como globales no es normalmente traducida en una mayor implicación de las personas en conductas específicas. En principio, podría esperarse que cuando informáramos a las personas de la gravedad de los problemas, terminaría produciéndose un cambio en su conciencia respecto al medio ambiente que les llevaría a actuar en favor de éste. Sin embargo, lo que parece suceder es lo mismo que cuando alguien pone las noticias de la TV a la hora de comer: cuantos más muertos, más asesinatos, más masacres hay, más insensibles nos hacemos al problema. En última instancia, la conducta consecuente puede ser apagar la televisión. ¿Qué es entonces lo que sucede?

En nuestro estudio, con el fin de analizar la relación existente entre preocupación por los problemas ambientales (globales y locales) y conductas específicas, evaluamos la conducta ambiental analizando los juicios emitidos en relación con las conductas proambientales llevadas a cabo por los participantes, relativas a la gestión de los residuos, la gestión del agua y la conducta doméstica en relación con el uso de la luz. Las variables referidas fueron reducidas factorialmente a tres componentes (63,72% de varianza explicada) con objeto de facilitar el tratamiento de la información.

Un análisis de correlación entre los factores de preocupación global y local, y los componentes de conducta proambiental permitió obtener evidencia de la relación existente entre preocupación global y residuos ( $r = .34^{**}$ ) y entre preocupación global y gestión del agua ( $r = .31^{**}$ ), indicando que los problemas globales parecen estar más vinculados con la conducta. La relación encontrada, sin embargo, aun siendo estadísticamente significativa, es más bien moderada.

### 3.3.1. *El papel de la educación ambiental*

La educación ha desempeñado y desempeña actualmente un papel importante en la construcción de una conciencia pública sobre los problemas ambientales globales y locales y en la promoción del necesario conocimiento y competencia ciudadana en la acción ambiental. Esta tarea ha implicado dos aspectos importantes. Por una parte, fomentar el desarrollo de una mayor sensibilización con el medio ambiente, tanto natural como construido, lo que quiere decir llegar a ser crítico con las actitudes ambientales de uno y saber planificar cambios en la propia conducta. Por otra parte, implica también el desarrollo de actitudes de interés por los problemas ambientales, como fomentar en el ciudadano el deseo de participar en iniciativas tendentes a proteger o mejorar el medio ambiente o a participar en procesos de toma de decisiones o de opinión pública sobre problemas ambientales.

Muchos programas de educación ambiental, sin embargo, tomando como objetivo general la promoción de actitudes ambientalmente responsables y el desarrollo de una ética ambiental, no han llegado a definir de manera suficiente qué es una actitud ambientalmente responsable o, como señala Uzzell y col. (1995), a los ojos de quién, como tampoco han permitido apreciar qué es exactamente esa ética ambiental. Es necesario, por tanto, hacer alguna reflexión crítica sobre los valores y asunciones que en la actualidad presiden la filosofía y la práctica de tales programas.

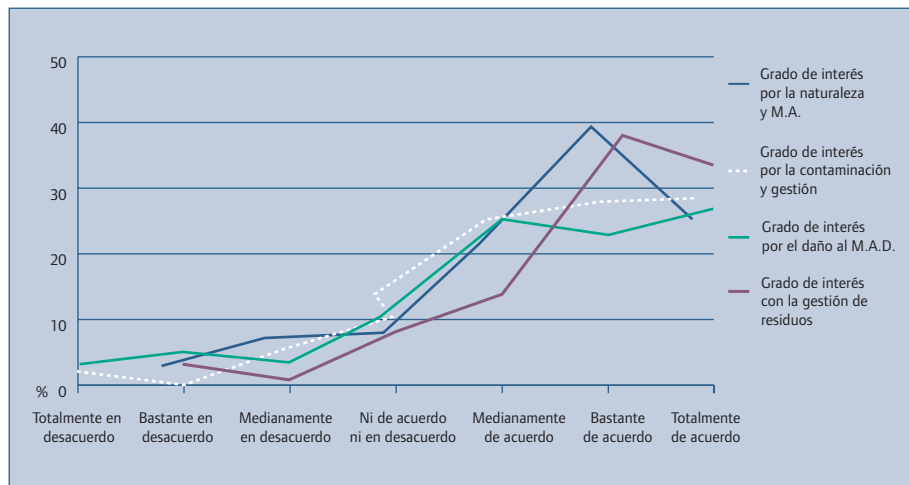
El interés por el medio ambiente, como antes hemos señalado, nunca ha sido mayor, especialmente en lo que se refiere a la contaminación y gestión del

agua, los recursos energéticos o la gestión de residuos [véase la figura 4]. El interés incluso es mayor entre los sectores de jóvenes adultos (entre 29 y 38 años) y discurre en paralelo con un sentimiento de impotencia y una incapacidad percibida para conectar ese interés con comportamientos concretos.

No existen datos concluyentes de que la edad pueda ser actualmente un predictor efectivo del interés por el medio ambiente. Sin embargo, un análisis de los coeficientes de regresión lineal –considerando esta variable agrupada en cinco tramos de edad– muestra que existe una relación, aunque de baja signi-

[Figura 4]

Grado de interés con todo aquello que tiene que ver con la naturaleza y el medio ambiente, con la contaminación y la gestión del agua, el perjuicio al medio ambiente de las centrales energéticas y la gestión de residuos



ficación, con el interés por la contaminación y gestión del agua, así como con la gestión de residuos, indicando que a mayor edad, disminuye el interés por las cuestiones ambientales.

A la ciudadanía se le dice que existen problemas ambientales serios. A los niños, por ejemplo, se les proporciona información científica y se promueven entre ellos experiencias de contacto con la naturaleza, con el objeto de producir cambios en sus valores y en sus conductas hacia el medio ambiente. Sin embargo, la información que se le proporciona sobre un determinado problema ambiental no es tan importante como en qué modo se presenta dicho problema. A nuestro juicio, por tanto, *cómo* debe abordarse la educación para influir en la gente a suscitar cambios tendría que ser más importante que *qué* es lo que se enseña.

Es decir, si a un grupo de niños le enseñamos a detectar en un río la contaminación procedente de una industria próxima que vierte en él sustancias contaminantes, ello puede servir para fortalecer su conocimiento de ese problema, pero si da lugar a un sentido de indefensión e impotencia, por no poder llevar a

cabo ninguna acción, debido a que dicha industria paga sus cánones de contaminación o, a pesar de ello, se encuentra dentro de las normas, la consecuencia a largo plazo en los niños puede resultar en una pérdida de interés por los problemas medioambientales. Si, además, da lugar a una particularización de la causa del problema en la industria y, consecuentemente, a una particularización de la responsabilidad, ello genera una dificultad añadida que impide situar el problema en su más amplio contexto social y económico, liberando así a cualquier otra persona de cualquier responsabilidad en la conducta al ser atribuida de



modo particular al industrial. El problema deja de ser percibido como un problema en el que tal responsabilidad deba ser compartida; pasa a ser percibido con lejanía y origina una falta de interés en él. Esta falta de interés, probada en algunos trabajos (véase, por ejemplo, los estudios de Uzzell y col., 1995, 1998), pone de manifiesto que existen deficiencias respecto al tipo de valores transmitidos a través del proceso educativo que impiden el cambio de las actitudes ambientales.

La elevada importancia otorgada tanto a las cuestiones locales como a las globales y la diferente conceptualización entre ambos tipos de problemas radica en el hecho de que el sistema de creencias ambientales está inmerso en un sistema mayor de creencias sociales que tiende a caracterizar los problemas

ambientales como globales por naturaleza y a no situarlos en el ámbito local de la vida cotidiana. Si lo que pretendemos es estimular al ciudadano, a los niños y niñas en particular, a tomar conciencia de los problemas ambientales, es preciso, siguiendo la línea del trabajo llevado a cabo por Uzzell y col. (1994b), hacerles ver la necesidad de realizar acciones en el plano local. Para ello, es necesario fomentar a través de los medios de comunicación e información locales, a través de la escuela y la familia, un modo de interpretar los procesos ecológicos globales en su contexto local, así como un nuevo modo de participar en la toma de decisiones. Desde un punto de vista práctico, los ciudadanos tienen más ocasiones para influir en los problemas locales que en los globales. Los procesos de participación local bien organizados grupalmente y llevados a cabo con éxito tienen la ventaja y el potencial de poder sentar un precedente al proporcionar modelos de conducta para otros grupos y permitir la continuidad de los procesos de participación ciudadana en la protección ambiental.

Es cierto que la experiencia en la naturaleza debe ser comprendida desde un punto de vista técnico, pero también debe serlo desde otras perspectivas. Es decir, los niños y las niñas no deben entender únicamente las causas biológicas por las que el río está contaminado ante la presencia de vertidos, sino que para que sea posible la adquisición de una experiencia con el problema ambiental en sí mismo, deben entender además el choque de intereses existente en la sociedad que considera el río como un problema. De manera que el problema no está en el medio ambiente, sino en la sociedad.

Si nos centramos únicamente en ayudar a entender las causas físicas, químicas o biológicas, estaremos destacando una parte del problema, sin atender al sistema social y al conjunto de valores en que se inserta, el cual podría estar promoviendo un tipo u otro de comportamiento social o económico.

En resumen, no podemos continuar considerando el medio ambiente en parcelas de actividad discretas que hayan de ser comprendidas en exclusiva en uno u otro sentido (en el sentido técnico, en el social o en el económico, por ejemplo), es decir, bajo un único punto de vista. Por el contrario, todas estas parcelas están en interacción y, como consecuencia de ello, las actitudes ambientales no cambiarán sólo cuando se sepa técnicamente cómo se produce un problema, sino cuando es entendido en su más amplio contexto social y económico, científico y político, con todos sus intereses, contrapuestos en la mayor parte de los casos. Esto es, en definitiva, lo que determina la dificultad de poner freno a la reducción progresiva de los recursos naturales y a la solución de los problemas ambientales.

Es preciso, por tanto, analizar de forma adecuada qué valores, actitudes y conductas sustentan el conocimiento ambiental que actualmente se propor-

ciona. De este modo, será posible conocer lo que debe ser reformulado tanto en el plano educativo como en los programas cuyo objetivo esencial esté en la promoción de un comportamiento ecológicamente responsable. El enfoque de la educación orientada a la escuela no es suficiente. La educación ambiental debe dirigirse a toda la sociedad y, como señala Calvo (1996, pág. 34), «el problema de dirigirse a la sociedad hace que los científicos sociales sean imprescindibles (...) si se olvidan los valores sociales de los destinatarios, nada funciona». Es aquí, precisamente, donde la psicología ambiental ha desempeñado un papel relevante a través de sus estudios sobre valores y actitudes, y su relación con el comportamiento proambiental.

#### **4. Consideraciones finales**

En las páginas anteriores se han mostrado algunos de los aspectos que intervienen en la interacción individuo-medio ambiente. Aunque el objetivo de este trabajo no permite un análisis exhaustivo de esas y otras cuestiones implicadas en este importante tema, creemos que, al menos, se han apuntado algunas ideas sobre las que convendrá reflexionar con más detenimiento a la luz de futuras investigaciones empíricas. A nuestro entender, uno de los elementos más relevantes de los datos presentados anteriormente se refiere a la percepción y representación que los sujetos tienen de su entorno y a la influencia que estos marcos cognitivos-representacionales ejercen sobre las conductas proambientales.

Si hubiésemos expuesto sólo los resultados sobre la primera de esas cuestiones, tendríamos que haber sacado la conclusión de que en la población gallega, o para ser más exactos en las muestras con las que hemos trabajado en esos estudios, existe un nivel razonable de preocupación y concienciación por las cuestiones medio ambientales. Esto es verdad. Pero el problema radica en que a partir de esa información inmediatamente se inferiría que la población gallega mantiene una pautas conductuales respetuosas con el medio. Y esto ya no es tan cierto. El error proviene del hecho de creer que las actitudes o las disposiciones actitudinales están estrechamente vinculadas con las conductas, de tal manera que el mantenimiento de una determinada actitud presupone necesariamente la realización de una conducta consistente con aquella.

Los datos de nuestros trabajos cuestionan, precisamente, ese lugar común tan extendido entre los legos en las ciencias del comportamiento, y que llegan incluso, en muchos casos, a utilizar de manera intercambiable los conceptos



de actitud y conducta. Por esta razón, una de las claves para intentar solventar, desde la perspectiva del sujeto humano, algunos de los problemas relacionados con el medio ambiente radica en abandonar ciertos planteamientos científica y políticamente ingenuos sobre esta cuestión.

El comportamiento y la actividad humana es un factor decisivo en la situación actual de nuestro entorno natural. Por tanto, una línea clara de intervención es tratar de modificar el tipo de conducta que los ciudadanos mantienen respecto a él. Hasta aquí, el razonamiento es absolutamente correcto. Las dificultades comienzan cuando se asume que esos cambios pueden lograrse a través de simples acciones informativas. El implícito que se maneja desde esas posiciones es, más o menos, el siguiente: si al sujeto se le informa de las consecuencias adversas de su conducta, modificará sus prácticas en la línea sugerida. Pero, lamentablemente, las claves que determinan el comportamiento humano son mucho más complejas que todo ello. Dejando al margen variables como las características del emisor y procesos como los de atención y percepción selectiva, existen toda una serie de factores psicosociales que están incidiendo en el tipo de comportamiento que emiten los individuos ante los diferentes estímulos.

En esta contribución hemos comentado algunas de las variables que es preciso considerar para poder comprender con alguna profundidad las razones que conducen a la realización o no de determinado tipo de acciones. Sólo obviando todo el conocimiento acumulado durante las últimas décadas por las ciencias del comportamiento puede afirmarse que las actitudes son determinantes inmediatos del comportamiento. Y si esto no es así, entonces hay que cuestionar aquellos programas de intervención destinados exclusivamente al cambio de actitudes y valores. La modificación en esas estructuras cognitivas no es difícil, sobre todo si se trata de cuestiones con una elevada deseabilidad social. Pero el problema, como hemos tratado de mostrar en este trabajo, es conseguir que esas actitudes conduzcan a la realización de comportamientos consistentes.

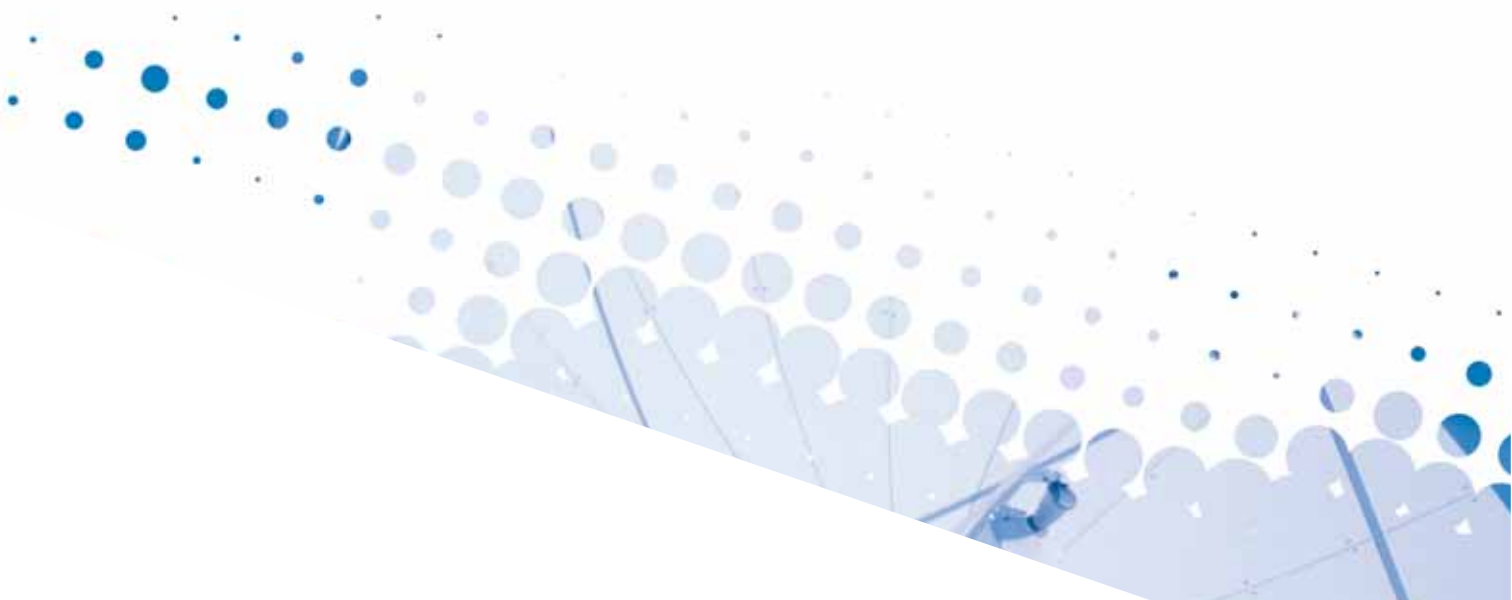
Por tanto, si se quieren diseñar estrategias informativas y programas dirigidos a incentivar la creación de conductas ecológicamente responsables, es preciso analizar en detalle los procesos psicosociales aquí comentados. Este, de hecho, debería ser uno de los objetivos de la política medioambiental en Galicia: conocer el grado de compromiso de la ciudadanía con diferentes conductas proambientales y poner de manifiesto las posibles barreras socio-cognitivas que puedan existir para realizarlas. Ello permitiría que el rigor, y no la intuición o la especulación, fuese el criterio que guiase la elaboración de las políticas sobre estos importantes problemas.



J. Pérez Vilariño

**Sociedad terciaria**  
y demandas ambientales





## Sociedad terciaria y demandas ambientales

J. Pérez Vilariño. *Departamento de Sociología*  
*Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales.*  
*Universidad de Santiago de Compostela*

### 1. Medio ambiente y sociedad postmaterialista

De acuerdo con una de las tesis centrales de Max Weber, el capitalismo puritano se desarrolló como una vía racional de acceso al éxito, a la salvación. La herramienta que hizo posible la aparición de este singular y poderoso modelo de organización social fue el desarrollo de una innovadora *ascesis mundana* (*weltliche Askese*). Siguiendo un dinamismo semejante, las innovaciones tecnológicas más relevantes tienden, a su vez, a presentarse insistentemente como los vehículos más llamativos de las grandes expectativas seculares de salvación y por consiguiente también como obras peligrosas o amenazas colectivas<sup>1</sup>. La tecnología, más allá de sus aportaciones instrumentales concretas, es un sis-

---

<sup>1</sup> J. Alexander, en un análisis de contenido del tratamiento que diez de las más populares publicaciones estadounidenses (*Time*, *Newsweek*...) dieron a la introducción del primer ordenador y a los primeros 20 años de su historia, señala que el discurso de estos medios gira en torno a la confrontación entre el bien y el mal. Presentan un horizonte de liberación de las restricciones espacio-temporales. Llegan a describirlo en términos de milagro y de misterio (Alexander, 2000). Una estructura similar aparece en la literatura de ciencia ficción, donde la tecnología y los relatos míticos se entrecruzan.

tema de signos que responden a presiones y necesidades sociales. Lo mismo que cultura y economía evolucionan estrechamente entrelazadas, como las dos caras de una misma realidad, racionalidad técnica y racionalidad substantiva van de forma inseparable unidas a pesar de los incesantes esfuerzos por separarlas definitivamente.

El discurso verde se inserta en esta tradición de la ascesis mundana como medio racional para conseguir la salvación. Pero su planteamiento es a escala colectiva, en consonancia con su horizonte global. En su lógica no basta la salvación individual. En este punto, se aprecia una huella o clara impronta marxiana, de acuerdo con su inserción en la tradición de la izquierda. En segundo lugar, la nueva importancia estratégica atribuida al medio natural no se asienta sobre su valor económico, en cuanto fuente de materias primas, sino en su capacidad para ofrecer una diferente calidad de vida. En definitiva, los verdes representan una de las imágenes más claras del profundo cambio que se está operando en el sistema o la jerarquía de valores de las sociedades avanzadas, definida como una creciente primacía de valores postmaterialistas (Inglehart, 1998). El proceso parece responder a la aplicación del principio de la utilidad marginal decreciente al propio sistema económico y a sus instituciones centrales, que tienden a perder credibilidad social. Precisamente, por disponer de un entorno de seguridad civil y de una cierta abundancia económica, en las sociedades postindustriales estos valores de carácter más materialista pueden ceder los primeros puestos a otras prioridades «postmaterialistas» que, más que el *nivel* de vida, definen su *calidad*.

Desde esta perspectiva, es preciso subrayar algo que suele olvidarse demasiado fácilmente: que el medio así entendido es, en primer lugar, social, dado que –tal como subrayó el historicismo y en particular Ortega y Gasset– el hombre, más que naturaleza, tiene historia, esto es, cultura.

Las aportaciones de la sociología de las organizaciones ofrecen una perspectiva que permite comprender mejor el alcance de esta proposición. Para la demografía de las organizaciones (Hannan y Freeman, 1977), la ecología se ocupa del estudio de las tensiones entre las diferentes poblaciones de organizaciones y, en general, de seres vivos; entre todas ellas, la población humana aparece como la población de referencia, porque es la única capaz de organizar el aprovechamiento sistemático de todos los recursos y de este modo alterar seriamente el equilibrio general. La teoría de la dependencia de los recursos (Pfeffer y Salanick, 1978) hace depender el cambio en las organizaciones, en particular los procesos de especialización e integración funcional, de su capacidad de adaptación o de control del medio. La nueva conciencia ambiental nace, justamente, de la repentina experiencia de amenaza colectiva, ante el

doble riesgo de agotamiento de recursos básicos o de causar procesos catastróficos, derivados de un uso irresponsable de las nuevas tecnologías.

Este horizonte de innovación y riesgo obliga a recordar, desde la más genuina tradición weberiana, que la tecnología central del singular proceso de desarrollo, llevado a cabo por la civilización occidental, es la organización racional (Coleman, 1990), que hace posible la promoción sistemática y la gestión integrada de la complejidad (Pérez Vilariño, 2000). Pero lo mismo hoy que en tiempos de Weber, esta prodigiosa herramienta (Perrow, 1991) o arma organizativa puede ofrecernos un entorno de mayor libertad o encerrarnos entre sus barrotes de acero. El diseño y la implementación progresiva de un nuevo modelo de organización o de interacción social aparecen así como la demanda latente básica de la lógica ambiental. A escala macrosocial, este es el sentido de la contribución de la perspectiva de los costes de transacción (Williamson, 1975): las variaciones en los patrones de intercambio con el entorno, y en particular en las tecnologías y en las demandas del mercado, se traducen en mutaciones en las formas organizativas.

Conviene, sin embargo, tener presente que las nuevas formas de organización social de la complejidad tienen poco que ver con las primeras reacciones de carácter fundamentalista ante los riesgos ambientales, asociados a las nuevas tecnologías y la generalización de la sociedad de consumo. Los datos muestran con claridad que la población no está dispuesta a renunciar a las cotas alcanzadas de bienestar. Pero, al mismo tiempo, la opinión pública manifiesta también una fuerte presión por establecer nuevos modelos de organización social que den prioridad a los *ámbitos de la vida y la convivialidad*, esto es, que favorezcan la emergencia de formas de vida de mayor calidad humana. La remodelación de los cascos históricos, la renovación de barrios degradados, la peatonalización de amplias zonas urbanas o la recuperación de espacios sensibles de especial valor son medidas que responden a la nueva lógica de organización social.

Los Estados, con su legitimidad democrática y su cada vez más densa red de organismos públicos, que van desde el ámbito local al global, y los grandes grupos económicos corporados ocupan, sin duda, los puestos de mando desde los que despliegan una inigualable capacidad de configurar el nuevo modelo de organización social (Brinte y Karabel, 1991). Pero cuanto mayor es la movilización y la organización de otros actores de la sociedad civil, menos autonomía tienen estos dos gigantes, que, en nombre de los intereses colectivos, manifiestan una especial propensión a establecer entre sí una santa alianza.

Las preocupaciones ambientales abren un escenario muy diferente y mucho más amplio que el construido por la sociedad industrial. Alumbrado a



partir de la amenaza nuclear y en general de la sensibilidad ante las crecientes agresiones a la naturaleza, ha ido incluyendo una amplia variedad de grupos sensibles a los nuevos valores. Tener la naturaleza como referente básico permite soslayar, al menos en primera instancia, las divisiones que pueden concitar otras demandas postmodernas, vinculadas al género, las creencias o las minorías. Por esta razón, el movimiento verde ha conseguido convertirse en sujeto social e interlocutor de Estados y grandes corporaciones. Los verdes (que tienen nombre plural) son mucho más que una anarquía de organizaciones ecologistas o de emergentes partidos políticos. Su legitimidad y la robustez de sus demandas reside en haber difundido sus valores programáticos más allá incluso de sus propias organizaciones. Con razón Galtung (1990) puede afirmar que los verdes son más que un partido político y están entre nosotros para durar.

## 2. Ética verde y educación ambiental

La preocupación ambiental es el símbolo más visible de una creciente demanda que presiona hacia el surgimiento de una nueva lógica social. Si bien, en un primer momento, ésta se presenta como señal de alarma ante el deterioro de los recursos naturales, emerge más bien del carácter insoportable del aparato institucional que los gestiona y controla. Por eso, más allá de la preocupación por el uso colectivo de los recursos, responde a una voluntad de reconstrucción de un medio menos burocratizado, en el que las diferencias (de género, color, creencias y obviamente, también, de acceso a los recursos básicos) dejen de ser la base de discriminaciones insoportables y puedan aprovecharse como fuentes de dinamismo y de complejización social. Cuidado de los recursos naturales y hominización persiguen, una vez más y de una forma nueva, darse la mano, más allá de las exigencias de una naturaleza ciega. La ética verde, en proceso de elaboración, aparece como el instrumento apropiado para la puesta en marcha de una nueva forma de organización social.

Para la empresa tradicional, la perspectiva ambiental no hace otra cosa sino poner trabas e incrementar costes, sin ofrecer clientes dispuestos a comprar los nuevos productos. Frente a esta cultura industrial, la lógica ambiental introduce un nuevo *patrón de referencia*. El empresario innovador entiende que, más allá del insoslayable riesgo que implica el lanzamiento de una nueva gama de productos, el horizonte verde ofrece una oportunidad de creación de valor y de mejora substantiva de la calidad de los bienes y servicios. En definitiva, está en

juego un nuevo orden ético, esto es, una nueva jerarquía de valores que hará emerger un nuevo orden normativo. Desde esta lógica se comprende la aureola subversiva de determinadas acciones lideradas por movimientos ecologistas. Parafraseando a Nietzsche, podría afirmarse que la necesidad de subvertir el viejo modelo es la condición de posibilidad para el asentamiento de los nuevos valores verdes.

Si el surgimiento del capitalismo ha estado asociado a una ascesis mundana, el nuevo modelo exige, a partir de una actitud sistemática de investigación y desarrollo, convertir los problemas en la principal materia prima a transformar. Tal como certeramente pone de relieve el modelo organizativo del «cubo de la basura» (Cohen, March y Olsen, 1972), los profesionales son cubos de basura llenos de soluciones a la búsqueda de cubos llenos de nuevos problemas. Las restricciones ambientales se convierten así en oportunidades. El referente a la basura pretende subrayar el carácter perecedero e incluso efímero tanto de los problemas como de las propias soluciones. La provisionalidad de cualquier solución fuerza una búsqueda sistemática de otras nuevas. No puede, en consecuencia, sorprendernos que el horizonte ecológico introduzca fuertes perturbaciones en el viejo sistema de creencias y de comportamientos. El cambio no corresponde necesariamente siempre a un proceso lineal (Hallinan, 1997) y deja incluso espacio a una «catástrofe normal» (Perrow, 1991).

La calidad ambiental como nueva obligación moral o imperativo social responde, en definitiva, a las exigencias del ciudadano-consumidor ilustrado, que busca cada vez más *la distinción*, a través de productos y prácticas sociales de mayor calidad. Precisamente los simpatizantes y militantes de estos nuevos movimientos pertenecen de forma predominante a las clases medias ilustradas. El carácter ritualizado que tienden a adoptar las prácticas verdes puede estimarse a partir de la creciente implantación de formas de certificación ambiental o de buena conducta. La lógica moral exige, además, la posibilidad de sanción para quien quebrante el nuevo orden, con la posibilidad incluso de prácticas de perdón. Tal es el sentido del principio de «quien contamina paga», que tiende a ser completado con el de «quien descontamine, que sea compensado». Este último principio tiene una doble aplicación de especial valor. Por un lado, puede permitir transferencias compensatorias de zonas desarrolladas, altamente contaminantes, a otras más atrasadas. Por otra parte, podría, asimismo, facilitar la inversión en recursos renovables. Una aplicación concreta es la posibilidad de que los bosques, en cuanto sumideros de carbono, se beneficien de un impuesto finalista, pagado por quienes emitan CO<sub>2</sub>.

La emergencia de una clara primacía de valores postmaterialistas, puesta de manifiesto por la ambiciosa investigación empírica llevada a cabo por In-

glehart y asociados en 43 países, que representan dos tercios de la población mundial (incluida España), avala la dimensión ética y el horizonte utópico del patrón verde. Pero, tal como señala K. Mannheim, el riesgo del pensamiento utópico es convertirse en ideología. Soñar lo imposible fue la condición, proclamada en la revolución de 1968, para hacer viable lo posible. El sueño, como el horizonte, no está hecho para ser alcanzado, sino para ponernos en marcha hacia él. La función del horizonte es dar fondo a la realidad inmediata, lo que no es, en modo alguno, asunto trivial. Mas cuando soñar lo imposible se convierte en obligación, la libertad acaba, tristemente, en sumisión y mentira. Resulta una fe increíble, porque la realidad tangible y los avances científicos se encargan de desmentirla y sólo resulta útil, a corto plazo, para los impostores. Pero, tarde o temprano, ellos mismos hacen imposible seguir soñando por obligación. Las ideologías y sus logros acaban así desmoronándose por sí solos, como muros viejos.

Quienes crecimos bajo la herencia de una dictadura, que no inventamos nosotros, sabemos lo que cuesta hacer que el sueño de la libertad llegue, por fin, un día a tomar cuerpo real. Por su parte, los hijos de la libertad, que no conocieron el coste de alumbrarla, descubren sus límites ideológicos de otra manera: a través de lo políticamente correcto. La nueva ortodoxia genera sus propios pontífices, con vocación de jefes o voluntad de poder. Únicos interpretes, no ya verdaderos (a tanto no se atreven), sino *correctos* de la libertad tolerable, se convierten de oficio en sus verdugos, precisamente, por «el miedo a la libertad».

Más allá de su inicial voluntad simplificada de salvación y de la rigidez que acompaña a toda actitud profética y más aún si es de carácter fundamentalista, la anarquía organizada de movimientos ecologistas ha estimulado la atención colectiva a una de las cuestiones centrales de nuestro tiempo, caracterizado por el impacto globalizante de las nuevas tecnologías.

La confluencia de un cambio generacional –que da paso a unas cohortes más educadas y que han nacido en una sociedad democrática, estable y de cierta abundancia– con la percepción de la existencia de amenazas colectivas de alcance global, está en la raíz de la creciente atención a las cuestiones del medio ambiente y la calidad de vida. Al mismo tiempo, la nueva sensibilidad de grupos civiles tiende a producir disonancias con los detentadores del poder económico y político, que ven en esta nueva orientación restricciones a sus ámbitos de actuación. Pero a medida que los servicios necesarios para el cuidado del medio ambiente y la implantación de una mejor calidad de vida dan origen a nuevos negocios ambientales, tal disonancia tiende a reducirse.

Si el siglo pasado estuvo marcado por la emergencia y la decadencia del color rojo, es claro que los próximos años serán crecientemente verdes. El dis-

curso ambiental, marcado durante dos o tres décadas por el acento utópico de grupos desprovistos de poder, parece finalmente conseguir implantar un nuevo paradigma. Sus exigencias de carácter global –ámbito en el que su ambicioso mensaje de salvación adquiere pleno sentido y operatividad– definen los campos de conflicto y las nuevas formas de dominación que adopta la voluntad de poder. La reciente confrontación entre la UE y Japón con los EEUU, en materia ambiental, ha puesto de manifiesto el horizonte de tensiones que esta nueva forma verde de racionalidad tendrá que afrontar. Con todo, para evitar absolutizar una forma histórica de pensamiento, por actual que sea, importa tener presente que la naturaleza y, en particular, los seres humanos han sobrevivido en condiciones muy adversas durante millones de años, por lo que no están tan indefensos como algunos verdes parecen imaginar. Ello no impide que en las sociedades terciarias y del bienestar uno de los recursos más cotizados de un territorio sea su calidad ambiental.

Los generalizados esfuerzos por diseñar e implementar programas de educación ambiental responden directamente a este imperativo ético o a la exigencia de articular de nuevo la interacción dialéctica entre economía y cultura, entre naturaleza e historia. En lugar de proseguir la conquista o la explotación sistemática de los recursos de la naturaleza, que caracterizó el desarrollo de la sociedad industrial, la sociedad postmoderna, que prima los valores postmaterialistas, persigue una relación de intercambio amistoso. La nueva forma social asume como punto de partida la posibilidad de superación de la contraposición entre naturaleza y cultura, a pesar de que ciertos grupos fundamentalistas intenten retomar el viejo postulado. En esta dirección es preciso subrayar la necesidad ineludible de partir de bases científicas rigurosas, tanto para definir un programa progresivo de educación ambiental como para establecer las metas operativas de un plan de intervención. De lo contrario, existe un riesgo serio de que se implante un discurso ideológico, liderado por grupos poco estructurados.

Los temas centrales del nuevo programa educativo hacen referencia a las contradicciones que derivan del efecto combinado del sistema de producción industrial y la sociedad de consumo, en particular, el empleo abusivo de recursos agotables y la acumulación de residuos, en cuanto procesos básicos de degradación del medio. La educación ambiental responde así a la nueva forma de moral verde, asumiendo el papel de verdadera catequesis laica, capaz de iniciar en los nuevos valores postmaterialistas. Entre sus objetivos primordiales se plantea hacer solvente la demanda social en materia ambiental, tratando de reducir las disonancias entre objetivos proclamados y prácticas sociales.

Insistir en el carácter solvente de la demanda equivale a hacer un especial hincapié en la necesidad de mantener un equilibrio entre las diferentes fun-

ciones de los recursos. Resulta imprescindible que los valores postmaterialistas (por ejemplo, ambientales o recreativos) mantengan un equilibrio con su función económica. De lo contrario, acabarían siendo inviables. Precisamente el éxito de la recuperación de los monumentos históricos reside en la capacidad de asignarles una nueva actividad económica o función social, acorde con su naturaleza y con su capacidad de carga. Tratar de convertir la naturaleza en museo o en un espacio infantil ficticio resulta, no sólo absurdo, sino inviable.

En el campo del medio natural, el cuidado de la biodiversidad y la implantación de modelos de desarrollo sostenible aparecen como los dos requisitos primordiales para cuyo logro se plantean estrategias de ámbito internacional, estatal, autonómico y local. Llegados a este punto, es preciso prestar atención al origen institucional de las demandas verdes, para descubrir posibles implicaciones ideológicas entre verdad y poder, entre formas de conocimiento y relaciones de poder. Aceptar, sin más, la lógica de las instituciones dominantes como elementos del análisis organizativo o científico contribuye a la reproducción de tales instituciones. Respecto a las cuestiones ambientales, es oportuno reseñar dos hechos. El primero es el principal peso de los países del Norte en la elaboración de las estrategias verdes y, en particular, su afán en la biodiversidad, de la que carecen, tanto por sus condiciones climatológicas como por su modelo de aprovechamiento monoespecífico del territorio. El riesgo es presionar para que los países del Sur se conviertan en reserva de biodiversidad. El segundo hecho es el desarrollo simultáneo de las teorías de la elección racional y de los esfuerzos por desvincular al Estado de los grandes ámbitos de la producción y la distribución, que hará más difícil su labor de árbitro (Friedland y Alford, 1991).

Se han llegado a establecer diferentes criterios de calidad, referidos a los diversos ámbitos de actividad (entre los que destacan los referidos a la salud), así como criterios de intervención; entre estos últimos tienen especial importancia la progresividad en las intervenciones y la incentivación de la iniciativa particular, por su capacidad para reducir tensiones y lograr una mejor adaptación a las diferentes circunstancias de cada lugar y una mayor implicación civil. En consonancia con estos principios y con el mayor nivel educativo de una sociedad democrática, resulta apremiante establecer *modelos transaccionales de negociación*, que den entrada a todos los agentes implicados, especialmente en los proyectos de mayor envergadura y más fuerte impacto, como los planes hidrológicos (Vozmediano, 1998). Esta exigencia reviste una especial importancia en un país con tradición autoritaria, que ha ignorado sistemáticamente a los agentes más vinculados al medio natural, entre los que la Administración es percibida más desde la óptica del poder que del desempeño profesional.

Entre las funciones no previstas de los programas de educación ambiental, es preciso destacar, precisamente, el iniciar un amplio diálogo sobre estas cuestiones cruciales de la supervivencia colectiva, entrenando a los actuales o futuros agentes sociales en la lógica de la negociación. Esta requiere, por un lado, una base compartida de conocimientos profesionales y, por otro, una educación en el diálogo, capaz de establecer transacciones, a pesar de reconocer su carácter limitado o provisional. Con frecuencia, por falta de una política ambiental seria y de un liderazgo apropiado, la negociación no llega ni a iniciarse, limitándose a simples consultas esporádicas. De hecho, algunas encuestas y programas concretos de intervención ponen de manifiesto una amplia disponibilidad social a colaborar, mucho más alta de lo esperado, sobre todo cuando se trata de cuestiones que los diferentes actores o la opinión pública consideran de especial importancia. Los problemas derivan con frecuencia de los propios modelos de intervención, que tienden a basarse más en la imposición y las luchas por el poder que en la negociación, olvidando que la población cuenta ya con niveles relativamente elevados de educación e iniciativa.

En este sentido, sería preciso auditar con regularidad y de modo sistemático la opinión pública y la de los principales agentes implicados en las diferentes cuestiones del medio ambiente. De hecho, en la mayoría de los países avanzados existen encuestas de este tipo. Las diferencias residen en la calidad profesional del diseño, el grado de regularidad y el carácter más o menos sistemático. En España, estos estudios obedecen demasiado a problemas puntuales de diferentes organismos. Importa, sin embargo, señalar que el análisis de los estudios cualitativos y de las encuestas pone de manifiesto un importante grado de flexibilidad de la opinión pública en estas cuestiones<sup>2</sup>.

La generalización de la educación ambiental responde, por un lado, a la demanda de las nuevas generaciones y, por otro, a la necesidad que experimentan los poderes e instituciones públicas de vestirse más o menos de verde para ponerse al día. La creación de los Ministerios y Consejerías de Medio Ambiente hace ver claramente que la lógica verde forma ya parte de la estructura oficial de poder, a costa de competencias de Departamentos tan cristali-

---

<sup>2</sup> En Galicia la Encuesta de Cultura Forestal (1992), realizada para la elaboración del Plan Forestal, y los sondeos de opinión para la implantación del Plan de Residuos Sólidos Urbanos en cuatro municipios experimentales, mostraron un grado de colaboración e iniciativa muy superiores a los esperados. Por su parte, el Plan Forestal pudo ser negociado y aprobado por la Comisión Permanente del Parlamento de Galicia sin un solo voto en contra. Por el contrario, otros proyectos de reconocida urgencia social levantaron fuertes niveles de tensión por carecer de una auditoria y negociación suficiente con los agentes implicados.

zados como Agricultura, Industria, Interior o Educación. El nivel de su poder, como el de cualquier otro organismo, se mide por el presupuesto, el número de funcionarios y el ámbito de sus competencias. La necesidad de abrirse paso implica un riesgo de que las políticas ambientales se limiten a la implantación de medidas paliativas de carácter legitimador, en lugar de implementar programas progresivos de calidad ambiental. El nivel de tensión entre una demanda social insatisfecha y la insuficiencia de tales medidas evitará o forzará la emergencia de verdaderos partidos verdes.

### 3. Discurso y exigencias ambientales en Galicia

Ser un país o región relativamente atrasada, pero integrada en uno de los espacios económicos más avanzados del mundo, trae consigo necesariamente fuertes desajustes e importantes tensiones. Aunque Galicia esté sometida a las disposiciones de la UE de igual manera que nuestros vecinos del Norte o que nuestros conciudadanos españoles, las normas no nos afectan de la misma forma. Esta afirmación es especialmente válida para los ámbitos más profundamente marcados por la innovación, como el medio ambiente.

Contar todavía con una importante población agraria residente en un espacio rural, pobremente equipado y que está sufriendo un brusco proceso de desertización; ser una de las primeras generaciones que ha estrenado un piso en la ciudad o habita en una aglomeración en la que la lógica urbana se entrecruza con la rural; vivir, en suma, en una comunidad que se ha hecho terciaria sin apenas conocer la sociedad industrial, son factores que tienden a producir necesidades reales y representaciones sociales muy distintas de las de quienes hace ya muchas décadas han dejado de ser *urban villagers*. El desarrollo tardío hace que las nuevas demandas e imágenes colectivas se entrecrucen con las asignaturas pendientes, produciendo distorsiones difíciles de abordar. Un mal aprendizaje del acceso a la innovación tiende en estas circunstancias a prolongar e incluso incrementar el retraso relativo, por lo que reviste una especial importancia el diseño de estrategias apropiadas.

La integración económica de los mercados permite, a través de las nuevas redes de comunicación y distribución, un acceso inmediato desde cualquier región a los bienes o servicios derivados de las más recientes innovaciones tecnológicas. Al no existir en el propio entorno las condiciones reales para producirlos ni los imprescindibles ajustes institucionales para su integración progresiva, se producen fuertes disonancias cognitivas, que tienden a instalarse en



forma de distorsiones sistemáticas de la realidad. Uno de los indicadores más sintomáticos de esta situación es el predominio, en estas cuestiones, de un discurso polémico sobre el debate científico.

El hecho de que al menos los grupos sociales de referencia tengan acceso a los productos de última generación tiende a convertirlos en algo *natural* esto es; obvio y casi imprescindible en una sociedad obligada a estar o mostrarse al día. De esta forma, los posibles referentes de las metas operativas a alcanzar de acuerdo con un plan progresivo se convierten en los signos externos de una posición de privilegio.

A través de un proceso de isomorfismo organizativo (Pfeffer y Salanick, 1978; Pérez Vilariño y Schoenherr, 1987), similar al que rige la lógica de la moda en los productos de consumo, se instaura un artificio o mecanismo social de imitación, que intenta salvar la distancia entre realidad y discurso. Resulta, en definitiva, más practicable poner al día el discurso que las estructuras de producción científica que caracterizan hoy a las sociedades terciarias avanzadas. Basta una simple ojeada a la tasa del PIB dedicada a I+D para percatarse de la distancia que separa a los países punteros –convertidos en verdaderas factorías del conocimiento– de los imitadores de segundo o tercer nivel.



Los bienes y servicios que definen la calidad ambiental se encuentran sometidos, de un modo eminente, a esta tensión. Constituyen, por un lado, las demandas más recientes y sofisticadas de las sociedades postindustriales, por lo que tienden cada vez más a constituir señas claras de *distinción*. Aparecen como la máxima expresión o los referentes simbólicos de un nuevo sistema de valores postmaterialistas, que está introduciendo una serie de causas nuevas en la agenda política de las sociedades avanzadas. A esta dinámica responde el hecho de que las políticas sociales –objeto central de las políticas públicas durante el último siglo– empiecen a ceder la prioridad a las políticas verdes y a las inversiones en medio ambiente. Los datos para España e incluso Galicia (Pérez Vilariño y Veira, 1986; Veira, 2000) ponen de manifiesto la emergencia de una similar preferencia en la estructura de valores entre la población educada y sobre todo entre las nuevas generaciones, que además de compartir generacionalmente las nuevas tendencias, cuentan también con un superior nivel educativo. Sería, sin embargo, preciso comprobar el grado de coherencia entre los valores proclamados y las prácticas reales en la vida cotidiana. Importa tener presente que la *corrección* en el código ambiental tiende a substituir, en gran medida, a la ortodoxia religiosa o a los imperativos éticos.

Tener noticia de las más exigentes demandas ambientales puede hacer olvidar los pasos obligados que conducen hasta ellas, sobre todo, cuando no se tiene responsabilidad directa en el ámbito público. Por su parte, los decisores públicos corren a su vez un riesgo de huida hacia delante, descuidando las dotaciones más elementales y menos brillantes, porque hace ya mucho tiempo que parecen haber perdido el carácter de novedad y ponen de relieve el estigma de un retraso no reconocido. La situación se agrava respecto de las infraestructuras básicas, las cuales requieren una actuación mantenida durante varios años que desborda los mandatos de los elegidos.

En las sociedades avanzadas, el ámbito primordial de referencia es el espacio urbano. Galicia, en muy pocas décadas, ha dejado de ser un mar de aldeas. La mayor parte de la población está viviendo en un entorno confuso, que no es ni urbano ni rural, teniendo que soportar las incomodidades de un territorio con deficientes equipamientos urbanos y, al mismo tiempo, demasiado deteriorado. El brusco traslado de la población rural a los núcleos urbanos permite comprender un cierto desorden inicial del proceso, pero no el retraso y la tibieza en acometer con firmeza y prioridad los equipamientos urbanos básicos.

La calidad urbana constituye hoy el mayor capital de una sociedad avanzada. En tal sentido, la mejora experimentada por los ámbitos urbanos durante las cortas décadas democráticas es tal vez el indicador más significativo del sorprendente avance de la sociedad española. A pesar de ello, o tal vez más exac-

tamente como consecuencia de esta nueva situación urbana, uno de los puntos más débiles de nuestras ciudades es su reducida autonomía y capacidad financiera. Por su parte, la fragilidad del planeamiento urbano y de la ordenación del territorio ponen asimismo de manifiesto el largo y difícil camino que es preciso recorrer. En ciudades como Vigo, basta salir de sus calles céntricas para perderse en un caos suburbano, que no resulta fácil recomponer. La falta de una ordenación coherente de los intereses que afectan al territorio hace que los programas de urbanización se transformen en desordenadas invasiones de los municipios colindantes. El impacto depende del dinamismo de cada una de las ciudades.

Además de la urgencia de recuperar el retraso en las dotaciones urbanas básicas, importa subrayar que la calidad de vida (y más en particular la calidad de las ciudades) constituye uno de los activos con mayor capacidad de atracción de las nuevas actividades terciarias. Los parques tecnológicos representan el ejemplo más claro de iniciativa, con una singular capacidad de dinamización urbana, que asigna un extraordinario valor a esta dimensión a la hora de elegir su lugar de implantación.

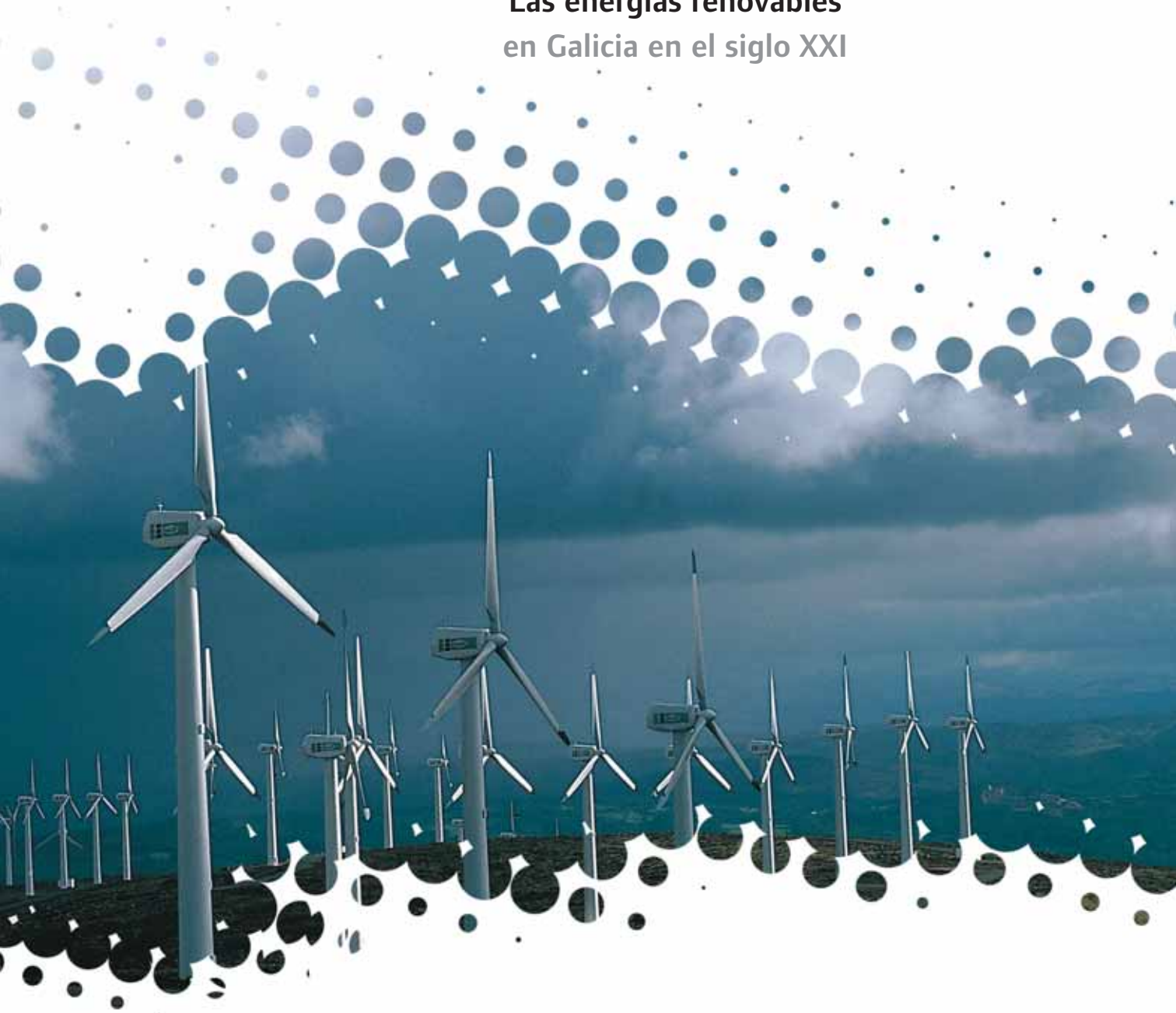
Difícilmente se subrayará bastante, al hablar de medio ambiente, la necesidad de primar el medio social, hoy claramente urbano-metropolitano. Pero en la edad de las redes de comunicación rápida, el ámbito urbano no se reduce a los límites de la ciudad compacta. Incluye diferentes anillos o ámbitos, con intensidades variables de uso. Las prioridades de intervención deben responder, como es lógico, a las intensidades de los usos actuales y previsibles. En este sentido, la complementariedad entre las áreas urbanas exige un planeamiento coordinado del territorio y de la calidad ambiental. De ahí la importancia de acometer programas ambiciosos transmunicipales como el de los residuos sólidos urbanos, el transporte colectivo y una amplia oferta de suelo urbano, los cuales constituyen indicadores básicos del proceso de urbanización con un fuerte impacto positivo en la calidad ambiental





M. Bao Iglesias

# Las energías renovables en Galicia en el siglo XXI





## Las energías renovables en Galicia en el siglo XXI

M. Bao Iglesias. *Departamento de Ingeniería Química*  
*Facultad de Química. Universidad de Santiago de Compostela*

En el problema europeo relacionados con el tema energético entran dos condicionantes: la escasez de recursos energéticos tradicionales, cada vez más agudizada tanto en disponibilidad como en seguridad de abastecimiento, y la necesidad de cumplir, como todos los demás países, con los programas derivados de acuerdos internacionales, en los cuales pretende asumir un cierto liderazgo que promueva un mercado tecnológico.

La estrategia definida para el desarrollo energético, dentro del concepto de desarrollo sostenible, se centra en estimular el ahorro de energía y utilizar formas de producción más eficientes, por una parte, y en aumentar sustancialmente el aporte de nuevas formas de energía, con especial atención al uso de energías renovables y limpias, por otra.

El *Libro Blanco de la Energía*, presentado como fruto cuidadosamente discutido, con etapas previas caracterizadas por la elaboración del libro verde y el libro rojo anteriores, supone una declaración de consenso, una programación



de inversiones y una programación temporal que establece el esquema productivo deseado, el modo de su obtención y el de su financiación para el año 2010, partiendo del estado actual de la tecnología para el uso de las formas de energía renovables consideradas, que, casi sin excepción, requieren fuerte desarrollo tecnológico y apoyo económico para hacerlas competitivas con los procedimientos convencionales y lograr la participación del capital privado. La [tabla 1] contiene los objetivos de producción para las distintas formas de ER y, como puede observarse, ni los objetivos de reducción en el consumo parecen elevados ni se aprecia un fuerte desarrollo tecnológico en las distintas formas de energías renovables (ER), cuya participación es muy pobre en cuanto a su aumento, excepto para las formas de biomasa en las que se carga el mayor esfuerzo asociado a la conveniencia de reducir la superficie agrícola destinada a la producción de alimentos.

Tipo de energía	Real en 1995		Prevista en 2010	
	tWh	% en total	tWh	% en total
Total	2.366		2.750 (Pre Kyoto)	
Eólica	4	0,20	80	2,8
Total hidroeléctrica	307	13,00	335	12,4
Grandes	270		300	
Pequeñas	37		55	
Fotovoltaica	0,03		3	0,1
Biomasa	22,5	0,95	230	8,0
Geotérmica	3,5	0,15	7	0,2
Total ER	337	14,3	675	23,5

[Tabla 1]

Objetivos de producción 2010. Producción de electricidad actual y prevista en 2010 a partir de las ER (tWh)

Unos cálculos elementales nos permitirán hacernos una idea de la situación global del planeta. La energía primaria consumida en el planeta como suma de todas las aportaciones, con la excepción del aprovechamiento directo de la energía solar, es inferior a 9.000 millones de toneladas equivalentes de petróleo (TEP) –los países que componen la OCDE consumen unos 5.000 millones de TEP y la Unión Europea unos 1.500 millones–. La Tierra intercepta una superficie normal a la radiación solar determinada por un círculo de aproximadamente 6.400 km de radio en el que la radiación es del orden de 1 kW/m<sup>2</sup> que, en una superficie de algo más de 40.000.000 de km<sup>2</sup> supone una entrada media constante de cuarenta millones de millones de kW durante las 8.760 horas del año. Como una TEP equivale a 11.600 kW·h térmicos, calculamos una entrada de energía por radiación solar de unos 30 millones de millones de TEP, es decir,

unas 3.000 veces el consumo total de energía actual. La energía recibida en forma de radiación se transforma de distintos modos en energía térmica, sostiene la fotosíntesis y origina diversas reacciones fotoquímicas, al tiempo que se refleja parcialmente en las superficies. La energía captada fundamentalmente en forma térmica produce los vientos, evapora el agua que posteriormente cierra su ciclo, genera la fitomasa, etc., constituyendo la base de gran parte de las energías que conocemos como renovables; aunque al menos dos de ellas tienen otros orígenes, cuales son la geotérmica, considerada renovable por la elevada capacidad de sus reservas, y la mareomotriz, que se deriva de atracciones gravitatorias y no de evolución de radiaciones electromagnéticas. Son de origen mixto las corrientes oceánicas, que resultan de una conjunción de factores entre los que intervienen efectos de origen térmico y el propio movimiento de rotación terrestre sobre su eje.

Aunque la radiación recibida es uniforme en la superficie interceptada, la forma aproximadamente esférica hace que la incidencia sobre la superficie real sea menor al alejarnos del ecuador terrestre y variable estacionalmente. La localización del punto considerado define disponibilidades muy diferentes para los distintos tipos de energía renovable, por lo que la aplicación óptima de recursos en I+D y en I+D+I (investigación y desarrollo más implantación) debe ser específica para cada zona, dentro de una posible planificación más amplia.

El estado actual del aprovechamiento de las distintas formas de energías alternativas y la prospección de su evolución en un futuro próximo debería permitir una posible ordenación jerárquica basada en una estimación razonable de la relación coste-beneficio. Para su posible consideración efectuamos una breve revisión del estado actual de las tecnologías de aprovechamiento de las principales alternativas consideradas para Galicia.

## **2. Estado actual de la tecnología de energías renovables**

En una revisión rápida pero cuidada del estado actual de desarrollo de las energías renovables podemos comprender la gran diferencia que existe entre la formulación de objetivos de tipo político y los de tipo real. Desde un punto de vista político, probablemente tenemos la impresión de que las energías renovables son una realidad inmediata y de que estamos en condiciones de exigir su aplicación, lo que es enfrenteable a que la UE tenga la contribución actual de sólo un 6% y que, en cambio, los países incorporados últimamente:

Austria, Finlandia y Suecia [véase tabla 2] superasen ya en 1995 el 20%. Conviene recordar adicionalmente que la dependencia de la UE de importaciones energéticas es del 50% y que, si no se adoptan medidas, aumentará en los próximos años hasta alcanzar el 70% antes del 2020; que, además, los recursos energéticos importados procederán de fuentes cada vez más distantes de la UE, circunstancia que conlleva riesgos geopolíticos que deben ser contenidos para seguridad de los suministros, por lo que se admite que el desarrollo de energías renovables tiene implicaciones positivas tanto para la balanza comercial como para la seguridad.

El informe DOE-EPRI cuida más su formulación ambiental e insiste en que varias de las tecnologías de producción

de energía renovable como la hidráulica, la eólica, la solar térmica y la fotovoltaica no producen emisiones en la etapa específica de producción de energía, que las plantas de biomasa, con los modernos controles de emisiones y un ciclo de combustible debidamente gestionado, suponen una emisión neta de carbono de valor cero y la emisión de cantidades mínimas de otros contaminantes a la atmósfera y que tampoco son importantes las emisiones de las plantas geotérmicas. Cuando estas tecnologías desplacen a los combustibles fósiles con la consiguiente fuerte reducción de las emisiones de carbono a la atmósfera (anhídrido carbónico), se obtendrá una

fuerte reducción en la emisión de gases de efecto invernadero. El razonamiento pretende resaltar que la producción de este tipo de energías tiene un valor superior al que se le asignaría al de la energía que sustituye de procedencia fósil, pues habría que tener en cuenta el valor de mejora del ambiente que aportan.

De modo resumido presentamos el estado de las distintas tecnologías por el orden de significación que consideramos que podrían tener en Galicia en un futuro próximo, suponiendo que se efectúe el esfuerzo inversor en I+D acorde con las previsiones de producción (coste-eficiencia).

País	% aporte de las ER
Alemania	1,8
Austria	22,5
Bélgica	1,2
Dinamarca	4,9
España	7,3
Finlandia	19,8
Francia	6,9
Grecia	5,7
Holanda	1,7
Irlanda	1,6
Italia	5,9
Luxemburgo	1,2
Portugal	19,6
Reino Unido	0,6
Suecia	22,8
UE	5,3

[Tabla 2]

Objetivos de producción 2010. Producción de electricidad actual y prevista en 2010 a partir de las FRE (tWh)

## 2.1. Energía solar pasiva

La forma de aprovechamiento energético de mayor eficacia y mínimo coste es la energía solar pasiva, que ha sido aprovechada desde hace siglos, como una forma de saber popular. Se han aplicado técnicas de galerías orientadas al sur, paredes ciegas orientadas al norte, distribución de los espacios...

El uso de conceptos de energía solar pasiva en el diseño y en la construcción de edificios contribuye de una forma sencilla y con costes bastante aceptables a la mejora de la calidad de vida y al ahorro energético. La integración desde una primera etapa de los criterios definidos basándose en la experiencia y las recientes investigaciones.

## 2.2. Energía eólica

La energía eólica, conocida y apreciada desde hace siglos, fue perdiendo importancia de modo progresivo desde el inicio de la era industrial debido a las grandes necesidades puntuales de las empresas, que sólo podían ser satisfechas por la proximidad a sistemas hidráulicos importantes o, más tarde, por la construcción de centrales termoeléctricas; tanto era así que las centrales hidráulicas de capacidad menor también fueron quedando obsoletas temporalmente hasta que los automatismos y los sistemas de telecontrol han permitido su reentrada en el terreno de la producción de energía.

A principios de los años 80 y, quizá como consecuencia de la crisis energética del 73, dada la dependencia exterior de la energía por parte de los países europeos, bajo el liderazgo de Dinamarca y Alemania, no tanto de Holanda a pesar de su gran tradición y relativamente avanzada tecnología, se produce una fuerte incentivación por parte de los mencionados gobiernos de importantes programas de desarrollo, incentivación que fue mantenida desde entonces por concienciación del cambio climático y por los éxitos obtenidos, siendo la europea la tecnología más desarrollada.

La energía eólica es actualmente competitiva y se explota ya en ubicaciones en las que existen condiciones favorables. Las barreras de accesos, propiedad, capacidad de evacuación de la energía producida y aceptación social son las limitaciones a su fuerte expansión.

No podemos dejar de mencionar una obra: *Historia de las máquinas eólicas*, de Juan Carlos Cádiz Deleito, con ilustraciones de Juan Ramos Cabrero. En un delicioso recorrido describe todo tipo de artefactos hasta llegar a los sistemas actuales, en los que vemos, en nuestro paisaje, que la pugna tradicional entre máquinas de eje vertical o de eje horizontal se ha pronunciado hacia el eje hori-

zontal y que la existente entre la hélice de dos o de tres palas se ha pronunciado por la de tres. El generador tipo actual es una turbina de eje horizontal con tres palas que acciona un alternador que, mediante equipos electrónicos, genera corriente alterna de 50 ciclos a voltaje definido por el acoplamiento a la red y con potencias medias unitarias que crecen progresivamente al tiempo que lo han de hacer el fuste de los «molinos» y la longitud de sus palas. A mediados de 1999, en Galicia, el molino tipo tiende a ser de 600 kWe de potencia, 40 m de altura y palas de 16 m, pero es previsible que en 2010 habrán de ser de 1.200 kWe, 100 m de fuste y 26 m de longitud de pala. La prospectiva de este tipo de energía es que para el año 2030 será la de más bajo coste de producción.

En Galicia, junto con Aragón, existe la mayor disponibilidad de este tipo de energía que está bien impulsada por el establecimiento y crecimiento continuado de la red de alta y media tensión, que permite la evacuación de energía a la red nacional. Este esfuerzo, promovido y financiado por el Gobierno autonómico, debería conducir al establecimiento de tecnología y producción de elementos propia. El dominio de tecnología puede ser la base de instalaciones de producción muy exigentes en instalaciones a flote que, en comparación con las terrestres, no tendrían los inconvenientes de ruido, propiedad de ubicación o impacto visual en igual grado.

Estudios relativamente recientes han puesto de manifiesto la disponibilidad de energía eólica en instalaciones *off shore* que, con anclajes en zonas de capa de agua de menos de 30 metros de profundidad, supone una cantidad del orden del doble de la demanda total europea de energía eléctrica. Son instalaciones como la de Midelbrungen, en las afueras de Copenhague, con 5 metros de capa de agua y suelo arenoso, en la que se han instalado 20 aerogeneradores BONUS de 2 MW; cada uno constituye el inicio de un desarrollo que se espera espectacular no sólo por la capacidad creciente de las unidades instaladas –instalaciones MULTBRIDE de 5 MW, por unidad y aspecto muy distinto del tipo convencional actual están ya en construcción y serán operativos en el año 2004–, sino también por el tipo de estructura social del accionariado que participa en la financiación, que en algunos casos corresponde a una conjunción de empresas, instituciones y accionistas particulares que intervienen en un objetivo común.

### 2.3. Hidráulica y minihidráulica

Constituyen un conjunto de instalaciones en las que es posible obtener energía transportable con rendimientos globales muy altos, que en Europa supone una contribución de un 12% de la producción de energía primaria, que

ha de vencer obstáculos de carácter ambiental y de competencia de usos y que en Galicia supone algo más del 50% del consumo interno de energía eléctrica.

En relación con la denominada «gran hidráulica» (potencia mayor de 10 MW), se puede afirmar que está realizado un enorme esfuerzo económico y tecnológico desde hace años, con una potencia total instalada próxima a los 3.000 MW. Y que los nuevos aumentos de producción habrán de ser de entidad menor en función de los elevados índices de rendimiento actuales. Mejoras técnicas como aumento de capacidad de bombeo, reducción de pérdidas en transporte o la constante incorporación de sistemas electrónicos de regulación podrán permitir crecimientos de energía disponible que se estiman en un 15% para el 2010.

La energía minihidráulica, que estuvo muy desarrollada en el pasado en lo que se refiere a número de instalaciones, que dejaron de ser operativas en las décadas 50-80 del siglo pasado, no sólo han recuperado su competitividad económica sino que, merced al desarrollo de tecnologías de telecontrol, resultan económicamente interesantes ubicaciones y capacidades de instalación de funcionamiento estacional que no lo eran anteriormente. El problema para las nuevas instalaciones es consecuencia de la competencia de uso de las corrientes fluviales y de sus entornos, y de una experiencia pasada no siempre feliz en la gestión de tales instalaciones

La previsión de obtención de una potencia instalada total para el año 2010 de 215 MW en minihidráulica es una indicación de cómo un conjunto de unidades pequeñas puede equivaler a la producción de una central térmica actual de tamaño medio-bajo. Al tiempo se pone de manifiesto que factores de resistencia a implantaciones específicas han de ser analizados cuidadosamente para decidir, en cada caso, cuál es la aplicación óptima desde una consideración social.

#### **2.4. Biomasa**

El uso de residuos y desperdicios del monte y de la agricultura para producción de calor y para producción de calor y energía (cogeneración) es práctica corriente en las industrias agroforestales y derivadas. Las instalaciones funcionan con eficiencia baja y economía marginal para capacidades de producción baja. El tamaño mínimo para umbral de rentabilidad se sitúa por encima de 10 MWe. La co-combustión en instalaciones convencionales de carbón ya existentes permite el funcionamiento económico en casi cualquier dimensión y, la fracción de energía alimentada supone una reducción real de

emisión de carbónico que, a largo plazo, se produciría por combustión u oxidación de la materia incorporada sin producción de energía.

Se encuentran en desarrollo/nivel de demostración plantas de gasificación basadas en distintos conceptos operativos en las que el gas producido puede ser utilizado en sistemas de ciclo combinado, sistemas de cogeneración, o aplicaciones industriales integradas con eficiencia muy superior al sistema de combustión comentado anteriormente y en toda una escala de capacidades que pueden ser competitivas desde 5 hasta 100 MWe. En estas tecnologías avanzadas existen etapas intermedias de tratamiento del gas producido que permiten mantener los posibles contaminantes dentro de los límites establecidos por las modernas legislaciones [figuras 1, 2 y 3].

Existe un conjunto de tecnologías en estado avanzado de desarrollo para el uso de biogás producido por fermentación de residuos, para la producción de combustibles líquidos por fermentación de azúcares (bioalcoholes), para la producción de biodiésels a partir de cultivos de oleaginosas, extracción de aceites y transformación de los mismos o de los motores para que puedan consumir directamente el aceite extraído y para la obtención de alquitranes –equivalentes a un fuel-oil– por pirólisis rápida de residuos vegetales; todas ellas son económicamente viables en condiciones de apoyo institucional razonable.

Dejemos constancia de que la previsión de aportación a la demanda esperada para el año 2010, por este concepto, es del 8,5%, lo que supone más de 2/3 del total de energías renovables.

## 2.5. Energía solar térmica

A efectos de producción de energía noble (mecánica o eléctrica), los sistemas solares pueden concentrar la luz del sol para calentar un fluido de trabajo que genera electricidad por algún ciclo termodinámico. Fundamentalmente, podemos considerar tres sistemas diferentes, a saber:

- Campo de heliostatos.
- Fluido que capta energía térmica y produce trabajo.
- Fluido que transporta la energía a un almacenamiento del que se extrae por diferentes mecanismos.

Como la concentración de energía requiere la recepción solar directa, estas formas de aprovechamiento resultan condicionadas en su viabilidad por el número de horas de sol, a diferencia de sistemas de captación sin concentración que pueden operar con nubosidad. En España se dispone de las mejores con-



diciones en el sur-este peninsular, por lo que las grandes instalaciones experimentales europeas se encuentran en dicha zona. Dos campos de heliostatos, correspondientes al primer tipo de sistemas están operativos y en ellos se ensayan diferentes modos de operación, tipos de fluidos de trabajo y formas de almacenamiento, aunque la energía obtenida todavía no es competitiva con las formas convencionales (aun considerando distintas formas de valoración). La operación con sistemas de menor dimensión que puedan ser más asequibles para instituciones o empresas utiliza campos pequeños o concentradores cilindro-parabólicos en los que se procesa un fluido de trabajo en circuito cerrado. En Almería el CIEMAT está participando en un sistema de este tipo con agua como fluido directo de trabajo que se transforma en vapor y se expande en turbina en un circuito clásico. En América se están ensayando concentradores de espejos orientados como en un campo de heliostatos, pero en superficies tan reducidas como 25 m<sup>2</sup>; el foco del pseudoparaboloide es el calderín de una máquina que sigue un ciclo –el *stirling*– que no ha tenido aceptación en los sistemas convencionales, pero que aquí parece que puede ser interesante. Los sistemas de acumulación de energía térmica claramente requieren grandes instalaciones y, por consiguiente, inversiones.

Estas formas de energía, establecidas en el lugar adecuado, tienen la ventaja de poseer una cierta fiabilidad: se puede conocer el número de días de sol en cada época del año con cierta seguridad y, muy aproximadamente, el número de horas de insolación, que en nuestras instalaciones experimentales se acerca a las 3.000 horas al año. La energía producida no puede competir con la convencional de la red, fundamentalmente por el bajo precio actual de los combustibles fósiles y porque no se incluye en los costes el ambiental.

Sin duda, el esfuerzo en nuestro país, como esfuerzo propio, no es acorde con las posibilidades y puede estar condicionado por antecedentes nefastos en el desarrollo de sistemas de captación de baja temperatura, en los cuales se cercenó la iniciativa privada por protección de empresas oficiales que, a su vez y por ser oficiales no fueron viables. Probablemente podríamos encontrar ejemplos análogos en muchos otros campos del desarrollo industrial.

## 2.6. Energía fotovoltaica

Los sistemas fotovoltaicos convierten directamente la luz solar en electricidad mediante dispositivos electrónicos de estado sólido que no requieren partes móviles, no precisan circulación de fluidos y no producen ruidos ni emisiones de tipo alguno. El grupo de características mencionado hace muy

atractiva su utilización que, además, requiere poco mantenimiento. La dificultad principal para su aplicación está en el estado de desarrollo, que impone unos precios de producción que son entre 5 y 10 veces superiores a los de la energía eléctrica captable de una red de abastecimiento convencional.

La tecnología presente contempla tres tipos de sistemas: células de silicio monocristalino, placas de silicio policristalino y los denominados colectores de lámina delgada. Son los primeros los más utilizados y los últimos la esperanza de futuro en reducción de costes; se les supone un período de evolución, hasta alcanzar valores competitivos con los de la red convencional, de entre 10 y 20 años. Conviene hacer notar que la tecnología tradicional de células de silicio monocristalino tiene más de 30 años de funcionamiento, por lo que no es previsible que la «curva de aprendizaje» de dicha tecnología específica pueda reducirse en un orden de magnitud. Los costes esperados deben ser obtenidos por un proceso distinto que defina otra tecnología, como puede ser la de «lámina delgada».

El interés por esta aplicación, plenamente justificado, es tal que la Comisión Europea propone una campaña que permita entrar en competencia con Japón y Estados Unidos en función del bagaje existente y establece:

*«Es necesario que la campaña sea ambiciosa y muy visible, a fin de constituir una base de mercado suficientemente amplia para que los precios bajen de manera sustancial. Por tanto, la campaña incluirá una iniciativa para la instalación de 500.000 sistemas fotovoltaicos en tejados y fachadas dentro del mercado interior de la UE, y una iniciativa de exportación de 500.000 sistemas fotovoltaicos rurales, a fin de lanzar la electrificación descentralizada en los países en desarrollo. La capacidad básica de cada uno de estos sistemas se establece en 1 kW<sub>e</sub>».*

El desarrollo próximo de estas tecnologías en los países de la UE estará basado en una posible reducción de costes por su integración como elemento estructural en la construcción que comporta costes evitados en tejados y fachadas, por ejemplo, y en la imagen obtenible por consideraciones estéticas y sociales en mucha mayor medida que por la economía de la producción eléctrica.

La UE contempla la subvención de hasta un tercio del coste de inversión en cada aplicación, que en los tamaños comentados se sitúa en 6 euros por vatio y que en 10 años debe reducirse a 3, así como la adquisición por parte de la red, a precios que contemplen los costes íntegros de producción, de los excedentes de aplicación.

A pesar del estímulo establecido, una fuerte duda alimenta nuestra desconfianza en función de dos consideraciones que se mantienen ocultas en el planteamiento global. La primera es la propia eficiencia de los sistemas fotovoltaicos que, debido a que del espectro de la luz solar sólo ciertas radiaciones

transportan energía suficiente para movilizar los electrones que conforman la energía eléctrica, no superan en la práctica el 10 % de la energía total recibida y, en teoría, no pasan del 15%, por lo que el uso de sistemas de concentración, etc., permite mayor producción unitaria por célula, pero no mejor rendimiento energético y dicho rendimiento es inferior al que está demostrado para sistemas de captación de origen térmico que puede alcanzar valores del 30%. En segundo lugar, ciertamente el uso de células fotovoltaicas es ambientalmente limpio, pero su fabricación dista mucho de serlo, hasta tal punto que los procesos de reducción de la sílice para obtener el silicio metal, más aun si es monocristalino, requieren el uso de altas temperaturas en horno eléctrico (muy superiores a las de la metalurgia del acero) o el uso de flúor para producir el tetrafluoruro de silicio, volátil, que por reducción química con metales alcalinos permita obtener el silicio policristalino. Los procesos implicados suponen agresiones ambientales que habrán de ser tenidas en cuenta al evaluar un sistema que posee una eficiencia poco comparable con la «imagen» que se pretende dar del mismo.

En cualquier caso, la tecnología no será competitiva hasta dentro de 20 ó 30 años. En Galicia y en zonas de nubosidad frecuente los sistemas de concentración lumínica son poco eficientes y la aportación prevista en la UE para el año 2010 es de un 0,05% del total de la demanda.

## 2.7. Energía geotérmica

La producción de electricidad comercial a partir de reservas geotérmicas de vapor es una realidad desde los años 30 en Italia y California, y están ya explotadas en la actualidad en todos los países desarrollados. También son explotables tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo los manantiales de agua caliente geotérmica, estando su viabilidad comercial condicionada a la temperatura, caudal y calidad del agua, y a la profundidad a la que se puede acceder para elevar la temperatura del fluido (agua a presión o vapor). El perfil de temperaturas y la naturaleza y características de la roca, con todo un riesgo de fracaso en los intentos de explotación, constituye otro grupo de tecnologías, todavía en etapa de investigación, le corresponde a la perforación de pozos profundos de hasta 5 km para conseguir altas temperaturas en la denominada zona seca (no hay agua natural). La inyección de agua desde la superficie permite obtener vapor de presión elevada que produce energía en un ciclo de vapor que puede ser reinyectado como vapor de baja temperatura o como

líquido. El estado actual no permite evaluar el potencial comercial, ya que las incertidumbres en requerimientos de materiales y los riesgos de fallos de explotación son desconocidos.

Lamentablemente, en España las expectativas de producción de esta energía son prácticamente nulas, y existen sólo aprovechamientos de tipo hidrotermal de escasa significación energética.

### **3. Posibilidades de reducción en el consumo de energías convencionales**

Existen grandes posibilidades de reducción de consumo de energías, centradas en tres aspectos fundamentales:

- Crecimiento de la eficiencia de uso (ahorro).
- Implantación de sistemas integrados.
- Captación pasiva de energía.

Es probable que la consideración simultánea de los tres factores represente una evolución hacia un modelo de funcionamiento por distritos con sistemas comunes de producción, de energías por cogeneración y abastecimiento de electricidad, calefacción y refrigeración integrados.

En zonas como Galicia, en que la población está muy dispersa, tiene mayor significación el tercero de los puntos, seguido del primero.

La captación pasiva de energía es de gran importancia, tanto más cuanto menor es la temperatura media de la zona considerada; entre otros factores climáticos, supone la orientación adecuada de las superficies de captación y la distribución natural o forzada de la energía captada, el almacenamiento de excedentes de captación, en su caso, y la evacuación a fin de mantener las condiciones de temperatura, humedad y turbulencia diseñadas, junto con los niveles de renovación de aire que correspondan al mantenimiento de las condiciones sanitarias del tipo de instalación que se considere. Las instalaciones denominadas bioclimáticas tienden a conseguir los niveles de «confort» comentados mediante el empleo del diseño correspondiente a la climatología y condiciones del lugar, y con el empleo de materiales adecuados (aislantes y automatismos sencillos). El concepto de instalación ecoeficiente combina el diseño bioclimático con alguna forma de captación de energía renovable que permite un mejor y más ajustado comportamiento del conjunto con respecto a las condiciones de diseño. En Galicia se dispone de pocos ejemplos de instalación bioclimática o ecoeficiente de tamaño mayor que el de una vivienda individualizada,

y de estas no tenemos conocimiento de realidades homologadas. Quizás el ejemplo más destacado corresponde a las instalaciones de la Fundación Empresa Universidad Gallega (FEUGA), construida con financiación europea, que responde, al menos conceptualmente, a la idea de ecoeficiencia.

El comportamiento de instalaciones bien ejecutadas permite elevadas economías en climatización y en iluminación, e incluso en consumo industrial de energía mecánica, de tal modo que las previsiones del libro blanco de la UE para el año 2010 asignan a este tipo de «energía» un ahorro de hasta un 35% de la energía térmica que se consumiría en ausencia de la correspondiente implantación. Razón por la cual está perfectamente justificada su inclusión en los estudios de energías renovables, ya que el consumo evitado no sólo elimina la agresión ambiental de otra forma de satisfacción de la demanda, sino que supone, cuantitativamente, la mayor aportación del conjunto de las energías renovables.

### 3.1. Energías oceánicas

Aunque este grupo de energías no se ha considerado muy importante en el pasado porque la idea de su aprovechamiento se basaba en el efecto de las mareas, que requiere condiciones muy especiales y presenta competitividad por los espacios para otros aprovechamientos, o se contemplaba el aprovechamiento de la energía de las olas, que ha recibido considerable atención en investigación sin resultados positivos hasta el momento, en la actualidad parece muy claro que las corrientes marinas de baja velocidad ( $< 3$  m/s) suponen energías cinéticas por unidad de sección normal al flujo bastante elevadas como consecuencia de que la densidad del agua es aproximadamente 1.000 veces mayor que la del aire, y ello compensa el efecto velocidad aun considerando que la energía transportada por unidad de superficie depende del cubo de la misma. Existen localizaciones como la franja de salida de la corriente del golfo, con velocidades como la mencionada, cuyo caudal másico es superior a la suma de «todos los ríos del mundo». El potencial que ello representa es formidable y está en desarrollo todo un proyecto de obtención de energía. En las costas de Inglaterra, siendo la velocidad más baja, está en periodo de experimentación la aplicación de turbinas sumergidas para la producción de electricidad y es absolutamente razonable que en el Estrecho de Gibraltar o en las bocas y bocanas de nuestras rías gallegas puedan instalarse, con todas las precauciones ambientales que sean necesarias, las instalaciones de I+D adecuadas y, en su caso, las plantas de producción que se demuestren como socialmente interesantes. Este tipo de energía renovable se cree que podrá ocupar un nivel de aportación superior a la geotérmica de superficie, por ejemplo.

## 4. El futuro de las energías renovables en Galicia

### 4.1. La energía solar

#### 4.1.1. *La energía solar pasiva*

La variabilidad climática de Galicia, en el aspecto temporal, impone la disponibilidad de equipamiento que, por almacenamiento o disipación controlada, lamine o amortigüe las bruscas oscilaciones térmicas correspondientes a los captadores pasivos de alta eficiencia como «patios solares» o superficies transparentes con poca renovación de aire interior. Es conveniente en tales casos, como procedimiento económico, forzar una circulación de aire hasta los almacenamientos previstos –la propia estructura del edificio, masas térmicas establecidas o aperturas al exterior– con una intensidad en función de la diferencia de temperaturas entre el aire impulsado y un valor de ajuste, de tal modo que en período de captación se mantenga automáticamente un ambiente entre 20-24 °C, pudiendo alcanzar los 24 °C en el almacenamiento. En período de ausencia de insolación y temperatura exterior inferior a 20 °C, la circulación de aire enfría progresivamente el almacenamiento y, en función del diseño, una bomba de calor puede continuar el enfriamiento del almacenamiento térmico manteniendo la temperatura de 20 °C en el ambiente o la que se defina como temperatura de consigna. Si la temperatura del almacenamiento alcanza, por enfriamiento, la del exterior, pasaría este a constituir el foco frío de la bomba térmica.

Los sistemas indicados en el párrafo anterior corresponden a los primeros estadios de aprovechamiento de energía pasiva que, claramente, no tienen como objetivo la autosuficiencia en climatización. Requerirán aportes suplementarios de energía térmica o eléctrica dependiendo de la capacidad de almacenamiento y de la superficie de captación, pero proporcionan una imagen sencilla de reducción de consumo de energía térmica convencional y permiten una comprensión fácil de cómo pequeñas instalaciones de captación, utilizando como almacenamientos térmicos de capacidad media los materiales disponibles con bajas inversiones económicas, pueden obtener altas relaciones ahorro energético/coste total, con valores porcentuales de ahorro energético apreciables. A medida que se pretende un ahorro porcentual mayor se precisan mayores inversiones en superficie de calefacción y almacenamientos, con una reducción progresiva de la relación definida. A partir de un cierto valor (óptimo para cada instalación considerada) no se justifica, por pura razón económica, alcanzar cotas mayores de ahorro. En todos los casos aparece como evidencia que las inversiones iniciales son las de mayor rentabilidad y que, a diferencia de otro tipo de inversión, pueden ser de entidad menor (supresión de circuitos

de ventilación abiertos permanentemente; mejoras de aislamiento en paredes y tabiques, etc.; construcción de superficies de captación con acristalamientos adecuados, regulación de flujos de aire caliente hacia volúmenes fríos...). Por el contrario, pretender una captación del 100% de la energía térmica necesaria supone grandes almacenamientos, fuertes requerimientos de disipación en días cálidos e inversiones no justificadas en general. En función de lo expuesto, se mantiene todavía una fuerte variabilidad que depende del diseño de la instalación, los materiales utilizados y el uso, o no, de nuevas formas de almacenamiento térmico.

#### *4.1.2. Algunas consideraciones sobre el diseño de instalaciones*

Habrà de diferenciarse entre instalaciones de nuevo diseño, para las que objetivos de integración energética determinarán la fracción de demanda que será satisfecha por captación pasiva, y las posibles adaptaciones de instalaciones existentes, en las que, en muchos casos, es posible incorporar captaciones muy importantes con fachadas «sur» superpuestas total o parcialmente, capaces de generar de forma espontánea circuitos de circulación de aire.

Con respecto a la utilización de nuevos materiales hemos de indicar que, en la actualidad, se dispone de materiales de nuevo uso o de productos reciclados con elevadas porosidades y muy baja densidad, constituidos por fibras o simplemente expandidos, tanto de naturaleza orgánica como inorgánica, que permiten aislamiento en superficies, ya que poseen conductividades térmicas cinco veces menores que el corcho natural, por ejemplo; su aplicación en fachadas frías junto con el acristalamiento múltiple reduce drásticamente las pérdidas de calor en paramentos laterales. Materiales densos, con canales de circulación de aire, o depósitos con líquidos permiten construir los almacenamientos térmicos de la capacidad preestablecida, incluyendo en la misma la posible incorporación de la propia estructura del edificio.

Existen en el mercado materiales cerámicos y de hormigón cuyo diseño es el adecuado para cumplir los requisitos de almacenamiento. Realmente sólo los sólidos de alta densidad tienen capacidad calorífica por unidad de volumen comparable a la del agua, pero la facilidad de colocación y su gran estabilidad hacen que su aplicación sea, en muchos casos, la opción eficiente y económica.

#### *4.1.3. Captación en temperatura baja*

El desarrollo de colectores planos ha sido espectacular en la década de los años 80. El uso de nuevos materiales para el colector, fundamentalmente plásticos moldeados o inyectados, con superficie selectiva de captación, etc., cree-



mos que ha perdido mercado ante elaborados más domésticos. Al tratarse de una tecnología sencilla, su construcción y aplicación es abordable por artesanos que disponen de maquinaria simple de carpintería metálica o plástica. Empleando superficies con coeficientes de absorción de la radiación inferiores a los 0,94, alcanzable con cromo negro depositado electrolíticamente, pueden alcanzar las capacidades requeridas con aumentos de superficie, de tal modo que el coste inferior por unidad de superficie construida compensa de forma muy favorable el aumento de superficie a construir, a igualdad de energía captada, por utilizar superficies con coeficientes de absorción del orden de 0,85. En cualquier caso, el sistema económico emplea como fluido de circuito agua, que en condiciones de producción puede alcanzar la temperatura de 55 °C y que en aplicaciones de circuito cerrado puede proporcionar, mediante intercambiador, agua a 50 °C. Se comprende que los costes de captación y acondicionamiento para climatización suponen inversiones muy superiores a las correspondientes a sistemas de origen pasivo, si bien la generación de agua caliente sanitaria representa la solución económica de modo general.

Los sistemas de captación de base pasiva, descritos anteriormente, y los de captación de baja temperatura son fácilmente integrables por simple dedicación de parte del espacio disponible a la captación mediante colectores planos para satisfacer la demanda de agua caliente sanitaria o de otro uso. El acoplamiento de ambos sistemas constituirá en no pocos casos una solución de ahorro energético importante, aunque difícilmente cubrirá el 100% de la demanda térmica y requerirá un abastecimiento de energía eléctrica para accionamiento de bombas y ventiladores, además de los consumos posibles de iluminación, frío, etc. Los sistemas de adsorción de pequeña capacidad, accionados por las temperaturas descritas no alcanzan los niveles requeridos de uso doméstico (< 4 °C) y resultan inadecuados como equipos costo-eficientes. El uso de tales equipos en grandes instalaciones con objetivos de climatización es más razonable, ya que su operatividad coincidirá con demanda térmica baja o nula, con momentos que requieren disipación de energía captada, pero una valoración más profunda excede el alcance de este trabajo.

#### 4.1.4. *Captación con concentración de energía*

El mercado de los sistemas de concentración se ha visto constreñido porque su capacidad de producir energía térmica en el intervalo de 50 a 200 °C cubre una zona de posible abastecimiento directo de bajo interés a nivel doméstico, en el cual las grandes demandas se sitúan en torno a los 20 °C para climatización y entre 40 y 45 °C para agua sanitaria, siendo menores los requerimientos

de agua a 80 °C para lavado de vajillas o ropa. En consecuencia, el interés real del tema está más en la reducción de tamaños de los almacenamientos a costa de una inversión superior en los equipos de captación. Hasta la actualidad no se ha logrado una implantación notable en unidades de potencia baja, aunque sí hay aplicaciones interesantes en niveles industriales ya desde antiguo y se esperan mayores avances una vez obtenida la información y experiencia derivadas de las modernas plantas de concentración de elementos cilindro-parabólicos de EE UU o del proyecto DISS en España que debe alcanzar costes unitarios de producción de energía térmica en forma de vapor de agua de 400 °C de temperatura y 100 bar de presión análogos a los obtenibles, para las mismas condiciones del vapor, empleando como combustible gas natural.

La posibilidad de usos en baja potencia parece limitada a diseños muy especializados como los de STM Power, que ofrece unidades a partir de 25 kW basados en el concepto de campo de helióstatos que concentran la energía en el foco de una máquina de combustión externa (motor ciclo Stirling) y que puede ser instalada en la terraza de un edificio.

#### 4.1.5. *Energía fotovoltaica: aplicaciones de interés*

Contemplamos, en primer lugar, un conjunto de aplicaciones de muy baja potencia con un gran futuro como alimentación de equipos de señalización, telefonía, etc., también aplicables a nivel doméstico, para pasar a considerar aplicaciones de mayor alcance. La utilización de paneles fotovoltaicos en el esquema energético de «segunda vivienda» plantea una situación especial, ya que el uso de fin de semana que puede ser muy general durante todo el año se superpone con el uso continuo durante el período vacacional, que define otro tipo de condiciones. Para la primera aplicación se requiere un almacenamiento de energía eléctrica que abastecerá el consumo del fin de semana y que se recarga durante la semana, con un consumo reducido de energía en electrodomésticos (lavadora no operativa) con lo que un ajuste con elementos de bajo consumo permite que una instalación de menos de 1 kW de potencia cargará un acumulador de 10 kW·h de capacidad aproximadamente. Suficiente para el consumo del fin de semana. Cualquier defecto de operación podrá ser subsanado con un pequeño generador electromecánico de 500 W, que actuará como elemento complementario. En el funcionamiento continuo en periodo vacacional, y recordando que una lavadora requiere 3 kW de potencia, puede ser necesario un generador que dé cuenta del elemento de mayor consumo, el cual sólo estará operativo cuando funcionen dichas unidades y, posiblemente, un cierto tiempo diario, al anochecer, para la recarga completa de las baterías.

Nuevamente, la inversión mínima inicial supone los mejores valores de costo-eficiencia. Mayores inversiones en captación requieren mayor capacidad de acumulación, pero no evitarán el uso de generadores para ocupación continua y sí requerirán elementos de disipación de energía con mayor entidad. Para evitar el uso de generador adicional, se precisa disponer de una capacidad de descarga de las baterías de potencia igual al mayor consumo. Las descargas rápidas y profundas limitan la vida de las baterías, por lo que la carga almacenada ha de ser varias veces superior al consumo total previsto en un ciclo de funcionamiento de la unidad de mayor consumo.

En los sistemas fotovoltaicos con concentración de la energía solar la principal limitación está en el acortamiento de vida de la células fotovoltaicas a temperaturas superiores a 80 °C por lo que una concentración ha de llevar asociada, normalmente, una refrigeración de la placa; así se vencen las resistencias térmicas debidas a la configuración de la misma (no es posible el contacto directo entre el fluido refrigerante y la placa sensible que ha de estar protegida con láminas impermeables), por lo que la capacidad de concentración queda limitada a factores de un solo dígito, siendo «4» el factor más frecuente. La economía debida a la reducción de superficie es un balance entre esta y la construcción del elemento concentrador (reflexión o refracción) más la referida refrigeración. Se comprende el escaso beneficio obtenible en instalaciones de baja potencia y se intuye la importancia que debe corresponder a grandes instalaciones.

#### **4.2. Posibilidades de uso de la biomasa**

En Galicia se producen del orden de 8 MM de t de residuos lignocelulósicos asociados a la producción forestal (tala, poda, limpieza y producción en monte bajo), aprovechados en muy baja proporción y, probablemente, aprovechables en menos de un 25% en una gestión forestal verdaderamente sostenible, ya que la incorporación al suelo como sustrato, en el propio monte, supone una reutilización de nutrientes, mejora de las propiedades del suelo y aporte de materia orgánica. La inclusión de biomasa de origen agrícola, de estiércoles y de purines, de la fracción fermentable de los residuos sólidos urbanos y del gas captado o captable de vertederos configura el gran conjunto del que la UE espera obtener una aportación significativa de energía renovable, de tal modo que se espera una contribución del 8,5% de la demanda para el año 2010.

Ciertamente es posible mejorar la aportación actual con las disponibilidades indicadas, aunque existe una indudable competencia en el uso del recurso desde la propia sostenibilidad de la producción forestal, al uso de estiércoles y

purines con fines agrícolas y se espera una fuerte declinación en la producción de biogás de vertederos por progresiva clausura de los mismos y descensos asociados de producción. El conflicto de disponibilidad debe ser resuelto sin detrimento del «mejor uso del recurso», de tal modo que la gran aportación adicional debe proceder del establecimiento de las denominadas «plantaciones de energía», a las que la UE propone dedicar aproximadamente un 30% de los terrenos que deberán de dejar de ser utilizados en producción agrícola de aplicación alimentaria.

[Figura 1]

Plantación de  
*Miscanthus sinensis*

#### 4.2.1. Plantaciones de energía con plantas anuales

La posibilidad de utilizar tierras agrícolas para el establecimiento de plantaciones de energía permite la producción de vegetales aptos para tal aplicación; el

tipo de vegetal que se va a utilizar dependerá de la calidad del suelo, del carácter de secano o regadío del mismo y del perfil anual de temperaturas que está determinado en función de la altitud y de la distancia al mar entre otras variables. En suelos arables y en ausencia de heladas intensas tardías en primavera o tempranas en otoño la UE recomienda el uso de plantas  $C_4$  (así denominadas por poseer un ciclo de fotosíntesis paralelo al convencional en el que intervienen moléculas de cuatro átomos de carbono) de las que son ejemplos el *Kenaf* y el *Miscanthus*, capaces de producir más de 30 t de materia seca por hectárea y año con baja o nula aportación de nutrientes y susceptibles de ser cultivadas con maquinaria agrícola convencional [figura 1]. En Galicia tenemos experiencia con *Miscanthus* que alcanza producciones espectaculares de 36 t de materia seca por hectárea y año, mantenidas en el



tiempo en zonas de costa, y 22 t MS/ha-año en el polígono del Tambre en Santiago de Compostela. El clásico cañaveral (*Arundo donax*) alcanza producciones de magnitud similar lo que permite su inclusión en plantaciones para mantener una cierta diversidad siempre positiva.

#### 4.2.2. Plantaciones forestales de energía

Se entiende por tales aquellas plantaciones cuyo período vegetativo corresponde a varios años, aunque este pueda ser reducido con respecto al normal para otros usos. Son ejemplos de tales plantaciones las variedades de sauce, chopo y eucalipto, que se pueden explotar en zonas relativamente húmedas con rotaciones tan breves como 3 años. Todos ellos tienen en común el no exigir suelo cultivable (arable) y soportar niveles de encharcamiento. Otras especies han de ser utilizadas en donde estas no prosperan, pero, como especies de crecimiento rápido permiten producciones de dos a tres veces las correspondientes a la masas boscosas clásicas, para las que son normales valores de 10 t/ha año de material verde con 50% de humedad en el momento de la tala.

Una vez obtenida la biomasa primaria, fundamentalmente a partir de residuos de la industria de la madera y de las plantaciones de energía, la producción de la forma utilizable (calor o electricidad) presenta un gran conjunto de posibilidades de uso de tecnologías con instalaciones muy diferentes en complejidad y en eficiencia, que hacen difícil la mejor elección para cada aplicación. No es despreciable el posible ahorro de otras formas de energía que se emplean, en ocasiones indebidamente, en calefacción directa. Para estos casos están totalmente desarrollados y en el mercado equipos de combustión que utilizan pequeñas briquetas (*pellets*) de funcionamiento muy automatizado y con alta eficiencia en calefacción. Para instalaciones en edificios de cierto volumen o para grupos de viviendas han sido desarrollados, y financiada la transformación de los antiguos sistemas de carbón, por el IDEA calderas de combustión y equipos de alimentación automáticos o semiautomáticos. En grandes instalaciones, aunque existen, las plantas de combustión directa para producción de electricidad sólo resultan interesantes cuando la instalación dispone en su proximidad de consumidores de energía térmica (población o industria) a quienes vender el excedente térmico de una unidad cuyo rendimiento termodinámico en producción de energía eléctrica no alcanza el 30% en las mejores plantas en funcionamiento.

En ausencia de consumidores de energía térmica es preciso operar con procesos más eficientes para alcanzar precios competitivos, aun admitiendo ayudas o subvenciones. Las instalaciones de gasificación y ciclo combinado en



distintas variantes se postulan como las soluciones posibles, aunque plantean una nueva situación de compromiso, que ha de ser resuelta en cada caso, entre la reducción del coste unitario de la energía producida en función de la capacidad de la planta (economía de escala) y el aumento de coste unitario de abastecimiento de combustible con el incremento de capacidad por crecimiento de la distancia media de acopio.

Una tercera vía de consideración se deriva de la posibilidad de transformar el combustible primario (astilla) en otras formas de combustible de usos diversos dentro y fuera de las ciudades. Ciertos procesos de pirólisis rápida permiten obtener unos líquidos viscosos de aspecto parecido al crudo de petróleo (bio-óleo) que con o sin etapas posteriores de refinado se puede utilizar como combustible de motores diesel especiales, tema en el que la Agencia Internacional de la Energía (EIA) realiza grandes esfuerzos de desarrollo e innovación.

En otras zonas, de características diferentes a Galicia, pueden tener gran interés plantaciones de oleaginosas de las que se puede obtener fácilmente un sustitutivo del gas-oil (colza, soja, etc.) conocido como biodiesel; o bien son interesantes cultivos de cereales para producción de azúcares o almidones fermentables para producción de etanol (bioetanol), con una planta de producción

en construcción en nuestra Comunidad o de cardo (*Cynara cardunculus*), tan características de terrenos áridos, con aplicaciones energéticas análogas a las establecidas para las plantas anuales.

Las posibilidades de uso de materiales como lodos de depuración, lodos industriales de proceso, estiércoles, purines, etc. están muy definidas y, en muchos casos, el problema depende más de lograr un acondicionamiento correcto de un residuo que de un claro interés de su aprovechamiento económico. Desde un punto

de vista social, reintegrar al ciclo productivo agrícola los recursos extraídos, de modo sostenible y sin aporte de nutrientes ajenos al mismo, justifica orientar por esta vía la mayor cantidad posible. En aquellas zonas en las que existen



excedentes por clara descompensación ganadería/agricultura o por riesgos de toxicidad del producto o de transmisión de distintas enfermedades no es posible o conveniente una incorporación acorde con la producción. Un primer tratamiento de reducción de riesgo de transmisión patológica impone un almacenamiento de varios meses y, posteriormente, un modo de aplicación agrícola en subsolado o con mezclado inmediato, lo que no es aplicable a cultivos en crecimiento. Un segundo proceso que mejora las características sanitarias, reduce la cantidad de sólidos y permite un importante aprovechamiento energético es la digestión anaerobia de lodos de distintas procedencias (codigestión), en la que aproximadamente el 50% del carbono orgánico se transforma en biogás (50% CO<sub>2</sub>, 50% CH<sub>4</sub>) que puede ser procesado, con tratamiento sencillo, en motores térmicos con rendimientos termodinámicos próximos al 40% referido a biogás. El sustrato no digerido puede presentar el problema de mayor concentración de metales pesados que el lodo original y ser o no apto para uso agrícola. De nuevo surge el tema de costes como función de la capacidad, razonablemente resuelto en ciudades importantes que aportan la fracción fermentable de los RSU o en zonas de elevada concentración de instalaciones ganaderas. La economía no es favorable para la implantación de este tipo de instalaciones en Galicia.

### 4.3. Futuros desarrollos en energía eólica en Galicia

En la primera parte de este capítulo hemos comentado la situación privilegiada de Galicia en lo que se refiere a la disponibilidad de este tipo de energía y, también, los posibles inconvenientes derivados de la competencia en el uso de espacios, agresiones derivadas de la construcción y mantenimiento de obra y accesos, líneas eléctricas, alteraciones del paisaje, producción de ruidos, etc. con lo que el establecimiento de un parque comporta un largo y costoso expediente de tramitación que puede resultar negativo. Indicamos, también, que la tendencia en lo que llamaremos «parques industriales» es la de construir unidades progresivamente más altas y de mayor potencia, tendencia tanto en EE UU como en EU. La consecuencia es que aumentará el número de parques hasta alcanzar un desarrollo, esperamos, equilibrado. Muchos parques no han sido construidos por falta de líneas de evacuación de la energía de la debida capacidad.

Creemos que se ha pasado de los equipos artesanales a los industriales sin la adecuada consideración, tanto en el ámbito productivo como legislativo, de las aplicaciones de baja potencia que, a nivel incluso doméstico pueden definir sistemas de funcionamiento en isla o conectados a red o cumplir tareas



específicas sin producir energía eléctrica que, siendo poco importantes individualmente, pueden y deben representar una aportación difusa de importante magnitud. Equipos de funcionamiento silencioso están instalados en edificios institucionales de Europa. En el mercado se ofertan unidades en el intervalo de 10 a 30 kW que, con o sin almacenamiento, son una ayuda muy importante en la reducción del consumo desde la red. En nuestra experiencia, el uso de equipos de dimensión menor en tierra o en instalaciones a flote permite la utilización de vientos de baja velocidad (3 m/s) para la realización de operaciones como circulación ascendente de agua de mar en cultivos marinos, producción y almacenamiento de aire comprimido o producción de energía almacenada en baterías para el accionamiento de herramientas eléctricas convencionales. El desarrollo y comercialización de tales equipos y la sencillez de su instalación y operación deben alcanzar valoraciones de costo-eficiencia que permitan su incorporación a mayor número de aplicaciones.

Otro sector pendiente de desarrollo es la instalación de equipos de tamaño medio y de grandes dimensiones tanto en la plataforma continental marina como en instalaciones flotantes más alejadas. Cada vez será más evidente que las instalaciones de piscicultura marina habrán de situarse en el mar, no en tierra, logrando del mismo mar buena parte de su abastecimiento alimentario. La posibilidad de anclajes sólidos, iluminación y abastecimiento energético, etc. es claramente compatible con el funcionamiento de sistemas eólicos que podrán estar conectados, o no, a redes en tierra. En Tarifa se ha autorizado el primer parque *off-shore* nacional; en los mares Báltico y del Norte existen ya instalaciones operativas y un elevado número de proyectos de grandes parques; y en Gran Bretaña, con un extraordinario potencial, se ha completado con calificación favorable un parque experimental de 2 unidades y 2 MW de potencia que se supone que abrirá el camino a grandes desarrollos.

En Galicia se dan magníficas condiciones para un notable aporte de energía renovable –varios miles de megavatios– sin los problemas característicos de los parques en tierra y con interés manifiesto de la empresa privada. El conveniente desarrollo de tecnología propia debería ser acometido ya. No es sencillo el establecimiento de redes de alta tensión submarinas ni el anclaje de estructuras pesadas en láminas de agua de 15 a 30 m de espesor, en zonas de viento fuerte que comporta oleaje intenso. La implantación de instalaciones costeras de tamaño y potencia bajas debería ser un primer paso de ejecución urgente.

#### 4.4. Energía y corrientes de agua

La obtención de energía mecánica/eléctrica a partir de corrientes de agua es de aplicación antigua; se mantiene actualizada en puntos del Nilo, por ejemplo, con el objetivo de bombear agua para uso agrícola. El uso de turbinas en superficie es conocido, mientras que el de turbinas sumergidas tanto de eje horizontal como vertical están en fase de I+D con alguna implantación, fundamentalmente, en corrientes marinas. Problemas derivados de la presencia de cuerpos flotantes que producen averías en las instalaciones aconsejan el uso de rotores sumergidos, aunque la velocidad del agua en superficie suele ser la más elevada de la masa circulante. Las turbinas de eje horizontal son, esencialmente, análogas a las eólicas del mismo tipo, aunque suelen utilizar mayor número de palas e instalarse ancladas rígidamente al fondo o colgadas de flotadores anclados con cadenas. Las turbinas de eje vertical [figura 2], diseñadas para velocidades del agua menores de 3 m/s pueden ser de palas orientables o de hélices tipo Savonius con unidades superpuestas. Una instalación típica de eje horizontal con 300 kW de potencia está operativa en las costas de Gales, mientras que una instalación de 50 MW, de hélices superpuestas, se ha diseñado para operar en la corriente del Golfo en las costas norteamericanas. En



[Figura 2]

Uso de corrientes marinas para producción de energía

esta instalación la energía producida se emplearía en producir hidrógeno, por electrolisis, que, después de comprimido, sería transportado a tierra.

Tanto las costas como las bocanas de las rías gallegas presentan condiciones favorables para la implantación de unidades de tamaño reducido, se supone que no agresivas con el medio, ya que los elementos móviles actúan lentamente a la velocidad del medio y deberán contribuir, en primer lugar, a mejorar las condiciones y la producción de las instalaciones actuales de acuicultura. La disponibilidad de energía permite reducir al mínimo la contaminación por recuperación de los materiales contaminantes, lo que redundará en mayor disponibilidad para más y mayores instalaciones.

No es desdeñable la posibilidad de captación de energía de las olas, fundamentalmente en instalaciones de baja potencia con instalaciones de bombeo directo, ya que la intensidad de cargas sobre los materiales origina daños y roturas frecuentes que no deben generar episodios peligrosos. El bombeo a presiones moderadas permitirá recuperaciones energéticas en tierra con buena eficiencia.





J. J. Casares Long

J. A. Souto González

## Sobre la calidad del aire en Galicia



# Sobre la calidad del aire en Galicia

J. J. Casares Long

J. A. Souto González

*Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química  
Universidad de Santiago de Compostela*

## 1. Introducción

Como en cualquier otra región del planeta, el estado del medio ambiente atmosférico en Galicia está condicionado por su fisonomía, fenómenos y actividades locales, así como por las variaciones de la atmósfera a escala global derivadas tanto de procesos naturales como de la actividad humana. Por esta razón, las consideraciones sobre el estado actual y tendencias futuras de la atmósfera en Galicia y su influencia sobre el medio ambiente en general deben atender tanto a aspectos locales como globales, analizados conjuntamente, puesto que sus efectos se combinan en diferentes escalas temporales.

En el análisis del medio ambiente atmosférico en una región es necesario considerar la acción del hombre sobre el medio (generalmente en forma de emisiones a la atmósfera) y los efectos que dicha acción puede tener, tanto a escala local como global. En este trabajo se apunta una visión cualitativa del



estado actual del origen y características de las emisiones a la atmósfera en Galicia, así como de posibles tendencias de las mismas, de acuerdo con la evolución actual del desarrollo socioeconómico gallego. A continuación, y con base en dichas tendencias supuestas, se analiza su influencia sobre los principales efectos de la contaminación atmosférica sobre el medio ambiente, tanto a escala local como global. En el caso de los efectos globales, se analiza la influencia que las previsiones de evolución de esos efectos (cuya dependencia externa es evidente) pueden tener sobre Galicia.

El estado de la atmósfera depende de distintos factores externos, algunos de origen natural y otros derivados de la actividad humana. El conocimiento y la previsión de los primeros, y el control de los segundos, deben garantizar el sostenimiento del estado natural de la atmósfera, tanto en lo que se refiere a su comportamiento físico como a su composición.

En lo que respecta a los factores de origen natural, destacan los fenómenos meteorológicos, asociados al flujo atmosférico, de naturaleza física en su mayor parte; y otros fenómenos de naturaleza física o química, asociados a las emisiones naturales de contaminantes atmosféricos que, de forma individual o combinados con otros contaminantes, modifican la composición del aire atmosférico.

Respecto a los factores de origen humano o antropogénicos, fundamentalmente derivados de las emisiones de contaminantes a la atmósfera, su control exige el conocimiento previo de sus efectos para, en la consecución del mejor desarrollo social y económico de una región, se adopten los mecanismos necesarios para minimizar dichos efectos (priorizados en función de su mayor incidencia ambiental), dentro de las mejores técnicas disponibles.

## **2. Climatología y fenómenos meteorológicos en Galicia**

Como se ha indicado, los fenómenos meteorológicos son factores esenciales en el comportamiento de los contaminantes atmosféricos y, como consecuencia, en sus efectos sobre el medio. Por las especiales características de la climatología de Galicia, con presencia de diversos microclimas conviviendo en zonas muy próximas, y por la alta variabilidad y atemporalidad de sus fenómenos meteorológicos, su influencia sobre la calidad del aire en Galicia es habitualmente de carácter local.

Aun con estas salvedades, existe un conjunto de fenómenos meteorológicos típicos que se repiten a lo largo de cada año (aunque no necesariamente en los mismos períodos ni con la misma frecuencia e intensidad) y que pueden servir

como marco de referencia para establecer la influencia típica de la meteorología sobre la calidad del aire en Galicia.

En la meteorología gallega, el fenómeno más característico es la precipitación en forma de lluvia, no tanto por su intensidad puntual, como por su frecuencia irregular pero relativamente alta. Además, se extiende durante muchos meses del año (de octubre a mayo, con presencia esporádica en los meses de verano). Este fenómeno, unido a la elevada humedad ambiente, favorece los procesos de eliminación de contaminantes atmosféricos por vía húmeda, que mejoran la calidad del aire a costa de incrementar el depósito de sustancias nocivas sobre el suelo y la vegetación. Sin embargo, la distribución de la precipitación es irregular tanto en el tiempo como en el espacio, lo que a su vez configura su influencia sobre los contaminantes atmosféricos de forma diferente:

■ Por una parte, no resulta extraño encontrar días de lluvia fina y continuada, que impiden la acumulación de contaminantes atmosféricos en el aire, de manera que éstos no tienen tiempo de reaccionar químicamente e incrementar su naturaleza nociva; en estos períodos de lluvia, muy habituales en Galicia, la eliminación de contaminantes por la lluvia favorece un aire limpio, que es menos nociva para los medios receptores.

■ En otros casos, y especialmente a medida que nos acercamos a la primavera, los episodios lluviosos se producen en forma de chubascos, como precipitaciones más cortas e intensas. Estos intervalos lluviosos, precedidos en ocasiones de períodos con elevada insolación, favorecen la deposición de contaminantes atmosféricos secundarios ya transformados (p. ej., ácidos inorgánicos), cuyo efecto sobre el medio ambiente es más nocivo que el de los contaminantes primarios.

Por este motivo, el arrastre de contaminantes por la lluvia será menos frecuente, pero más nocivo en los meses de primavera y, más esporádicamente, en verano, aún cuando el mayor volumen de depósito pueda producirse en otoño e invierno.

■ En cuanto a su distribución espacial, la precipitación en Galicia tiene un origen externo (la entrada de frentes procedentes del Atlántico), pero con una gran influencia local derivada de la compleja orografía gallega, que provoca una distribución irregular. El efecto Foehn, habitual en los sistemas montañosos, es la principal causa de esta distribución, de modo que las zonas de mayor precipitación coinciden habitualmente con las vertientes occidentales de las elevaciones y las de menor precipitación, las depresiones protegidas por aquellas. También la costa nordeste de Galicia (Mariña Lucense) sufre menos los embates de los frentes atlánticos, por su ubicación geográfica. Destacan las ele-

vaciones próximas a las Rías Baixas, la Serra do Suído (que protege la zona del Ribeiro), la Serra da Cova da Serpe (que protege, en menor medida, A Terra Chá) y, hacia el interior, las sierras de Os Ancares, O Courel y Queixa.

Por eso la deposición húmeda se producirá preferentemente sobre estas vertientes occidentales, favorecida por los vientos del sudoeste que, como se indica a continuación, son los de mayor frecuencia e intensidad en períodos lluviosos.

■ En lo que se refiere a los patrones de viento, aun cuando existen fenómenos locales que implican una elevada variabilidad en cuanto a su dirección y, en menor medida, en cuanto a su magnitud, los patrones preferentes de viento en Galicia coinciden con la componente sudoeste en períodos lluviosos y con la componente nordeste en períodos secos (fríos en invierno y cálidos en verano, al traer aire continental).

Como resultado, es de prever que la deposición húmeda de contaminantes atmosféricos se produzca preferentemente desde la costa hacia el interior de Galicia, en tanto que el transporte en fase gas y su posible deposición se produzca del interior a la cornisa atlántica. Todo ello condicionado, en cualquier caso, por la distribución de focos emisores, como se comentará.

■ Es importante reseñar, como fenómenos de viento singulares en Galicia, la presencia de las brisas marinas en sus rías, de elevada complejidad tanto en su intensidad como en su dirección dominante, que varía sensiblemente no sólo con el ciclo diurno, sino debido también a la intrincada orografía de las rías.

Teniendo en cuenta que los núcleos de población y algunas de las actividades industriales más importantes de Galicia se concentran en estos entornos costeros, esta complejidad en los regímenes de vientos de las rías puede provocar problemas de contaminación atmosférica local en períodos concretos del día. Esta consecuencia puede verse agravada por el desconocimiento actual de los vientos en cada ría, su origen y evolución, lo que impide evaluar adecuadamente la incidencia de un foco emisor existente en la zona.

■ En cuanto a la intensidad del viento, ésta suele ser mayor con vientos de componente nordeste, salvo en situaciones de temporal atlántico, menos frecuentes, en que pueden alcanzarse rachas huracanadas de componente oeste y sudoeste. Estos vientos de componente nordeste coinciden con períodos secos, tanto en épocas invernales (generalmente, durante el mes de enero) como, sobre todo, durante el verano, en lo que los fenómenos convectivos y fuertes inversiones térmicas son relativamente frecuentes.

Como resultado, ambos fenómenos (viento fuerte e inversiones térmicas) favorecen el transporte rápido y a baja altura de los contaminantes emitidos

desde el este hacia el oeste de Galicia, constituyendo actualmente el riesgo potencial de contaminación atmosférica local más importante en la zona.

En lo que se refiere a la climatología de Galicia y a su influencia sobre los efectos que la contaminación atmosférica puede tener sobre el medio ambiente es de destacar, como se ha indicado, la existencia de una gran diversidad de microclimas, aparentemente similares si se consideran individualmente los rangos de variación de cada parámetro climático, pero diferentes en conjunto.

Así, se pueden encontrar regiones relativamente secas y con temperaturas máximas extremas en el interior de Ourense, lo que provoca un balance hídrico sensiblemente negativo en verano, que se compensa parcialmente durante el resto del año.

Muy pocos kilómetros al oeste de esta zona, sobre la Serra do Suído, nos encontramos, sin embargo, con unos niveles de precipitación elevados, aunque con temperaturas relativamente suaves para Galicia. Y ya hacia la costa oeste, esta tendencia a la suavización de las temperaturas se acentúa, debido al efecto del mar, si bien las precipitaciones siguen siendo importantes.

En general, la costa oeste gallega presenta temperaturas suaves y precipitaciones elevadas (mayores sobre las Rías Baixas, aunque menos frecuentes, especialmente en verano). Por ello, el balance hídrico en estas áreas suele ser positivo, provocando incluso inundaciones en algunas zonas que, por su orografía y elevada densidad de población, son más sensibles, como en las cuencas de los ríos Ulla, Umia y Mera.



Estación meteorológica

Las temperaturas más bajas se alcanzan en el interior de Galicia (Lugo y sierras orientales), si bien de nuevo se producen diferencias sustanciales en la precipitación, mucho menos acusada en el interior de Lugo (incluso inferiores a las de la costa noroccidental gallega), para hacerse de nuevo ostensiblemente mayor en las sierras occidentales que, en invierno, presentan nevadas frecuentes.

Un caso singular lo constituye el microclima de la Mariña Lucense, con temperaturas relativamente bajas en invierno (incluso aun situándose al borde del mar) y suaves en verano, pero con un régimen de lluvias bastante homogéneo durante todo el año, más plano que otras zonas de Galicia.

Desde el punto de vista de la contaminación atmosférica, si atendemos únicamente a esta descripción de microclimas, es previsible que las zonas con peor calidad del aire sean las más secas, en tanto que las zonas húmedas presenten una mayor deposición de contaminantes. Por lo tanto, las zonas costeras occidentales y elevaciones próximas a ellas tendrían los niveles más elevados de deposición (por vía húmeda), en tanto que en las zonas de interior más secas (Ourense y Lugo) existiría un mayor riesgo de empeoramiento de la calidad del aire, por acumulación de contaminantes emitidos o generados en el propio entorno. En el caso de las elevaciones occidentales, al tratarse de zonas naturales sin presencia de emisiones antropogénicas y favorecidas por una mayor precipitación, sólo en los meses secos de verano se pueden producir condiciones de empeoramiento de la calidad del aire, análogas a las reproducibles sobre O Ribeiro o A Terra Chá; aun así, debido a su valor ecológico, deben ser zonas especialmente vigiladas.

Es de destacar que, al margen de los patrones climatológicos y fenómenos meteorológicos típicos expuestos, el conocimiento cuantitativo de los fenómenos meteorológicos locales en Galicia es todavía insuficiente, en tanto que la descripción de microclimas ha mejorado considerablemente gracias a la disponibilidad de datos históricos. Esta incertidumbre meteorológica puede generar errores en la evaluación del impacto de focos emisores a la atmósfera, especialmente en las zonas costeras, por lo que dicha evaluación debe ir acompañada siempre de un análisis meteorológico riguroso de su entorno de influencia, no sólo mediante el acopio de medidas, sino también a partir de la comprensión de la dinámica atmosférica en dicho entorno.

Asimismo, en cuanto a la posible incidencia del cambio climático sobre los fenómenos meteorológicos y el clima de Galicia, aunque existen estudios parciales, no se dispone del conocimiento suficiente para establecer una relación causa-efecto entre algunos fenómenos poco frecuentes observados en Galicia y el cambio climático global.

### 3. Emisiones antropogénicas a la atmósfera en Galicia

Sin pretender construir un inventario exhaustivo de emisiones en Galicia, la mayor cantidad y variedad de contaminantes emitidos a la atmósfera en Galicia proceden en su mayor parte de las actividades industriales, unidas a las emisiones de explotaciones agropecuarias, transporte, básicamente por carretera, y áreas urbanas.



■ Las instalaciones industriales, ubicadas en áreas próximas a las costas gallegas, con excepciones singulares como las centrales térmicas de Meirama y As Pontes, presentan la mayor diversidad de especies químicas y las mayores concentraciones puntuales. Además de las emisiones de  $\text{CO}_2$  asociadas a todos los procesos de combustión (como principal gas de efecto invernadero), destacan las emisiones de  $\text{SO}_2$ , óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ), partículas en suspensión y sedimentables, compuestos orgánicos volátiles (COV) y otras derivadas del refinado de minerales (por ejemplo, fluoruros, F). En su mayor parte, son especies oxidadas o fácilmente oxidables, que darán lugar ácidos inorgánicos y orgánicos o, cuando menos, a oxidantes fuertes; salvo en ubicaciones locales específicas, su volumen es reducido respecto de otras zonas más industrializadas.



■ Las emisiones de explotaciones agrícolas y ganaderas están más dispersas, abarcando mayores extensiones hacia el interior de Galicia, especialmente en la provincia de Lugo. Están constituidas por metano ( $\text{CH}_4$ ),  $\text{N}_2\text{O}$  (ambos gases de efecto invernadero),  $\text{NH}_3$  y otros compuestos orgánicos volátiles, en su mayor parte. Un caso singular lo constituyen las explotaciones forestales, que podrían considerarse como emisores naturales o antropogénicos, pero que, en ambos casos, aportan grandes cantidades de COV (algunos de los cuales, como los terpenos, favorecen la producción de contaminantes secundarios de gran importancia). En general, se tratará de compuestos reducidos de naturaleza orgánica y que no generan efectos nocivos directos sobre el medio, sino mediante procesos atmosféricos físicos y químicos de diversa índole. Determinadas prácticas agrícolas tradicionales (como la utilización de purines para abono) generan elevadas concentraciones de estos compuestos orgánicos, que pueden tener su incidencia negativa en el futuro.



■ El transporte es el tercer gran sector emisor de contaminantes a la atmósfera en Galicia. De una parte, el transporte marítimo que circunda nuestras costas, y que aporta auténticas nubes de contaminantes desde las chimeneas de los grandes barcos movidos por fuel-oil, o los barcos menores movidos a gasoil; además, sus motores no suelen mantener buenas condiciones de mantenimiento que garanticen una combustión idónea, incrementando las proporciones de CO y partículas respecto de motores más eficientes. Con todo, su carácter de paso y su distancia de la costa reducen sus efectos nocivos sobre Galicia. Por otro lado, el tráfico rodado por carretera en Galicia, que presenta la ventaja de su dispersión por la práctica inexistencia de grandes aglomeraciones urbanas (lo que permite mantener niveles bajos de contaminantes en la mayor parte de la geografía gallega), pero que realiza una aportación global importante, especialmente en las emisiones actuales de CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y partículas sólidas.

■ Por último, y aunque la dimensión de los núcleos de población gallegos es, en general, reducida, no hay que olvidar las emisiones procedentes de las principales urbes que, a las emisiones del tráfico rodado, suman las derivadas de las actividades domésticas y hostelería (calefacción, cocinas, etc.).

Este panorama que, salvo en episodios esporádicos o entornos muy localizados, no presenta excesivos problemas medioambientales, se está modificando en los últimos años, a medida que la sociedad y la industria gallegas se va diversificando e incrementando en el uso y explotación de recursos propios y foráneos, y capacidad de producción.

■ En lo que respecta a los recursos energéticos, la eficiencia energética no ha sido una prioridad en la última década, por lo que no se prevé una reducción neta de emisiones. De hecho, las iniciativas de mejora energética se han orientado al uso de fuentes de energía alternativas, o al mejor uso de combustibles fósiles en nuevas instalaciones: Plan Eólico de Galicia, utilización del gas natural y sistemas de cogeneración de energía. Todas ellas orientadas a un incremento de la producción de energía que, en los dos últimos casos, llevará a un incremento de las emisiones a la atmósfera y a una mayor diversificación de las mismas. En lo que respecta a las grandes instalaciones de combustión, la transformación a carbón importado y gas supondrá una reducción muy importante en la emisión de contaminantes de las centrales térmicas gallegas.





■ Respecto a las actividades industriales en general, las políticas de pacto ambiental adoptadas con las grandes empresas gallegas y de información a las pequeñas y medianas empresas, que se verán reforzadas con las nuevas leyes de control integrado de la contaminación y de protección de la atmósfera, deberán dar como resultado una reducción efectiva de sus emisiones, mediante modificaciones en sus procesos productivos. Es de prever, por tanto, que sus emisiones, cuando menos, se mantengan en los niveles actuales (salvo en aquellos casos en que exista prohibición expresa, como con los CFC), si bien la introducción de nuevas plantas industriales (con procesos más modernos) incrementará las emisiones totales, reduciendo su localización; la expansión del gas natural es uno de los factores que favorece la implantación de estas nuevas plantas.

■ Respecto a las actividades agropecuarias, no se prevé una modificación sustancial y, si acaso, un incremento de las emisiones actuales, dado que la introducción de nuevas técnicas que permitan una reducción efectiva de emisiones a la atmósfera chocará con la implantación de las tradicionales.

■ Es necesario hacer una mención específica con respecto a los incendios forestales, como generadores de contaminación atmosférica durante los meses menos lluviosos.

■ Respecto al transporte, si bien el incremento continuado del parque automovilístico debería llevar a un incremento de sus emisiones, éstas sólo se producirán para el CO<sub>2</sub>, puesto que los nuevos automóviles (que consumen gasolina sin plomo (emisión cero de Pb) e incorporan catalizadores para la reducción de los NO<sub>x</sub> a N<sub>2</sub>, junto a la reducción de S en el gasóleo y un mejor rendimiento de los motores de inyección) permitirán una reducción neta de emisiones del resto de los contaminantes indeseables. En cambio, puede incrementarse las emisiones de aromáticos y otros compuestos orgánicos más utilizados en la propia gasolina sin plomo.

La utilización de automóviles con emisión cero (eléctricos, célula de combustible) e híbridos de bajo consumo, no se contempla en este supuesto.

■ Finalmente, en cuanto a las emisiones urbanas, se prevé un incremento derivado de un mayor consumo de energía en los edificios, favorecido por el fomento del uso de gas natural. Estas emisiones serán, sin embargo, más «limpias», y se incrementarán los niveles de CO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>, con una reducción neta del resto de contaminantes.

En resumen, y bajo las hipótesis planteadas, se prevé una reducción neta de las emisiones de los contaminantes primarios más nocivos (sustancias tóxi-

cas, SO<sub>2</sub>, partículas sólidas, CO), un incremento de las emisiones de CO<sub>2</sub> asociado a una mayor industrialización y aumento del consumo energético y un incremento sustancial de otros contaminantes como NO<sub>x</sub> y COV, susceptibles de formar otros contaminantes secundarios, como el O<sub>3</sub> en la troposfera.

#### 4. Efectos globales

En este apartado se analizará la influencia de las tendencias previsibles de las emisiones a la atmósfera en Galicia antes planteadas, sobre los principales efectos globales de la contaminación atmosférica, y los posibles efectos locales que estos fenómenos globales pueden tener sobre Galicia.

##### 4.1. Cambio climático

Desde el planteamiento del cambio climático como una consecuencia del incremento del efecto invernadero debido a la elevación de los niveles de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, se han llevado a cabo multitud de estudios a escala global que han permitido caracterizar, uno a uno, los factores externos más relevantes (forzamientos) que afectan al sistema y de los que actualmente se conocen:

a) Forzamientos positivos: aumentan la temperatura superficial de la atmósfera.

- Emisiones de gases de efecto invernadero, que incrementan su concentración, por orden de importancia: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CFC y similares. Es de reseñar la caracterización de los CFC y similares como gases de efecto invernadero que, pese a su baja concentración en la atmósfera, poseen un potencial de calentamiento global (GWP) por molécula muy superior al del CO<sub>2</sub>.

- Incremento de la concentración de O<sub>3</sub> troposférico, que sirve de captador de la energía radiante, favoreciendo el aumento de la temperatura superficial.

- Disminución del O<sub>3</sub> estratosférico, que facilita la entrada de radiación UV de mayor nivel energético, susceptible de aumentar el calentamiento del planeta.

b) Forzamientos negativos: disminuyen la temperatura superficial de la atmósfera.

- Aumento de las partículas en suspensión en la atmósfera, formadas en elevada proporción como resultado de la oxidación de SO<sub>2</sub> (sulfatos) y NO<sub>x</sub>

(nitratos), que actúan a modo de pantalla para los rayos solares, reduciendo la energía solar que alcanza el suelo y, por tanto, el calentamiento global.

- Capacidad de absorción de  $\text{CO}_2$  y otros gases de efecto invernadero por parte de los océanos, los bosques y el suelo.

Otros factores se siguen estudiando actualmente, si bien los indicados parecen ser los más relevantes.

Desde el punto de vista de la proyección de emisiones procedentes de Galicia, y al margen de que su contribución al total mundial será muy reducida, las tendencias supuestas serían favorables a un incremento del efecto invernadero, ya que:

- Se incrementarán las emisiones de  $\text{CO}_2$  y, cuando menos, se mantendrán las de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ .

- Se reducirán las emisiones de  $\text{SO}_2$ , que no serán compensadas por el incremento de las emisiones de  $\text{NO}_x$  en lo que respecta a la formación de partículas, puesto que la formación de nitratos es menos viable respecto a los sulfatos.

- El incremento de las emisiones de  $\text{NO}_x$  y COV favorecerá el aumento del  $\text{O}_3$  troposférico. Este fenómeno está favorecido también por la reducción de la capa de ozono.

Las consecuencias del cambio climático en Galicia no se conocen actualmente, pero como una proyección de las consecuencias previstas por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2001) en su último informe se puede producir el incremento de:

- Las temperaturas superficiales de forma moderada, especialmente en los meses de verano, de entre 1,4 a 5,8  $^{\circ}\text{C}$  hasta el 2100.

- El nivel del mar, de entre 0,09 y 0,88 m hasta el 2100, que puede anegar zonas costeras.

- Las precipitaciones en los períodos lluviosos y de las sequías en los períodos de estiaje.

- Los fenómenos tormentosos de lluvia y viento, como consecuencia de un aumento de los gradientes de presión.

- La humedad ambiente que, junto con el aumento de la temperatura, puede favorecer la aparición de plagas, ahora tropicales, en latitudes medias.

Los tres últimos efectos están peor caracterizados, aunque algunas proyecciones de los modelos climáticos parecen indicar el incremento de fenómenos de este tipo, sin localizarlos a escala regional.

Dado que el cambio climático es un fenómeno ya inevitable, las recomendaciones en este punto van dirigidas tanto a la reducción de las emisiones susceptibles de favorecer forzamientos positivos, como a la prevención de los efectos dañinos del cambio climático en Galicia. En cuanto a la reducción de emisiones:

- Reducción del consumo energético, mediante mejoras en los sistemas productivos consumidores y ahorro doméstico.

- Potenciación del transporte colectivo: autobús para corta distancia, tren para media y larga distancia, y para el transporte de mercancías.

- Exigencias ambientales más severas en la navegación marítima en Galicia, en cuanto a sus emisiones a la atmósfera.

- Preferencia por las energías renovables (eólica, –terrestre y marítima–, solar pasiva, corrientes de marea, biomasa) frente al gas natural y éste, a su vez, frente a otros combustibles fósiles de menor eficiencia energética.

Respecto a la prevención de efectos dañinos:

- Ordenación de las costas, previsión de zonas potencialmente anegables y adopción de las medidas necesarias para su desocupación.

- Mejora de las predicciones meteorológicas, especialmente en lo que se refiere a la aparición de fenómenos adversos, y elaboración de mapas de riesgos actualizados periódicamente que permitan evaluar las actuaciones preventivas precisas con antelación suficiente.

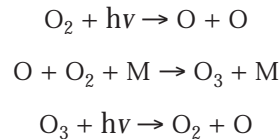
- Seguimiento de plagas y enfermedades, estudio de aquellas susceptibles de progresar desde zonas tropicales y adopción de las políticas de prevención necesarias.

La previsión de estos efectos nocivos podrá realizarse de forma coordinada con las previsiones globales del IPCC, si se dispone de un sistema capaz de escalar los efectos globales a Galicia. Este escalado, sin embargo, no es sencillo, habida cuenta de la complejidad del sistema climático global y de la variedad de microclimas existentes en Galicia; aun así, las técnicas actuales de escalado permiten augurar buenos resultados si se dispone de series climáticas suficientemente largas y detalladas sobre la región considerada.

## 4.2. Capa de ozono

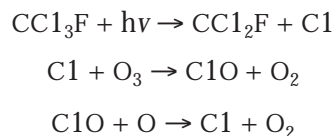
El denominado agujero de la capa de ozono es la observación de la disminución de la concentración de ozono existente a una altitud de unos 15 km.

Este ozono estratosférico es un sistema dinámico en equilibrio mediante procesos de formación y destrucción químicas. En estos procesos interviene la radiación UV ( $h\nu$ ), que como resultado final es absorbida (desaparece):



$h\nu$  representa un fotón de energía dependiente de la frecuencia de la luz,  $\nu$ , y M es una molécula de  $\text{N}_2$  o de  $\text{O}_2$ . Como resultado, dos fotones son absorbidos, siendo el  $\text{O}_3$  una especie intermedia en el proceso, que llega a alcanzar concentraciones significativas debido al equilibrio dinámico que se desarrolla, consiguiendo una concentración en estado estacionario que depende de la altura y la radiación solar incidente (que, a su vez, depende de la época del año, la latitud, y la actividad solar).

En 1975 ya se postuló que la presencia de CFC (clorofluorocarbonos) modificaría las condiciones de estado estacionario del  $\text{O}_3$  estratosférico. Estos gases se utilizan como propelentes en aerosoles, refrigerantes, agentes limpiadores, extintores de fuego, etc. Dada su elevada estabilidad en la troposfera, se acumulan y difunden a la estratosfera. Se ha sugerido que estos gases alteran el equilibrio del ozono estratosférico al ser expuestos a radiación UV de longitud de onda corta, según el siguiente mecanismo,



El resultado global es:



Los primeros agujeros de ozono se descubrieron en la Antártida en los años 80, si bien también se ha constatado una reducción del  $\text{O}_3$  estratosférico, de menor entidad, sobre el hemisferio norte. La dinámica de la atmósfera sobre los polos es compleja, debido a los largos períodos diurnos y nocturnos, aunque parece claro que existe una relación directa entre la presencia de ClO y la reducción del ozono. El efecto inmediato de los agujeros de ozono es el incremento de la radiación UV que llega hasta nosotros, con los peligros de alteraciones y cáncer de piel y daños oculares, que se vienen observando regularmente en las zonas antárticas y limítrofes, especialmente en la época veraniega.

Con el alcance actual del agujero de ozono sobre el hemisferio norte, sus efectos directos sobre Galicia (aumento de la radiación UV) no serán, probablemente, importantes, si se mantienen las políticas actuales de no utilización de CFC y, en los próximos años, HCFC y similares, en todo el mundo.

Con todo, sería de gran interés realizar un seguimiento diferenciado de la radiación UV en Galicia (especialmente en las costas gallegas, en época veraniega), en previsión de posibles alteraciones de la dinámica polar.

En lo que se refiere a la influencia de las emisiones de sustancias en Galicia susceptible de incrementar el agujero de la capa de ozono, el cumplimiento de los tratados internacionales actualmente en vigor debería garantizar la inocuidad de nuestras emisiones. Aun así, sería necesario establecer mecanismos de control que garanticen prácticas correctas en todos los sectores que pueden resultar afectados, garantizando la sustitución de estas sustancias por otras equivalentes y su adecuada gestión posterior.

## 5. Efectos locales

### 5.1. Deposición ácida

En el término coloquial «lluvia ácida» se engloban una serie de fenómenos complejos que causan cambios en el medio debido a su acidificación por contaminantes atmosféricos. Estos fenómenos dan lugar a dos efectos nocivos sobre el medio: la deposición seca y la deposición húmeda.

La deposición seca se produce cuando no llueve y los gases y aerosoles son depositados directamente por contacto por las superficies del agua, vegetación, suelo y otros materiales. Si estas superficies contienen humedad, los contaminantes reaccionan, generando los mismos efectos que produce la deposición húmeda.

La deposición húmeda se inicia en la formación de nubes, que acumulan contaminantes como el  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  y ácidos.

Tanto el terreno, como la vegetación y las zonas acuíferas acumulan deposición ácida. El efecto sobre la vegetación es directo, en tanto que la acidificación del terreno puede afectar indirectamente a aquella. La acidificación de zonas acuíferas, especialmente lagos, completan un mecanismo complejo.

El bosque y la vegetación puede considerarse como un concentrador de ácidos. El  $\text{SO}_2$ , el  $\text{NO}_2$  y los aerosoles ácidos se depositan en las superficies vegetales tanto en periodos secos como con lluvia; después, estos ácidos son arrastrados al suelo por lavado con agua a pH bajos. La mayor parte de la aci-

de es neutralizada por los minerales del suelo (Al, Ca, Mg, Na), aunque esto altera el equilibrio mineral del suelo. Así, minerales disueltos serán arrastrados hacia las zonas lacustres, lo que además puede causar la contaminación indirecta de lagos, que son enriquecidos con metales como el aluminio.

La acción de la deposición ácida sobre los bosques se deriva de las alteraciones que provoca en las propias especies vegetales y sobre el suelo, con reducción de nutrientes (sales minerales).

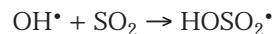
Actualmente, el efecto nocivo de la deposición ácida se evalúa en términos de «cargas críticas», como la máxima «carga» o depósito de contaminante que un suelo es capaz de soportar, antes de alcanzar condiciones de saturación que lo lleven a una acidificación irreversible de forma natural. En cualquier caso, hay que indicar que a escala europea la deposición ácida ha reducido su importancia, especialmente con la práctica eliminación de las emisiones de SO<sub>2</sub>, por lo que es previsible que esta tendencia se produzca también en Galicia en la próxima década; aun así, se mantienen los controles sobre el fenómeno, dado que sus efectos acumulativos pueden prolongarse durante años.

#### 5.1.1. *Deposición ácida seca*

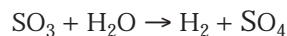
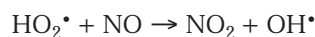
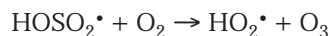
La condición necesaria para que se produzca deposición seca es que el contaminante debe alcanzar directamente el suelo, la planta o el receptor considerado, para que se produzca el depósito. Dependiendo de la naturaleza química del contaminante que alcance el receptor, su efecto nocivo sobre éste puede ser mayor o menor. En cualquier caso, generalmente, a mayor estado de oxidación, mayor efecto dañino; y a mayor carga iónica (en este caso, para la deposición húmeda), también mayor daño.

Las dos principales fuentes de deposición ácida por vía seca son el SO<sub>2</sub> (directamente o, en menor medida, como H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y los óxidos de nitrógeno (que generan ácido nítrico en fase gas).

Al margen de la posibilidad de deposición directa del SO<sub>2</sub>, cuando éste se aproxima al suelo, una reacción importante en su oxidación en fase gas es:



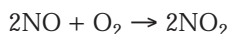
que nos lleva a concluir que dicho radical así formado nos conduce a la obtención de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Un mecanismo por el cual el OH<sup>•</sup> es regenerado es:





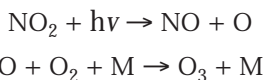
La presencia de otros radicales, como el peróxido, y de especies activas como el O<sub>3</sub> en la troposfera, también favorece la formación de ácido sulfúrico, que progresa a sulfatos con pequeñas cantidades de agua.

En cuanto a los óxidos de nitrógeno, presentan una química en fase gas más variada que el SO<sub>2</sub>, que implica generalmente la participación de otras especies (componentes de la atmósfera, COVs ó O<sub>3</sub>). Lo que fundamentalmente se origina en los procesos de combustión es NO; de cualquier forma el NO<sub>2</sub> se forma como una extensión de la reacción a partir de NO ya en los gases de salida, de la forma:



Incluso pequeñas cantidades de NO<sub>2</sub> presentes en la atmósfera son suficientes para disparar complejas series de reacciones que incluyen compuestos orgánicos, que llevan a la aparición del denominado humo fotoquímico (*smog*).

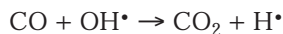
Cuando el NO y NO<sub>2</sub> están presentes con luz solar, la formación de ozono se produce como resultado de la fotólisis del NO<sub>2</sub>:



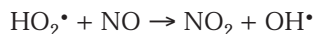
donde M representa N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> u otra tercera molécula que absorbe el exceso de energía vibracional y al mismo tiempo estabiliza la molécula de O<sub>3</sub> formada. Una vez formado, el O<sub>3</sub> reacciona con NO para generar NO<sub>2</sub>, según:



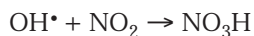
Se ha identificado que la fotólisis del O<sub>3</sub> da lugar a dos estados del átomo de O, uno de los cuales es su estado excitado. Si el oxígeno en estado excitado encuentra una molécula de H<sub>2</sub>O producirá dos radicales hidroxilo (OH•); el CO reacciona con dicho radical de la forma:



El átomo de hidrógeno generado, combinado rápidamente con O<sub>2</sub>, nos da un radical hidroperoxi, HO<sub>2</sub>• que, al reaccionar con NO, formará NO<sub>2</sub> y regenerará el radical OH•:



Finalmente, OH• y NO<sub>2</sub> deben reaccionar para formar ácido nítrico, y en consecuencia, nitratos.



Nótese, por tanto, la importancia en todas estas reacciones de la presencia de especies activas como el  $O_3$  y radicales  $OH\cdot$  y  $HO_2\cdot$ .

Los tiempos medios de residencia estimados para  $NO_x$  (incluyendo en este caso  $HNO_3$ ) se estiman en de 1 a 4 días; para los nitratos, el rango se extiende de 3 a 9 días. Debido a este tiempo de vida relativamente corto, los efectos de los óxidos de nitrógeno deben circunscribirse a escala local o regional, pero no a escala global.

En lo que se refiere a posible evolución de la deposición ácida seca en Galicia, la disminución de las emisiones de  $SO_2$  y el incremento de las emisiones de  $NO_x$  trasladará la fuente de dicha deposición hacia los óxidos y oxoácidos del N, que son estables incluso en forma gaseosa. Considerando los patrones meteorológicos típicos de Galicia, los períodos secos suelen coincidir con vientos de componente NE y, en menor medida, SE (baja ibérica). Esto conllevará un arrastre de los compuestos orgánicos emitidos en las zonas agrícolas y ganaderas del interior de Galicia hacia las zonas costeras, previsiblemente más ricas en emisiones de  $NO_x$ , de manera que la generación de ácido nítrico debería incrementarse progresivamente hacia las zonas costeras más pobladas (Rías Baixas con componente NE, y arco ártabro con componente SE). Este hipotético fenómeno podría empeorar sensiblemente la calidad del aire en las urbes de la costa gallega, al combinarse con la formación de oxidantes, que comentaremos después.

Aparentemente, la reducción de las emisiones de  $SO_2$  favorecerá este fenómeno, puesto que al no existir  $SO_2$ , los oxidantes atmosféricos susceptibles de promover los óxidos a ácidos (radicales libres,  $H_2O_2$ ) no serán consumidos por el  $SO_2$  y podrán reaccionar con los  $NO_x$  para formar ácido nítrico en fase gas, que en la situación actual requiere más tiempo de reacción. De hecho, el posible incremento de la radiación solar UV y de la concentración de  $O_3$  troposférico puede acelerar la reacción.

### 5.1.2. Deposición ácida húmeda

La deposición ácida húmeda se produce por una acidificación adicional del agua de lluvia que se precipita en una región determinada, como consecuencia de la dilución de ácidos generados a partir de contaminantes emitidos a la atmósfera. Es importante reseñar que la composición normal del agua de lluvia, especialmente en las regiones costeras, es esencialmente ácida, con un pH entre 5 y 5,5; la aportación adicional de ácidos obtenidos a partir de emisiones antropogénicas puede reducir este pH hasta valores próximos a 2, pero se identifica no sólo por ese valor del pH, sino por la composición elemental del agua de lluvia (aniones y cationes), que permite determinar qué parte del pH

tiene su origen en la disolución de sales naturales (por ejemplo, sales marinas) y qué parte se debe a la contribución humana.

En el caso del sulfato, todo el formado en fase gas se solubiliza inmediatamente en presencia de gotas de agua en la atmósfera; además, el  $\text{SO}_2$  capaz de absorberse en las gotas de lluvia reacciona rápidamente con oxidantes disueltos en ella (fundamentalmente, peróxido de hidrógeno), para dar sulfatos. En este caso, el oxidante es el reactivo limitante, por lo que sus vías de formación condicionan la formación del ácido.

En el caso del nitrato, por lo general aparece en el agua de lluvia por disolución del ácido nítrico formado en fase gas, a partir de los  $\text{NO}_x$ ; también, en exceso de  $\text{NO}_x$  y peróxido de hidrógeno en la gota de lluvia, los óxidos pueden oxidarse a nitrato.

Para el  $\text{NH}_3$ , la reacción más importante se produce con el agua, para la formación del ión amonio,  $\text{NH}_4^+$ . En principio, el tiempo de residencia del  $\text{NH}_3$  en la atmósfera no debe ser muy elevado, puesto que es absorbido fácilmente por el suelo y los acuíferos, aunque no existen datos precisos al respecto.

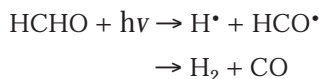
En cuanto a la previsible evolución de la deposición ácida húmeda en Galicia, la eliminación del  $\text{SO}_2$  favorecerá también el incremento de la formación de nitratos, tanto a partir de los  $\text{NO}_x$  como del  $\text{NH}_3$  (nitrato amónico). Pero, en este caso, los patrones climatológicos en Galicia hacen coincidir los períodos lluviosos con vientos de componente SO, de manera que serán los  $\text{NO}_x$  arrastrados desde la costa hacia el NE de Galicia los que, mezclados con los COV emitidos desde industrias, bosques y explotaciones agrícolas gallegas, generen una mayor deposición húmeda de nitratos en el interior de Galicia. Este patrón general puede variar, evidentemente, dependiendo de la distribución exacta de los focos emisores de  $\text{NO}_x$  y COV, dada la elevada dispersión de actividades potencialmente contaminantes en Galicia.

### 5.1.3. *Oxidantes fotoquímicos*

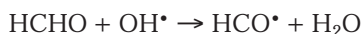
En ambas vías de deposición ácida a partir de  $\text{SO}_2$  o  $\text{NO}_x$ , la presencia de oxidantes, que actúan como reactivo limitante para la promoción de óxidos a oxoácidos, es un elemento esencial en la potenciación de sus efectos nocivos sobre el medio ambiente. La formación de estos oxidantes, a partir de la generación de radicales libres, implica la presencia de compuestos orgánicos volátiles (de bajo peso molecular) emitidos por la vegetación o por industrias que los utilicen en sus procesos productivos.

Algunos ejemplos de las vías de formación oxidantes fotoquímicos (radicales hidroxilo y peróxido,  $\text{O}_3$ ) se muestran a continuación:

El formaldehído es un contaminante primario en determinadas plantas industriales y también el producto de oxidación de hidrocarburos. Sufre dos reacciones primarias de fotólisis en la atmósfera:



y con el  $\text{OH}^\bullet$ :



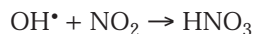
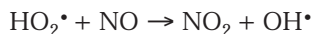
Los átomos de H combinados con  $\text{O}_2$  dan lugar a moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$  y radical formil,  $\text{HCO}^\bullet$ , que reacciona rápidamente con  $\text{O}_2$ :



Estas reacciones se podrían reestructurar, debido a su rapidez, como:

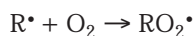
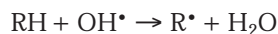


Posteriormente:

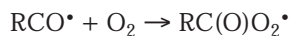


En definitiva, la fotólisis de moléculas aldehído son de hecho una fuente importante de radicales libres atmosféricos. De ahí la relevancia, por ejemplo, de la consideración de la ubicación de refinerías de petróleo en zonas de incidencia de otros focos contaminantes.

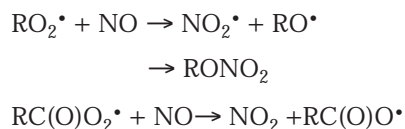
El factor más destacado en la química de los compuestos orgánicos en la atmósfera son los radicales  $\text{OH}^\bullet$ . Su reacción con los hidrocarburos (RH) nos lleva a la formación de radicales peroxialquil ( $\text{RO}_2^\bullet$ ):



La reacción de  $\text{OH}^\bullet$  con aldehídos forma radicales acil ( $\text{RCO}^\bullet$ ) y acilperóxidos ( $\text{RC(O)O}_2^\bullet$ ), mediante reacciones de la forma:



Los radicales peróxido reaccionan rápidamente con NO para dar NO<sub>2</sub> y otros radicales libres:



Como puede observarse, y al margen de la complejidad de los procesos que llevan a la formación de radicales en la atmósfera a partir de COV, un incremento de su concentración favorecerá la potenciación de los efectos nocivos de otros contaminantes, especialmente los precursores de nitratos y sulfatos. Este incremento puede producirse tanto debido a la existencia de industrias que los utilicen en su proceso (por ejemplo, complejos petroquímicos y similares) que no adopten las mejores técnicas disponibles, como proceder de plantaciones forestales y agrícolas o, incluso, espacios naturales, en cuyo caso el control deberá ejercerse exclusivamente sobre las emisiones de los óxidos.

#### 5.1.4. *Cloruros y fluoruros*

En este caso, se trata de una deposición directa del ácido correspondiente, generalmente por vía húmeda, pero que también puede producirse como deposición seca, especialmente en el caso de los fluoruros. En el caso de los cloruros, será imprescindible la diferenciación de los cloruros marinos, a partir del recuento de los cationes que los neutralizan.

#### 5.1.5. *Tendencias*

Los patrones de deposición ácida seca se reducirán en cuanto a intensidad, pero se modificarán en cuanto a su naturaleza (más ácido nítrico) y ubicación. Su vigilancia debería mantenerse e incrementarse en Galicia, como paso previo a la adopción de medidas correctivas. Esta vigilancia debe estar basada tanto en la medida sistemática de sus emisiones y niveles de inmisión, como en la aplicación de modelos de calidad del aire, capaces de reproducir e interpretar adecuadamente la información disponible, debido a la complejidad de los fenómenos asociados a la deposición ácida.

En cuanto a la deposición húmeda, ésta se producirá de manera más dispersa, hacia el interior de Galicia, y compuesta fundamentalmente de nitratos. Nuevamente, el seguimiento de la composición del agua de lluvia, unida a la aplicación de modelos de calidad del aire y lluvia ácida, que aunará las contribuciones de sales marinas a los nitratos y sulfatos formados a partir de las emisiones primarias, será un elemento de control esencial para la evaluación de

las políticas a adoptar en cuanto a la eliminación progresiva del  $\text{SO}_2$  y el mantenimiento o reducción de las emisiones de  $\text{NO}_x$ .

Las emisiones de COV deberán controlarse, no sólo por sus efectos nocivos directos, sino también como potenciadores de los efectos nocivos de otros contaminantes. En el caso de los cloruros y fluoruros, su control será esencialmente local, alrededor de las industrias susceptibles de emitirlos, por lo que deberá fomentarse de adopción de buenas prácticas ambientales en las mismas.

## 5.2. Ozono troposférico

La formación de  $\text{O}_3$  troposférico, primero en las grandes urbes de todo el mundo (y también en las europeas) y, actualmente, también en entornos naturales de diversas partes del globo, constituye un problema de enorme actualidad, tanto por sus efectos nocivos para la población como por su incidencia inmediata sobre el medio ambiente. Aun cuando en Galicia no existen grandes urbes que reúnan las características idóneas para una generación y acumulación de  $\text{O}_3$ , sí se han detectado niveles significativos en entornos naturales, que podrían provocarles un grave daño de mantenerse la tendencia previsible y no adoptarse las medidas de control necesarias.

Ya se han comentado previamente, en los procesos de transformación de los óxidos de nitrógeno y de formación de radicales libres, las posibles vías de formación de  $\text{O}_3$  en la troposfera. Estas vías requieren siempre la presencia de  $\text{NO}_x$  y algunos compuestos orgánicos capaces de alterar el equilibrio fotoquímico  $\text{NO}_x$ - $\text{O}_3$ , de manera que lo desplacen hacia la formación de más  $\text{O}_3$ ; esta capacidad se mide en términos de potencial de formación de ozono troposférico, y algunos compuestos orgánicos volátiles de origen natural (biogénicos), como el isopreno y, en general, los terpenos, presentan un potencial positivo.

Otros COV, sin embargo, muestran un comportamiento inverso, en el sentido de que son capaces de consumir el  $\text{O}_3$  ambiente, aunque sin regenerarse. Por eso, no se puede hablar de un único mecanismo de formación de  $\text{O}_3$  a partir de  $\text{NO}_x$  y COV, sino de un equilibrio dinámico en el que intervienen multitud de especies presentes en mayor o menor proporción.

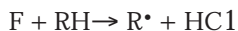
En términos generales, el mecanismo puede explicarse como una competición entre el NO y los distintos COV por reaccionar con el radical hidroxilo presente en la atmósfera; dependiendo de la relación NO/COV presente en cada momento, de la naturaleza química de los COV y, por supuesto, de la radiación solar, podrá promoverse la formación o desaparición de  $\text{O}_3$  troposférico. Y todo ello teniendo en cuenta que algunos COV pueden favorecer la formación de radicales hidroxilo, como se ha mostrado previamente.

Existe otra vía por la cual la troposfera puede adquirir  $O_3$ : en determinadas condiciones meteorológicas en altura, puede producirse el denominado «jet estratosférico», que genere una vía de entrada de  $O_3$  desde la estratosfera hasta las capas más inferiores de la atmósfera. En Galicia, sin embargo, no se dispone de medidas de  $O_3$  en altura que corroboren esta hipótesis, aunque el fenómeno ha sido observado en otros casos.

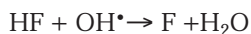
La situación actual en Galicia presenta la paradoja de mostrar niveles significativos de  $O_3$  en el medio rural, incluso superiores en ocasiones a los detectados en áreas urbanas. Dada la elevada dispersión actual de las emisiones de  $NO_x$  (transporte desde las urbes costeras, tráfico rodado) parece que la presencia de determinados COV de origen natural puede tener su influencia en este hecho. Sin embargo, estos COV aún no han sido identificados y los patrones de viento predominantes en períodos secos (componentes NE y SE) no parecen favorecer esta hipótesis, por lo que la interacción entre áreas costeras (urbanas) y zonas de interior no debería favorecer la formación de  $O_3$  en estas últimas.

De mantenerse las condiciones actuales en cuanto a las emisiones biogénicas de COV, y bajo la hipótesis de que las emisiones de  $NO_x$  se incrementarán con el mayor uso del gas natural también en zonas rurales de Galicia (aun con la reducción de las emisiones de los automóviles), el resultado final podría ser un incremento de las concentraciones de  $O_3$  en Galicia. Si a esto unimos la posible incidencia del cambio climático en una mayor persistencia de períodos secos durante los meses de verano y la presencia en el agujero de ozono polar (menor radiación), el  $O_3$  podría mantenerse en la troposfera durante más tiempo, incrementando su concentración paulatinamente.

Una vía alternativa a los COV y  $NO_x$  de generación de radicales libres es la presencia de otras especies de elevada reactividad, incluso en fase gas, de las cuales puede tener especial importancia el HF (fluoruro de hidrógeno), por la existencia de emisiones de esta especie en el norte de Galicia. Aun cuando es susceptible de contribuir a la deposición ácida, el HF puede promover también la formación de radicales libres orgánicos, si se disocia como átomo de flúor (F), mediante la reacción:



Además, el átomo de F puede regenerarse mediante la reacción:



con lo que se consumiría un radical hidroxilo, pero se habría producido un radical orgánico, más estable, y que puede permanecer más tiempo a la espera de promover reacciones de formación de  $O_3$ .



Otras vías de reacción de los HF (como la oxidación, que comparten teóricamente con otros halógenos) no pueden competir con la disociación iónica acuosa (como contribución a la deposición ácida) o la reacción del átomo de F en fase gas, ya mencionada.

El seguimiento de los niveles de  $\text{NO}_x$  en ambiente debería completarse siempre con la medida de niveles de  $\text{O}_3$  y de otros precursores del mismo, como los terpenos y el HF. Además, es necesario determinar el origen de los niveles de  $\text{O}_3$  anormalmente elevados detectados en situaciones concretas, para lo que se requiere la realización de campañas de medida y la aplicación de técnicas de modelización ya establecidas que permitan identificar los precursores del  $\text{O}_3$  formado, a fin de establecer las estrategias de control de emisiones necesarias para su corrección.

## 6. Conclusiones

En este trabajo se ha tratado de presentar y justificar las tendencias de evolución previstas de los principales problemas relacionados con el medio ambiente atmosférico en Galicia, tomando como base los detectados en otras sociedades en todo el mundo, y las características propias de la Comunidad Autónoma gallega. De estas tendencias, derivadas de diversas hipótesis, se deducen una serie de cambios en los efectos negativos de la contaminación atmosférica sobre Galicia, que deben ser supervisados primero (a fin de cuantificar cada problema y sus causas) y corregidos mediante la adopción de las mejores técnicas disponibles en cada foco emisor, con incidencia en la reducción de aquellas emisiones que hayan sido previamente identificadas como causa u origen de cada problema.

De las condiciones y tendencias actuales, se deduce que Galicia incrementará su aportación al cambio climático global, cuyos efectos locales aún no han sido cuantificados. En cuanto al agujero de la capa de ozono, Galicia ha reducido ya sustancialmente su acción dañina, como el resto de las regiones desarrolladas del globo.

La deposición ácida pasará a ser un problema de deposición de nitrato en los próximos años, en los que se incrementarán los niveles de ácido nítrico (g) y  $\text{O}_3$  ambiente, lo que puede originar un empeoramiento de la calidad del aire en Galicia; especialmente si los períodos secos del verano se prolongan más de lo habitual. El mantenimiento de la contribución de otros precursores de la deposición ácida y el  $\text{O}_3$  (como el HF) agravarán el problema.







## Bibliografia





## Biomonitorización de la calidad ambiental de Galicia

A. Carballeira Ocaña

- Bargagli, R. (1998): *Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*. Alemania: Springer.
- Barraza, E. (2000): «Cinética de bioacumulación de metales pesados y estrés ecosfisiológico en *Ulva* sp.». Tesis Doctoral. Área de Ecología. Grupo de Ecotoxicología. Universidad de Santiago.
- Barreiro, R. (1991): Estudio de metales pesados en medio y organismos de un ecosistema de ría (Pontedeume, A Coruña). Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.
- Bussotti, F.; Cenni, E.; Cozzi, A. y Ferretti, M. (1997): «The impact of geothermal power plants on forest vegetation. A case study at Travale (Tuscany, Central Italy)». *Environmental Monitoring Assessment*, n.º 45, pp. 181-194.
- Cairns, JrJ. y Orvos D. (1984): «Ecological consequence assesment: predicting effects of hazardous substances upon aquatic ecosystems using ecological engineering». En *Ecological Engineering: An introduction to ecotechnology*, pp. 409-441.
- Cajaraville, M. P. (1995): *Cell Biology in Environmental Toxicology*. Bilbao: Ed. Servicio de Publicaciones. Universidad del País Vasco.
- Callow, P. (1993): *Handbook of ecotoxicology*. Vol. 1 y 2. Oxford: Blackwell Sc. Pbl.
- Carballeira, A. y Aboal, J. (en prensa): *Bancos de Especímenes Ambientales. Una propuesta para Galicia*. Monografía. Ed. Universidad de Santiago-Consellería de Medio Ambiente (Xunta de Galicia).
- Carballeira, A.; Díaz, S.; Vázquez, M. D.; López, J. (1998): «Inertia and resilience in the responses of aquatic *Bryophyte Fontinalis Antipyretica* hedws to thermal stress». *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, n.º34, pp. 343-349.
- Carballeira, A.; López, J. y Vázquez, M. D. (1992): «Biomonitorización activa de la contaminación metálica en el tramo final del río Eume con trasplantes de *Fontinalis antipyretica*». Proyecto Eume 2.ª fase. ENDESA.
- Carballeira A. y Retuerto, R. (1992): «Honey as apotential indicator of atmospheric metal pollution: modelling on the basis of geotopographical location with respect to principal sources». *Environmental Contamination*, n.º 5, pp. 210-213.
- Carballeira, A.; Vázquez, M. D.; López J. (2000): «Biomonitoring of sporadic acidification of rivers on the basis of release of preloaded cadmium from the aquatic *bryophyte Fontinalis antipyretica*». *Environmental Pollution*, n.º 110, pp. 1-12.

- Clarke, G. M. (1993): «Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality». *Environmental Pollution*, n.º 82, pp. 207-211
- Dowding, P. (1994): «Leaf yeast survey for air pollution monitoring». En: *Biological monitoring of the environment*. De Salanki y col., IUBS-CAB International
- Ederra, A. (1996): *Botánica ambiental aplicada*. Navarra: Ed. Eunsa.
- El aine, W. y Gunter, B. S. (1997): «Biological and Environmental specimen banking at the centers for disease control and prevention». *Chemosphere*, vol. 34, n.ºs 9/10, pp. 1945-1953.
- Fernández, A. (1999): Biocontrol de la calidad del aire de Galicia. Mediante musgos terrestres. Tesis Doctoral. Grupo de ecotoxicología. Ecología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Fernández, A.; Aboal, J. y Carbal leira, A. (2000): «Use of native and trasplanted mosses as complementary techniques for biomonitoring mercury around an industrial facility». *The Science of the Total Environment*, n.º 26, pp. 151-161.
- Fernández, A. y Carbal leira, A. (2000): «Differences in the responses of native and trasplanted mosses to atmospheric pollution. A posible role of Selenium». *Environmental Pollution*, n.º 110, pp. 73-78.
- García Molares, A. (1991): Estudio de la contaminación atmosférica mediante bioindicadores liquénicos en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.
- Giege, B (1997): «Coordination in ESB in the nordic countries: background, results and future prospects». *Chemosphere*, n.º 34, n.ºs 9/10, pp. 1867-1873.
- Giege, B. y Osdjö, T. (1993): «Coordination of environmental specimen banking in the Nordic countries, its mission and strategy». *The Science of the Total Environment* n.ºs 139/140, pp. 37-47.
- González, M. y Cobo, F. (1991): *Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Eume y Sor*. Informe Final Convenio Endesa- Feuga.
- González, M. y Cobo, F. (1998): *Estudio de los efectos de tres minicentrales hidroeléctricas sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en ríos de Galicia*. Informe Final Convenio Conselleria de Medio Ambiente (MAN), Xunta de Galicia – Universidad de Santiago.
- Guyette, R.; Cutter, B.; y Henderson, G. (1992): «Inorganic concentrations in the wood of Eastern redcedar grown on different sites». *Wood an Fiber Science*, vol.24, n.º 2, pp. 133-140.
- Hagemeyer, J. (1995): «Radial distribution of Cd in stems of oak trees (*Quercus robur* L.) re-analyzed after 10 years». *Trees*, n.º 9, pp. 200-203.
- Handy R. D. y Depledge, M. H. (1999): «Physiological responses: Their measurement and use as environmental biomarkers in ecotoxicology». *Ecotoxicology*, vol. 8, n.º 5, pp. 329-350.
- Haslam, S. M. (1990): *River pollution. An ecological perspective*. London: Belhaven Press.

- Huggett R. J. (1992): *Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Boca Raton, Florida: Ed. Lewis Publ.
- IUCN/UNEP/WWF (1990): *Caring for the world: a strategy for sustainability*. United Nations Conservation Union, United Nations Environment Programme and World Wide Fund for Nature. 2<sup>nd</sup> draft.
- Iyengar, G. V. y Subramanian, K. S. (1997): «Environmental Specimen Banking and Analytical Chemistry. An Overview». En: *Environmental Biomonitoring. Exposure Assessment and Specimen Banking*. 1.<sup>a</sup> ed. American Chemical Society, Washington, DC: Eds. Subramanian, KS; Iyengar, GV, 288 pp., ACS Symposium Series, n.º 654, pp. 220-246.
- Jayarama Reddy, S.; Froning, M.; Mohl, C. y Ostsapczuk, P. (1993): «Reference materials and environmental specimen banking». *The Science of the Total Environment*, n.º 139/140, pp. 437-445.
- Kaschl, A. y Carbal leira, A. (1998): *Behavioural responses of Venerupis decussata y V. pullastra to copper spiked marine sediments*. Congreso Margen Ibérico Atlántico. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía. Cádiz.
- Kayser, D.; Boehringer, U. R. y Schmidt-Bleek, F. (1982): «The environmental specimen banking project of the Federal Republic of Germany». *Environmental Monitoring and Assessment*, n.º 1, pp. 241-255.
- Keune, H. (1993): «Environmental specimen banking (ESB): an essential part of integrated ecological monitoring on a global scale». *The Science of the Total Environment*, n.º 139/140, pp. 537-544.
- Kubin, E.; Lippo, H.; Karhu, J. y Poikolainen, J. (1997): «Environmental specimen banking of nationwide biomonitoring samples in Finland». *Chemosphere*, vol. 34, n.º 9/10, pp. 1939-1944.
- Langston, W. J. y Bebianno, M. (1998): *Metal metabolism in aquatic environments*. London: Chapman & Hall.
- Leary, R. y Allendorf, F. (1989): «Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 4, n.º 7, pp. 214-217.
- Long, E. R. y Chapman, P. M. (1985): «A Sediment Quality Triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound Mar». *Pollution Bulletin*, n.º 14, pp. 81-84.
- López, J. y Carbal leira, A. (1993): «Metal accumulation and pigment stress of aquatic bryophytes from the river Eume, Galicia (NW Spain)». *Limnética*, n.º 9, pp. 1-19.
- López, J.; Retuerto, R. y Carbal leira, A. (1997): «D665/D665a index vs. Frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients». *Ecology*, vol. 78, n.º 1, pp. 261-271.
- Ma, T. et al. (1994): «*Tradescantia micronucleous* bioassay». *Mutation Research*, n.º 310, pp. 221-213.



- Matthiessen, P. y Gibbs, P. E. (1998): «Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in molluscs». *Environmental Toxicology Chemistry*, n.º 17, pp. 37-43
- Mccarthy, J. F. y Shugart, L. R. (1990): *Biomarkers of environmental contamination*. Boca Raton, Florida: Ed. Lewis Pbl.
- Membriela, P.; Cobo, F.; González, M. y Martínez Ansemil, E. (1990): «A investigación limnológica en Galicia con especial referencia ós macroinvertebrados: Precedentes, Estado actual e perspectivas». *Ingenium*, n.º 2, Ed. Seminario de Estudos Galegos, pp. 81-94.
- Miceta, K. y Murin, G. (1998): «Three species of genus pinus suitable as bioindicators of polluted environment». *Waters, air and soil*, n.º 104, p. 413-422.
- Ministerio de Medio Ambiente (1996): *Seguimiento de la contaminación producida por el accidente del buque Aegean Sea*. Madrid: Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Serie Monografías, n.º 1.
- Ministerio de Medio Ambiente (1998): *Sistema español de indicadores ambientales: Subáreas de agua y suelo*. Madrid: Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Serie Monografías.
- Monitoring and Assessment research Centre (MARC) (1985): *Biological monitoring*. Technical Report, n.º 32. King's College. University of London: Ed. United Nations Environment Programme (UNEP).
- Mouvet, C., Gallissot, B.; Cordebar, P. (1986): *Dosage des PCBs et de métaux lourds dans les mousses aquatiques de la Seine*. Agence de le Bassin Seine-Normandie.
- Nord (1988): *Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-96*. Ed Rühling, A. y Steinnes E. Nord 1998:15 Nordic Council of Ministers. Copenhagen.
- Osdjö, T. (1997): «Manual and Standard Operating procedures in nordic environmental specimen banking». *Chemosphere*, vol. 34, n.ºs 9-10, pp. 1955-1960.
- Parsons, P. A. (1990): «Fluctuating asymmetry and stress intensity». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 5, n.º 3, pp. 97-98.
- Phillips, D. J. H. (1980): *Quantitative aquatic biological indicators*. London: Applied Science Pbl.
- Premazzi G. y Chiaudani, G. (1992): *Ecological quality of surface waters. Quality assessment schemes for European Community lakes*. Ed. Commission of the European Communities.
- Puente, X.; Villares, R.; Carral, E. y Carballera, A.: «Nacreous shell of *Mytilus galloprovincialis* as a biomonitor of heavy metal pollution in Galiza (NW Spain)». *The Science of the Total Environment*, n.º 183, pp. 205-211.
- Rivière, J. L. (1998): *Évaluation du risque écologique des sols pollués*. Paris: Ed. Lavoisier.
- Roosbach, M. y Kniewald, G. (1997a): «Environmental Specimen Banking - Marine Monitoring Strategies and Oceanographic Perspectives». *Croatia Chemica Acta*, vol. 70, n.º 1, pp. 459-472.

- Rossbach, M. y Kniewald, G. (1997b): «Concepts of marine specimen banking». *Chemosphere*, Vol. 34, n.ºs 9/10, pp. 1997-2010.
- Ruiz, J. M.; Quintela, M. y Barreiro, R. (1998): «Ubiquitous implexes and organotin bioaccumulation in gastropods *Nucella lapillus* from Galicia (NW Spain): A possible effect of a nearshore shipping». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 164, n.º 0, pp. 237-244.
- Salanki, J.; Jeffrey, G. M.; y Hughes, G. (1994): *Biological monitoring of the environment. A manual of methods*. UK: IUBS- CAB International.
- Schaladot, J. D.; Stoeppler, M. y Schwuger, M. J. (1993): «The Jülich Environmental Specimen Bank». *The Science of the Total Environment*, n.ºs 139/140, pp. 27-36.
- SPCAN (Servicio de Protección Contra Agentes Nocivos - MMA) (1999): «Inventario UE-ECE de daños forestales (IDF) en España. Red europea de seguimiento de daños en los bosques. Nivel I. Resultados del muestreo de 1999». *Ecología*, n.º 13, pp. 257-281.
- Stoeppler, M.; Backhaus, F.; Schaladot, J. D. y Commerscheidt, N. (1987): «Environmental specimen bank specific reference materials - main aims and preparation». *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, n.º 326, pp. 707-711.
- Türkan, I.; Henden, E.; Gelik, Ü.; y Kivilcim, S. (1995): «Comparison of moss and bark samples as biomonitors of heavy metals in a highly industrialised area in Izmir, Turkey». *The Science of Total Environment*, n.º 166, pp. 61-67.
- USEPA (1990): *Report of sediment criteria subcommittee of the ecological processes and effects committee: evaluation of the sediment classification methods compendium*. U.S. Environmental Agency, Washington, DC. EPA-SAP-EPEC-90-018.
- Vázquez, M. D.; Fernández, A.; López, J. y Carballera, A. (2000): «Effects of water acidity and metal concentrations on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*». *Water, air and soil*, n.º 120, pp. 1-19.
- Vázquez, M. D.; López, J. y Carballera, A. (1999): «Uptake of heavy metals to the extracellular and intracellular compartments in three species of aquatic bryophyte». *Ecotoxicology and environmental safety*, n.º 44, pp. 12-24
- Villares, R. (1999): «Macroalgas y sedimento en la evaluación de la calidad del agua de las Rías: Eutrofización y contaminación metálica». Tesis doctoral. Área de Ecología. Grupo de Ecotoxicología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Westlake, G. E.; Hardy, A. R. y Stevenson, J. H. (1985): «Effects of storage and pesticide treatments on honey bee brain acetyl cholinesterase activities». *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, n.º 34, pp. 668-75.
- Winn, D. M. y Gunter, E. W. (1990): «Biologic specimen banks: a resource for molecular epidemiologic studies». En: Shulte, P. A. y Pereda, P. F. (Eds.): *Molecular Epidemiology: Principles and Practices*. Orlando, FL: Academic Press, pp. 217-233.



## Presencia de sustancias químicas en el medio ambiente natural

D. Prada Rodríguez  
E. Fernández Fernández  
P. López Mahía  
S. Muniategui Lorenzo

- Abad, E.; Caixach, J. y Rivera, J. (1999): *Chemosphere*, n.º 38, pp. 109-121.
- Aceves, M. y Grimalt, J. O. (1993): *Atmosphere Environment*, vol. 27 B, n.º 2, pp. 251-263.
- Albaiges, J. (1990): *Marine Pollution*. Ed. Hemisphere Publishing Corporation.
- Albaiges, J. (1997): *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol. 31, pp. 281-289.
- Alsenoy, V. V.; Bernanrd, P. y Grieken, R. V. (1993): *The Science of Total Environment*, n.º 133, pp. 153-181.
- Ball, M.; Papke, O. y Lis, A. (1990): *Beitrage zcr Tabakforschung Internattional*, n.º 14, pp. 393-402.
- Barcelo, D.; Hennion, M. C. (1997): *Trace determination of pesticides and their degradation products in water*. The Netherlands: Elsevier.
- Barreiro, R.; Carbal leira, A. y Real, C. (1988): *Thalassas*, n.º 6, pp. 61-70.
- Barreiro, R.; Real, C. y Carbal leira, A. (1994): *The Science of Total Environment*, n.º 154, pp. 87-100.
- Basler, A. (1994): *Organohalogen compounds*, n.º 20, pp. 567-570.
- Beceiro, E.; Andrade, J. M.; Serrano, E. y López-Mahía, P. (1997): *The Science of the Total Environment*, n.º 196, pp. 136-139.
- Beceiro, E.; Andrade, J. M.; Serrano, J. M.; López-Mahía, P. y Prada, D. (1998): *Afinidad*, LV, 475, mayo-junio, pp. 207-212.
- Beceiro, E.; González, E.; López-Mahía, P. y Prada, D. (1997): *The Science of the Total Environment*, n.º 208, pp. 207-211.
- Bermejo Martínez, F. (1992): *Galicia Química*, vol. 33.
- Bidleman, R.; T y cols. (1990): Kanp, A. H. (Ed). Holanda, pp. 259-301.
- Björkvist, S.; Spetz, A.; Raminäs, O. y Peterson, G. (1997): *The Science of Total Environment*, n.º 207, pp. 63-67.

- BOE (19 de diciembre de 1975).
- BOE n.º 189 (8 de agosto de 1985).
- BOE (4 de noviembre de 1989).
- BOE (9 de mayo de 1990).
- BOE (15 de febrero de 1991).
- BOE n.º 96 (22 de abril de 1998).
- BOE n.º 313 (31 de diciembre de 1998).
- BOE n.º 298 (13 de diciembre de 1999).
- Bomboi, M. T. y Hernández, A. (1991): *Water Resources*, vol. 25, n.º 5, pp. 557-565.
- Broddin, G., Cautreels, W. y Van Cauwenberghe, K. (1980): *Atmosphere Environment*, n.º 14, pp. 895-910.
- Brorström-Lunden, E. y Lövbl ad, G. (1991): *Atmosphere Environment*, vol. 25 A, n.º 10, pp. 2.251-2.257.
- Bryan, G. W. y Langston, W. J. (1992): *Environmental Pollution*, n.º 76, pp. 89-131.
- Carl osena, A.; Andrade, J. M. y Prada, D. (1998): *Talanta*, n.º 47, pp. 753-767.
- Carl osena, A.; Andrade, J. M.; Tomás, X.; Fernández, E. y Prada, D. (1999): *Talanta*, n.º 48, pp. 795-802.
- Cicciocli, P. (1993): *Volatile Organic Compounds in environment*. Blackie Academic and professional.
- Cicciocli, P.; Brancal eoni, E.; Di Palo, V.; Liberti, M. y Di Palo, C. (1986): «Misura delle alterazioni della qualità dell'aria da fenomeni di smog fotochimico». *Acqua ed Aria*, n.º 7, pp. 675-683.
- Colombo, J. C.; Pelletier, E., Brochu, C.; Khalil, M. y Catoggio, J. A. (1989): *Environmental Science Technology*, n.º 23, pp. 888-894.
- Coucon, J. M. (1988): *Food Toxicology contaminants and additives*. Tomo A y B. Nueva York.
- Chen, M. H. y We, H. T. (1995): *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 30, n.º 12, pp. 879-884.
- Dassenakis, M. I.; Degaita, A. y Scoull os, M. (1996): *The Science of Total Environment*, n.º 168, pp. 19-31.
- De Jong, A. P. J. M.; Liem, A. K. D. y Hoogerbrugge, R. J. (1993b): *Chromatography*, n.º 643, pp. 91-106.
- De Leer, E. W. B.; Lexmond J. R. y De Zeeuw, A. (1989): *Chemosphere*, n.º 19, pp. 1141-1152.
- DECRETO 1378/99. BOE 28 agosto 1999.
- DECRETO 323/1994- 1-11, *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*.
- Derwent, R. G.: UN-ECE National Expert Meeting on VOC. Held in Berlin (1991).
- Diercxsens, P. H.: Laboratori d'ecologie des Pollutantsj. Tarradellas (1990).

- Directiva (88/347/CEE).
- Directiva (90/415/CEE).
- Directiva (91/173/CEE).
- Directiva (91/271/CEE).
- Directiva (91/542/CEE).
- Directiva (94/63/CE).
- Directiva (94/67/CE).
- Directiva (96/61/CE).
- Directiva (96/62/CE).
- Directiva (98/15/CE).
- Directiva (98/83/CE).
- Directiva (99/13/CE).
- ECETOC (European Centre of Toxicology of Chemicals) (1992): Technical Report, n.º 49, Brussels.
- Edwards, N. T. (1983): *Journal of Environmental Quality*, n.º 12, pp. 427-441.
- Eljarrat, E.; Caixach, J. y Rivera, J. (1997): *Environmental Science Technology*, n.º 31, pp. 1765-2771.
- EPA (1994): *National Primary Drinking Water Standards*. Washington.
- Evans, K. M.; Gil l, R. A. y Robotham, P. W. J. (1989): *Water, Air, and Soil Pollution* n.º 51, pp. 1-12.
- Everaarts, J. M.; Heesters, R. y Fisher, C. V. (1993): *Hydrobiology*, n.º 258, pp. 41-48.
- Fabrellas, B.; Sanz, P.; Abad, E. y Rivera, J. (1999): *Organohalogen compounds*, n.º 41, pp. 491-494.
- Farran, A.; Grimalt, J.; Albaiges, J.; Batalló, A. U. y Macho, S. A. (1987): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 18, n.º 6, pp. 284-289.
- Fernández Martínez, G.; López-Mahía, P.; Munategui Lorenzo, S.; Vázquez Blanco, E.; Prada Rodríguez, D. y Fernández Fernández, E. (1999): *Analytical Letter*, n.º 32, pp. 2851-2870.
- Fiedler, H. (1996): *Chemosphere*, n.º 32, pp. 55-64.
- Fiedler, H.; Hutzinger, O. y Timms, C. W. (1990): *Toxicological and Environmental Chemistry*, n.º 29, pp. 157-234.
- Field, R. A.; Goldstone, M. E.; Lester, J. N. y Perry, R. (1992): *Atmospheric Environment*, vol. 26 A, n.º 16, pp. 2.983-2.996.
- Field, R. A.; Goldstone, M. E.; Lester, J. N. y Perry, R. (1994): *Environmental Technology*, n.º 15, pp. 801-812.

- Giordano, R.; Mesmeci, L.; Ciaralli, L.; Vernillo, I.; Chirico, M.; Piccioni, A. y Constantini, S. (1992): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 24, n.º 7, pp. 350-357.
- Gonzalez, H. y Torres, I. (1990): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 21, n.º 5, pp. 253-255.
- Gonzalez-Vila, F. J.; López, J. L.; Martín, F. y Del Río, J. C. (1991): *Fresenius, Journal of Analytical Chemistry*, n.º 339, pp. 750-753.
- Hancock, J. L.; Applegate, H. G. y Dodd, J. D. (1970): *Atmospheric Environment*, n.º 4, pp. 363-370.
- Harrad, S. J. y Jones, K. (1992): *Science Total Environment*, n.º 126, pp. 89-107.
- Hashimoto, S.; Wakimoto T. y Tatsukawa, R. (1990): *Chemosphere*, n.º 21, pp. 825-835.
- Hayes, W. J.; Anderson, I. J.; Gaffoor, M. Z. y Hurtado, J. (1999): *Science Total. Environment*, n.º 221, pp. 39-47.
- Hines, A. L.; Ghask, T. K.; Sudarskan, K. L. y Richard, C. W. (1993): *Indoor Air Quality and Control*. New Jersey: Ed. PTR.
- Huang, H. y Buckens, A. (1995): *Chemosphere*, n.º 31, pp. 4099-4177.
- Huteau, B. (1991): Tese de doutoramento.
- Hutzinger, O. y Safe, S. (1980): *Chlorinated dioxins and related compounds*. Ed. Oxford. Nova York: Pergamon Press.
- Jones, B. y Turki, A. (1997): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 34, n.º 10, pp. 768-779.
- Kagan, Y. S. (1991): *Review of Environmental Contamination Toxicology*, vol. 17, pp. 95-126.
- Kimbrough R. A. y Jensen, A. A. (1989): *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalens, dibenzodioxins and related products*, n.º 73, Ed. Elsevier.
- Kjeller, L. O.; Jones, K. C.; Johnston, A. E. y Rappe, C. (1991): *Environmental Science Technology*, n.º 25, p. 1619.
- Klárschlammverurndung; Abklär von y Bundesgestzblatt, Jahrgarng (1992): Teil I-S- pp. 912-934.
- Larsen, P. F. y Gaudette, H. E. (1995): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 30, n.º 7, pp. 437-444.
- Legurburu, I. y Canton, L. (1991): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 22, n.º 4, pp. 207-209.
- Liem A. K. D. y Cornelis Theelen, R. M. (1997): Thesis. Utrech.
- Loureda García, M. L. (1993): Tesis de licenciatura. Dpto. Química Analítica. Universidad de A Coruña.
- Lua (1997): *Materialien*, n.º 43. Landesumweltamt Nordrhein - Westfalen, Essen (1997).
- Mackay, D.; Shiuw, Y. y Mak C. E. (1992): Lewis Publishers Michigan, n.º 2, pp. 429-560.



- MacLeod, W. D. Jr.; Friedman, A. J. y Brown, D. W. (1988): *Marine Environmental Research*, vol. 26, pp. 209-221.
- Maher, W. S. y Aislabie, J. (1992): *The Science of the Total Environment*, vol. 112, pp. 143-164.
- Maltolcsy, G.; Nadady, M. y Nadriska, V. (1998): *Pesticide Chemistry*. Ed. Elsevier.
- Manahan Stanley, A. (1993): *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Michigan: Lewis Publishers.
- Martínez, M. L.; Carlosena, A.; Muniategui, S.; López Mahía, P. y Prada, D. (1999): *Analytical Letters*, vol. 32, n.º 1, pp. 139-157.
- Mukund, R.; Kelly, T. J. y Spicer, C. W. (1996): *Atmospheric Environment*, n.º 30, pp. 3457-3470.
- Muller, M. D. y Buser, H. F. (1986): *Environmental Science Technology*, n.º 10, pp. 1151-1157.
- Neira Dourado, J.; López Mahía, P.; Muniategui Lorenzo, S.; Andrade Garda, J. M.; Carlosena Zubietta, A. y Prada Rodríguez, D. (1994): «XXIII Reunión Internacional de Cromatografía y Técnicas Afines». Peñíscola, 19-23 de octubre de 1994.
- Olie, K.; Vermeulen, P. L. y Hutzinger, O. (1997): *Chemosphere*, n.º 6, pp. 455-459.
- OMS- WHO/VBC/DS/88.70 (1998): World Health Organization. Rome.
- Onuska, F. I. (1989): Ed. B. k. Afghan, A.S. y Chau .
- Rappe, C. (1994): *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, n.º 348, pp. 63-75.
- Real, C.; Barreiro, R. y Carballera, A. (1990): *Thalassas*, n.º 8, pp.:35-44.
- Real decreto 1088/1992, de 11 de septiembre.
- Real decreto 1217/1997, de 18 de julio.
- Saiz-Salina, J. I.; Ruiz, J. M. y Frances-Zubillaga, G. (1996): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 32, n.º 1, pp. 69-71.
- Schechter, A.; Dikin, A.; Weerasighe N. C. A.; Arghestari, S. y Gross, M. L. (1998): *Chemosphere*, n.º 17, pp. 627-631.
- Schulz, D. (1993): *Chemosphere*, n.º 27, pp. 501-507.
- Sicre, M. A.; Marty, J. C.; Salot, A.; Aparicio, X.; Grimalt, J. y Albaiges, J. (1987): *Atmospheric Environment*, vol. 2, n.º 10, pp. 2247-2259.
- Simo, R.; Coloma-Altes, M.; Grimalt, J. O. y Albaiges, J. (1991): *Atmospheric Environment*, vol. 25 A, n.º 8, pp. 1463-1471.
- Sims, R. C. y Overcash, M. R. (1983): *Residue Reviews*, n.º 88, pp. 1-68.
- Stephanou, E. G y Stratigakis, E. (1993): *Journal of Chromatography*, n.º 644, pp. 141-151.
- Sthepanou, E. G. (1992): *Atmospheric Environment*, vol. 26 a, n.º 15, pp. 2.821-2.829.
- Stieglitz, L.; Zwick, G.; Beck, J.; Roth, W. y Vogg, H. (1989): *Chemosphere*, n.º 18, pp. 1219-126.

- Subramanian, V. y Mahanachandran, G. (1990): *Marine Pollution Bulletin*, vol. 21, n.º 7, pp. 234-330.
- Thomas, M. V. y Spiro, T. G. (1996): *Environmental Science Technology*, n.º 38, pp. 82-85.
- UNEP Switzerland (mayo 1999).
- Van Leeuwen, F. y Younes, M. (1998): *Organohalogen compounds*, n.º 38, pp. 295-302.
- Van Vaeck, L. y Van Cauwenberghe, K. (1985): *Environmental Science Technology*, vol. 19, n.º 8, pp. 707-716.
- Wild, S. R. y Jones, K. C. (1995): *Environmental Pollution*, n.º 88, pp. 91-108.
- Yamasaki, H.; Kuwata, K. y Kand Mayamoto, H. (1982): *Environmental Science Technology*, vol. 16, n.º 4, pp. 189-194.
- Yang, S. Y. N.; Connell, D. W.; Hawker, D. W. y Kayal S. I. (1991): *The Science of the Total Environment*, n.º 102, pp. 229-240.

**Contaminación acústica:  
antecedentes y estado actual**

L. Espada Recarey

F. J. Rodríguez Rodríguez

- Calvo-Manzano Ruíz, A. (1991): *El ruido en la ciudad. Gestión y control*. Ed. Sociedad Española de Acústica.
- Comisión Europea (1996): «Política futura de lucha contra el ruido». *Libro verde de la Comisión Europea*. Bruselas.
- Espada, L. et al. (1994): *Determinación de los niveles de ruido ambiental de la provincia de A Coruña*. Ed. Diputación de A Coruña.
- Espada, L et al. (1996): *Determinación de los niveles de ruido ambiental del ayuntamiento de Ourense*. Ed. Diputación de Ourense.
- Espada, L et al.: «*Determinación de los niveles acústicos de la ciudad de Vigo*». Convenio Zona Franca-Ayuntamiento- Universidad de Vigo (en realización).
- Harris, M. C. (1995): *Manual de Medidas Acústicas y Control del Ruido*. Ed. McGraw-Hill.
- Usmani, A. M. (1997): *Asphalt Science and Technology*. USA: Ed. Marcel Dekker.
- VV.AA. (1995): *Jornadas Nacionales de Acústica*. A Coruña: Ed. TecniAcústica.



**Cargas críticas de contaminantes:  
un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza  
para la ordenación de las actividades humanas**

F. Macías Vázquez

M. Camps Arbestain

L. Rodríguez Lado

E. Barreal Modroño

- Almer, B. y col. (1986): *Critical loads for sulphur and nitrogen*, Nordic Council of Ministers. Nordisk ministerrad, miljörapport, p. 11.
- Anderssen, B.; Dicksson, W.; Eriksson, E.; Henriksen, H.; Kamari, J.; Nilsson, I. y Nilsson, J. (1986): *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Nordic Council of Ministers, 1986. Nordisk ministerrad, miljörapport, p. 11.
- Bruggenwert, M. G. M.; Hiemstra, T. y Bolt, G. H. (1991): «Proton sinks in soil controlling soil acidification». En *Soil acidity*. Ed. by Ulrich, B. & Sumner, M. E. Springer-Verlag. pp. 8-27.
- Camps, M.; Barreal, M. E. y Macías, F. (1999): «Retención de sulfatos en suelos de Galicia: Ajuste de las isotermas de adsorción de sulfatos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich». *Edafología*, n.º 6, pp. 1-16. A.
- Camps, M.; Barreal, M. E. y Macías, F. (1999): «Relating sulphate sorption in forest soils to lithological classes, as defined to calculate Critical Loads of Acidity». *The Science of the Total Environment*, n.º 241, pp. 181-195.
- Camps, M.; Barreal, M. E. y Macías, F. (1999): «Parent Material on Sulphate Sorption in Forest Soils from Northwestern Spain». *Soil Science Society American Journal*, n.º 63, pp. 1906-1914. A.
- Camps, M.; Macías, F. (2000): «Respuesta a la acidificación y adsorción de sulfatos en suelos ándicos y ferrálicos desarrollados a partir de anfíbolitas en Galicia (NW España)». *Edafología*, n.º 6, pp. 61-72.
- Carbal leira, A., (1983): *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Barrié de la Maza.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1987): *The State of the Environment in the European Community*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Cosby, B. J. y col. (1986): «Modeling the effects of acid deposition: Control of long term sulfate dynamics by the soil sulphate adsorption». *Water Resources Research*, n.º 22, pp. 1283-1291.
- Chadwick, M. J. y Kuyl enstirna, J. C. I. (1990): *The relative sensitivity of ecosystems in Europe to Acidic Depositions*. Estocolmo: Stockholm Environment Institute.

- Dambrine, E. y col. (1993): «Détermination des charges critiques de polluants atmosphériques pour les écosystèmes naturels en particulier forestiers. Bases théoriques. Project d'application au cas des Vosges». En *Pollution Atmosphérique*. Association Françaises de Prévention de la Pollution Atmosphérique. Número especial-Junio 1993, pp. 21-28.
- Downing, R. y col. (1993): *Calculation and Mapping of Critical loads in Europe*. Bilthoven: RIVM.
- FEDERAL ENVIRONMENTAL AGENCY (1996): *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded*. Task Force on Mapping Section II. 1.2. Berlin.
- García-Rodeja, E. y col. (1996-99): *Development of Assessment and Monitoring Techniques at Integrated Monitoring in Europe. Sor Catchment (ES01)*. UE-LIFE Project 1996/PE011.
- Gregor, H. (2000): «16<sup>th</sup> Meeting of the International Cooperative Programme (previously Task Force) on Mapping». Edinburgh.
- Heinz-Detlef, G. (1999): *Proceedings of the Workshop on Effects-Based Approaches for Heavy Metals. Schwerin (Germany)*. Berlin: Federal Environmental Agency.
- Hetteling, J. P. y col. (1991): *Mapping Critical Loads for Europe*. Bilthoven: RIVM.
- Irving, P. M. (1991): *Acidic Deposition: State of Science and Technology, vol. II: Aquatic Processes and Effects*. Washington: National Acid Precipitation Assessment Program.
- Kinniburgh, D. G. y Edmunds, W. M. (1986): «The susceptibility of UK groundwaters to acid deposition». En *Hydrogeological Report, British Geological Survey*. London.
- Kuylenskierna, J. C. I. y Chadwick, M. J. (1989): «The relative sensitivity of ecosystems in Europe to the indirect effects of acidic deposition». En Kamari, J. y col. (eds.): *Regional Acidification Models*. Berlin: Springer Verlag.
- Landmann, G. y Bonneau, G. (Eds.) (1995): *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains*. Berlin: Springer.
- Macías, F. (1996): «Mecanismos de amortiguación de ácidos. Aplicación a la determinación de las Cargas Críticas de Acidez de suelos». Conferencia XIII Congreso Latinoamericano de Ciência do Solo. Aguas de Lindoia. Brasil.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. (1992): *Caractérisation pédogéochimique des sols de la Galice en relation avec la diversification lithologique. Mise en évidence d'un milieu de transition entre les domaines tempérées et subtropicaux humides*. C. R. Acad. Sci. Paris, T. 315, Serie II, pp. 1803-1810.
- Macías, F. y Calvo De Anta, R. (1997): «Suelos de Galicia». En *Atlas de Galicia*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Macías, F. y Camps, M.; Rodríguez, L. y Barreal, E. (2000): «Criterios básicos para la determinación de Cargas Críticas de acidez en Galicia». Premio de Investigación en Medio Ambiente. Xunta de Galicia (en prensa).
- Macías, F. Camps, M.; Rodríguez, L. y Barreal, E. (2001): Calidad de suelos en el

- entorno de Meirama: Sensibilidad a la contaminación por deposiciones ácidas (en prensa).
- Macías, F. y col. (1995): «Cargas Críticas de Acidez en suelos españoles en condiciones de equilibrio estacionario y sin extracción por las cosechas». Documento interno Proyecto PIE.
- Martínez Cortizas, A. y col. (1997): «Relieve costero, dinámica atmosférica y gradientes pluviométricos en el noroeste de la Península Ibérica». En *Dinámica litoral-interior*, vol. 1, pp. 137-155. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico.
- Millán, M. y col. (1992): *Mesometeorological cycles of air pollution in the Iberian Peninsula*. CEAM
- Monterroso, C. y col. (1998): «Aluminium speciation and phytotoxicity in minesoils of a lignite mine in NW Spain». *Fresenius Environmental Bulletin*, n.º 7, pp. 65-73. A
- Monterroso, C. (1999): «Geochemistry of aluminium and iron in mine soils from As Pontes, Galicia (NW Spain)». *Water, Air & Soil Pollution*, n.º 110, pp. 81-102. A
- Nilsson (1986): «Critical Loads for Sulphur and Nitrogen». *Miljørapport 1986*: 11. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Nilsson, J. y Grennfelt, P., (Eds.) (1988): «Critical loads for sulphur and nitrogen-Report from a workshop held at Skokloster», Sweden 19-24 marzo, pp. 418 UN/ECE and Nordic Council of Ministers, 1988. Nord 1988:15.
- PIE 131.103 (1993-1997). «Determinaciones e implicaciones de la metodología de Cargas/niveles Críticos de Contaminantes». Proyecto coordinado por UNESA con la participación de UNESA/ CIEMAT/ ASINEL/ IBERDROLA/ ENDESA/ UNIVERSIDAD DE SANTIAGO. Madrid.
- PIE (1995). «Cálculo de Cargas Críticas para España». Documento interno Grupo de Base de Datos y Cartografía. UNESA/ ENDESA/ IBERDROLA/ CIEMAT/ UNIVERSIDAD DE SANTIAGO. Madrid.
- Posch, M.; de Smet, P. A. M.; Hettelingh, J. P. y Downing, R. J. (1995): *Calculation and mapping of critical thresholds in Europe*. UN-ECE-LRTAP. RIVM. Bilthoven.
- Rábago, I. y Macías, F. (2000): «Regional calculations of critical loads of acidity in the northwest and centre of Spain». 16<sup>th</sup> Meeting of the International Cooperative Programme. United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Edimbourg.
- Rodríguez, L. (1998): «Primera aproximación al análisis y cartografía de las Cargas Críticas de Acidez en el entorno de las centrales térmicas de As Pontes y Meirama. Métodos de Nivel 0 y 1». Tesis de Licenciatura. Departamento de Edafología. Universidad de Santiago.
- Sverdrup, H. y Warfvinge, P. (1988): «Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model». *Journal of Water, Air, Soil Pollution*, n.º 38, pp. 387-408.
- Sverdrup, H.; Vries, W. y de Henriksen, A. (1990): «Mapping Critical Loads: A gui-



dance manual to criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads». En: *UN/ECE Annex to Chapter 4 of the Mapping Manual*.

- Turner, R. S.; Olson, R. J. y Brandt, C. C. (1986): Areas having soil characteristics that may indicate sensitivity to acidic deposition under alternative forest damage hypothesis. Oak Ridge National Laboratory Environmental Sciences Division Publication n.º 2720. ORNL. Tennessee
- UN/ECE. (1990a): «Draft Manual and on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographic Areas Where They Are Exceeded». *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Task Force on Mapping, Geneva*.
- UN/ECE. (1990b): «The Critical Loads Approach as the Basis for Future Abatement Strategies in Europe. (EB.AIR/WG:5/R.9;EB:AIR/GE.2/R.36)». *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Task Force on Integrated Assessment Modelling, Geneva*.
- Vries, W. de (1991): Methodologies for the assessment and mapping of Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Report 46. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research.
- Vries, W. de y col. (1993): *Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe*. The Winand Staring Center Report 58. Wageningen.
- Walse, C. (1996): *Modeling long term impact on soil acidification for six sites in Europe. Report 3:1996*. Department of Chemical Engineering II. Lund University

**La corrosividad atmosférica  
zonas costeras, de interior y agresivas**

L. Espada Recarey

- Espada, L. (1995): «Influencia de la lluvia ácida en la corrosión de los metales». En: *Electroquímica y medio ambiente en el umbral del siglo XXI*. Ed. Universidad de A Coruña, pp. 145-173.
- Morcillo *et al.* (Eds.) (1998): *Contribuciones del proyecto MICAT al estudio de la corrosión atmosférica, Sección B*. Ed. CYTED.
- Morcillo, M.; Palma, L. y Porro, A. (1993): «Estudios de corrosión atmosférica en España en el marco del Programa Internacional colaborativo «ISOCORRAG» de ISO/TC 156». En: *La corrosión atmosférica en Galicia*. Madrid: Ed. CYTED, pp. 235-251.
- Sánchez, A.; Merino, A. y Espada, L. (1993): «Mapas de España de corrosividad atmosférica». En *La corrosión atmosférica en Galicia*. Madrid: Ed. CYTED, pp. 131-161.
- Universidad de Vigo, Iberdrola, Redesa y Unión Fenosa (1990-2000): *Sistemas de protección de superficies expuestas a la intemperie*.



## Aguas subterráneas y medio ambiente en Galicia

J. Samper Calvete

- Araújo, M. (1993): *Salubridad del agua en Galicia*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Batlle, A; Fernández, L; López, A; Nieto, C. y Ortiz, Y. (1992): «Los Recursos de Agua Subterránea en Galicia». V *Simposio de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, vol. XV, pp. 3-15.
- Carballas, M. T. (1996): «Caracterización de los residuos ganaderos». En: Peña Castiñeira, F. J. (Coord.): *Residuos ganaderos y medio ambiente*. Xunta de Galicia.
- Carballeira y col., (1983): *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza.
- Díaz-Fierros, F. y Núñez, A. (1995): «La Contaminación de las aguas subterráneas en España con origen en actividades ganaderas». En: *Prácticas agrarias compatibles con el medio natural*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ENRESA (1987): «Aplicación de criterios socioeconómicos e hidrogeológicos a las formaciones geológicas favorables procedentes del Proyecto IFA», Consultor EPTISA.
- Estrela, T. (1999): «Evaluación de los recursos subterráneos». En: Samper J. y Llamas, M. R.: *Jornadas sobre las Aguas Subterráneas en el Libro Blanco del Agua en España*. Madrid: Ed. AIH-GE y MIMAM, pp. 23-43.
- IGME (1980): *Perímetro de protección para el pozo de abastecimiento de Xinzo de Limia (Ourense)*.
- Julivert, M., Fonbote, J. M., Ribeiro, A., y Navais Conde, L. E. (1972): *Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares, E. 1:1.000.000, Memoria explicativa:1-113* (1974). Instituto Geológico Minero de España.
- Lerner, D. N., Issar, A. S. y Simmers, L. (1990): «Crystalline plutonic provinces». *Groundwater recharge*, AIH, vol. 8, p. 85.
- López, E.; Núñez, A. y Díaz-Fierros, F. (1994): «Contaminación biótica y abiótica de pozos en una zona ganadera». En: *Análisis y Evolución de la contaminación de las aguas subterráneas. Jornadas de Alcalá de Henares*. Ed. por el Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, vol. 1., pp. 379-392.
- Llamas, M. R (1985): «Hydrogeology of rocks of low permeability: regional studies». *Hydrogeology of rocks of low permeability. Memoires*. Vol. XVII. Tucson Congress, pp. 547-562.
- MOPTMA, (1993): Anteproyecto de Ley del Plan Hidrológico Nacional, 2 tomos. Madrid.
- MOPTMA-MINER (1994): *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas*. Madrid. p. 135.

- MOPU. (1986): *Plan hidrológico. Estudio básico de recursos hidráulicos de las cuencas del norte de España*. Empresa consultora Eyser, S.A. Confederación Hidrográfica del Norte de España.
- MOPU (1988): *Plan Hidrológico Cuenca Norte I*.
- Ruiz, A. A. y Samper, J. (2000): «Hidrogeología de las islas Ons». En: *Jornadas Hispano-lusas sobre Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica*. Ed. ITGE, pp. 93-104.
- Samper, J. (1993): Estudio del Efecto del Aprovechamiento Hidroeléctrico del río Cierres sobre el Afloramiento hidrotermal de Chan de Baño en Prexigueiro. Informe Técnico interno realizado para UFISA. E.T.S Ingenieros de Caminos. Universidad de A Coruña. p. 94.
- Samper, J. (2000): «Estado actual del conocimiento de las aguas subterráneas en Galicia». En: *Jornadas Hispanolusas sobre Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica*. Ed. ITGE, pp. 113-128.
- Samper J. y Soriano, G. (1995): «Las Aguas Subterráneas en Galicia: Estado Actual, Necesidades y Perspectivas». En: *Jornadas sobre las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un Decenio de Experiencia*. Vol. 2. Murcia: Ed. AIH-GE, pp. 119-127.
- Samper J., T. Leitao, L. Fernández y L. Ribeiro, G. (2000): «Las Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica». En: *Actas de las Jornadas Hispano-lusas coorganizadas por la AIH-GE y la APRH*. Madrid: Ed. ITGE. p. 555.
- SGMOPT (1992): *Estudio de la evaluación de la contaminación por compuestos nitrogenados en abastecimientos urbanos servidos con aguas subterráneas en la Comunidad Autónoma de Galicia*. Madrid: Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes.
- SGMOPT (1994): *Estudio hidrogeológico del aluvial del Bajo Miño*. Madrid: Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes.
- Soriano, G. y Samper, J. (2000a): «Hidrogeología de una pequeña cuenca piloto en medios graníticos en el norte de Galicia (cuenca del Valiñas, en A Coruña.)». En: *Jornadas Hispano-lusas sobre Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica*. Ed. ITGE, pp. 73-81.
- Soriano, G. y Samper, J. (2001b): «Calidad de las aguas subterráneas y su contaminación por aguas residuales y residuos ganaderos: resultados en la cuenca del Valiñas (A Coruña, España). En: *Jornadas Hispano-lusas sobre Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica*. Ed. ITGE, este mismo volumen.
- Varela, C. (1996): «Posibilidad de eutrofización de una cuenca agrícola y ganadera de la zona húmeda española». IV Congreso Nacional de Sanidad Ambiental. Santiago de Compostela.
- XUNTA DE GALICIA (1990): Documentación básica del Plan Hidrológico de Galicia-Costa. Consultores EPTISA-IDASA. Xunta de Galicia.
- XUNTA DE GALICIA (1991): Estudio de Recursos de Agua Subterránea en Galicia. Realizado por EPTISA y el ITGE por encargo de la COTOP. Xunta de Galicia.
- XUNTA DE GALICIA (1993): «Proyecto de Directrices del Plan Hidrológico de las cuencas de Galicia-Costa: Propuesta de Directrices». Xunta de Galicia.

## Las aguas superficiales

F. Díaz-Fierros Viqueira

- Antelo, J. M. y Arce, F. (1996): «Características Físico-Químicas das Augas Superficiais». En Díaz-Fierros V. F.: *As Augas de Galicia* (Coord.). Santiago: Consello da Cultura Galega.
- Barral, M. T. y Díaz-Fierros V. F. (1996): «Los suelos». En *Galicia. Geografía*. Tomo XVII. A Coruña: Editorial Hércules.
- Benito Rueda, A. *et al.* (1987): «Presencia de amebas limax en fuentes de Galicia (España)». *Revista Ibérica de Parasitología*, vol. 47, n.º 1, p. 29.
- Calvo de Anta, R. y Macías, F. (1992): «Influence of geological material in the composition of surface waters of Galicia (NW Spain). Genesis of clay minerals». *Clay Minerals*, n.º 28, pp. 285-296.
- Carbal las, T. y Díaz-Fierros, F. (Coords.) (1990): El purín de vacuno en Galicia. Consellería de Ordenación do Territorio. Xunta de Galicia.
- Díaz-Fierros Tabernerero, F. (2000): *Procesos de contaminación difusa del agua en áreas urbanas y periurbanas de la cuenca del Sar*. Tesis Doctoral. Universidade de Santiago.
- García Paz, C.; Macías, F. y Díaz-Fierros V. F. (1977): «Relación entre la composición química de las aguas superficiales y la mineralogía de los suelos de Galicia». *Acta Científica Compostelana*, n.º 14, pp. 337-363.
- Gibbs, R. (1970): «Mechanisms controlling world water chemistry». *Science*, n.º 170, pp. 1.088-1.090.
- Leal, H. E. (1999): *Estudio microbiológico y ecotoxicológico de los vertidos terrestres a las aguas costeras de Galicia*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.
- Leopold, L. B. (1996): *A view of the river*. Cambridge (Massachussets): Harvard University Press.
- Livingstone, D. A. (1963): «Chemical composition of rivers and lakes». En *G. Data of Geochemistry. U.S. Geological Survey. Professional. Papers*, n.º 40G.
- Marti Mallen, M. *et al.* (1986): «Identificación de amebas de aguas de ríos de Galicia (España)». *Revista Ibérica de Parasitología*, n.º 46, pp. 353-356.
- Meybeck, M. y Helmer, R. (1989): «The Quality of Rivers: From Pristine Stage to Global Pollution». *Palaeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, n.º 75, pp. 283-309.

- Meybeck, M. *et al.* (1992): «The rivers». En Chapman, D. (Coord.), *Water Quality Assessments*. Londres: Chapman & Hall Ltd.
- Pérez Otero, A. (1990): *Caracterización de los suelos de mina e impactos ambientales de la explotación de sulfuros metálicos de Arenteiro (A Coruña)*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.
- Xunta de Galicia (1990): *Plan Hidrológico de Galicia-Costa. Directrices Xerais*. Santiago: Consellería de Ordenación do Territorio.
- Schlesinger, W. H. (1997): *Biogeochemistry*, 2<sup>nd</sup>. Nueva York: Ed. Academic Press.



## Panorámica sobre la diversidad de la flora y la vegetación

J. Izco

- Bañares, A.; Marreno, M; Carqué, C. y Sosa, P. (2001): «Biología de la conservación de la flora amenazada en los parques nacionales canarios». En C. Gómez Campo, *Conservación de especies vegetales amenazadas en la región mediterránea occidental*. Madrid: Fundación Ramón Areces, pp. 35-62.
- Bárbara, I. y Cremades, J. (1996): «Seaweeds of the Ria A Coruña (NW Iberian Peninsula, Spain)». *Bot. Mar.* Vol. 39, n.º 4, pp. 371-388.
- Barreno, E. *et auct. pl.* (1984): «Listado de plantas endémicas raras o amenazadas de España». *Información Ambiental*, n.º 3, pp. 1-24.
- Buide, M. L. (2000): *Polinización y estrategias reproductoras en Silene acutifolia Link ex Rohrb.* Tese de doutoramento (inérita), Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago. p. 182.
- Calvo, S.; Bárbara, I. y Cremades, J. (1999): «Benthic Algae of Salt Marshes (Corrubedo Natural Park, NW Spain): The Flora». *Bot. Mar.* n.º 42, pp. 343-353.
- Castroviejo, S. (2002): *Riqueza florística de la Península Ibérica e islas Baleares*. El proyecto «Flora Ibérica». En F. D. Pineda, J. M. de Miguel y M. A. Casado (eds.) *La diversidad biológica en España*: pp. 167-174.
- Díaz, T. E.; Prieto, J. A. F.; Álvarez, M. A.; Felicísimo, A. M. y García, A. (1996): *Tratamiento de los datos del Inventario de Hábitats derivado de la Directiva Hábitat Europea 92/43/CEE*. Consejería de Agricultura, Principado de Asturias (documento interno).
- Domínguez, F. D.; Galicia, D.; Moreno, L.; Moreno, J. C. y Sainz, H. (1996): «Threatened plants in Peninsular and Balearic Spain: a report based on the EU Habitat Directive». *Biological Conservation*, n.º 76, pp. 123-133.
- ECCB (1995): *Red Data Book of european Bryophytes*. European Committee for Conservation of Bryophytes. ECCB, Trondheim.
- Géhu, J. M. (1979): *Étude phytocoenotique analytique et global de l'assemble des vases et prés salés et saumâtres de la façade atlantique française*. Lille: Minist. Environnement. Cadre Vie. p. 514.
- Géhu, J. M. (1991): *Livre rouge des phytocoenoses terrestres du littoral française*. Bailleul: Centre Regional de Phytosociologie.
- Goetze, D. y Schwabe, A. (2000): «Linking ecosystem mosaics and biodiversity concepts by means of Sigmasociology». *Colloques Phytosociologiques*, n.º 27, pp. 789- 812.

- Gómez Campo, C. (Coord.) (1987): *Libro rojo de las especies vegetales amenazadas de la España peninsular e islas Baleares*. Serie Técnica, Madrid: ICONA, p. 676.
- Granja, A.; Cremades, J. y Bárbara, I. (1992): «Catálogo de las algas bentónicas marinas de la ría de Ferrol (Galicia, NO de la península Ibérica) y consideraciones biogeográficas sobre su flora». *N.A.C.C. Biol.* n.º 3, pp. 3-21.
- Hallinbäck, T y Hodgetts, N. (2000): *Mosses, Liverworts and Hornworts. Status survey and conservation. Action Plan for Bryophytes*. IUCN/SSC Bryophytes Specialist Group. Gland: UICN, p. 106.
- Hegg, O.; Béguin, C. y Zoller, H. (1993): *Atlas de la végétation à protéger en Suisse*. Berne: Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (Edit.), p. 160.
- Heywood, V. H. y Baste, I. (1995): «Introduction». En V. H. Heywood y col. (Eds.) *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Programme (Edit.).
- Izco, J. (1989): «Flora vascular». En F. Díaz Fierros, F. Río y E. Viéitez (Eds.) *A natureza ameazada: xea, flora e fauna de Galicia en perigo*. Col. Patrimonio Ecológico. Santiago de Compostela: Consello da Cultura Galega, pp. 141-204.
- Izco, J. (1997): «Los bosques atlánticos y cantábricos de la Península Ibérica: Diversidad fitosociológica». En E. Viéitez (Ed.) *Biodiversidad forestal*. Real Academia Galega de Ciencias, pp. 48-65.
- Izco, J. (1998a): «Diversidad fitosociológica. Riqueza de cabezas de series sucesionales en relación con la altitud». *Acta Bot. Barcinonensia*, n.º 45, pp. 525-534.
- Izco, J. (1998b): «Types of rarity of plants communities». *Journal Vegetation Science*, n.º 9, pp. 641-646.
- Izco, J.; Amigo J. y García-San León, D. (1999): *Análisis y clasificación de la vegetación leñosa en Galicia* (España). Lazarua, 20: 29-47.
- Izco, J.; Amigo J. y García-San León, D. (2000): *Análisis y clasificación de la vegetación leñosa en Galicia* (España) II. Lazarua, 21: 25-50.
- Izco, J. y Ramil, P., (ed.) (2001): *Análisis y valoración de la sierra de O Xistral: un modelo de aplicación de la Directiva Hábitat en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela p. 82 + 20 mapas.
- Izco, J. y Sánchez, J. M. (1995): «Revisión crítica del listado de la flora endémica de Galicia». *Bot. Macaronesica*, n.º 21, pp. 75-84.
- Lobo, J. M. (2001): «Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands». *Biol. Journal Linnean Society*, 73: 233-253.
- Lucas, G. y Synge, H. (1978): *The IUCN Plant Red Data Book*. Gland: IUCN.
- Merino, B. (1905-1909): *Flora descriptiva e ilustrada de Galicia*. Tipografía Galaica. Santiago de Compostela.
- Navarro, L. (1996): *Biología reproductiva y conservación de dos endemismos del noroccidente ibérico: Petrocoptis grandiflora Rothm. y Petrocoptis viscosa Rothm. (Caryophyllaceae)*. Tesis doctoral (inédita), Facultad de Biología, Univ. de Santiago, p. 240.

- Niell, F. X. (1978): «Catálogo florístico y fenológico de las algas superiores y cianofíceas bentónicas de las rías gallegas». *Invest. Pesq.* Vol. 42, n.º 2, pp. 365-400.
- Ortiz, S.; Rodríguez, J. y Pulgar, I. (1998): «Unha primeira aproximación ao listado da flora rara e ameazada de Galicia (NO da Península Ibérica)». *Nova Acta Científica Compostelana*, n.º 8, pp. 95-101.
- Pignatti, S. (2000): «La Phytosociologie Braun-Blanquetiste et ses perspectives». *Colloques Phytosociologiques*, n.º 27, pp. 1-15.
- Pott, R. (2000): «Classification of European biotope-types for FFH-guidelines and the importance of phytosociology». *Colloques Phytosociologiques*, n.º 27, pp. 17-79.
- Quintanilla, L. G. (2003) «*Christella dentata* (Forssk.) Brownsey e Jermy (Thelipteridaceae), probablemente extinto en Galicia». *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 60 (1): 219.
- Quintanilla, L. G. y Amigo, J. (1999): «Catálogos de las pteridofloras de los espacios naturales de Galicia». *Botanica Complutensis*, n.º 23, pp. 99-110.
- Quintanilla, L. G.; Pajarón, J.; Pangua, E. y Amigo, J. (2000): «Effect of temperature on germination in Northernmost populations of *Culcita macrocarpa* and *Woodwardia radicans*». *Plant. Biol.*, n.º 2, pp. 612-617.
- Rabonowitz, D. (1981): «Seven forms of rarity». En Synge, H. (Ed.) *The biological aspects of rare plant conservation*. Chichester: John Wiley & Sons, pp. 205-217.
- Ramil, P. y Izco, J. (ed.) (2002) *Humedales de Galicia*. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, p. 54.
- Reinoso, J. y col. (2003): Datos preliminares de los briófitos amenazados de Galicia (NO de España). *Linbergia* 27 (3): 164-170.
- Rivas-Martínez, S.; Fernández-González, F.; Loidi, J. I.; Lousá, M. y Penas, A. (2001) «Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level». *Itinera geobotánica*, 14: 5-341.
- Rivas-Martínez, S.; Díaz, T.; Fernández-González, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousá, M. y Penas, A. (2002) «Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001». *Itinera geobotánica*, 15 (1): 5-432, 15(2): 433-922.
- Rodríguez, J.; Izco, J. y Ramil, P. (2001): «Phytosociological characterization of *Sphagnum pylaesii* Brid. Communities in Northwest Spain». *Acta Botanica Gallica*: 148 (3): 201-213.
- Rodríguez, J.; Ortiz, S. y Pulgar, I. (1998): *Flora endémica de Galicia*. Santiago de Compostela, p. 57.
- Ron, M. E. (2002): Biodiversidad de briófitos en España. En Pineda, F. D. V; de Miguel, J. M. y de Casado, M. A. (eds): *La biodiversidad biológica de España*; pp. 161-166.
- Rzedowski, J. (1992): «Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México». *Ciencias*, n.º 6 (especial), pp. 47-56.
- Salvo, E. (1990): *Guía de helechos de la Península Ibérica y Baleares*. Madrid: Ed. Pirámide.

- Sergio, C.; Brugués, M. y Cros, R. M. (1994): *Lista vermelha dos Briófitos da Península Ibérica*. Lisboa: Inst. Conservação da Natureza, p. 46.
- Serussiaux, E. (1989): *Liste rouge des macrolichens dans la Communauté Européenne*. Centre Rech. Lichens, Univ. Liege. Liege, Belgique.
- Stieperaere, H.; Rodríguez, J. y Izco, J. (1988): «Distribution and ecology of *Sphagnum pylaesii* Brid». En Northern Spain. *J. Bryol.*, n.º 15, pp. 199-208.
- Tellería, M. T. (2002): Riqueza fríngica de la península Ibérica e islas Baleares. El proyecto «Flora micológica ibérica». En F. D. Pineda, J. M. de Miguel y M. A. Casado (eds.). *La diversidad biológica de España*: pp. 153-160.
- VV. AA. (1986): «Pteridophyta». En Castroviejo y col. (Eds.) *Flora Ibérica. I: Lycopodiaceae-Papaveraceae*. Madrid: Real Jardín Botánico, C.S.I.C., pp. 1-160.
- VV. AA. (2000): «Lista roja de la flora vascular española (Valoración según categorías de la UICN)». *Conservación Vegetal*, n.º 6 (extra), pp. 11-38.

## Bosques y masas arboladas

A. Rigueiro Rodríguez

- Amigo, J. (1984): *Estudio de los matorrales y bosques de la Sierra del Caurel (Lugo)*, Tesis Doctoral, Universidad de Santiago.
- Amigo, J.; Giménez de Azcárate, J. y Romero, M. I. (1994): «*Omphalodo nitidae-Coryletum avellanae*, a new mesophytic woodland community of the northwest Iberian Peninsula», *Bot. Helv.* 104: 103-122.
- Amigo, J.; Guitián, J.; Fernández-Prieto, J. A. (1987): «Datos sobre los bosques ribereños de aliso (*Alnus glutinosa*) cántabro-atlánticos ibéricos», *Publicaciones de la Universidad de La Laguna, Serie Informes*, 22: 159-176.
- Amigo, J.; Izco, J.; Guitián, J. y Romero, M. I. (1998): «Reinterpretación del robledal termófilo galaico-portugués: *Rusco aculeati-Quercetum roboris*», *Lazaroa*, 19: 85-98.
- Amigo, J. y Romero, M. I. (1994): «Vegetación atlántica bajo clima mediterráneo: Un caso en el noroeste ibérico», *Phytocoenología*, 22(4): 583-603.
- Amigo, J. y Romero, M. I. (1998): «Los abedulares de origen antrópico en Galicia: caracterización fitosociológica», *Studia Botanica*, 17: 37-51, Universidad de Salamanca.
- Bellot, F. (1968): «La vegetación de Galicia», *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles*, 24: 3-306, Madrid.
- Bellot, F. (1978): *El tapiz vegetal de la Península Ibérica*, Ed. Blume, Madrid.
- Bellot, F.; Carballal, R. (1979): «El bosque caducifolio gallego», *Anales de la Real Academia de Farmacia*, 45: 439-462, Madrid.
- Bellot, F.; Casaseca, B. (1953): «El *Quercetum suberis* en el límite Nordoccidental de su área», *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles*, 11(1): 479-501, Madrid.
- Casaseca, B. (1960): *Estudio de la vegetación y flora del término municipal de Santiago de Compostela*, tesis doctoral, Universidad de Santiago.
- Castroviejo, S. (1972): *Flora y cartografía de la vegetación de la península del Morrazo (Pontevedra)*, tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- Castroviejo, S. (1977): *Estudio sobre la vegetación de la Sierra del Invernadeiro*, Monografías del ICONA, Madrid.
- Ceballos, L. y Ruiz de la Torre, J. (1979): *Árboles y arbustos de la España peninsular*, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Costa-Tenorio, M.; Higuera, J. y Morla, C. (1990): «Abedulares de la Sierra de San Mamede (Ourense, España)», *Acta Botanica Malacitana*, 15: 253-265.

- Costa, J. C. *et al.* (1998). Biogeografía de Portugal Continental. *Quercetea*, vol. 0: 5-56.
- Dal da, J. (1972): *Vegetación de la cuenca del río Deo (cuenca alta del Mandeo)*, Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela, 14: 1-158.
- De la Fuente, V. y Morla, C. (1985): «Datos sobre los encinares de la comarca de Trives (Ourense, España)», *Lazaroa*, 8: 241-249.
- Díaz, T. E. (1993): *Taxonomía y Fitoecología*, I Congreso Forestal Español, Tomo I: 351-359.
- Díaz, T. E.; Andrés, J.; Llamas, F.; Herrero, L. y Fernández, M. D. (1987): «La vegetación de las olmedas y alisedas mediterráneas de la provincia de León (NW de España)», en: M. J. de Arco y W. Wildpret (Eds.): *V Jornadas de Fitosociología, Vegetación de Riberas de Agua Dulce*, II: 177-197.
- Díaz, T. E. y Fernández-Prieto, J. A. (1994): «La vegetación de Asturias», *Itinera Geobotánica*, 8: 243-528.
- Ferreras, C. y Arozena, M. E. (1987): *Los bosques. Guía física de España*, Ed. Alianza, Madrid.
- Giménez de Azcárate, J. (1993): *Estudio fitosociológico de la vegetación de los afloramientos calizos de Galicia*, tesis doctoral, Universidad de Santiago.
- Gómez Manzaneque, F. (Coord.), (1997): *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*, Planeta, Barcelona.
- GRUPO BRISA SEIS (1993): *Los bosques españoles*, Aldaba, Madrid.
- Guitián Rivera, J. (1996): «Transformaciones recientes en las áreas de distribución del haya y la encina en el Noroeste de la Península Ibérica». En: *Actividad humana y cambios recientes en el paisaje*: pp. 169-198, Consellería de Cultura, Xunta de Galicia.
- Izco, J. (1994): «O bosque atlántico». En: *O bosque atlántico en Galicia*, Ed. Bahía, A Coruña.
- Izco, J. (1996): «Comunidades vegetales ligadas al carballal compostelano y miñense (*Rusco aculeati-Quercetum roboris*)», en: *Actividad humana y cambios recientes en el paisaje*: pp. 169-198, Consellería de Cultura, Xunta de Galicia.
- Izco, J., Amigo, J. y García-San León, D. (1999): «Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España)», *Lazaroa*, 20: 29-47.
- Izco, J.; Amigo, J. y Guitián, J. (1985): «El papel de la topografía en la transición euro-siberiana-mediterránea en el extremo noroeste ibérico», *Colloques phytosociologyques*, XIII, Végétation et Géomorphologie, Bailleul.
- Izco, J.; Amigo, J. y Guitián, J. (1986): «Identificación y descripción de los bosques montanos del extremo occidental de la Cordillera Cantábrica», *Trabajos Compostelanos de Biología*, 13: 183-202.
- Izco, J.; Amigo, J. y Guitián, J. (1990): «Los robledales galaico-septentrionales», *Acta Botanica Malacitana*, 15: 267-276.
- Izco, J.; Amigo, J. y Guitián, J. (1995): «Composición, relaciones y sistematización de los bosques esclerófilos del NO ibérico», *Notiziario della Società di Fitosociología*, 22: 83-114.

- Izco, J. y Fernández, F. (1992): «On the nomenclature of the western orocantabrian evergreen oak forests», *Lazaroa*, 13: 172-174.
- Losa Quintana, J. M. (1973): «Estudio de las comunidades arbóreas naturales de la cuenca media del río Eume (La Coruña)», *Trabajos Compostelanos de Biología*, 3: 5-63.
- Mato, M. C. (1963): *Estudio de la vegetación del Partido Judicial de Caldas de Reyes*, tesis doctoral, Universidad de Santiago.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2000): *III Inventario Forestal Nacional (Galicia)*, Madrid.
- MOPTMA (1995): *Estrategia nacional para la conservación y uso sostenible de la diversidad biológica*, serie Monografías, Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica, Madrid.
- Ortiz, S. (1986): *Serie de vegetación y su zonación altitudinal en el Macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo*, tesis doctoral, Universidad de Santiago.
- Ortiz, S.; Izco, J. y Rodríguez Oubiña, J. (1997): «Complejos de vegetación del Macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo (NO de la Península Ibérica)», *Phytocoenologia*, 27(1): 25-52.
- Ortuño, F. y Ceballos, A. (1987): *Los bosques españoles*, INCAFO, Madrid.
- Palomero, G. et al. (1987): «El bosque atlántico», Enciclopedia de la Naturaleza de España, Debate-Círculo de Lectores.
- Ramil Rego, P.; Rodríguez Guitián, M. A. y Romero Buján, M. I. y Rigueiro Rodríguez, A. (2002). *Diversidad Biológica Vegetal y Paisaje Forestal en Galicia*. Informe Técnico no publicado. Lugo.
- Ramil, P. y Aira, M. J. (1994): «Datos sobre la presencia de *Pinus* en el NO de la Península Ibérica durante el holoceno a través del análisis polínico», *Rev. Biol.*, (Lisboa) 15: 3-13.
- Rigueiro, A. (1992): *El Bosque atlántico español*, Ed. Lunwerg, Barcelona.
- Rigueiro, A. (1997): *A paisaxe agroforestal de Galicia: os bosques*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Rigueiro, A. (1998): «O eucalipto na mariña luguesa e noutras zonas de Galicia», *Lucensia*. Lugo.
- Rivas-Martínez, S. (1987): *Memoria del mapa de series de vegetación de España*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA, Serie Técnica, Madrid.
- Rivas-Martínez, S.; Bascónes, J. C.; Díaz, T. E.; Fernández González, F. y Loidi, J. (1991): «Sintaxonomía de los hayedos del suroccidente de Europa», *Itinera Geobotanica*, 5: 457-480, Universidad de León.
- Rivas Martínez, S. y Loidi Arregui, J. (1999). Bioclimatology of de Iberian Peninsula. *Itinera Geobotanica*, 13.
- Rodríguez Guitián, M. A.; Pérez Alberti, A. y Guitián Rivera, J. (1996): «Modificaciones antrópicas del límite superior del bosque e influencias sobre la dinámica de las vertientes en el valle del río Ortigal (Serra dos Ancares, NW Ibérico)», en: *Actividad*



*humana y cambios recientes en el paisaje*: 131-154, Consellería de Cultura, Xunta de Galicia.

Romero, M. I. (1993): *La Vegetación del valle del río Cabe (Terra de Lemos, Lugo)*, tesis doctoral, Universidad de Santiago.

Ruiz de la Torre, J. (1990): «Distribución y características de las masas forestales españolas», *Ecología*, fuera de serie, 1: 11-30, ICONA, Madrid.

Silva, F. J. (1989): «Aproximación al esquema fitosociológico de Galicia», En Silva Pando F. J. (ed.): *Sobre Flora y Vegetación de Galicia*, Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia: pp. 133-150.

Silva, F. J. (1990): *La Flora y Vegetación de la Sierra de Ancares: base para la planificación y ordenación forestal*, tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

Silva, F. J. y Rigueiro, A. (1992): *Guía das árbores e bosques de Galicia*, Ed. Galaxia, Vigo.

## Los incendios forestales

T. Carballas Fernández

### 1. Introducción y 2. Aspectos generales

Chandler, C.; Cheney, Ph.; Fisher, R.; Pritchett, W. L.; Thomas, Ph.; Trabaud, L.; Williams, D.

Carballas, T. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. *Los incendios forestales en España durante el decenio 1986-1995*.

Casal, M.; Paz Andrade, M. I.; Salgado, J.; Vázquez Galíñanes, A. *Universidad de Santiago de Compostela*.

Castro Devesa, X. (1992): *A Meteoroloxía e os incendios forestais*, Xunta de Galicia.

Sánchez Pulido, J. (1987): *Los incendios forestales en Galicia*. Xunta de Galicia.

*Plan Forestal de Galicia* (1992). Xunta de Galicia.

### 3. Efecto de los incendios forestales

Carballas, T.: *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Casal, M. *Universidad de Santiago de Compostela*.

#### 3.1. Influencia de los incendios forestales sobre la atmósfera

Dost, F. N.; Chandler, C.; Cheney, Ph.; Kolov, S. I.; Thomas, Ph.; Trabaud, L.; Williams, D.

MOPT, *Medio Ambiente en España 1990* (1991).

#### 3.2. Influencia de los incendios forestales sobre la vegetación

Bouhier, A.; Dalda González, G.

Vega, J. A.; Alonso, M.; Bará, S.; Bernárdez, I.; Cuiñas, P.; Fernández, C.; Fontúrbel, T.; García, P.; Gil, M. C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Rozados, M. J. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

Casal, M.; Basanta, M.; Cancio, E.; Cascudo, A.; Díaz-Vizcaíno, E.; Elvira, A.; Fernández, M. A.; García Novo, F.; González, F.; González Rabanal, F.; Iglesia, A.; Montero, R.; Pereiras, J.; Puentes, M. A.; Reyes, O.; Trabaud, L. *Universidad de Santiago de Compostela*.

### 3.3. *Influencia de los incendios forestales sobre la fauna*

González Álvarez, F.

Fernández de Ana Magán, J. F.; Lombardero, M. J. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

González Prieto, S. J. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Casal, M.; Puentes, M. A.; Pereiras, J.; Guitián, J.; López, B. *Universidad de Santiago de Compostela*:

### 3.4. *Influencia de los incendios forestales sobre la erosión y el ciclo hidrológico*

Chandler, C.; Cheney, Ph.; Thomas, Ph.; Trabaud, L.; Williams, D.

Vega, J. A.; Véllez, R. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

Carballas, T.; Cabaneiro, A.; Saá, A.; Trasar Cepeda, C.; Villar, M. C. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Díaz-Fierros, F.; Álvarez Enjo, M.; Arias, M.; Basanta, M.; Basanta, R.; Benito, E.; Castela, A.; Gil Sotres, F.; Leirós de la Peña, M. C.; Pérez, R.; Soto, B.; Taboada, T. *Universidad de Santiago de Compostela*.

### 3.5. *Influencia de los incendios forestales sobre el suelo*

Vega, J. A.; Alonso, M.; Bará, S.; Cuñas, P.; Fontúrbel, M. T.; Gil, M. C.; Gras, J. M.; Lansberg, J.; Paysen, T.; Rozados, M. J.; Beloso, M. C. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

Carballas, T.; Acea, M. J.; Cabaneiro, A.; Carballas, M.; Díaz Raviña, M.; González Prieto, S. J.; Martín, A.; Trasar Cepeda, C.; Villar, M. C.; Abadín, J.; Castro Padín, A.; C. Coronado; Diz, N.; Fernández, I.; Nodar, R.; Prieto Fernández, A.; Saá, A.; Vázquez, F. J.; Zehner, R.; Arines, J.; Vilariño, A. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Díaz-Fierros, F.; Pinaya Ortiz, M. I.; Soto, B.; Guitián Ojea, F.; Plata Astray, G.; Paz Andrade, M. I.; Armada, J.; Carballas, M.; González, M. I.; Salgado, J.; Vázquez, M. J. *Universidad de Santiago de Compostela*.

### 3.6. *Recuperación de suelos afectados por incendios forestales*

Carballas, T.; Acea, M. J.; Cabaneiro, A.; Carballas, M.; Díaz Raviña, M.; González Prieto, S. J.; Petrikova, V.; Villar, M. C.; Abadín, J.; Castro Padín, A.; Coronado, C.; Diz, N.; Fernández, I.; Martín, A.; Nodar, R.; Prieto Fernández, A.; Vázquez, F. J.; Zehner, R.; Arines, J.; Vilariño, A. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Casal, M.; Díaz-Fierros, F.; Pinaya Ortiz, M. I. *Universidad de Santiago de Compostela*.

#### 4. Prevención y extinción de los incendios forestales

##### 4.1. Prevención de los incendios forestales

Xunta de Galicia. *Plan INFOGA 99* (1999).

Fuegos prescritos o controlados:

Vega, J. A.; Bará, S.; Beloso, M. C.; Cuiñas, P.; Fernández, C.; Fontúrbel, M. T.; Gil, M. C.; Rozados, M. J. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

Alfonso Sánchez, P. L.; Andrade Martín, M.; Castro Hernández, F.; Luis Diez Yáñez, J.; Francisco Gutiérrez, M.; María Gras Lope, J.; Herrera Cruz, E.; Jiménez Valcárcel, V. (+); López Benítez, P.; Marchena Corredera, F.; Miniño Rodríguez, V.; Padín Quintanal, N.; Recamán Campos, R.; Rincón Moreno, V.; Sarabia Romero, A. *Servicio de Defensa contra Incendios Forestales de Pontevedra*.

Díaz-Fierros, F.; Benito, E.; Pinaya Ortiz, M. I.; Rigueiro, A. *Universidad de Santiago de Compostela*.

Martínez Ruiz, E.; Martínez Chamorro, E. *Xunta de Galicia*:

Predicción:

Vega, J. A.; Cuiñas, P.; Fernández, C.; Fontúrbel, T.; Pérez-Gorostiaga, P. *Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán*.

Carballas, T.; Cabaneiro, A.; González Prieto, S. J.; Villar, M. C.; Martín, A. *Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC)*.

Jiménez, E.; Franjo, C. *Universidad de A Coruña*.

Paz Andrade, M. I.; Kolev, S. I.; Melikova, E.; Vázquez Galíñanes, A. *Universidad de Santiago de Compostela*.

Casanova, J. L.; Sanz, J. *Universidad de Valladolid*.

Legido, J. L.; Carballo, E.; Martínez, M.; Paz-Andrade Castillo, C.; Romaní, L. *Universidad de Vigo*.

Castro Devesa, X. *A Meteoroloxía e os incendios forestais* (1992). Xunta de Galicia.



## Medio ambiente y comportamiento humano

J. M. Sabucedo Cameselle

J. E. Real Deus

R. García Mira

- Calvo, S. (1996): «La nueva generación en la educación ambiental. El desarrollo sostenible». En E. Pol (Dir.), *Ciudad y medio ambiente desde la experiencia humana*. Monografías Psico-socio-ambientales, n.º 10. Barcelona: Publicacions Universitat de Barcelona, pp. 33-36.
- García Mira, R.; Santos, M. C.; Gómez-Durán, B.; Romay, J. y Fernández, A. (1998): «Evaluación de las actitudes ambientales en trabajadores de grandes organizaciones». *Revista de Psicología Social*, vol. 13, n.º 3, pp. 435-444.
- Kahneman, D.; Ritov, I.; Jacowitz, K. E. y Grant, P. (1993): «Stated willingness to pay for public goods: a Psychological Perspective». *Psychological Science*, vol. 4, n.º 5, pp. 310-315.
- Kl andermans, B., Sabucedo, J. M., de Weerd, M. y Costa, M. (1999): «Injustice and adversarial frames in a supranational political context». En D. Della Porta, H. Kriesi y D. Rutch. *Social Movements in a globalizing world*. London: McMillan Press.
- Sabucedo, J. M. (1996): *Psicología Política*. Madrid: Síntesis.
- Thompson, S. y Barton, M. (1994): «Ecocentric and anthropocentric attitudes toward the environment». *Journal of Environmental Psychology*, n.º 14, pp. 149-157.
- UNCED (1992): *Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development*. Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, 3-14 de junio de 1992, Río de Janeiro (Brasil). Nueva York: United Nations Publications.
- Uzzell, D. L. (1996): «Environmental Hyperopia and global environmental problems». Comunicación presentada en el *V Congreso de Psicología Ambiental «Ciudad y Medio Ambiente desde la Experiencia Humana»*. Centro de Cultura Contemporánea de Barcelona, Universidad de Barcelona, 12-15 de noviembre de 1996.
- Uzzell, D. L.; Davallon, J.; Bruun Jensen, B.; Gottesdiener, H.; Fontes, J.; Kofoed, J.; Uhrenholdt, G. y Vognsen, C. (1994): *Children as catalysts of environmental change*. Informe para la DGXII/D-5 Investigación sobre aspectos económicos y sociales del Medio Ambiente (SEER), Comisión Europea, Bruselas.

- Uzzell, D. L.; Fontes, J.; Davallon, J.; Bruun Jensen, B.; Gottesdiener, H.; Kofoed, J.; Uhrenholdt, G. y Vognsen, C. (1998): *Crianças como agentes de mudança ambiental*. Oporto: Campo das Letras.
- Uzzell, D. L.; Rutland, A. y Whistance, D. (1995): «Questioning values in environmental education». En Guerrier, Y.; Alexander, N.; Chase, J. y O'Brien, M.: *Values and the Environment*. Chichester (West Sussex, UK): Wiley & Sons.
- Van Liere, K. D. y Dunlap, R. E. (1978): «Moral norms and environmental behavior: an application of Schwartz's Norm-activation model to yard burning». *Journal of Applied Social Psychology*, n.º 8, pp. 174-188.
- Van Liere, K. D. y Dunlap, R. E. (1981): «Environmental concern. Does it make a difference how it's measured?» *Environment and Behavior*, n.º 13, pp. 651-676.



## Sociedad terciaria y demandas ambientales

J. Pérez Vilariño

- Alexander, J. (2000): «Das Versprechen einer Kultur-sociologie: Technologischer Diskurs und die heilige und profane Informationsmaschine». En: Bögenhold, d. (Ed.): *Moderne Amerikanische Soziologie*. Stuttgart: Lucius & Lucius, pp. 149-175.
- Brint, S. y J. Karabel (1991): *Institutional Origins and Transformations: The Case of American Community Colleges*. En: Powell y Dimaggio, P. J. 337-360.
- Coleman, J. S. (1990): *Foundations of Social Theory*. Cambridge Harvard University Press.
- Dimaggio, P. J. (1991): «Constructing an Organizational Field as a Professional Project: U.S. Art Museums, 1920-1940». En: Powell, W. W. y Dimaggio, P. J. pp. 267-292.
- Friedland, R. y Alford, R. R. (1991): «Bringing Society Back In: Symbols, Practices, and Institutional Contradictions». En: Powell, W. W. y Dimaggio, P. J. pp. 232-263.
- Galtung, J. (1990): «The Green Movement: A Socio-Historical Explanation». En: Albrow, M. y King, E. (Ed.): *Globalization, Knowledge And Society*. Londres: SAGE, pp. 235-250.
- Granovetter, M. (2000): *Ökonomische Institutionen als soziale Konstruktionen: Ein Analyserahmen*. En: Bögenhold o.c, pp.199-217.
- Inglhart, R. (1998): *Modernización y postmodernización. El cambio cultural, económico y político en 43 sociedades*. Madrid: CIS-Siglo XXI.
- Perez Vilariño, J. (1998): «Construcción social del monte y desarrollo corporativo del sector forestal». *Agricultura y Sociedad*, n.º 85, pp. 15-42.
- Pérez Vilariño, J. (2000): «Empresa e Medio Ambiente». En: Figueroa Revilla, B. y Silva Rojas, T.: *I Encontro de empresa, investigación e sociedade: empresa e medio ambiente*. Ourense, pp. 11-27.
- Powell, W. W. y Dimaggio, P. J. (1991): *The New Institutionalism In Organizational Analysis*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Singh, V.; Tucker, D. J. y Meinhard, A. G. (1991): «Institutional Change and Ecological Dynamics». En: Powell, W. W. y Dimaggio, P. J. pp. 390-422.
- Vozmediano y Gomez-Feu, J. (1998): *Hacia una estrategia para la biodiversidad*. Madrid: Instituto de Ecología y Mercado, n.º 7.



**Las energías renovables en  
Galicia en el siglo XXI**

M. Bao Iglesias

- Comisión Europea (1999): *Energy in Europe. European Union Outlook to 2010*.
- Comisión Europea: *Libro verde de la energía*, COM (97) 599 final, Unión Europea.
- Comisión Europea: *Libro blanco de la energía*, COM (2000) 769 final.
- Xunta de Galicia (2000): *Libro branco da enerxía*.
- Renewable Energy Technology Characterizations*, DOE, 1997.



## Sobre la calidad del aire en Galicia

J. J. Casares Long

J. A. Souto González

- Finlayson-Pitts, B. J.; Pitts, J. N. (2000): *chemistry of the upper and lower Atmosphere*. Academic Press.
- Jacobson, M. Z. (1999): *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge University Press.
- Martínez Cortizas, A.; Pérez Alberti, A. (coords.) (1999): *Atlas Climático de Galicia 2001*, Xunta de Galicia.
- Schneider, S. H., Rosencrauz, A., Nil es, J. O. (eds.), (2002): *Climate Change Policy, A survey*, Island Press.
- Seinfeld, J. H.; Pandis, S. N. (1998): *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. J. Wiley & Sons.
- Varios Autores: *Anuario Climatológico de Galicia 2001*, Xunta de Galicia.
- Washington, W. M.; Parkinson, C. L. (1992): *An introduction to Three-Dimensional Climate Modeling*. *University Science Books*. Oxford University Press.
- Watson, R. T. (ed.), (2001): *Climate Change 2001: A synthesis Report*, Cambridge University Press.

# Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia



XUNTA DE GALICIA

