

5.3 Evolución de la rehabilitación de espacios degradados.

Seguimiento mediante bioindicadores

Emilio Jorge Tizado Morales

Una de las limitaciones más importantes en la rehabilitación de los espacios degradados es la complejidad de actuación, que deriva de la necesidad de un enfoque multidisciplinario para recuperar el ecosistema original, por lo que muchas veces se aplican soluciones en función del coste y de los recursos disponibles, y no de las necesidades particulares de cada situación. A pesar de ello, los proyectos de restauración más recientes (Jorba Peiró y Vallejo Calzada, 2006) pretenden la recuperación del ecosistema original que fue destruido o alterado por la actividad minera, en todos sus aspectos: estructura y función, incluyendo su biodiversidad.

Aunque se plantee como un objetivo claro de la rehabilitación el restablecimiento global del ecosistema original, evaluar el grado de recuperación de un espacio degradado es complicado ya que se debe actuar a distintos niveles. En general, los esfuerzos se han dirigido a dos aspectos fundamentales: (a) el agua, por su importancia en la traslocación de problemas ambientales a lugares más o menos alejados del espacio degradado, y (b) el suelo, por ser el factor más importante al constituir el soporte del resto del ecosistema en su conjunto (Bezdicsek, 1996; Brandshaw, 1997).

Habitualmente el control del proceso de restauración se lleva a cabo mediante la utilización de parámetros físicos y/o químicos, como son la composición mineral, la textura, la porosidad, la profundidad, el pH, la conductividad eléctrica, la concentración de metales pesados, etc., aunque no siempre tienen una relación clara con las funciones ecológicas del medio. En los casos de revegetación, la sucesión secundaria de plantas que se produce una vez finalizadas las labores de restauración, suele ser utilizada como indicativa de la marcha del proceso, sin tener en cuenta que, en muchas condiciones ambientales, la presencia de determinados tipos de plantas o de su diversidad ecológica no es un factor dependiente del tiempo de abandono (Bonet y Pausas, 2004) o del avance de la restauración sino que tiene una relación directa con las características de la vegetación circundante no alterada. Por todo ello, son cada

vez más los programas internacionales de seguimiento de restauraciones que proponen la utilización de parámetros biológicos (Levy *et al.*, 2000), ya sean indirectos como la mineralización de nitrógeno, la respiración del suelo, el nitrógeno mineralizable o la actividad enzimática; o directos como la diversidad, la biomasa microbiana, la abundancia de microflora o la estructura de las comunidades de invertebrados, que han sido utilizadas ampliamente como indicadores biológicos en sistemas acuáticos (ver capítulo 2.3).

En cualquier caso, e independientemente del procedimiento seleccionado, para el seguimiento de la rehabilitación de los espacios degradados es necesario tener siempre en cuenta no sólo el espacio degradado en sí mismo, sino también:

- a) un escenario de referencia bien definido, similar al que se pretende dirigir la evolución del espacio degradado, y que normalmente debe ser un ecosistema no alterado del entorno próximo que comparta condiciones similares en cuanto a sustrato geológico o condiciones climáticas.
- b) un indicador o conjunto de indicadores robustos y fácilmente medibles que proporcionen una información lo más completa posible del estado general del ecosistema.

5.3.1 Bioindicación

Bioindicación es un análisis científico de información ecológica recogida en el campo, con el objetivo de utilizarla en la realización de inferencias sobre la calidad del medio ambiente en el lugar de investigación (Straalen, 1996), o para la detección de alteraciones o cambios en el ecosistema.

El fundamento de esta idea es que los organismos elegidos como bioindicadores estén relacionados, directa o indirectamente, con un factor o un conjunto de factores del medio donde viven y la información obtenida a partir de ellos pueda servir para interpretar o valorar el estado del sistema. De esta forma, los bioindicadores pueden desempeñar un papel en la política ambiental similar al que ejercen los indicadores económicos en la política económica.

El concepto de bioindicación no es nuevo, ya que se encuentra presente en publicaciones de principios del siglo XX (Kolkwitz y Marsson, 1902), y no es más que una interpretación simplificada de lo que realmente sucede en la naturaleza (Paoletti, 1999). Sin embargo, no ha sido hasta fechas recientes cuando está adquiriendo mayor relevancia, posiblemente debido al mejor conocimiento biológico de los organismos implicados, de los procesos del suelo, y de como se interrelacionan organismos y procesos. Todo ello da lugar al concepto, subyacente en todos los procesos de rehabilitación, de "integridad biológica de un medio" entendida como la capacidad que tiene un área para soportar y mantener una comunidad de organismos adaptada, integrada y equilibrada, constituida por una composición específica y organización funcional comparable a la que presentan los hábitats naturales del entorno (Frey, 1977; Karr y Dudley, 1981).

Con todo ello, la bioindicación es un campo de actuación amplio, de forma que su aplicación práctica puede concretarse de formas distintas, en función del procedimiento utilizado y de la finalidad buscada. Así, de forma esquemática pueden diferenciarse:

- biomarcadores (McCarthy y Shugart, 1990): cuando se utilizan características bioquímicas o fisiológicas de los individuos o de sus productos de excreción para obtener información acerca de exposiciones o daños originados por determinadas sustancias presentes en el medio.
- biosensores (Rawson, 1993): cuando se utilizan partes de los individuos para detectar, mediante la señal eléctrica originada por una enzima o anticuerpo, la presencia de sustancias químicas en el medio.
- bioindicadores (McGeoch, 1998): cuando se utiliza una especie o grupo de especies que fácilmente reflejan un estado biótico o abiótico de un ambiente; que representan el impacto de un cambio ambiental sobre un hábitat, comunidad o ecosistema; o que son indicativas de la diversidad de un grupo de taxones o de la biodiversidad general del área; y así obtener información sobre la situación ambiental del medio.

Cuando cualquiera de estas actividades se repite en el tiempo surge el término de bioseguimiento (Hopkin, 1993).

5.3.2. Bioindicadores de la calidad del suelo

La valoración de la calidad ecológica del suelo para la evaluación de la rehabilitación de espacios degradados por la minería es un factor fundamental ya que éste soporta el resto del ecosistema. Normalmente, esta evaluación de calidad se lleva a cabo mediante la utilización de indicadores físicos y químicos, ya que suelen ser el procedimiento más rápido, más barato, que requiere un menor esfuerzo y que no precisa de personal especializado (Ekschmitt *et al.*, 2003). Sin embargo, estos parámetros frecuentemente no reflejan de una forma clara la capacidad del suelo de realizar algunas funciones ecológicas fundamentales (van Bruggen y Semenov, 2000).

Por el contrario, en diversos estudios, los invertebrados del suelo han demostrado ser indicadores adecuados para medir el grado de influencia de las actividades humanas, normalmente bien correlacionadas con determinadas funciones del suelo y, por tanto, útiles para evaluar diversos procesos de los ecosistemas (Doran y Zeiss, 2000). En este caso, se consideran invertebrados del suelo aquellos que viven temporal o permanentemente en el suelo y a veces en su superficie, en forma juvenil o de adulto, por lo que incluye a muy diversos grupos de animales.

La elevada potencialidad como bioindicadores de los invertebrados es debida a su ubicuidad y diversidad en los sistemas terrestres, su relativa facilidad de muestreo y, sobre todo, a que son ecológicamente muy importantes ya actúan sobre procesos esenciales en el suelo, como la descomposición (fragmentación y transformación de sustancias orgánicas), la movilización de nutrientes (liberación y reciclado de nutrientes para las plantas), y la bioturbación y formación de agregados (formación de la estructura del suelo), tanto en la fase de colonización como en la subsiguiente sucesión (Standen 1978; Persson 1983; Anderson 1988; Setälä y Huhta 1991; Laakso y Setälä 1999).

El punto de partida de todos estos procesos suele ser el efecto que produce la alimentación de una cantidad elevada de individuos que suelen constituir las poblaciones de invertebrados, dando lugar a una aceleración de los

procesos de descomposición de la materia orgánica debido a su disgregación en partículas de menor tamaño.

A pesar del importante papel de los invertebrados en los procesos de descomposición y de que constituyen un elemento sustancial de la biodiversidad edáfica (Giller 1996; Adams y Wall 2000), muchas especies aún son poco conocidas y existe relativamente poca información de cómo sus comunidades están influidas por las actividades de restauración. También se desconoce cual es el nivel de recuperación de éstas poblaciones después de finalizados los trabajos de restauración (Watts *et al.*, 2008). Por ello, la monitorización del proceso de restauración con artrópodos bioindicadores en la comarca del Bierzo constituye todo un reto.

A pesar de que la relación de muchas especies de organismos del suelo con determinados procesos que allí tienen lugar no es bien conocida, se pueden sacar, sin embargo, conclusiones a partir de la autoecología de especies con un comportamiento trófico similar. Además, considerando globalmente la comunidad de artrópodos del suelo, están bien documentados los cambios que se producen en su diversidad (Paoletti, 1999; Uehara-Prado *et al.*, 2009), en la estructura de las poblaciones (Hågvar, 1994; Van Straalen, 1998) o en su composición específica (Harvey *et al.*, 2008), por lo que pueden utilizarse como importantes indicadores de alteraciones del ecosistema.

5.3.3 Grupos potenciales de bioindicadores

A pesar del desconocimiento general de los invertebrados, el papel funcional en el edafosistema de algunos grupos de la fauna del suelo es bien conocido, como ocurre, por ejemplo, con *Collembola* (Entognatha), *Cryptostigmata* (Acari) o *Enchytraeidae* (Oligochaeta); así como el papel regulador de otros grupos de artrópodos como *Mesostigmata* (Acari), *Coleoptera* (Insecta), *Araneae* (Chelicerata), *Hymenoptera* (Insecta), etc. Sin embargo, encontrar un indicador biológico de confianza para valorar los procesos de restauración es un aspecto complejo ya que, además de su importancia funcional, se tienen que tener en cuenta diversos factores como:

2. Principios normativos y protocolos de actuación

1. Facilidad de recolección y manipulación
2. Capacidad para obtener muestras relativamente grandes
3. Costes de muestreo bajos, tanto de material como de personal
4. Identificación parcialmente accesible a personal no experto
5. Información taxonómica y bionómica suficientemente conocida

Además de estos requerimientos, la complejidad de selección se ve incrementada por el hecho de que se produce un cambio a lo largo de la sucesión secundaria de forma que en las fases iniciales puede ser más relevantes unos grupos y en las subsiguientes otros. Por ejemplo, las especies de isópodos terrestres descomponedores y de miriapodos depredadores aparecen muy pronto en las fases iniciales de colonización (Purger *et al.*, 2007); mientras que la presencia de invertebrados no artrópodos como las lombrices de tierra (Thibaud *et al.*, 2003) son buenos indicadores de suelos bien formados en fases muy avanzadas de restauración donde juegan un papel fundamental en la mejora de la estructura del suelo, en el reciclado de nutrientes y en la redistribución de agua de infiltración.

Por este motivo, la elección de los artrópodos como grupo base del seguimiento puede facilitar el análisis a lo largo de todo el proceso de rehabilitación debido tanto a que su presencia es constante durante todo el tiempo como a que algunos grupos responden bien a los requerimientos de indicadores para ser usados de forma continuada.

A pesar de ello, no hay que olvidar que algunos grupos de invertebrados no artrópodos han demostrado una buena capacidad indicadora por su elevada relación con los procesos ecológicos del suelo. Entre ellos hay que destacar a los nematodos, que es el grupo más representativo y conspicuo de la microfauna del suelo. Particularmente muchas especies de la familia *Dorylaimidae* son muy sensibles a las alteraciones que pueden producirse en el medio edáfico y por ello se han utilizado como bioindicadores en numerosos estudios sobre degradación de suelos. Sin embargo, es un grupo que requiere de un personal experto para su análisis y estudio, y dichos especialistas no son abundantes. Por ello, los nematodos deben ser un grupo a tener en cuenta aunque, posiblemente, no para estudios extensivos o con una elevada frecuencia de muestreo.

Artrópodos bioindicadores

Aunque los artrópodos constituyen más del 65 % de los taxones descritos sobre la Tierra han recibido tradicionalmente poca atención, excepto cuando se tratan aspectos de plagas. Sin embargo, son un constituyente esencial de la biodiversidad global ya que juegan un papel fundamental en muchos ciclos ecológicos incluyendo polinización (Forup y Memmott, 2005), descomposición de la materia orgánica y reciclado de nutrientes (Ward *et al.*, 1991; Andersen y Sparling, 1997), fitofagia (Watts y Gibbs, 2000; Littlewood *et al.*, 2006), dispersión de semillas y predación (Majer, 1985), así como constituir un fuente fundamental de alimento para muchas poblaciones de vertebrados (Vickery *et al.*, 2001).

Debido a su papel esencial en los ecosistemas, los artrópodos terrestres han demostrado ser indicadores eficientes de sus funciones (Rosenberg *et al.* 1986; Kremen *et al.* 1993; Finnamore 1996) y responden a diversas perturbaciones del medio (Rosenberg *et al.*, 1986; Price, 1988). De esta forma, recientemente muchos investigadores los han utilizado para obtener información diversa sobre la calidad del medio donde viven (Niemelä *et al.*, 1993; Pollet y Grootaert, 1996; Rykken *et al.*, 1997; Kitching *et al.*, 2000; Gibb y Hochuli, 2002) así como para el seguimiento de procesos de restauración en muy diferentes contextos (Parmenter y MacMahon 1990; Greenslade y Majer 1993; Williams 1993; Andersen y Sparling 1997; Jansen 1997; Peters 1997; Mattoni *et al.* 2000; Wheeler *et al.* 2000; Mortimer *et al.*, 2002; Andersen *et al.*, 2003; Davis *et al.*, 2003; Wassenaar *et al.*, 2005).

La razón de su utilidad y eficiencia como bioindicadores es debida a muy diversas causas, entre las que caben destacar (Andersen, 1997; Disney, 1986; Rosenberg *et al.*, 1986):

- (i) Diversidad biológica muy elevada: ocupan una amplísima variedad de microhábitats y juegan un papel fundamental en muchos procesos ecológicos por lo que se pueden utilizar para valorar el cambio de los mismos en múltiples facetas.

(ii) Tamaño pequeño: ello les hace muy sensibles a pequeñas variaciones del medio por lo que se pueden utilizar para medir ligeras alteraciones en los factores de calidad del hábitat.

(iii) Tiempo de generación corto: les permite responder con rapidez a los cambios ambientales y, así, es posible utilizarlos tanto en seguimientos de cambios del medio a corto plazo como a largo plazo (Kremen *et al.* 1993; Basset *et al.* 2001; Underwood y Fisher, 2006).

(iv) Poblaciones grandes: lo cual, junto con la elevada capacidad de recuperación de las mismas debido a su corto periodo de generación, permite recoger fácilmente muestras significativas con una amplia variedad de técnicas sin poner en riesgo la viabilidad de sus poblaciones lo que les proporciona notables ventajas frente a los vertebrados (Moritz *et al.* 2001).

Todas estas características hacen de los artrópodos un grupo de bioindicadores muy interesante para valorar los progresos de los proyectos de restauración tanto de forma puntual como de forma continuada ya que, virtualmente, su captura puede prolongarse indefinidamente en el tiempo.

Lógicamente, no todo son ventajas. Cuando se pretenden utilizar artrópodos en la evaluación de los procesos de restauración surgen algunas complicaciones, entre las que cabe destacar: (a) dificultad en la identificación específica que requiere de entomólogos experimentados, (b) escasa información bioecológica de muchas especies, y (c) falta de información entomológica en los ecosistemas que pueden ser utilizados como referencia u objetivo de la rehabilitación.

La utilización de los artrópodos como bioindicadores puede llevarse a cabo mediante el registro de la presencia o ausencia (aparición o desaparición) de especies concretas adaptadas a determinadas condiciones ambientales. Sin embargo, normalmente esto daría lugar a una simplificación sin demasiado sentido ya que los cambios que se producen en una rehabilitación son rápidos, con una distribución espacial en mosaico, que pueden reducir el valor indicativo

de una especie particular. Parece más apropiado abordar el seguimiento de la rehabilitación mediante un análisis de la estructura de la comunidad considerando varias especies, grupos funcionales, o niveles taxonómicos superiores, y manteniendo el esfuerzo durante tiempos relativamente prolongados (Kremen *et al.* 1994; Didham *et al.* 1996; Lawton *et al.* 1998; Kotze y Samways 1999; Basset *et al.* 2001) para contrastar el avance de los procesos de rehabilitación.

En el análisis de la información, hay que tener en cuenta que los cambios son rápidos ya que la restauración normalmente incluye la plantación de especies de la vegetación original, de forma que la biodiversidad suele aumentar rápidamente en los primeros años después de la restauración a causa de la invasión de las especies pioneras y del inicio de estabilización de nuevo ambiente. Sin embargo, estos cambios no siempre son indicativos de haber finalizado el proceso de rehabilitación ya que se ha demostrado que todavía aparecen diferencias en las comunidades de invertebrados 8-14 años después de iniciada la restauración (Andersen *et al.*, 2003; Davis *et al.*, 2003; Nichols & Nichols, 2003).

En función de todos los requerimientos mencionados sobresalen tres grupos, entre los artrópodos del suelo, por su interés como organismos indicadores: Oribatida (Acari), Collembola (Entognatha) y Coleoptera (Insecta). Esta preselección no quiere decir que no hayan sido o puedan ser utilizados otros grupos de artrópodos en la monitorización de la rehabilitación de escombreras, sino que se ajustan mejor a los requerimientos expresados anteriormente y que, en muchos casos, la selección dependerá de la disponibilidad de entomólogos con experiencia en los grupos que se pretenda analizar.

Acari: Oribatida

Los oribátidos (Fig. 5.22) son arácnidos de pequeño tamaño (normalmente < 2 mm), que se caracterizan por una cutícula parcial o totalmente esclerotizada, estigmas del sistema respiratorio ocultos, piezas bucales no visibles dorsalmente y, generalmente, con estructuras complejas con sedas sensoriales o botridios. Visualmente se presentan una coloración normalmente oscura, forma globosa no

segmentada posteriormente y tegumento duro, aunque no todas las especies comparten estas características. Su distribución mundial es muy amplia con más de 10.000 especies descritas, por lo que están presentes en la mayoría de los ecosistemas terrestres.

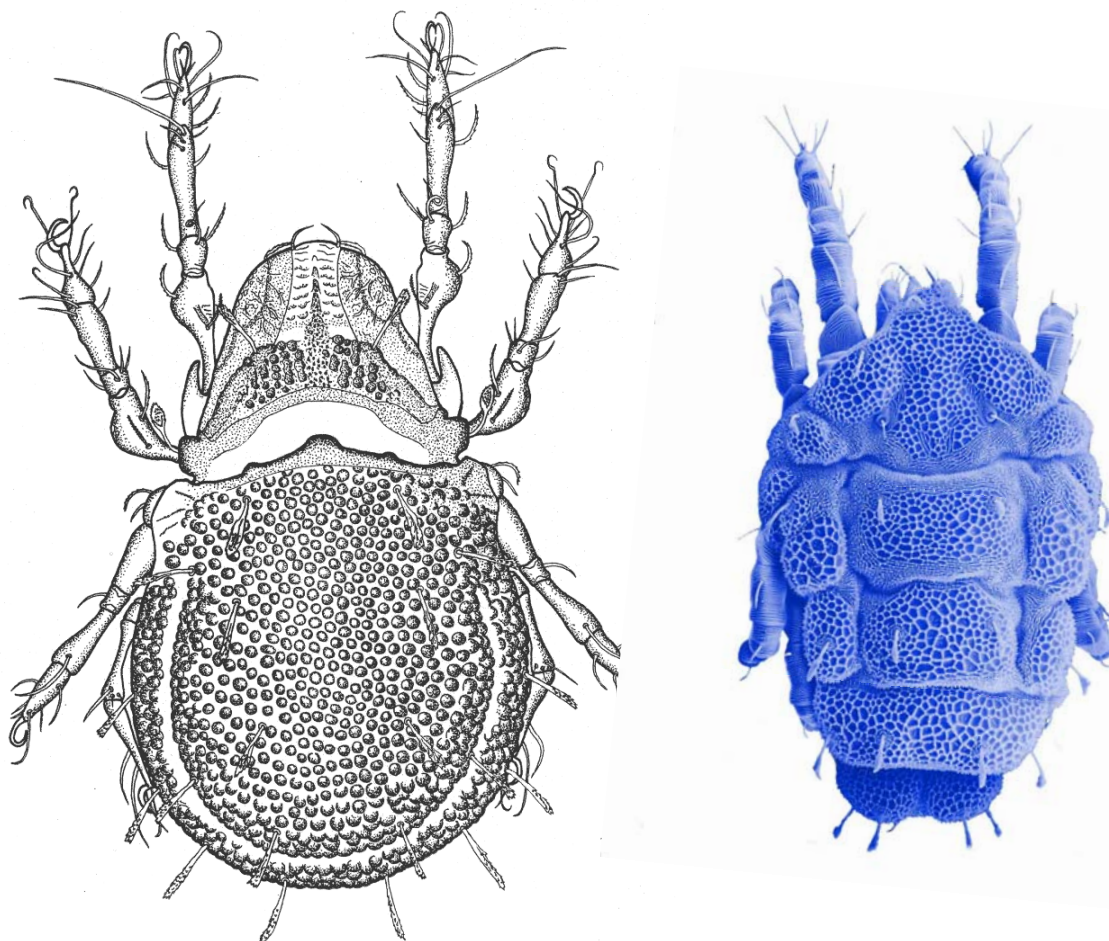


Figura 5.22. Ejemplares de la acarofauna del suelo

En España su fauna es muy numerosa y, probablemente, incluya a miles de especies repartidas por decenas de familias; por ejemplo, sólo el grupo Poronota esta formado por 198 especies agrupadas en 72 géneros y 24 familias (Pérez-Iñigo, 1993). Por ello, como sucede con otros ácaros, es un grupo de identificación compleja con un conocimiento en España relativamente limitado y que, incluso a niveles taxonómicos superiores, es difícil de manejar para expertos (Behan-Pelletier, 1999) y, por tanto, requiere de personal especializado.

La acarofauna del suelo en bosques templados esta formada entre un 50-75 % por oribátidos, por lo que constituye el grupo de artrópodos numéricamente dominante en los horizontes orgánicos de la mayoría de los suelos. De naturaleza normalmente epiedáfica, llegan a alcanzar densidades de cientos de miles de individuos por metro cuadrado en suelos con abundante materia orgánica (Norton, 1990). La riqueza específica en bosques templados suele ser muy alta, Anderson (1975) señala la presencia de 90 especies en bosques de castaño, por lo que valores conservadores podrían ser entre 50-100 especies en espacios no alterados. Además de esta abundancia y diversidad, todos los estados de desarrollo son activos por lo que su papel en el suelo es esencial ya que participan activamente en los procesos de descomposición, ciclo de los nutrientes y formación del suelo.

El método de muestreo más habitual es la recogida de materiales orgánicos del suelo y la extracción de los individuos con un embudo Berlese-Tullgren o alguna de sus diversas modificaciones; algunos grupos también se recogen fácilmente en trampas de caída. Hay que tener en cuenta que la distribución horizontal suele ser heterogénea con una tendencia a formación de agregados muy numerosos relacionados con la distribución espacial de la vegetación y las acumulaciones de materia orgánica. Una vez extraídos, se requiere, para su identificación, una preparación previa en laboratorio y observación al microscopio.

Es un grupo difícil de utilizar como bioindicador de forma rutinaria, debido a la complejidad de su identificación a nivel específico y por su conocimiento todavía incompleto. A pesar de ello, varias especies han demostrado su validez como indicadores de contaminación por metales pesados (Skubala y Kafel, 2004), de las condiciones edáficas (Iturrondobeitia et al., 2004), u otro tipo de perturbaciones que se producen en el suelo.

Collembola: Entognatha

Los colémbolos (Fig. 5.23) son hexápodos ápteros de pequeño tamaño (normalmente 1-5 mm de longitud), con piezas bucales no visibles desde el exterior, con antenas y sin cercos. Se caracterizan por la presencia de una furca

ventral posterior en el abdomen, aunque no esta presente o bien desarrollada en todas las especies. Hasta el momento, se han descrito cerca de 8.000 especies distribuidas por todo el mundo, de forma que pueden considerarse presentes en todos los sistemas terrestres.

La colembolofauna en España esta constituida por más de 650 especies, distribuidas en 121 géneros pertenecientes a 21 familias (Jordana *et al.*, 1997). La identificación específica de este grupo es compleja y requiere de especialistas para obtener una adecuada seguridad en la identificación; sin embargo, la identificación a niveles taxonómicos superiores no alcanza normalmente la complejidad de otros grupos de mesofauna del suelo.



Figura 5.23. Representantes típicos de la colembolofauna del suelo

En general los colémbolos son epiedáficos o euedáficos con preferencia por suelos húmedos con materia orgánica u hojarasca, constituyendo uno de los

grupos más importantes de las comunidades del suelo. En la mayoría de los ecosistemas terrestres aparecen en densidades del orden de 10^5 - 10^6 individuos por metro cuadrado (Hopkin, 2002), e incluso densidades superiores en suelos forestales, por lo que su efecto sobre el suelo es muy importante, sobre todo en el desarrollo de la estructura del suelo y en los procesos de descomposición. Su diversidad también suele ser alta, la riqueza de especies es variable pero se estima entre 60-80 especies en los bosques templados de hoja caduca (Petersen y Luxton, 1982).

Las técnicas de muestreo son diversas y dependen en gran medida del objeto del estudio; en cualquier caso, hay que tener en cuenta que entre el 75-99 % de la población se concentra en los primeros 2,5 cm del suelo. El método más frecuentemente utilizado es la recogida de un bloque de suelo, hojarasca u otro material a analizar y extracción de los ejemplares mediante un embudo Berlese-Tullgren o similares. Le sigue en importancia la colocación de trampas de caída; en ocasiones ambas completadas con otras técnicas como la recogida directa, la utilización de mangas de malla fina o de elementos de aspiración, etc, dirigidas fundamentalmente a los colémbolos epiedáfcos. Después de separados de otros grupos de artrópodos, se suele proceder a un claramiento químico de los ejemplares para poder observar fácilmente la quetotaxia, ocelos, pseudocelos y otros caracteres de importancia taxómica necesarios para su identificación; que normalmente requiere el uso de microscopio.

Su valor como elementos bioindicadores ha sido demostrado en estudios de ecosistemas con vegetación natural (Matic *et al.*, 2006), o sobre el efecto de plaguicidas (Frampton, 1999), o metales pesados (Cole, 2001), etc. Al menos a niveles taxonómicos supragenéricos, puede tener gran interés su aplicación como bioindicadores de forma rutinaria, a pesar de que todavía existen numerosas lagunas en el conocimiento de la autoecología de este grupo.

Insecta: Coleoptera

Los coleópteros son el mayor orden de insectos, con más de 400.000 especies descritas en todo el mundo. Esta enorme diversidad hace que sea un grupo de gran importancia en numerosos campos. Como bioindicadores, la

familia Carabidae *sensu lato* es la más ampliamente utilizada por sus hábitos fundamentalmente terrestres, de fácil reconocimiento por su morfología y, sobre todo, por ser un grupo razonablemente bien conocido desde el punto de vista taxonómico y biológico.

Los carábidos (Fig. 5.24) son un amplio grupo de escarabajos del suelo de tamaño mediano a pequeño (normalmente de 2-60 mm de longitud) con cabeza prognata, mandíbulas y palpos muy desarrollados, antenas generalmente filiformes de 11 artejos y tarsos de 5 segmentos. Su caracterización respecto a otras familias de coleópteros es difícil y normalmente se aplica la ausencia de los caracteres propios de otros grupos, por ello casi sólo se puede indicar que presentan una forma de cuerpo aplanada con élitros cubriendo ampliamente el abdomen y patas bien desarrolladas. Además, es una de las mayores familias de coleópteros con más de 40.000 descritas en el mundo.

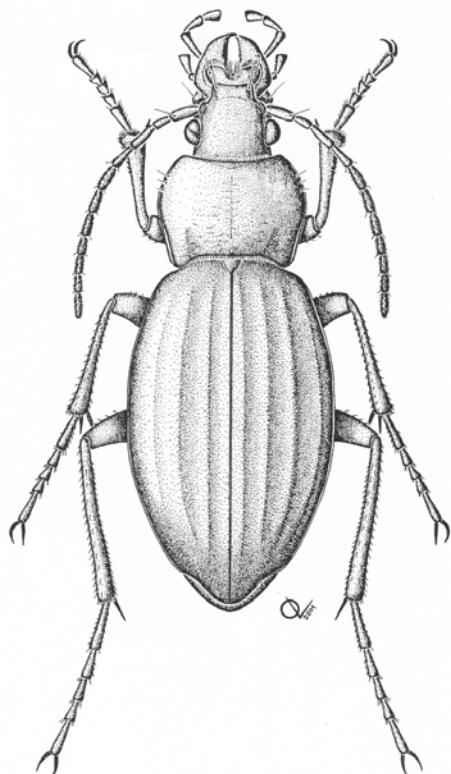


Figura 5.24.

2. Principios normativos y protocolos de actuación

La carabidofauna española esta formada por más de 1.100 especies agrupadas en unas 26 subfamilias; lo que resulta en una dificultad para la identificación específica aunque varía en función de los grupos. Sin embargo, su tamaño comparativamente grande y que no suelen precisar de una preparación previa a la identificación con lupa binocular, hacen de ellos un grupo más accesible respecto a otros grupos de indicadores.

En general los carábidos son insectos epígeos o epiedáficos con una elevada movilidad lo que les permite estar presentes en muy diversos tipos de suelos. En su mayoría son especies depredadoras, tanto los adultos como sus larvas campodeiformes, constituyendo el principal grupo de insectos regulador de las poblaciones de otros invertebrados del suelo. Aún siendo un grupo frecuente, no alcanza las densidades ni las riquezas específicas tan altas de colémbolos o de oribátidos; posiblemente debido a su mayor tamaño y por encontrarse en un nivel más alto en la escala trófica. A pesar de ello, diversos estudios señalan riquezas en masas forestales entre 9-15 especies (Oates *et al.*, ...), aunque en algunos estudios se encuentran hasta 46 especies (Allegro y Sciaky, 2003).

La técnica de muestreo más universalmente empleada es la captura con trampas de caída (pitfall traps), normalmente con algún tipo de líquido conservante en su interior; a veces complementada con la recogida directa con rastreos durante tiempos determinados. La identificación específica suele ser directa con una lupa binocular sin preparación previa de los ejemplares, aunque en ocasiones son necesarias técnicas algo más complejas como la extracción de la genitalia.

Son numerosas las publicaciones se señalan a este grupo como un buen bioindicador de la presencia de metales pesados (Bengtsson y Rundgren 1984), del tipo de manejo forestal (Duchesne y McAlpine, 1993; Niemelä *et al.*, 1993), o de alteraciones de ecosistemas (Butterfield *et al.*, 1995; Paquin, 2008); es especialmente destacable su utilización efectiva en estudios de restauración minera tanto para la generación de terrenos de cultivo (e.g. Neumann 1971; Vogel, Dunger 1991) como para su reforestación (Zyszko 1990; Baguette, Sylvaine 1993; Magura *et al.* 2002). Además, aparecen rápidamente en los lugares degradados debido a su alta capacidad de dispersión, y se mantienen

(con cambios en la estructura de comunidad) a lo largo de todo el proceso de rehabilitación.

5.3.4 Recogida de muestras de las poblaciones de artrópodos

El objetivo de los programas de bioseguimiento puede ser diverso incluyendo la detección de especies invasoras, alteraciones en las poblaciones de especies amenazadas, en peligro de extinción o de interés especial, valoración de decisiones de manejo del medio, o estimación de cambios en el ecosistema (Underwood y Fisher 2006).

En el caso particular de la monitorización a partir de bioindicadores para la evolución de los procesos de rehabilitación, el objetivo principal es la valoración de los cambios ecológicos que se producen en el área rehabilitada. No hay que olvidar que, para conocer si la evolución del sistema es acorde al objetivo de recuperación global del ecosistema y evitar interpretaciones erróneas, es necesario muestrear a la vez un área similar a la zona en rehabilitación, que proporcione elementos de referencia.

El seguimiento con bioindicadores implica necesariamente la repetición del muestreo a lo largo del tiempo para identificar cambios en la composición de las poblaciones y en la estructura de las comunidades (Stork *et al.* 1995; Niemelä 2000; Yoccoz *et al.* 2001; Underwood y Fisher 2006; Conrad *et al.* 2007). Por este motivo, el sistema de muestreo que se seleccione debe tener un coste de material y de personal razonable.

La mayoría de los sistemas de muestreo de artrópodos consisten en técnicas de captura, es decir, en la colocación de trampas y su posterior recogida. Sin embargo, los métodos de muestreo pueden clasificarse en tres categorías de los objetivos que se persiguen: (i) mediante el uso de atrayentes (p.ej. luz, feromonas o colores) para seleccionar la presencia de determinadas especies; (ii) mediante el muestreo de unidades de área o volúmen definidas para evaluar la densidad de las poblaciones; y (iii) mediante trampas de captura pasiva para analizar la composición de las comunidades.

Atendiendo a los requerimientos de repetibilidad, reducción de sesgos por muestreo, facilidad de instalación y costes de muestreo asequibles, los métodos de muestro más ampliamente recomendados para seguimientos biológicos son: trampas de caída (tipo Barber), trampas de interceptación de vuelo (tipo Malaise) y trampas amarillas (tipo Moericke). Las dos primeras son métodos pasivos mientras que el último es de atracción visual por color.

Entre los métodos citados anteriormente, las trampas de caída (Fig. 5.25) son baratas, fáciles de colocar en el campo y permiten una repetibilidad espacial altamente estandarizada, por lo que son las más recomendables para un muestreo rutinario y frecuente como requiere en el seguimiento mediante bioindicadores de la evolución de escombreras rehabilitadas. No obstante, y a pesar de su aparente sencillez, su colocación no es trivial y hay que prestar especial atención especialmente a que queden perfectamente niveladas con el terreno y recogerlas con cierta frecuencia para evitar que se sequen o rebosen con el agua de lluvia. Además, es recomendable utilizar un producto conservante que evite la descomposición rápida de los ejemplares capturados y un mecanismo que disminuya la entrada del agua de lluvia o la destrucción/acceso de vertebrados silvestres.

5.3.5 Protocolo de monitorización mediante bioindicadores

Establecer un protocolo de actuación que garantice una repetibilidad de los resultados y tenga un coste reducido es uno de los principios fundamentales en un programa de monitorización mediante bioindicadores, que permita analizar la evolución de escombreras rehabilitadas, y su nivel de integración en el paisaje circundante.

En el protocolo que se describe a continuación hay que tener presente dos aspectos esenciales: (a) numerosos trabajos de investigación demuestran la eficacia del uso de artrópodos como indicadores eficientes de la calidad de un suelo, aunque hasta el momento no hay un procedimiento normalizado, y suficientemente contrastado, que permita su aplicación de forma rutinaria, y (b) la ausencia de antecedentes en la comarca del Bierzo sobre la evaluación de escombreras con bioindicadores.

2. Principios normativos y protocolos de actuación

El protocolo que aquí se propone tiene en cuenta las limitaciones mencionadas y posiblemente será necesario hacer ajustes a medida que la experiencia y el conocimiento de los procesos vayan incrementándose. Aún así, el propósito de determinar los cambios que se producen durante la rehabilitación, a partir de especies indicadoras, y evaluar el grado de integridad biológica alcanzado, una vez finalizadas las tareas de rehabilitación, son objetivos perfectamente asumibles.

La mejor estrategia para evaluar los efectos de la rehabilitación es establecer un protocolo que permita obtener información ecológica de muestras multiespecíficas. En este sentido se propone obtener información para la valoración de: (i) la estructura de la comunidad de artrópodos del suelo a nivel de orden con objeto de obtener una visión general de la situación ecológica del suelo y su evolución, y (ii) la estructura de la comunidad de carábidos (Coleoptera: Carabidae) como bioindicador directo del grado de degradación del suelo.

Esta información puede y debe, al menos puntualmente, completarse con el análisis multiespecífico de otros grupos que han demostrado tener un elevado valor indicador en otros tipos de estudios ambientales como son: colémbolos (Hexapoda: Entognatha), oribátidos (Acari: Oribatida) y nematodos (Nematoda).

El procedimiento de muestreo seleccionado contempla la captura de ejemplares mediante trampas de caída porque son un método barato, fácil y rápido de manejar en el campo, con repetitibilidad espacial y temporal, y que permite la captura de diferentes taxones de bioindicadores. Además, es especialmente eficiente en la captura de carábidos permitiendo a la vez la recogida de colémbolos y oribátidos, así como de otros artrópodos. De esta forma, con un único sistema de muestreo puede obtenerse un rango relativamente amplio de información a un coste razonable.

Para la captura de los ejemplares serán necesarios recipientes de plástico de 150 mL. Se rellenarán con 100 mL de un líquido conservante consistente en una disolución de propilenglicol (o etilenglicol) al 20-30 %. Aunque suponga un ligero coste adicional, es recomendable disponer una pequeña cubierta sobre la trampa para evitar la dilución del líquido conservante por el agua de lluvia pero

que no debe interferir significativamente en la disposición y acceso a la trampa.

La unidad de información se considerará la obtenida en un punto espacial y en un instante temporal determinado; por lo que será necesario tener en cuenta las siguientes consideraciones espaciales y temporales:

Consideraciones espaciales.

La obtención de información ecológica se llevará a cabo en localizaciones concretas o "puntos de muestreo". Cada punto de muestreo consistirá en una batería de 3-5 trampas como las anteriormente descritas y separadas entre sí aproximadamente 1 metro. Las capturas realizadas entre todas las trampas del punto de muestreo se sumaran o promediarán por el número de trampas que constituyen la batería de forma que, a efectos de análisis de la información obtenida, se considerará un único dato.

Con objeto de tener una información coherente es necesario disponer de varios puntos de muestreo en el territorio a estudiar. La superficie a muestrear depende de muy diversos factores por lo que no se pueden establecer a priori reglas concretas. Sin embargo, en función del coste, se deben tener en cuenta la toda diversidad espacial posible del territorio estudiado con objeto de poder realizar una evaluación fiable de toda la superficie controlada.

Todos los puntos de muestreo consistirán del mismo número de trampas y estarán separados unos de otros un mínimo de 25 m para asegurar la independencia de sus capturas; asimismo, se alejarán al menos 25 m de los límites que tenga la zona degradada sujeta a rehabilitación con áreas circundantes no alteradas.

En función de los costes, los puntos de muestreo se podrán disponer en bloques, siguiendo un diseño en triángulo con 3 trampas en cada uno de los 3 puntos de muestreo, en cuadrado con 3 o 5 trampas en cada uno de los 4 puntos de muestreo o en cruz con 5 trampas en cada uno de los 5 puntos de muestreo (Figura 5.26). En el caso de superficies pequeñas podrá disponerse un único punto de muestreo

Esta disposición de los puntos de muestreo podrá encadenarse cuando existan gradientes espaciales o repetirse (uniformemente o no) en el área estudiada para cubrir posibles variaciones espaciales del territorio.

2. Principios normativos y protocolos de actuación

Consideraciones temporales.

La unidad de información obtenida no corresponde a una fecha concreta ya que las trampas de caída deben estar distribuidas en el campo de estudio durante un tiempo suficiente para la captura de los ejemplares. Por ello, se utilizará como referencia temporal la fecha de instalación de las trampas.

El tiempo que debe transcurrir desde la instalación hasta la recogida de las mismas es variable en función de diversos factores, especialmente la climatología del lugar y el líquido conservante que se utilice. Para la comarca del Bierzo y utilizando propilengicol, 15 días es un tiempo adecuado que proporciona tanto un tiempo suficiente para la captura de un número significativo de artrópodos, como evita que se produzca la evaporación total del líquido conservante y se mantenga el poder de conservación del mismo.

Es bien conocido que las poblaciones de algunos artrópodos tienen fluctuaciones naturales entre las distintas estaciones del año, incluso entre distintos años. Por ello deben planificarse varios periodos de muestreo que permitan recoger la diversidad de taxones que pueden aparecer a lo largo del año. De forma general, se deben establecer como mínimo dos fechas de muestreo que coincidan aproximadamente con los picos poblacionales de los carábidos como bioindicador principal y que para esta región serán: primera quincena de Mayo y segunda quincena de Septiembre. Asimismo, el estudio debe realizarse en años sucesivos para analizar la evolución del mismo hasta que se considere rehabilitada la zona degradada.