

3. Naturaleza de la aproximación ecosistémica.

3. Naturaleza de la aproximación ecosistémica

3.1. Principios básicos, objetivos y alcance

Dentro del marco intelectual y científico analizado en el apartado anterior, y vinculada a la nueva *Ecología Unitaria* o de *Integración* demandada recientemente desde diferentes circuitos científicos (Liken, 1992; Pickett *et al.*, 1994; Jones & Lawton, 1995), se situaría la denominada *Aproximación Ecosistémica* al estudio y gestión del medio natural, también conocida como gestión ecosistémica o gestión de ecosistemas. No constituye una nueva disciplina o subdisciplina científica sino que se presenta como una línea de pensamiento y actuación que defiende y promueve una visión plural y unificadora de entender la organización y el funcionamiento de la naturaleza. Como marco general de razonamiento utiliza el concepto renovado de *ecosistema*, y como hilo conductor de su argumento la integración de conocimientos procedentes no sólo de la Ecología sino también de otras disciplinas pertenecientes al campo de las ciencias de la naturaleza.

Hay que tener presente que la aplicación de enfoques holísticos a la gestión del medio natural frente a concepciones de corte más analítico no es algo nuevo. Las raíces de una gestión holista o ecosistémica del territorio se hallan, dentro de las ciencias de la naturaleza, en la Ecología y la Geografía Física, pero también se pueden encontrar pensamientos y teorías globales en otras disciplinas de las ciencias sociales como la Economía, Sociología, Antropología, Planificación, Ciencias Políticas y Psicología (Slocumbe, 1993b).

La aproximación ecosistémica comparte conceptos y orientaciones con la Ecología del Paisaje (Zonneveld, 1990; Naveh & Liberman, 1994) y la Geografía de Ecosistemas (Bailey, 1996). Estos cuerpos de conocimiento, al igual que la aproximación ecosistémica, se caracterizan por su naturaleza holista, deductiva y transdisciplinar pero se diferencian conceptualmente, en que la aproximación ecosistémica emplea la acepción múltiple del término *ecosistema* como marco de integración; y metodológicamente, utiliza la Teoría Jerárquica de Sistemas como herramienta para la clasificación y la cartografía de los ecosistemas de un territorio. Un primer intento de aplicación del paradigma jerárquico a la Ecología del Paisaje fue realizado por Urban *et al.*, (1987).

La aproximación ecosistémica se presenta como una estrategia de integración dirigida a romper los debates dicotómicos, las escalas de análisis discordantes y las diferencias conceptuales que, como hemos examinado en el apartado anterior, han dominado el panorama de la Ecología de la Conservación y han limitado, obstaculizado e incluso impedido la elaboración de modelos globales de gestión viables a largo plazo. Metodológicamente, esta integración puede conseguirse a través de la observación y el análisis científico de problemas ambientales que, por su complejidad o por su carácter de frontera entre varios temas de investigación, como en el caso de la percepción del paisaje, no puedan ser abordados por ninguna disciplina de una forma unilateral y necesitan una aproximación de conjunto (Pickett *et al.*, 1994).

Por otra parte, resulta evidente que una aproximación integrada y global al estudio y la gestión del medio natural no puede dejar fuera de su marco teórico y metodológico a la especie dominante en el planeta en términos ecológicos: el *Homo sapiens*. El ser humano, por el gran tamaño de su población y su elevado desarrollo científico-tecnológico, ha hecho y hace del medio natural, del que forma parte, un uso tan intenso y desordenado que se ha convertido en la "especie ingeniera" de ecosistema más importante del planeta

(Jones *et al.*, 1994). En la actualidad, la combinación del crecimiento gradual de la población humana y el incremento *per cápita* de la demanda de energía, agua y todo tipo de recursos, está generando sobre el sistema biofísico global (Ecosfera) unos inusitados niveles de presión e impacto.

Uno de los aspectos más acuciantes relacionado con esta problemática ambiental es la rápida expansión de la escala de actuación de los impactos antrópicos sobre el medio natural. En pocas décadas la dilatación de la escala de los impactos humanos ha hecho cambiar nuestra percepción de los problemas ambientales y la forma de abordarlos (O'Neill, 1996). Nuestros intereses se han ido moviendo a través de una escala creciente: poblaciones, comunidades, ecosistemas, cuencas hidrográficas, océanos, continentes hasta llegar al nivel del planeta. De esta forma, en la actualidad estamos implicados en problemas ambientales a escala global, como es el caso de las lluvias ácidas, el cambio climático, el agotamiento de la capa de ozono, la fragmentación de hábitats o la pérdida de biodiversidad (Vitouseck, 1994). Estos cambios ambientales a escala de planeta (modificaciones en la atmósfera, exterminio de especies biológicas, destrucción de corredores físicos y biológicos de información, etc.) hacen que el concepto de "medio natural" o "naturaleza agreste" como algo aislado, fuera de los efectos de las actividades humanas sólo exista en nuestras mentes (O'Neill, 1996). Actualmente nada sobre el planeta es "natural" y siempre encontraremos, a una determinada escala, la huella del ser humano en cualquier ecosistema que sea objeto de nuestro estudio.

Por este motivo, la sociedad humana y sus actividades económicas no deben entenderse como un elemento externo que perturba, desde fuera el medio natural, sino como un componente dinámico que actúa desde dentro de los ecosistemas. Aspectos como las tendencias demográficas, sociales, culturales o económicas deben ser internalizadas como parte de los flujos biogeoquímicos e hidrológicos de los ecosistemas, desde escalas pequeñas hasta el nivel de cuencas hidrográficas y biosfera (Folke *et al.*, 1996). En otras palabras las interacciones entre los colectivos humanos y la naturaleza se han hecho tan estrechas que es necesario recurrir a un enfoque ecológico-sociológico-económico para poder desarrollar, de una forma realista y segura, modelos de gestión del medio natural que sean viables a largo plazo.

Desde el inicio de la Ecología como ciencia han existido intentos de incorporar la dimensión humana al entendimiento de la organización y funcionamiento de los ecosistemas (McIntosh, 1985). De igual modo, la Economía ha tratado de introducir el medio natural en el estudio de los sistemas económicos (Bifani, 1997a). Pero la tendencia dominante, tanto en éstas como en otras ciencias de la naturaleza y sociales, ha sido considerar al ser humano como una especie fuera de las leyes y restricciones que se le aplican a otros animales -es decir los humanos como una especie aislada del resto de la naturaleza-, o examinar los sistemas socioeconómicos ignorando el medio natural (Costanza, 1996). Pero, es evidente que olvidar la dimensión humana es omitir una de las fuerzas más importantes que en la actualidad modulan, a diferentes escalas, los ecosistemas del planeta.

Para superar este y otros problemas derivados de una concepción fragmentada y sectorial del medio natural, se han explorado nuevas aproximaciones a la gestión y conservación de los ecosistemas en marcos de referencia cada vez más amplios, incluyendo al ser humano y sus actividades entre los elementos a tener en cuenta. Entre estas se encuentra el análisis ecosistémico, el cual se orienta hacia el desarrollo de estrategias que permitan la coexistencia armónica y equilibrada entre la explotación de recursos naturales y el mantenimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan la organización,

funcionamiento y dinámica de los sistemas ecológicos; o sea, que aspiren a preservar la *integridad ecológica* y la *salud* de los ecosistemas.

De esta forma, uno de los principios básicos de la aproximación ecosistémica es que los sistemas ecológicos tengan *integridad y salud*. En las dos últimas décadas estos dos conceptos se han vuelto fundamentales en el campo de la conservación de ecosistemas, articulándose y desarrollándose sobre ellos gran parte de las nuevas estrategias globales de evaluación y gestión de sus recursos (Shrader-Frechette, 1994). Salud e integridad de ecosistemas se han empleado por algunos autores (Woodley *et al.*, 1993) como sinónimos, aunque Karr (1995) argumenta que son distintos. El usa el término integridad para referirse a las condiciones ecológicas de espacios con poca o, relativamente, ninguna influencia humana, por lo que sus comunidades biológicas serían el resultado de procesos evolutivos y biogeográficos. En contraposición emplea el vocablo "salud" para los espacios muy modificados por la actividad humana, como pueden ser campos de cultivos, bosques muy explotados o incluso ciudades. Estos lugares no tendrían integridad en términos evolutivos, pero pueden ser considerados "sanos" cuando el uso que se les da permite seguir explotando sus recursos a largo plazo sin alterar los espacios fuera de sus límites.

El concepto de integridad se asocia con la capacidad de mantener un sistema biofísico equilibrado e integrado, con una composición de especies y organización funcional comparable a los de los ecosistemas naturales de una determinada región ecológica (Karr & Dudley, 1981; Karr, 1991). Un ecosistema tiene integridad si es capaz de mantener su estructura y funcionamiento en el marco de unas condiciones ambientales cambiantes por causas naturales o antrópicas (Kay, 1991). En este marco, la integridad ecológica se define como un estado del desarrollo del ecosistema optimizado por su localización geográfica, por la entrada de energía y nutrientes y por la historia de su colonización (Woodley & Theberge, 1992). Esto viene a significar que todos los componentes necesarios para mantener un estado ecológico deseado están intactos y funcionan normalmente. Este estado óptimo o deseado se refiere a ecosistemas que normalmente son denominados, de una forma más operativa que real, naturales o prístinos.

Por otro lado, para Karr (1995) el concepto de salud se refiere, en último término, al estado o modelo deseado para un espacio intensamente explotado por el ser humano, por lo que no se aplicaría a los ecosistemas naturales. Meyer (1997) encuentra esta definición demasiado restrictiva y defiende que el concepto de salud no sólo se debería aplicar a espacios muy manipulados por el ser humano, ya que esto implicaría que los humanos sólo obtendrían beneficios de ecosistemas altamente transformados y, como se ha comentado anteriormente, los sistemas ecológicos del planeta forman un continuun en relación a la influencia humana, por lo que realmente no existen ecosistemas intocados de los que el ser humano no haya extraído, extraiga o pueda extraer algún recurso. Desde este punto de vista, para que el concepto de salud sea realmente útil, debe aplicarse a todos los tipos de ecosistemas.

El alcance del concepto salud esta muy ligado a lo que la sociedad humana entiende como *valores instrumentales* de los ecosistemas (Sagoff, 1992). Hay que tener en cuenta que como resultado de las interacciones de procesos físicos, químicos y biológicos los sistemas ecológicos realizan una serie de funciones concretas. Las funciones de los ecosistemas, en un sentido amplio, pueden dividirse en geomorfológicas, hidrológicas, biogeoquímicas y ecológicas. Por ejemplo un ecosistema de tipo humedal realiza funciones geomorfológicas como la retención de sedimentos; funciones hidrológicas como son la recarga/descarga de acuíferos o la modulación de los picos de crecida en las redes de drenaje; funciones biogeoquímicas como la transformación de nutrientes y funciones ecológicas como el soporte de redes

tróficas o el mantenimiento del hábitat de diferentes especies de organismos (Adamus, 1987; Maltby *et al.*, 1994). Todas las funciones tienen un *valor intrínseco* por el mantenimiento de la funcionalidad de los ecosistemas pero además algunas de ellas son o pueden ser muy importantes para la economía, salud pública, la seguridad y el bienestar general de la especie humana, por lo que poseen un *valor instrumental* o de uso actual o potencial indiscutible. El valor de los ecosistemas puede expresarse en la forma de los *servicios* y los *bienes* que generan o pueden generar, directa o indirectamente, considerables beneficios sociales a escala local, regional o internacional. Los *servicios naturales* se relacionan con la utilidad que, para la sociedad humana, poseen algunas de las funciones que realizan los ecosistemas, como son por ejemplo el control de inundaciones, el mantenimiento de la calidad de las aguas, la descomposición de la materia orgánica, el almacenamiento y regeneración de elementos esenciales, la asimilación de residuos, la reducción de sedimento y fijación de las líneas de costa, la fertilidad del suelo, el proporcionar placer estético, emocional, etc. Hay que tener presente el carácter de interdependencia de las funciones de los ecosistemas, por lo que no existe una correspondencia biunívoca entre servicios y funciones. Así, en algunos casos el servicio de un ecosistema es producto de una función, mientras que en otros casos una función puede generar dos o más servicios (Costanza *et al.*, 1997). Por otro lado, los *bienes naturales* se refieren a los elementos de la estructura abiótica o biótica de los ecosistemas que poseen o pueden poseer un valor social y/o económico, como por ejemplo minerales, agua, paisaje, especies cinegéticas, pesquerías, madera, espacios para el ocio, educación, etc.

Estos términos están relacionados con el concepto de *recurso natural* sobre el que existe múltiples acepciones. Nosotros aquí lo entendemos desde una perspectiva económica (Bifani, 1977a y b) es decir, como cualquiera de los materiales (bienes) o energías (servicios), que se extraen de los sistemas ecológicos y que se constituyen directamente en *materias primas* (minerales, turba, madera, producción forestal, agrícola, pescado, etc.) o indirectamente a través de un proceso tecnológico de transformación, en la fabricación de *materias transformadas* (metales, productos animales, aceite, papel, etc.) que están incorporadas dentro de los sistemas económicos. Pero existen otros elementos de la estructura o funcionamiento de los ecosistemas que no generan bienes o servicios naturales retribuidos en los sistemas de mercado y que, sin embargo, el hombre los utiliza directa o indirectamente (el aire, en ciertos lugares el agua, el papel de los humedales o determinados ecosistemas terrestres en el ciclo global del carbono, recarga de acuíferos, placer estético y emocional del paisaje, etc.) En la teoría económica se les denominan *bienes libres*, *bienes ambientales* o *recursos ambientales* (Bifani, 1977a,b), no forman parte de la economía de mercado pero se les considera de interés público al contribuir al bienestar de la sociedad.

Los recursos naturales se originan siempre a partir de los procesos o, básicamente, de la estructura de los ecosistemas pero su valor económico depende de la aceptación social y el desarrollo científico-tecnológico que a su vez van ligados a su escasez y a la necesidad de transformación antes de su consumo. Por lo tanto, la idea de recurso natural es un concepto dinámico ya que un componente de un ecosistema es un recurso natural hoy y aquí, pero puede dejar de serlo al cambiar la escala temporal y espacial. Por este motivo los bienes ambientales constituyen *recursos naturales potenciales* ya que pueden incorporarse en un futuro o en un determinado lugar a los sistemas de mercado (Bifani, *com. per.*). A no ser que se especifique y al objeto de simplificar, cuando queramos referirnos, en general, a los servicios y los bienes de los sistemas ecológicos, independientemente que tengan o no mercado, lo haremos como los "servicios de los ecosistemas" o desde una perspectiva económica y social como "recursos naturales o potenciales" según estén o no retribuidos en los sistemas de mercado.

En un sentido amplio, los servicios constituyen los flujos de energía, materia e información de los sistemas ecológicos que aprovecha el ser humano. De esta forma se aproximarían al concepto sistémico de *recurso natural* que defiende que los recursos no pueden considerarse de una manera aislada, sino dentro de la trama de interacciones biofísicas de un ecosistema (Ruiz, 1988). Bajo este enfoque, los valores instrumentales de los recursos serían la "renta" (tasa de renovación) del capital natural que representan los ecosistemas (estructura y procesos); así pues, no debe gastarse por encima de esa renta para no descapitalizar a la sociedad que lo utiliza. En este sentido es necesario mantener una reserva mínima de este capital natural que asegure su renovabilidad de forma permanente, por lo que se sugiere no solo evitar a toda costa su malversación sino incluso invertir en capital natural. Es evidente que para impulsar el desarrollo de medidas de gestión encaminadas a preservar la salud de los ecosistemas es necesario dejar claro a los gestores y políticos no solo sus valores intrínsecos sino especialmente sus valores instrumentales, es decir los servicios que producen o que pueden producir (recursos naturales y potenciales) a la sociedad humana y que justifican su conservación en términos crematísticos.

Otro componente o atributo a considerar en la caracterización de la integridad ecológica y por tanto también en la de salud del ecosistema es el concepto de *resiliencia*, relacionado a su vez con el concepto de estabilidad ecológica (Grimm & Wissel, 1997). La resiliencia o la "estabilidad relativa" de un sistema (DeAngelis, 1992) se refiere a la capacidad o velocidad a la que un ecosistema vuelve a un estado de referencia o dinámico después de una perturbación temporal de origen natural y/o humano (Holling, 1973; Harrison, 1979). Un sistema altamente resiliente vuelve muy rápidamente a su estado de referencia después de que cesa la perturbación. La resiliencia es por tanto inversamente proporcional al tiempo de retorno requerido para que un ecosistema recupere su cuadro ecológico de referencia después de que haya sido perturbado. Una alta resiliencia se caracteriza por un bajo tiempo de retorno. En este contexto, la conservación de los *bancos de información biológica* relacionados con el reservorio de semillas, esporas, huevos durables, etc. que mantienen los sedimentos de los sistemas ecológicos juegan un papel muy importante en su capacidad de recuperación frente a las perturbaciones (Grillas *et al.*, 1992). Aunque el concepto de resiliencia supone, para algunos autores, la existencia de un ecosistema en un estado de equilibrio (homeostasis), algo bastante controvertido hoy día (Connell & Sousa, 1983; DeAngelis & White, 1994), constituye un concepto de gran utilidad para el entendimiento de sistemas ecológicos altamente dinámicos con cambios que ocurren a diferentes escalas temporales.

Un último componente a considerar en la definición de salud del ecosistema es el concepto de *sostenibilidad*, que sirve para caracterizar cualquier proceso o condición que pueda mantenerse indefinidamente sin interrupción, debilitamiento o pérdida de sus valores (Daily & Ehrlich, 1996).

Una vez considerados todos los atributos, podemos caracterizar un ecosistema "sano" como aquél que es activo y mantiene su organización y funcionamiento además de tener un gran capacidad de absorber el estrés generado por las perturbaciones naturales y antrópicas. Pero al referirnos al término salud la explicación no puede basarse únicamente en fundamentos ecológicos, sino que es necesario considerar los componentes estructurales y funciones que suponen bienes y servicios para los sistemas humanos (Rapport, 1989) sino estaríamos refiriéndonos al concepto de integridad. De esta forma, la definición de un ecosistema sano sería: un sistema que es resiliente y sostenible es decir, que mantiene su estructura, funcionamiento y desarrollo en el tiempo a la vez que suministra servicios a la sociedad (Meyer, 1997). Esta definición incorpora tanto el concepto de integridad ecológica (mantenimiento de la estructura, función y dinamismo) como los valores instrumentales (lo que la sociedad aprecia de los ecosistemas). Bajo esta concepción,

un ecosistema muy bien conservado, es decir con una elevada integridad ecológica, pero encajado dentro de un medio humano socioeconómico y políticamente hostil no sería un ecosistema sano, ya que el suministro de servicios no es sostenible. De igual forma, los sistemas socioeconómicos son sostenibles sólo si los ecosistemas de los que dependen son resilientes y por tanto mantienen su integridad ecológica (Arrow *et al.*, 1995). El concepto de salud entiende que el medio natural y la sociedad humana son dos sistemas interdependientes que forman parte de un mismo sistema en un nivel de organización superior; un *sistema ecológico-económico* denominado *noosfera* por algunos autores (*vid.* Naveh & Lieberman, 1994). De esta manera la idea de salud está relacionada con los valores sociales de los ecosistemas por lo que constituye un atributo ligado a los aspectos de desarrollo, tecnología, producción y conservación de los sistemas naturales-humanos.

La búsqueda y evaluación científica de la integridad y de la salud de los ecosistemas requiere la consideración simultánea tanto de elementos naturales como socio-culturales (Regier, 1993), ya que la aplicación del concepto y su medida necesita de conocimientos científicos sólidos sobre la organización y funcionamiento de los sistemas ecológicos. Asimismo es necesario determinar unos límites o niveles que reflejen la percepción pública y preferencias de éstos, junto con una evaluación de los servicios que la sociedad humana espera obtener. Evidentemente esto implica una componente subjetivo-afectiva importante a la hora de decidir si queremos un sistema ecológico-económico con una salud "alta" o "baja" (Steedman, 1994). De todas formas, aunque todavía hay vacíos importantes relacionados con el desarrollo de sistemas científicos de evaluación funcional de ecosistemas, existen grandes progresos en el diseño y elaboración de métodos de evaluación objetiva y cuantitativa de los recursos naturales y potenciales que suministran los ecosistemas en general (de Groot, 1992; Daily, 1997), y algunos ecosistemas en particular, como es el caso de los humedales (NRC, 1995).

Debido a que la aproximación ecosistémica, a través del concepto de salud del ecosistema, considera indispensable incluir la dimensión humana de los sistemas ecológicos, al responsabilizar a las actividades del ser humano de la modulación, degradación o destrucción de su integridad ecológica, necesita encontrar un puente de unión conceptual y metodológico con las ciencias encargadas del estudio de la sociedad humana y sus instituciones, como son la Economía, la Sociología o las Ciencias Políticas. Este vínculo entre ciencias de la naturaleza y sociales se encuentra actualmente en la denominada *Economía Ecológica* en el marco teórico y aplicado definido por Costanza, (1991); Barbier *et al.*, (1994) o Krishnan *et al.*, (1995). Constituye un esfuerzo transdisciplinar de ligar las ciencias de la naturaleza y sociales utilizando básicamente los cuerpos de conocimiento, lenguajes y metodologías de la Ecología y la Economía al objeto de conseguir un mejor entendimiento de lo humano como componente fundamental de los ecosistemas. Estudia, en un sentido amplio, las relaciones entre los sistemas ecológicos y económicos con el objetivo de diseñar y construir sistemas ecológico-económico sostenibles (Costanza *et al.*, 1991). Parte de la base de que la especie humana tiene una responsabilidad, no solo ética, de preservar una naturaleza sana sino que necesitamos unos ecosistemas sostenibles y resilientes para salvarnos a nosotros mismos y a las generaciones futuras. La Economía ecológica posee una naturaleza doble (Costanza, 1996), por un lado tiene un carácter antropocéntrico, ya que está implicada en la supervivencia y bienestar de la especie humana en el planeta y por otro, posee un talante biocéntrico en el sentido de que también está implicada en la supervivencia y el bienestar de la vida en general. Considera que la degradación y destrucción de los sistemas naturales es debida a que muchos de sus bienes y servicios son subestimados al no tener precio en los sistemas de mercado. Por este motivo, promueve el desarrollo de procedimientos de valoración económica de los ecosistemas para de este modo poder contar con un indicador de suma importancia para

los sistemas humanos que permita compararlo con algunos de sus componentes sociales y económicos. En su intento de incorporar, bajo un enfoque sistémico, el razonamiento económico al tratamiento de la gestión del medio natural y sus problemas ambientales, integra en su análisis otras visiones y métodos más reduccionistas (análisis coste-beneficios) relacionados con la contabilidad de los servicios de los ecosistemas como es el caso de los utilizados por la denominada *economía ambiental* (Costanza, 1991; Naredo, 1996).

En la figura 3.1. se muestra la situación de la aproximación ecosistémica y sus campos de actuación en relación al espacio epistemológico ocupado por otras disciplinas de las ciencias de la naturaleza, sociales y tecnológicas. Como puede apreciarse, y ya se ha comentado, la aproximación ecosistémica se nutre de los principios teóricos y aplicados, fundamentalmente, de tres disciplinas pertenecientes al campo de las ciencias de la naturaleza; la Ecología, la Geomorfología y la Hidrología, sin olvidar los conocimientos de otras ciencias con enfoques abióticos o bióticos como son la Climatología, la Geología, la Edafología, la Botánica, Zoología, Microbiología, etc. Su campo de actuación se manifiesta en dos vertientes: una relacionada con ecosistemas destruidos o muy degradados adentrándose en el terreno de la denominada ecotecnología o actualmente *ingeniería ecológica* (Mitsch, 1993), definida como el diseño que hace la sociedad humana del medio natural para el beneficio de ambos. Sus objetivos básicos se centran en la restauración funcional de ecosistemas muy alterados por las actividades humanas y en el diseño y creación de nuevos ecosistemas con valores ecológicos y sociales que se automantienen con pequeñas cantidades o sin energía suplementaria. A través de la Ingeniería ecológica la aproximación ecosistémica se integra con las Ciencias Tecnológicas especialmente con la *ingeniería ambiental* implicada en la práctica de principios y tecnologías relacionados con la resolución de los problemas de contaminación.

Por otro lado, la aproximación ecosistémica se centra en el desarrollo de modelos de gestión basados en el significado múltiple del concepto de ecosistema aplicado a espacios naturales con un nivel de conservación suficiente como para mantener una cierta integridad ecológica, es decir, permanecer estructurados por procesos evolutivos y biogeográficos (Karr, 1995). Dentro de esta línea de actuación la aproximación ecosistémica además de caracterizar los factores y procesos que determinan la integridad ecológica de los ecosistemas y diseñar estrategias para su conservación, emplea sistemas de evaluación de sus funciones que permiten determinar, caracterizar y, en algunos casos, cuantificar el volumen de servicios, definidos en términos de recursos naturales y potenciales, que pueden ser explotados o suministrados a los sistemas socioeconómicos. Estos procedimientos de evaluación de los servicios de los ecosistemas no son tratados en este libro pero existen excelentes manuales de referencia desarrollados para ecosistemas de tipo humedal en países como Canadá (*Ontario Method*; MNR, 1993), Estados Unidos (*WET*; Adamus, 1987; *HGM Approach*; Brinson *et al.*, 1995) o Europa (*FAEWE*; Maltby, 1996).

Posteriormente se procedería a la incorporación de los servicios generados por los ecosistemas a la contabilidad económica mediante su valoración en unidades comparables con los bienes y servicios económicos. El problema reside en que una gran parte de los servicios de los ecosistemas (bienes ambientales) no están incorporados en los sistemas de mercado y esto a pesar de que contribuyen al bienestar general de los sistemas humanos y afectan intensamente, desde fuera (externalidades positivas) al comportamiento de los sistemas económicos (Costanza *et al.*, 1997). Los sistemas ecológicos, la mayoría de las veces no reciben nada a cambio por estas externalidades positivas, incluso son degradados por procesos de contaminación o explotación intensiva de sus recursos naturales. El conocimiento del valor económico de los bienes naturales sin mercado junto con los bienes privados con mercado constituye, hoy día, una de la

líneas de investigación en economía ecológica más prometedoras, existiendo diversos métodos de medir y estimar estas componentes del valor de los servicios de los ecosistemas (Costanza *et al.*, 1997; Baskin, 1997; Daily, 1997). Entre todos los métodos disponibles destaca, dentro del marco de la aproximación ecosistémica, el sistema EMA (Emergy analysis) desarrollado por Odum (1996) que apoyándose en los principios básicos de la termodinámica, la teoría de sistemas y la ecología de sistemas permite determinar desde una perspectiva holística el valor-precio de los sistemas naturales para la economía humana. Estos procedimientos, permitirían incorporar no solo los recursos naturales sino también los recursos potenciales en la determinación del Producto Interior Bruto y de esta manera formar parte de los procesos de toma de decisiones sobre la gestión del medio natural. También dentro de las tareas de la economía ecológica se incluiría el desarrollo y optimización de mecanismos y políticas de gestión ambiental basadas en la puesta en marcha de instrumentos económicos que permitan el desarrollo de estrategias operativas y sostenibles de explotación-conservación del medio natural y los recursos que representa (Costanza, 1991).

La aproximación ecosistémica se encargaría de caracterizar los distintos estados de los sistemas ecológicos que sean viables frente a diferentes modelos de explotación de sus recursos. Por su parte, el análisis económico tiene la tarea de evaluar la compatibilidad de distintos modelos de desarrollo con el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas definiendo los cambios económicos e institucionales que tendrían que introducirse.

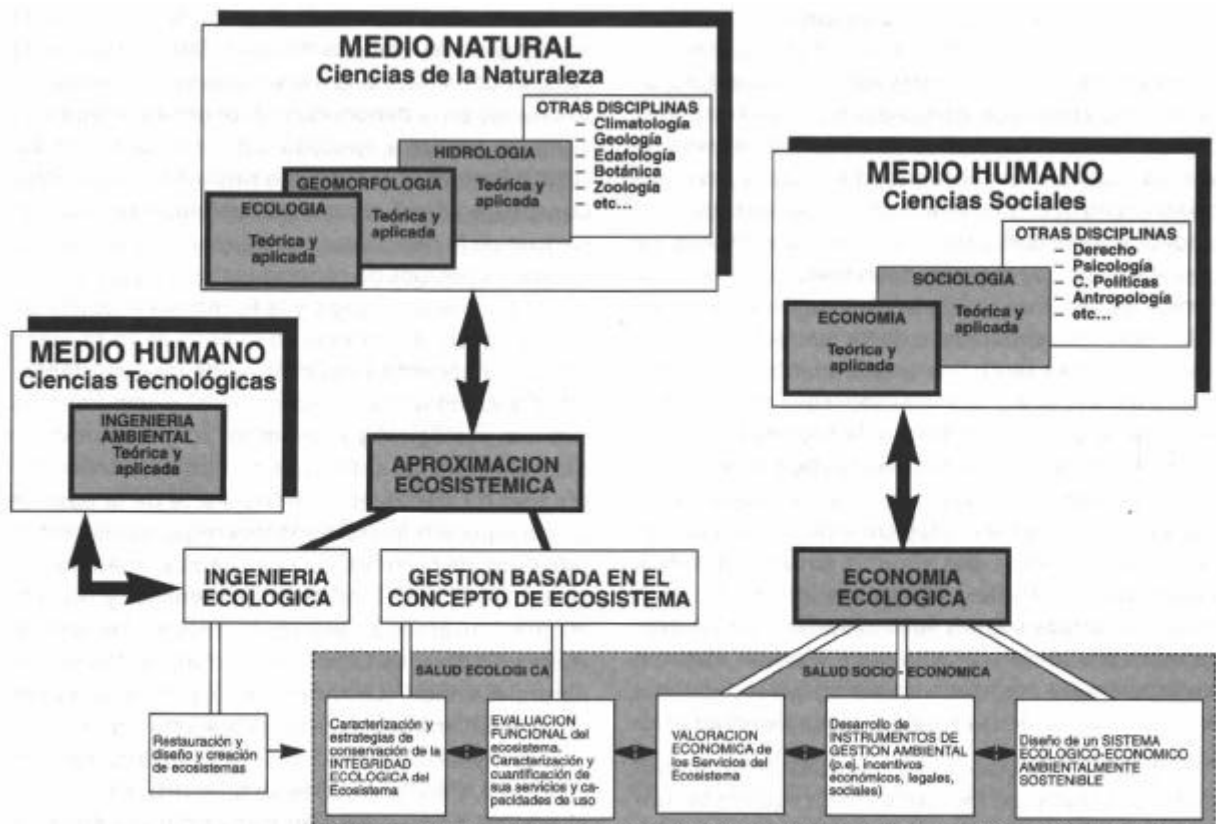


Figura 3.1. Posición epistemológica de la aproximación ecosistémica y de sus líneas de actuación en relación a las ciencias de la naturaleza, sociales y tecnológicas.

En este marco, puede entenderse como la caracterización de la integridad ecológica, y la evaluación funcional de los sistemas ecológicos para la posterior valoración económica de sus servicios al objeto de ayudar a construir y asegurar un sistema ecológico-económico sostenible darían cuerpo al concepto de salud de los ecosistemas y entraría dentro del campo del análisis ecosistémico. En síntesis la concepción ecosistémica pretende generar un cuerpo transdisciplinar de conocimientos que permita integrar las dimensiones biofísicas y socioeconómicas del territorio a través del conocimiento de la organización, funcionamiento y dinámica de los sistemas ecológicos, y de la incorporación de aspectos económicos, sociológicos y políticos de la componente humana. Actuaría como un puente de unión entre las ciencias naturaleza dedicadas a conocer como funciona el medio natural y, a través de la Economía ecológica, con las ciencias sociales encargadas de dar apoyo a la sociedad humana en la toma decisiones sobre la explotación-conservación de sus recursos al objeto de incrementar el bienestar de sus miembros (Fig.3.1.).

En la búsqueda de un esquema conceptual que nos permita visualizar, desde una perspectiva ecosistémica, las relaciones entre naturaleza y sociedad humana, el ecosistema o sistema ecológico se percibiría como el módulo de partida (Fig. 3.2.). Este compartimento representa el "medio natural", "la naturaleza" o el denominado "ambiente", es decir el marco físico, geoquímico y biológico donde desarrollan las actividades los organismos (Moreira, 1995). Bajo un enfoque global y unitario este compartimento se conceptualiza como una unidad funcional formada por componentes bióticos y abióticos interrelacionados entre sí, en otras palabras, como un sistema de interacciones biofísicas o ecosistema. Este sistema ecológico, realiza una serie de funciones y mantiene un determinado nivel de integridad, por lo que es resiliente y supone un *capital natural*. El capital natural es la reserva de materiales abióticos y bióticos y procesos biofísicos que existe en un sitio y momento determinado. Es básicamente el medio natural, es decir los ecosistemas definidos en términos de la capacidad de sus componentes de suministrar servicios que pueden tener o no valor en el mercado (Pimentel *et al.*, 1992; Costanza & Daly, 1992). Los sistemas humanos utilizarán el flujo de servicios de los ecosistemas manteniendo o no intacto el capital natural.

Aunque el hombre forma parte de la componente biótica de los ecosistemas, adopta una posición muy especial y diferente a la de cualquier otro organismo. Por una parte es causa de intensos cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas pero por otro lado posee la capacidad de evaluar sus impactos y desarrollar medidas para preverlos y minimizarlos. Parece adecuado, pues, considerar un "medio humano" o sistema socioeconómico separado del sistema ecológico, aunque sea sólo de manera operativa ya que en realidad están íntimamente asociados (Fig.3.2.).

El sistema ecológico es la fuente de los materiales, energía e información de entrada al sistema socioeconómico y a la vez es el sumidero de sus residuos. El consumo del capital natural es el flujo de recursos desde el ecosistema al sistema socioeconómico que, una vez procesados por el sector productivo (empresas) y consumidos por la sociedad (familias), serán devueltos al medio natural como residuos. De esta forma, el sistema socioeconómico como resultado de las interacciones de los distintos elementos que forman su estructura tiene una integridad socioeconómica y realiza una serie de funciones económicas que le permite mantener un *capital construido* relacionado con el patrimonio de edificios, carreteras, factorías, maquinaria, etc. y unas funciones sociales que mantienen un *capital humano* y un *capital social* que incluyen a la población, en los aspectos relacionados tanto con su capacidad cultural, de educación y salud (capital humano) como con las bases institucionales y culturales que hacen que la sociedad funcione (capital social) (Goodlands & Daly, 1996) (Fig.3.2.). La sociedad humana si quiere potenciar un sistema socioeconómicamente "sano" y de esta forma mantener un capital construido, un capital social y capital

humano no puede sobrepasar la capacidad de suministro de recursos a partir de las reservas de capital natural ni de admisión de residuos de los ecosistemas que explota. Hasta ahora, de los cuatro tipos de capitales mencionados, los economistas apenas han estado interesados por el capital natural (agua y aire limpios, ecosistemas sanos) y los costes ambientales eran externalizados ya que, hasta hace relativamente poco tiempo, algunos recursos naturales no han empezado a ser escasos.

Bajo el marco conceptual y metodológico de la aproximación ecosistémica y de la Economía ecológica toma forma un sistema ecológico-económico que posee una serie de atributos de carácter sinérgico y que se caracteriza por ser altamente dinámico e interdependiente al estar los dos sistemas acoplados mediante bucles de retroalimentación positivos (Fig.3.2.). Mantienen su funcionalidad o integridad ecológica dentro de un amplio rango de condiciones ambientales (resiliente a los cambios) y poseen un buen nivel de salud ecológica al ser sostenible tanto económicamente como socialmente. De esta forma, los sistemas socioeconómicos para seguir recibiendo los servicios de los ecosistemas deben conservar y, en su caso, restaurar las funciones esenciales de los sistemas ecológicos.

Este compartimento sería equivalente al concepto de *Medio Ambiente*, término que recoge, junto a la caracterización biofísica del medio natural (ambiente), las circunstancias económicas, sociales y culturales de la sociedad (Moreira, 1995), y su expresión espacial equivaldría al concepto de *territorio*. Desde la perspectiva de la Economía ecológica podemos analizar el sistema ecológico-económico en términos de *sostenibilidad ambiental*. Esta idea ha sido desarrollada por Goodlands & Daly (1996) para describir a un sistema que mejorando el bienestar humano protege indefinidamente los servicios y bienes utilizados y extraídos de los sistemas ecológicos además de asegurar que los residuos no sean excesivos. Mantener la sostenibilidad ambiental significa asegurar en el tiempo el capital construido (*sostenibilidad económica*) y el capital humano y social (*sostenibilidad social*) a la vez que se mantiene el capital natural (*sostenibilidad ecológica*). De esta forma un sistema humano que mantiene su integridad socioeconómica pero a costa de un agotamiento del capital natural, es decir que explota a un ecosistema que no tiene salud ecológica aunque pueda tener a corto plazo integridad ecológica, no tendría salud socioeconómica y no sería ni económicamente, ni socialmente sostenible. Por este motivo, los costes ambientales tienen que ser internalizados a través de políticas ambientales sólidas y de técnicas de evaluación de recursos naturales.

La sostenibilidad ambiental distingue entre *crecimiento* y *desarrollo*. Mientras que el crecimiento significa un incremento de los materiales de consumo, por desarrollo se entiende una mejora cualitativa del bienestar humano sin un crecimiento desordenado del consumo (Costanza & O'Neill, 1996). Se trata de, aceptando la naturaleza finita de nuestro planeta y de la interrelación e interdependencia de todos sus componentes bióticos y abióticos, promover y potenciar estrategias que permitan un desarrollo económico y social, como un derecho fundamental de la humanidad, sin incrementar el crecimiento. En este contexto y como parte de la sostenibilidad ambiental se incluiría el clásico concepto de *desarrollo sostenible* entendido como un desarrollo sin un crecimiento en materiales y energía por encima de la capacidad de regeneración y absorción de los ecosistemas por lo que incluye el control poblacional y la redistribución de la riqueza (Daly, 1991). La sostenibilidad demanda que la producción y el consumo sean iguales de tal forma que se mantenga el capital. La idea de sostenibilidad implica tener en cuenta el concepto, muy controvertido, de *capacidad de carga* del ecosistema (Bifani, 1997b) definido como el tamaño máximo de la población de una determinada especie (incluyendo al ser humano) que un sistema ecológico puede mantener sin reducir su capacidad de mantener a esa especie en el futuro (Daily & Erlich, 1992).

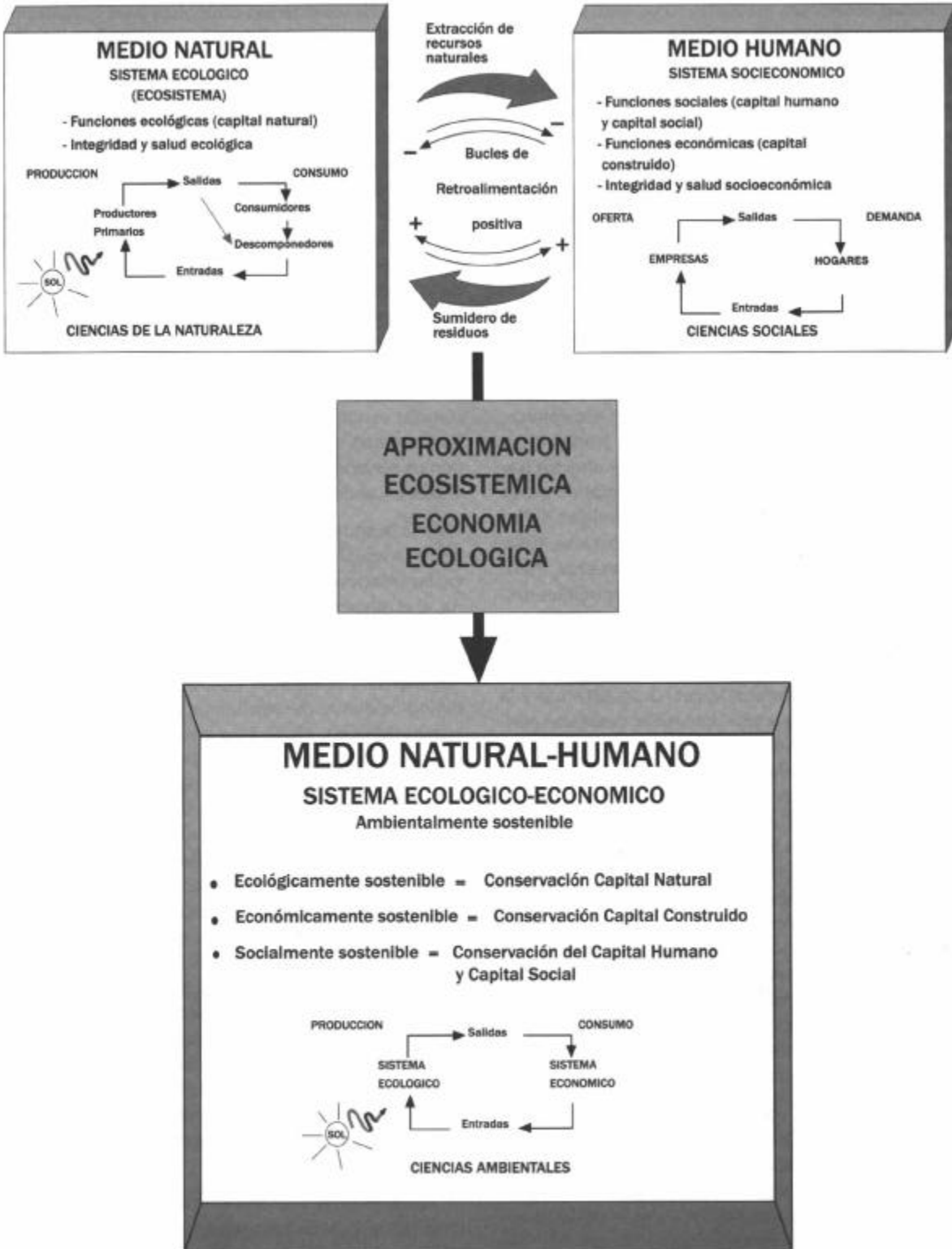


Figura 3.2. Representación esquemática de las interrelaciones entre los sistemas ecológicos y socioeconómicos visualizadas desde la aproximación ecosistémica y la Economía ecológica en un sistema ecológico-económico ambientalmente sostenible.

Las condiciones básicas que tienen que cumplirse para que un sistema ecológico-económico sea ambientalmente sostenible están contenidas en las reglas de entrada (recursos naturales) y salida (residuos) (input-output rules; Goodland & Daly, 1996), que vienen a decir que la humanidad tiene que aprender a vivir dentro de las restricciones biofísicas que imponen los ecosistemas como fuentes de recursos naturales o como sumideros de residuos. Como reglas de entrada hay que considerar que: es necesario que las tasas de extracción de los recursos renovables estén siempre dentro de la capacidad de regeneración (renovación) de los ecosistemas que los producen y que las tasas de agotamiento de los recursos no renovables deberían ser igual a las tasas a las que se desarrollan recursos alternativos a través de la tecnología e inversiones. Como regla de salida hay que tener en cuenta que: las emisiones de residuos de un proyecto deben estar siempre dentro de la capacidad de asimilación de los ecosistemas, de tal forma que no se generen problemas de contaminación que degraden su capacidad de absorber residuos en el futuro y de generar otros servicios. Hay que tener presente que un uso irresponsable de los recursos puede reducir de una forma irreversible el valor de los ecosistemas para la sociedad al perderse su capacidad de generar en el futuro servicios y bienes. Todo esto implica que existen unos límites impuestos por la capacidad de carga de los ecosistemas.

Bajo esta forma de entender a los sistemas ecológicos-económicos, la degradación del medio natural no es algo inevitable; es simplemente más barato y más fácil a corto plazo. El mantener la integridad de los ecosistemas no es incompatible con las exigencias económicas. Hoy sabemos que un medio natural sano es la base de una economía sana (Costanza, 1991b; Likens, 1992). En este contexto, la aproximación ecosistémica constituye un excelente marco teórico y metodológico de referencia para ayudar a conservar o restaurar la salud de los sistemas ecológicos.

Por otra parte no hay que olvidar que, dada la estrecha interrelación que se ha establecido entre el ser humano y el medio natural, sobre todo en el mundo mediterráneo, junto a la integridad ecológica también es necesario considerar la *integridad cultural* de los ecosistemas (Regier, 1993), visualizados como sistemas ecológico-económicos, y asociada a los sistemas de uso tradicionales o explotación histórica de los recursos naturales. Existen múltiples estudios que ponen de manifiesto cómo la integridad ecológica de muchos ecosistemas de regiones relativamente pobladas por el hombre desde la antigüedad, y por tanto sometidos a determinadas técnicas de uso del suelo durante centurias o milenios dependen del mantenimiento de estas prácticas tradicionales (Naveh & Kutiel, 1990). Este proceso de coevolución entre fuerzas naturales y fuerzas culturales ha sido especialmente pronunciado en la Cuenca Mediterránea, ámbito en donde durante miles de años el ser humano ha ido modulando los ecosistemas naturales hacia ecosistemas seminaturales o culturales de tipo agro-silvo-pastoril como en el caso de las dehesas mediterráneas (González Bernáldez, 1991a) o de tipo industrial como en el de las salinas mediterráneas costeras o del interior (Casado & Montes, 1995). La gran heterogeneidad ecológica de la región mediterránea está estrechamente ligada a su cultura rural o *diversidad cultural* reflejada en la variedad de técnicas tradicionales de explotación de los recursos naturales de sus ecosistemas (Naveh & Lieberman, 1994). De esta forma, la salud de los ecosistemas mediterráneos, evaluada en términos de su resiliencia y sostenibilidad, está muy ligada a la conservación del aprovechamiento tradicional de sus recursos, es decir, a su integridad cultural. También por este motivo los proyectos de conservación y restauración de ecosistemas mediterráneos tienen que incorporar no sólo el conocimiento ecológico-económico del medio natural sino también los aspectos históricos y sociológicos de las relaciones hombre-naturaleza de la zona.

La aproximación ecosistémica al estudio y la gestión del medio natural puede tener significados diferentes según la posición del científico y la disciplina desde la que se aborde. Pero aún así es posible

encontrar algunos criterios básicos que definen el estilo y la naturaleza de su enfoque global, integrador, adaptable, multiescalar y plural como éste.

Desde este punto de vista, sus principales señas de identidad serían:

- a) Una síntesis e integración transdisciplinar de múltiples conocimientos científicos articulada alrededor del concepto de ecosistema.
- b) Una perspectiva sistémica y multidimensional en las estrategias de explotación-conservación de los recursos naturales.
- c) Una articulación de sus conceptos y estrategias metodológicas alrededor de la interdependencia y coevolución entre sistemas ecológicos y socioeconómicos desde una escala local hasta planetaria.
- d) Unas actuaciones de gestión de carácter preventivo, o de anteposición a los problemas.
- e) Un alcance delimitado siempre por la equidad socioeconómica, la sostenibilidad ambiental y la ética de la naturaleza.

Por último, la gestión ecosistémica, al basarse escrupulosamente en el conocimiento científico de los sistemas ecológicos, incluida su componente cultural, puede desprenderse con más facilidad que los modelos tradicionales de gestión de las influencias sociopolíticas y juicios estéticos de cada momento (Johnson, 1995; Montes, 1995). Dada la complejidad y amplitud de las escalas implicadas en las relaciones de interdependencia entre la explotación de recursos naturales y el mantenimiento de la integridad ecológica de los ecosistemas, sólo una perspectiva integrada del territorio puede proporcionarnos unas bases sólidas para el diagnóstico, análisis y abstracción del gran número de problemas ambientales en que se encuentra inmersa la sociedad humana.

3.2. Estrategias de implementación.

Después de haber analizado algunos aspectos sobre la naturaleza y alcance de la aproximación ecosistémica, o sea, del por qué y para qué de esta perspectiva, parece adecuado referirse ahora al cómo implementarla es decir, los modos y estrategias para su aplicación a la gestión del medio natural y los recursos que representa. Bajo la aproximación ecosistémica el medio natural es considerado como un sistema complejo formado por componentes no vivos y vivos, entre los que se encuentra el ser humano, interactuando entre sí. Los intentos de desarrollar estrategias de planificación y gestión integrada de recursos en el marco de sistemas amplios, donde intervienen a la vez las ciencias de la naturaleza y las ciencias sociales, constituyen una respuesta a los fracasos obtenidos con los modelos analíticos, parciales y monodimensionales de corte tradicional.

Desde el enfoque ecosistémico la gestión monodimensional de los recursos naturales carece de sentido. Se hace necesario una gestión con dimensiones múltiples, de tal manera que al considerar un número suficiente de componentes y procesos esenciales del sistema ecológico en explotación, se garantice un uso sostenible de sus recursos y se evite su desestabilización en términos de pérdida de integridad

ecológica. Se intenta fomentar, por tanto, una política de planificación plural e integrada frente a la forma lineal y parcial de abordar normalmente la gestión de los recursos y su problemática ambiental. Desde la perspectiva ecosistémica, el análisis casuístico de problemas ambientales aislados y concretos es importante, pero el debate debe conducirse hacia una escala más amplia. La cuestión clave se centra en comprobar si existe un modelo conceptual y metodológico de gestión y conservación en donde cada medida de actuación desarrollada adquiera un determinado sentido. Sin un modelo conceptual, basado en el conocimiento de las funciones y valores de los sistemas ecológicos, tan sólo tendremos una mera relación o catálogo de problemas y medidas de actuación inconexas.

Bajo el enfoque ecosistémico, la planificación integrada se entiende, pues, como un programa coordinado de actuaciones a diferentes escalas espaciales y temporales que, dentro de unos escenarios demográficos y socioeconómicos controlados, tenga en cuenta la salud de los ecosistemas, o sea, que considere su integridad ecológica junto a la realidad territorial, económica y cultural de los sistemas socioeconómicos con los que se relaciona de una forma intensa e inseparable (sistema ecológico-económico). El análisis ecosistémico de los recursos naturales y potenciales constituye una excelente estrategia para vincular la conservación del medio natural con el uso y la explotación de los ecosistemas. Conservación y producción constituyen dos aspectos del mismo marco unitario del enfoque ecosistémico.

Dentro de este cuadro unitario de la gestión ecosistémica de los recursos naturales es muy difícil separar las actividades de conservación y explotación (González Bernáldez, 1982). A la luz de la extensa información que actualmente se dispone sobre este tema, la desconexión entre conservación y producción no sólo es artificial sino también nociva para la consecución de numerosos objetivos dentro de una política integrada de conservación (Pineda & Montalvo, 1995). En este aspecto, el análisis ecosistémico se desvía de las tendencias más conservadoras de la conservación, que únicamente fomentan estrategias encaminadas a la potenciación o mantenimiento de ecosistemas próximos a la madurez, es decir, sistemas naturales en fases terminales de su sucesión ecológica. Pero como sabemos hoy en día, la incidencia sobre los ecosistemas de perturbaciones naturales o antrópicas de mediana intensidad, como ocurre por ejemplo con los usos tradicionales empleados en la Cuenca Mediterránea, mantienen a sus comunidades biológicas en niveles medios de desorganización que se traduce en valores elevados de diversidad de especies (Pickett & White, 1985). En este sentido, alternativas del tipo "no actuación" también tienen sus impactos (Carpenter, 1996). Se ha comprobado cómo el cese de actividades agropastorales tradicionales en ecosistemas terrestres mediterráneos trae consigo además de una pérdida de biodiversidad, incluyendo algunas especies endémicas y raras, una merma importante en su resiliencia frente a determinadas perturbaciones características del mundo mediterráneo, como es el caso del fuego (González Bernáldez, 1991b). Por este motivo es muy importante que, dentro de la planificación biofísica de los espacios naturales, se mantengan no sólo ecosistemas maduros (terminales) bien conservados sino también toda una serie de espacios modulados por el hombre que se encuentren en distintas etapas de su sucesión ecológica. En este contexto, es primordial comunicar a gestores, políticos y a la sociedad en general la importancia que tiene la protección de sistemas ecológicos con diferentes grados de intervención humanas desde ecosistemas seminaturales hasta ecosistemas completamente modulados por el hombre (ecosistemas culturales). El objetivo final es potenciar un territorio con una gran heterogeneidad ecológica y un elevado grado de interconexión (Naveh & Lieberman, 1993).

La conservación se convierte de este modo en un proceso dinámico que implica actuaciones y esfuerzos, generalmente a partir de la potenciación de sistemas de usos tradicionales, encaminados hacia la

consecución de cuadros ecológicos considerados científicamente óptimos. Se enfrentaría así, abiertamente, al modelo estático de no intervención, de conservación de piezas de museo o de mausoleo. El concepto de explotación de ecosistemas perdería su significado negativo y se situaría en el amplio marco de la gestión múltiple e integrada de los recursos naturales. Bajo esta aproximación global, se cambia el énfasis tradicional de la protección de organismos emblemáticos o populares y de elementos naturales singulares (monumentos naturales), por la conservación de los factores, procesos y patrones biofísicos que mantienen el sistema de relaciones que ligan las especies con sus hábitats y que sustentan la integridad abiótica de dichos monumentos naturales, la integridad biológica de las comunidades biológicas y la integridad ecológica de los ecosistemas. Por tanto, el objetivo fundamental de la gestión ecosistémica es conseguir que los sistemas ecológicos sean observados, analizados y gestionados como una unidad funcional en la que se consideren por igual los organismos, el ambiente abiótico y los procesos biofísicos que los interrelacionan.

Ya que el análisis ecosistémico se fundamenta en una visión de conjunto, desde él se imponen restricciones a cualquier estrategia de actuación que potencie un elemento aislado de la estructura del sistema, sí es que no existe una evaluación previa de la repercusión que ello tendría en su funcionamiento global. Es necesario, por tanto, no sólo un conocimiento y un estricto respeto a las potencialidades del funcionamiento del medio natural entendido como un todo, sino también la expresa consideración del sistema de interacciones en su conjunto. Se trata, en suma, de un enfoque imparcial frente a la supuesta singularidad de cualquier elemento abiótico o biótico de la estructura del sistema que pueda ser primado de cara a la conservación.

Para llevar a cabo el análisis ecosistémico es necesario desarrollar métodos de evaluación y cuantificación de dos de sus principios básicos; integridad y salud del ecosistema. A pesar de que algunos científicos y sobre todo algunos gestores y políticos han adoptado estos términos llegando incluso a convertirlos en mandato legal al promulgar leyes sobre gestión ambiental basadas en el concepto de integridad biológica o ecológica como es el caso de la ley de "Clean Water" de Estados Unidos de 1972 o la ley de Parques Nacionales de Canadá de 1988, existe una gran controversia sobre la solidez científica y alcance conceptual y metodológico de ambos conceptos (Scrimgeour & Wicklum, 1994; Steedman, 1994). Aunque toda la comunidad científica está de acuerdo en que es necesario tener métodos que permitan detectar posibles crisis ecológicas provocadas por las actividades humanas, no existe concierto en los conceptos y metodología a emplear en el desarrollo de un sistema de alarma ambiental (Chapman, 1992; Shrader-Frechette, 1994).

Es evidente que no podemos medir u observar la integridad de los ecosistemas directamente, por lo que las metodologías desarrolladas se centran en la búsqueda de índices cuantitativos basados en distintos aspectos de los componentes estructurales o procesos funcionales de los sistemas ecológicos (Cairns *et al.*, 1993). Existen numerosos indicadores a nivel de individuo, población, comunidad y ecosistema, pero existe un fuerte debate sobre la utilidad y alcance de las metodologías e índices propuestos (Reynoldson & Metcalfe-Smith, 1992; Niederlehner & Cairns, 1994). Algunos autores como Schindel (1987) defienden que la caracterización de los cambios en la abundancia de especies de pequeño tamaño con ciclos reproductivos cortos y un gran potencial de dispersión constituyen un buen indicador para evaluar rápidamente el inicio de una situación de estrés de un ecosistema, frente a variables funcionales como la producción primaria, el ciclo de nutrientes o el metabolismo, que poseen una mayor inercia frente a los cambios introducidos. Otros autores como Woodley & Theberge (1992) abogan por la medida de algunos atributos funcionales de los ecosistemas como la producción primaria, la tasa de descomposición o las pérdidas en el ciclo de nutrientes.

La realidad es que todavía existen vacíos de conocimiento importantes para escoger entre parámetros estructurales y funcionales de los ecosistemas al objeto de evaluar su nivel de integridad. En este contexto la medida de la resiliencia de los ecosistemas como una herramienta para evaluar la integridad de los ecosistemas está todavía por explorar y presenta buenas perspectivas. Así, Mackay (1992) y Maltchik *et al.* (1991) muestran cómo determinados taxones o el pulso de nutrientes pueden utilizarse para predecir la capacidad de los ríos a recuperarse después del efecto de una perturbación de origen natural o antrópico. De cualquier forma, las ventajas de adoptar indicadores de la estructura o funcionamiento de los ecosistemas para evaluar su integridad va a depender del tipo de ecosistema que se esté considerando y de la escala a la que se esté efectuando el análisis.

En esta búsqueda de estrategias para evaluar la integridad ecológica, hace falta considerar y caracterizar el significado de la diversidad funcional es decir, el papel que tiene la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas. Actualmente este es uno de los temas más debatidos en los foros científicos relacionados con la conservación de ecosistemas (Covish, 1996). Sabemos que para mantener cualquier función de un ecosistema se necesita una composición mínima de organismos que permita que se establezcan las relaciones entre productores primarios, consumidores y descomponedores para que, de esta forma, se posibilite el flujo de energía y el ciclo de nutrientes. También sabemos que esta composición cambia según varíen las condiciones ambientales bajo las que los sistemas ecológicos operan. Lo que no está claro es como un conjunto de genotipos, especies, poblaciones o comunidades determinan el funcionamiento de los ecosistemas dentro de un determinado rango de heterogeneidad ambiental. El objetivo último de la investigación sería definir los niveles y umbrales críticos de diversidad biológica que determinan la integridad ecológica o funcionalidad de los ecosistemas, así como la caracterización de los factores que los controlan (Solbrig, 1991). Para alcanzar este objetivo se requiere un nivel de conocimiento importante sobre como los sistemas biológicos cambian en función de las condiciones ambientales y esto es algo realmente complicado ya que las interconexiones que se establecen entre las comunidades de organismos y su ambiente son muy complejas al no ser lineales, algunas veces de naturaleza caótica, y tener retrasos, discontinuidades, umbrales y límites (Kay, 1991).

Existen varias hipótesis que tratan de explicar de que modo los ecosistemas acuáticos y terrestres funcionan en relación a los cambios de biodiversidad (Lawton, 1994; Walker, 1995; Grimm, 1995). Una de ellas establece que no existen patrones; que cuando el número de especies se incrementa, a partir de una determinada cantidad no se producen cambios significativos en determinados procesos básicos de los ecosistemas como son la producción primaria, secundaria o el ciclo de nutrientes. Otra postula que sí es posible detectar patrones en el funcionamiento de los ecosistemas, pero que la magnitud y la dirección del cambio es impredecible. La hipótesis de las "especies repetidas" es la más reciente y sugiere que muchas especies son capaces de reemplazar a otras de tal forma que las tasas de cambio de los procesos de los ecosistemas no se alteran hasta que se pierden muchas especies. Esta hipótesis explicaría los resultados obtenidos en algunos estudios que muestran cómo algunos ecosistemas sometidos a perturbaciones naturales o antrópicas son más sensibles a cambios en la composición de sus especies que a alteraciones de sus procesos esenciales (Holling *et al.*, 1995). En este contexto Walker (1992) sugiere que, en términos ecológicos, no todas las especies poseen el mismo papel en el funcionamiento y dinámica de los ecosistemas de los que forman parte. Existiría un gradiente en cuyos extremos se localizan, por un lado las especies esenciales o conductoras, es decir, las que se han denominado *especies claves* en el control del flujo de energía y materiales, y las *especies ingenieras de ecosistemas* (Jones *et al.*, 1994) que modifican el ambiente creando y manteniendo hábitats para otras especies; y en el otro lado del gradiente estarían las

especies que no son esenciales, las denominadas *especies pasajeras*. Por este motivo, en la caracterización de la componente biológica de los ecosistemas hay que distinguir cuidadosamente entre cantidad y prioridad de especies. De todas formas, hay que tener presente que la idea de que la mayoría de las especies no son esenciales (redundantes) es un tema ampliamente debatido en la actualidad y sobre el que existe grandes vacíos de información (Gitay *et al.*, 1996). En primer lugar dependiendo de la escala temporal de observación una especie puede pasar de pasajera a esencial y en segundo lugar, muchas especies pueden jugar diferentes papeles bajo distintas condiciones ambientales. En este contexto, emplear la hipótesis de las especies repetidas para dar prioridades en la conservación a las especies esenciales (claves y/o ingenieras) frente a las pasajeras puede crear más problemas que soluciones, si no se cuenta con una información sólida sobre la estructura trófica y dinamismo de los ecosistemas a gestionar.

De cualquier modo, y con las reservas que se han apuntado, se considera fundamental en el desarrollo de la gestión ecosistémica caracterizar las especies que son claramente *ingenieras y/o claves* en el control de los procesos biofísicos fundamentales que determinan la integridad de los ecosistemas objeto de estudio a fin de conservar o restaurar sus poblaciones. De esta forma, si protegemos las especies y los procesos esenciales conservamos la funcionalidad de los sistemas ecológicos (integridad ecológica) y por tanto los servicios que ellos representan para la sociedad humana.

En este contexto, y desde la perspectiva ecosistémica se impulsa no solo la conservación de la biodiversidad en general y la diversidad funcional en particular, sino, especialmente la protección de la *ecodiversidad* es decir, la conservación de la variedad funcional de los ecosistemas característicos de un territorio. La ecodiversidad es un concepto desarrollado por Naveh & Lieberman (1993) y Naveh (1994) para incluir conjuntamente la diversidad biológica, la heterogeneidad ecológica y la diversidad cultural de un territorio. Esta visión se justifica en espacios muy modulados por el hombre desde la antigüedad, donde como en el caso, ya comentado, de la región mediterránea la integridad ecológica está muy ligada a las fuerzas culturales que han explotado sus recursos naturales. Nosotros le damos al término ecodiversidad un significado menos restrictivo que el de Naveh y lo utilizamos para hablar del patrimonio de ecosistemas de un territorio independientemente de la importancia que hayan tenido los usos tradicionales en la conformación y mantenimiento de su funcionalidad. En términos de conservación, hay que tener presente que la protección de la ecodiversidad mediante la aplicación del *criterio de representatividad* (Austin & Margules, 1986; Usher, 1986; González Bernáldez, 1989) que implica la protección de un porcentaje representativo de cada uno de los tipos genético-funcionales de ecosistemas de una región ecológica constituye una herramienta muy útil en territorios con una alta tasa de transformación por la incidencia de factores antrópicos. Así, la gestión ecosistémica, a través de la conservación de la ecodiversidad, garantiza la protección de la biodiversidad, aunque no se tenga el conocimiento expreso de todos y cada uno de los componentes vivos del medio que queremos proteger, ya que conservando los ecosistemas se protege los procesos ecológicos esenciales que ligan las especies y comunidades biológicas a sus hábitats (González Bernáldez & Montes, 1989; Grumbine, 1994).

La carencia de consenso entre los científicos sobre qué tipo de indicador sería el más adecuado para medir la integridad de los sistemas ecológicos pone de manifiesto la dificultad que existe en la actualidad de encontrar un sistema universal de valoración de la integridad ecológica, incluyendo la escala de medida. Desde un punto de vista pragmático, no cabe esperar que se pueda conseguir un método único de evaluación a corto plazo, por lo que los indicadores hay que desarrollarlos de una forma específica, y a diferentes escalas, para cada tipo funcional de ecosistema teniendo en cuenta, además, los problemas de gestión en que

se encuentren inmersos (Scrimgeour & Wicklum, 1996). En este contexto, más que buscar un solo indicador parece apropiado trabajar con una batería de ellos para poder recoger con mayor seguridad el amplio abanico de respuestas de los ecosistemas frente a la variada casuística de los problemas ambientales en los que se encuentran inmersos.

Es evidente que nadie puede fijar estándares estrictos de integridad ecológica ya que los ecosistemas son muy dinámicos y es muy difícil predecir su desarrollo en el tiempo, por lo que tenemos que tratarlos de la forma que creamos que va a ser la más favorable para ellos, para nosotros y para las generaciones futuras (Maser, 1994). Las medidas de integridad de los ecosistemas tienen que hacerse, por tanto, atendiendo a su capital natural, es decir, tienen que estar ligadas a su capacidad para suministrar servicios. Así pues, más que buscar un estado ecológico "ideal" o canónico, lo importante es caracterizar y tender a conservar las especies y procesos esenciales (diversidad funcional y ecodiversidad) que determinan y mantienen la integridad de los ecosistemas, de tal forma que puedan sostener su dinamismo y desarrollo a través de toda una sucesión de cuadros ecológicos estructurados por fuerzas evolutivas y biogeográficas.

Para la evaluación del concepto de salud, que incluye al de integridad, se requiere una manifestación clara de los valores sociales de los ecosistemas. Cada tipo funcional de ecosistema está caracterizado por mantener una determinada organización, funcionamiento y desarrollo (integridad ecológica) enmarcado dentro de la región ecológica a la que pertenece y que le confiere una determinada vocación o aptitud hacia determinados usos de sus funciones (servicios) y/o estructura (bienes) por parte de la sociedad sin perder su integridad es decir, continuar estructurado por fuerzas evolutivas y biogeográficas. Dentro del rango de actuaciones y restricciones de uso que impone a la explotación humana cada tipo funcional de ecosistema para no perder su integridad y resiliencia, la sociedad debe definir las cotas o niveles de los servicios (recursos) que desea obtener de tal forma que podamos tener un sistema ecológico-económico con un grado de salud ecológica y socioeconómica aceptable. Para que ocurra esto las exigencias de la sociedad no pueden sobrepasar la capacidad de carga ni la resiliencia de los ecosistemas, es decir el proceso de toma de decisiones debe de diseñarse de tal forma que lo que quiera la sociedad tiene que ser ecológicamente posible a corto y largo plazo.

Evidentemente la decisión sobre qué estado ecológico es el que desea la sociedad para un determinado tipo de ecosistema es una cuestión que no puede ser evaluada únicamente por científicos; requiere de la intervención de otros interlocutores que pongan de manifiesto los intereses sociales que existan sobre un territorio concreto. En este caso los investigadores, los gestores y políticos deben trabajar juntos para tomar decisiones basadas en el conocimiento científico de los ecosistemas dentro de un contexto social, económico y cultural bien documentado. La introducción de criterios científicos en la gestión del medio natural requiere que ecólogos, geógrafos y otros especialistas se impliquen en el debate público para determinar la valoración social de los ecosistemas. En este debate, el científico debe informar a políticos, gestores y al público en general sobre la necesidad de preservar la integridad ecológica de los ecosistemas y proponer alternativas razonables a determinados planes de actuación que puedan ponerla en peligro a corto o largo plazo. En esta labor de educación, dentro del campo de la ética de la naturaleza, es muy importante dejar claro los valores intrumentales, incluyendo los recursos potenciales, de los ecosistemas. Por ejemplo si hay que justificar la conservación de una población o comunidad de organismos o un determinado proceso ecológico más que defender, como suele ocurrir, sus valores intrínsecos (derecho a vivir de las especies biológicas, singularidad del funcionamiento de la naturaleza, etc.) resulta más operativo poner más peso en los servicios y productos que generan la biodiversidad o las funciones de los ecosistemas a la sociedad. Pero

también el investigador no tiene porque estar sólo en el lado del medio natural, sino también, y como miembro de la sociedad, debe participar en la definición del nivel de salud que se desea para un medio natural que se quiere explotar-conservar. Todo esto pone de manifiesto que la salud del ecosistema no es un concepto puramente científico (Meyer, 1997), ya que la ciencia es una búsqueda sin valores y la definición de salud tiene que realizarse en términos de valores socioeconómicos. Es evidente que, los problemas de evaluación de la salud de los ecosistemas se reducen sensiblemente cuando la sociedad tiene claro cuáles son o deberían ser los beneficios sociales de cada tipo funcional de sistema ecológico (Karr, 1995).

Dentro del marco conceptual y metodológico de la salud de los sistemas ecológicos, la aproximación ecosistémica, al igual que en Medicina, promueve una *gestión preventiva* más que curativa, es decir el desarrollo de actuaciones encaminadas a mantener la integridad de los ecosistemas más que a restaurarla (Meyer, 1997). De esta forma se potencia la elaboración de estrategias de gestión dirigidas a anteponerse a los problemas y no sólo a actuar cuando éstos aparecen.

Minns (1995) ha propuesto una serie de principios para incorporar la gestión preventiva dentro del enfoque relacionado con la conservación de la salud ecológica y socioeconómica de los sistemas ecológico-económicos. En primer lugar, la gestión debe ser flexible y amoldable ya que siempre existen grandes incertidumbres relacionadas con medio natural por su carácter dinámico, cambiante y poco predecible. Bajo estas premisas se desarrolló la estrategia denominada *gestión adaptable* de ecosistemas (Hollin, 1978; Walters, 1986; Maser, 1994; Gunderson *et al.*, 1995). Parte de la base de que si el objetivo último de la gestión ecosistémica del medio natural es obtener un sistema ecológico-económico ambientalmente sostenible requiere un sistema de integración y evaluación continua de la información relacionada con los valores sociales, la capacidad de carga y la resiliencia de los ecosistemas que permita que los errores cometidos sean no sólo detectados y corregidos rápidamente sino que las enseñanzas obtenidas sean rápidamente incorporadas al sistema. Como postula Bradshaw (1987) "debemos aprender más de nuestros errores que de nuestros éxitos ya que un error revela claramente lo inadecuado de una idea, mientras que un éxito solo puede ratificarla y mantenerla pero nunca puede confirmar, de una forma absoluta, una afirmación".

La gestión adaptable de ecosistemas no es más que un proceso cíclico y recurrente para apoyar la toma de decisiones de gestión sobre el medio natural basado en el estudio, programación, seguimiento, evaluación y ajuste de la información medio ambiental (ecológica y socioeconómica) (Fig. 3.3.). Bajo la perspectiva de la gestión adaptable los modelos de gestión, incluidos en determinadas políticas regionales de desarrollo, son entendidos como "experimentos" que son diseñados para que puedan ser supervisados y evaluados a diferentes escalas espaciales y temporales (Walter, 1986). Actúa a modo de un sistema experto que controla, obtiene y procesa nueva información científica y social sobre la puesta en práctica de un determinado modelo de gestión al objeto de perfeccionarlo y facilitar la toma de decisiones. La gestión adaptable está diseñada siguiendo dos vertientes (Maser, 1994): una se relaciona con un aprendizaje rápido y efectivo de científicos, gestores, políticos y el ciudadano en general, y la otra se corresponde con la rapidez con la que el modelo de gestión acepta cambios que se van a ver reflejados en actuaciones más sólidas y seguras sobre el medio natural.

También para la puesta en marcha de este proceso de evaluación de actuaciones y de toma de decisiones de gestión es esencial el desarrollo de programas de investigación a largo plazo que permitan obtener un conocimiento acumulativo de los modos en que se estructuran, funcionan y se autoorganizan los

sistemas ecológicos en relación a los servicios que suministran a los sistemas humanos. Este tema de los estudios a largo plazo es particularmente importante para los ecosistemas del mundo mediterráneo ya que están sometido a un régimen anual e interanual de fluctuaciones ambientales que hacen muy difícil definir regularidades o patrones de comportamiento que expliquen su estructura y dinámica. Solo a través de proyectos de investigación a largo plazo, desarrollados por equipos transdisciplinarios podremos construir modelos predictivos sólidos de gestión del medio natural (Franklin, 1987).

Por último, esta estrategia de gestión preventiva permite poner en marcha políticas de actuación del medio natural en cualquier momento contando solamente con la información científica y social disponible y con la de otros sistemas ecológicos y ecológico-económicos similares. Únicamente hace falta que un equipo transdisciplinar ponga en marcha un modelo tentativo de gestión (diseño de un experimento) y desarrolle un proceso cíclico de supervisión y evaluación de la información generada. La gestión adaptable, en cierto modo, se contrapone al comportamiento adoptado por muchos científicos que pasan mucho tiempo intentando entender los problemas ambientales antes de pasar a desarrollar soluciones útiles para la gestión (Karr, 1995) y que sirve para explicar, en parte, la ausencia de puntos de encuentro entre el colectivo de investigadores y gestores.

En segundo lugar, la gestión preventiva, dentro del análisis ecosistémico, necesita tanto de métodos de vigilancia y autoevaluación como también de escalas y patrones de referencia. Así, para poder establecer patrones de cumplimiento de programas de seguimiento o para facilitar la aplicación del concepto de integridad es necesario tener *ecosistemas de referencia* para cada tipo funcional de sistemas ecológicos de un territorio, es decir, ecosistemas en donde su estructura y funcionamiento no están afectados por factores de tensión antrópica que dañen su resiliencia y por tanto su funcionalidad. Un ecosistema de referencia es por tanto un sistema ecológico, característico de una determinada región ecológica, que constituye un ejemplo representativo de un determinado tipo genético-funcional de ecosistema relativamente prístino que sirve como punto de referencia para desarrollar estándares que determinan un cuadro de integridad ecológica. Debido a que algunos tipos funcionales de ecosistemas han sido explotados de una forma generalizada e intensa por las sociedades humanas, es muy difícil encontrar en determinados territorios sistemas ecológicos regionales de referencia y es necesario recurrir a técnicas paleoecológicas para reconstruir cuadros ecológicos comparativos (Stevenson, 1995). De igual modo, para la evaluación de la salud es recomendable tener *sistemas ecológico-económicos de referencia* en donde exista una coevolución entre el sistema natural y humano a través de la implantación de una serie de usos tradicionales que hayan sido internalizados por el sistema común (Cairns, 1995).

Conociendo cómo se estructuran y funcionan los sistemas de referencia podemos clarificar rangos de variación y tasas de cambio de parámetros que empleamos para evaluar la integridad y salud de ecosistemas y sistemas ecológico-económicos objeto de nuestros modelos sostenibles de gestión. Algunos métodos para facilitar la valoración sitúan a estos tipos de ecosistemas sanos en el extremo de una escala de referencia y en el otro a sistemas ecológicos pertenecientes al mismo tipo funcional y región ecológica pero muy degradados (Wright, 1995). En este contexto identificar e inventariar ecosistemas de referencia para los distintos tipos funcionales de sistemas ecológicos de un territorio es algo muy importante para poner en práctica de una forma sólida las estrategias conceptuales y metodológicas de la aproximación ecosistémica. La conservación de la ecodiversidad de un territorio debe incluir imperativamente este tipo de ecosistemas de referencia.

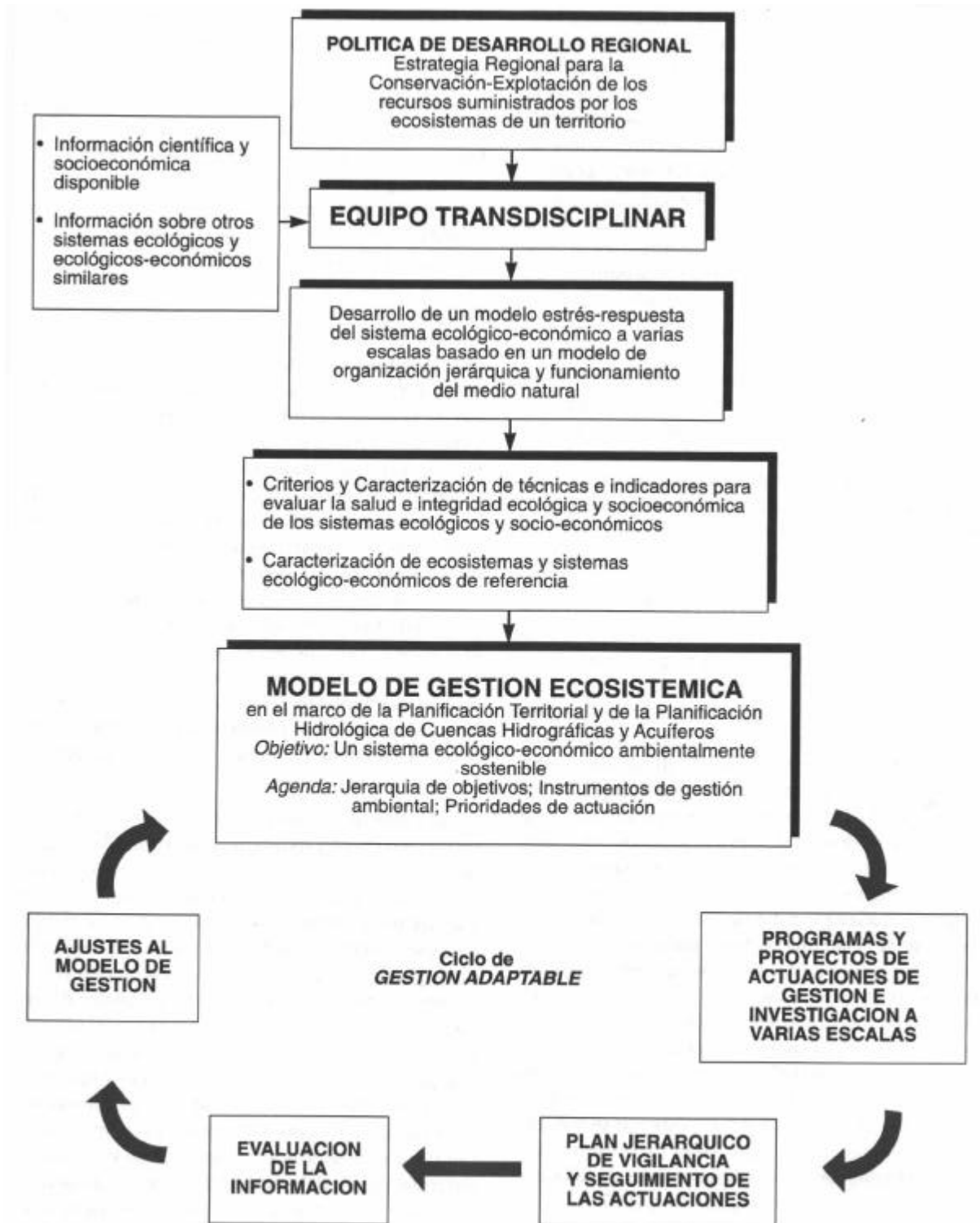


Figura 3.3. Esquema general del proceso de desarrollo de la *Gestión Adaptable* entendida como una técnica de toma de decisiones que busca un equilibrio entre lo que quiere la sociedad y lo que es ecológicamente posible a corto y largo plazo. El mandato de desarrollar un plan de explotación de los recursos naturales suministrados por los ecosistemas de un territorio en el marco de unos criterios sociales y económicos, es considerado como una "hipótesis de trabajo" y el modelo de Gestión Ecosistémica elaborado un "experimento" que es evaluado mediante un ciclo recurrente de investigación, vigilancia y seguimiento para detectar, corregir y aprender de los errores, de tal forma que la información suministrada de solidez al modelo.

Respecto a la aplicación del análisis ecosistémico a los espacios naturales protegidos, se puede comprobar cómo la mayoría de los modelos tradicionales de conservación del medio natural no han sido capaces de generar estrategias de gestión desde los que abordar, de una forma efectiva, la protección armónica de su salud ecológica y socioeconómica dentro del complejo entramado de propiedad, usos del suelo, legislación, administración e incluso filosofías de gestión, en el que se desarrolla la ordenación del territorio. En este contexto, los esquemas tradicionales de la planificación integrada cambian cuando se les introduce el concepto de ecosistema ya que, bajo esta aproximación, la naturaleza es entendida como un conjunto de sistemas interrelacionados e interdependientes. La gestión del territorio basada en el concepto de ecosistema reclama, pues, la necesidad de administrar un territorio de una forma global y coherente, comenzado por la observancia y el respeto de unos límites naturales que generalmente se extienden más allá de las lindes administrativas o de las vallas de los espacios naturales legalmente protegidos (Slocombe, 1993a. Tricart & Kilian, 1997).

Planteado de esta forma, la divisiones administrativas, generalmente líneas rectas en los mapas, deberían substituirse por los límites naturales, normalmente sinuosos, ya que éstos son los que verdaderamente denuncian las fronteras ecológicas entre distintos ecosistemas. Por lo general, las unidades clásicas de gestión no guardan relación ni con la realidad espacial de los ecosistemas, ni incluso con los rangos de distribución necesarios para la conservación de algunas especies emblemáticas (Goldstein, 1992). Cuando esto ocurre, se produce un desajuste entre los procesos físico-químicos y biológicos, que se expresan a diferentes escalas espacio-tiempo y que determinan la personalidad de los sistemas naturales, y los límites artificiales y restricciones que las leyes y los criterios de mercado imponen a un determinado territorio (Caldwell, 1970). Al igual que hay que tener presente que los límites naturales son determinados por fuerzas físico-químicas y biológicas, no hay que olvidar la componente cultural, entendiéndola como el resultado del uso más o menos intenso que desde antiguo el hombre realiza sobre el medio natural.

El modelo de planificación integrada que emplea como piedra angular de su política de conservación los espacios protegidos como puntos aislados que permancen fuera de los usos humanos al objeto de proteger especies emblemáticas o áreas críticas de biodiversidad han demostrado su inoperancia en países donde, durante siglos o milenios, se ha llevado a cabo un uso intensivo del territorio (May, 1994). La idea de ordenar el territorio con espacios donde se imponen legalmente diferentes niveles de restricciones de uso, mientras que fuera de sus límites, casi siempre sin significado ecológico, se promueve un modelo territorial espacialmente uniforme (ej. grandes extensiones de monocultivos) genera importantes disfunciones en los sistemas ecológicos y ecológico-económicos a diferentes escalas. La tendencia hacia la uniformidad del territorio lleva a los ecosistemas a ser menos diversos funcionalmente, menos resilientes y por tanto más sensibles a las perturbaciones de origen natural y antrópico (Gunderson *et al.*, 1995; Palmer & Poff, 1997).

Hay que tener presente que los espacios protegidos forman parte de un todo más grande, es decir ecosistemas a una escala mayor "Grandes Ecosistemas", donde se establece una trama espacio-temporal de interacciones y patrones que intercomunica y articula a todos los ecosistemas que, de una forma interdependiente, se expresan a escalas espaciales más pequeñas. En este contexto, el enfoque ecosistémico defiende una red ecológica, que no tiene que coincidir necesariamente con la administrativa, de conservación de espacios protegidos. Se fundamenta en una malla integrada de ecosistemas protegidos y no protegidos interconectadas por corredores de información ecológica (procesos biofísicos y culturales) que se expresan a diferentes escalas espacio-tiempo; p.e. compartir el mismo sistema de flujo de aguas subterráneas de un acuífero, participar de los flujos superficiales de una cuenca hidrográfica, formar parte

de un flujo de propágulos y nutrientes mediante rutas de aves migratorias u otras especies o a través de litorales, riberas fluviales o cañadas, etc. (Saunders & Hobbs, 1991; Bennett, 1991). Dentro de esta trama, los espacios protegidos pueden actuar como receptores y fuentes de organismos emigrantes e inmigrantes para la recolonización de otras áreas, además de contribuir a la conservación de organismos que muestran patrones de extinciones locales y recolonizaciones a nivel de metapoblaciones (May, 1994).

En resumen, la aproximación ecosistémica defiende y promueve una política ambiental en la que los espacios protegidos son una herramienta dentro de la planificación integrada y nunca un fin. Este objetivo se consigue potenciando modelos multidimensionales de explotación de los recursos naturales que modulen un territorio ecológicamente heterogéneo a través de potenciar de actividades humanas diversas que den como resultado ecosistemas, protegidos y no protegidos, con diferentes estadios de su sucesión ecológica. Pero además los distintos tipos funcionales de ecosistemas tienen que estar interconectado por una gran variedad de procesos y patrones que se manifiestan a distintas escalas espacio-temporales. De esta forma, más que poner nuestra atención en buscar y proteger espacios estéticamente, biológicamente o ecológicamente singulares, debemos estimular políticas e instituciones que impulsen la gestión múltiple del territorio en consonancia con la funcionalidad de los sistemas ecológicos a diferentes escalas espaciales. De cualquier manera la creación de "reservas oportunistas" para la conservación de determinados elementos singulares de la estructura biótica o abiótica de los ecosistemas es un instrumento importante a utilizar en la planificación integrada. Por ejemplo, la protección de determinadas especies raras, endémicas o en peligro de extinción puede requerir la protección de ecosistemas muy concretos aunque estos no reúnan las condiciones de protección impuestas por el conjunto integrado.

Por último, cabría insistir en que la puesta en práctica o implementación de estrategias de índole ecosistémica exige la creación de equipos transdisciplinarios, es decir, de cuadros formados por científicos y técnicos de diferentes áreas de conocimiento que comparten tanto objeto de estudio como objetivos y metodología de trabajo. Los miembros del equipo trabajan conjuntamente utilizando sus propios principios teóricos y metodológicos pero al compartir un marco conceptual común, en este caso, la aproximación ecosistémica genera de una forma sinérgica nuevas teorías, herramientas y técnicas. En estos equipos los planteamientos sectoriales o parciales se diluyen frente a visiones más globales y planteamientos más integradores. La investigación transdisciplinar, incluyendo además del conocimiento científico el saber popular sobre el medio natural, genera un modo de pensar-actuar que permite caracterizar y analizar estructuras no visibles así como, y en coherencia con lo anterior, abordar los problemas de gestión de forma sólida y con las mayores garantías de éxito posibles.

3.3. Obstáculos y limitaciones

Aunque se haga difícil concebir una oposición frontal a lo expuesto más arriba, lo cierto es que la aproximación ecosistémica no ha sido universalmente aceptada por todos los colectivos implicados en la gestión del medio natural. Como cualquier otro planteamiento presenta ventajas y desventajas, y un análisis crítico y objetivo del mismo puede ser complicado ya que lo que son virtudes para unos son inconvenientes para otros (Tabla 3.1.). Aparte de la apreciación científica también existen otros inconvenientes de tipo político, económico y administrativo que dificultan, limitan o incluso pueden impedir la implementación de una aproximación integrada a la gestión del medio natural. De hecho, la defensa en los foros públicos de esta estrategia de gestión de recursos naturales se ha convertido más en un discurso estereotipado de

políticos y tecnócratas que en realidades contrastables (González Bernáldez *et al.*, 1982). Para algunos autores como Carpenter (1996) existe una politización del término gestión ecosistémica que no se corresponde con el fomento de modelos reales de gestión del medio natural basados en el concepto de ecosistema.

Las primeras dificultades para la implementación de una aproximación ecosistémica a la gestión del medio natural emanan del propio campo científico. En nuestros días aún se mantienen importantes vacíos conceptuales y metodológicos sobre la cuantificación e interpretación de procesos biogeoquímicos esenciales que determinan la naturaleza de muchos tipos de ecosistemas, incluso no existe una clasificación jerárquica de ecosistemas acuáticos ni terrestre aceptada por la comunidad científica, ni tan siquiera una lista consensuada de los atributos esenciales que definen a los sistemas ecológicos (Fitzsimmon, 1994). Este cuadro se agrava en las zonas áridas y semiáridas del planeta, incluyendo las de tipo mediterráneo. Los ecosistemas mediterráneos, característicos de países como España, se encuentran sometidos a un intenso régimen de fluctuaciones ambientales anuales e interanuales controladas por el patrón heterogéneo de las precipitaciones que les confiere un alto grado de aleatoriedad y complican el desarrollo de modelos predictivos de gestión (Margalef, 1987).

Hay que tener presente que ciencias como la Ecología, la Geografía Física o la Hidrología se han desarrollado preferentemente en una estrecha banda de nuestro planeta, la zona templada, y por tanto han estado relacionadas con unos tipos de ecosistemas acuáticos y terrestres característicos de esa zona, generándose importantes desequilibrios de conocimientos científicos que van a repercutir de forma negativa en la demanda de información para el desarrollo de programas de conservación de espacios naturales en marcos climáticos tan complejos como el mediterráneo (Williams, 1988). Una buena estrategia para superar estas asimetrías de conocimientos es el análisis comparado de ecosistemas (Cole *et al.*, 1991). Con esta herramienta se pueden extraer conclusiones muy valiosas aplicables a espacios naturales con grandes vacíos de información utilizando el conocimiento que se tenga de ecosistemas afines, situados en las mismas regiones ecológicas aunque éstas puedan estar geográficamente muy distanciadas.

Otro obstáculo de la gestión ecosistémica tiene que ver, con la implementación de uno de sus aspectos aplicados más importantes: la salud del ecosistema. Además de los problemas metodológicos que plantea su medida y que ya se han comentado en el apartado anterior, el término salud del ecosistema es rechazado conceptualmente por un número importante de científicos por diferentes razones (Suter, 1993; Wicklum & Davies, 1995).

Para algunos autores el vocablo "salud" implica un juicio de valor sobre un determinado cuadro ecológico deseado o preferente que está implícito en su evaluación y la ciencia debe ser neutral (Wicklum & Davis, 1995). Contrariamente, Meyer (1997), aparte de criticar este argumento al considerar que la comunidad científica no es neutral, ya que se puede comprobar que está afectada por los valores de referencia de las instituciones que financian los proyectos o de los revisores de artículos o incluso por criterios estéticos de la moda científica (Johnson, 1995), defiende y justifica el uso del concepto de salud del ecosistema. Entiende que la incorporación de este concepto a la gestión del medio natural ofrece grandes ventajas en la estrategia de comunicación con gestores, políticos y el ciudadano en general, ya que se necesitan ideas y vocablos fáciles de entender y manejar que nos ayuden a elaborar una escala de valores, consensuada socialmente, para el desarrollo de planes de explotación de recursos (Shrader-Frechette, 1994).

Tabla 3.1. Análisis de las ventajas e inconvenientes de la aproximación ecosistémica aplicada al estudio y gestión del medio natural

VENTAJAS	INCONVENIENTES
Facilidad de Integración del Medio Natural y Humano (Sistema ecológico-económico), bajo un modelo holista y deductivo.	Grandes vacíos de información sobre el funcionamiento y dinámica de muchos tipos de ecosistemas.
Facilidad para la elaboración, junto con la Economía ecológica, de modelos globales de desarrollo ambientalmente y ecológicamente sustentables.	No existe una clasificación de ecosistemas, a diferentes escalas, consensuada por la comunidad científica.
Permite generar soluciones de conjunto al favorecer la integración de las dimensiones biofísicas y socioeconómicas del territorio. Potencia la gestión multidimensional de los recursos naturales en un marco holístico o integrado.	No existe una lista consensuada de atributos básicos que definan a los ecosistemas.
Capacidad de jerarquizar factores, procesos y patrones ecológicos esenciales. Ayuda a establecer modelos de gestión con una jerarquía de objetivos y prioridades de actuación e incentivos.	Existen vacíos metodológicos para analizar y cuantificar algunos factores y procesos ecológicos claves.
Facilita la creación de estrategias de cooperación y coordinación institucional al identificar los errores de intervención que generan conflictos en la utilización múltiple de los recursos naturales.	Requiere una gran base de información multitemática del Medio Natural y Humano.
Promueve la necesidad de gestionar un territorio de una forma global y coherente comenzado por la caracterización de unos límites naturales con un significado ecológico.	Necesita personal especializado en diferentes disciplinas.
Establece puentes de unión entre la conservación y explotación de los ecosistemas.	Dificultad de integrar equipos transdisciplinarios formados por especialistas de las ciencias de la naturaleza y sociales bajo un marco analítico y metodológico común. Puede requerir el empleo de nuevas tecnologías (SIG, Teledetección). Proyectos económicamente caros.
Estrategia rápida y segura de conservación de la biodiversidad en territorios con alta tasa de cambios al caracterizar los procesos biofísicos esenciales que ligan las especies a sus hábitats.	Requiere programas de seguimiento a largo plazo.
Prioriza la caracterización y conservación de las especies claves y/o ingenieras de ecosistemas.	Difícil de visualizar y comprender por gestores, políticos y opinión pública. Baja sensibilización en su implementación.
Promueve la conservación de los procesos ecológicos esenciales que determinan la integridad ecológica de los ecosistemas frente a la conservación de las singularidades afectivas.	Débil capacidad predictiva o naturaleza "blanda" de sus hipótesis. Dificultad de definir en los modelos los umbrales de tolerancia.
Promueve el conocimiento y conservación de la integridad ecológica y salud de los ecosistemas de un territorio.	No existen metodologías generalizadas para evaluar la integridad y salud de los ecosistemas
Facilidad de aplicar el criterio de representatividad de ecosistemas a la protección de la Ecodiversidad .	
Favorece y promueve la conservación de territorios con alta heterogeneidad y grado de conectancia. Facilita la creación de redes ecológicas de conservación de espacios naturales.	
Favorece y promueve territorios con políticas de ordenación de usos más que restricciones de uso.	
Favorece y promueve modelos de gestión de carácter preventivo que se anticipen a los problemas ambientales.	
Genera fácilmente modelos de gestión adaptable.	
Actúa como hilo conductor y marco de integración de múltiples disciplinas de las Ciencias de la Naturaleza y Sociales relacionadas con el estudio sectorial de los espacios naturales.	

Por su significado en las ciencias médicas el término "salud" es una metáfora de gran utilidad para explicar a una audiencia no especializada cómo funcionan los ecosistemas y los peligros que encierra hacer una mala gestión de sus recursos. Puede actuar como catalizador de un cambio de actitudes humanas hacia el medio natural. El uso de metáforas en ciencia ha demostrado sus beneficios en la búsqueda de una estrategia sencilla de comunicar en un lenguaje popular conceptos y resultados (Rapport, 1989). Emplear, por ejemplo, la metáfora de que "la salud de la naturaleza o de los ecosistemas es indispensable para la salud de la población humana" no significa que la integridad de los sistemas ecológicos se basen en los mismos criterios de la salud humana. Por otra parte hay que tener en cuenta que la salud del ecosistema es un concepto y no una cantidad (Steedman, 1994), y como concepto suministra una trama teórica de gran utilidad tanto en la observación e interpretación de la naturaleza como en la gestión de sus recursos. Visto de este modo, la salud del ecosistema está sirviendo para que los científicos que estudian procesos o componentes bióticos o abióticos de los sistemas ecológicos, activen y dirijan sus investigaciones hacia direcciones más implicadas con su conservación o restauración funcional por lo que se está constituyendo en una excelente táctica para conseguir integrar el conocimiento científico y las demandas sociales (Scrimgeour & Wicklum, 1966).

Por otra parte, y dado que se trata de un modelo de gestión basado en la conservación de la integridad de los ecosistemas, que requiere del absoluto respeto a sus límites naturales y que adapta sus estrategias de planificación y gestión a la dimensión espacial y temporal con que se expresan los procesos ecológicos esenciales, uno de los primeros problemas que surge ante la gestión es precisamente la delimitación del espacio a administrar. Es evidente que esta demanda choca con los modelos tradicionales de gestión del medio natural actualmente en vigor; modelos en los que cada administración, ya sea municipal, autonómica o nacional, intervenga dentro de sus límites de competencias con sus propios criterios económicos, técnicos, territoriales y políticos.

Además de los inconvenientes derivados de estas diferencias administrativas y esta diversidad de competencias, tampoco existe una coordinación en el campo legislativo y de la gestión propiamente dicha. De esta forma se crea un importante marco de confusión que se traduce en la ausencia de actuaciones dinámicas y eficaces enmarcadas en una política global de conservación de los sistemas ecológicos y los recursos que representan. Se produce lo que Odum (1982) denominó la "tiranía de las pequeñas decisiones".

Aunque prescindir de los límites administrativos en aras de una delimitación natural es una tarea extremadamente difícil, la gestión ecosistémica puede servir de herramienta para facilitar estrategias de coordinación multijurisdiccional, y para articular políticas sectoriales como la hidrológica, la agrícola, la turística o la industrial, que inciden sobre el territorio a diferentes escalas espacio-tiempo y a distintos ritmos e intensidades. En último término, se estaría promoviendo una política de cooperación frente a una de competencia que, si atendemos a la experiencia de las últimas décadas, suele desembocar en conflictos entre administraciones.

Otro problema que dificulta el desarrollo de acciones de índole ecosistémica se refiere al cómo implementar nuevas políticas territoriales basadas en el concepto de sistema ecológico, o ecosistema, en un contexto socio-político como el actual en el que la gestión del territorio se lleva a cabo siguiendo criterios basados principalmente en premisas políticas, socio-económicas, jurídicas y demográficas. Normalmente la aplicación de una perspectiva ecosistémica a la gestión del medio natural y sus recursos choca con los

intereses competitivos y productivistas de las instituciones o propietarios que ejercen controles diversos sobre el territorio, generándose así una nueva fuente de adversidad.

Finalmente, también habría que considerar los problemas que suelen generarse con la creación y desarrollo de equipos transdisciplinarios de trabajo, indispensables desde nuestro punto de vista en la elaboración de modelos ecosistémicos de gestión. Los inconvenientes más importantes que se originan en este plano tienen que ver con la búsqueda de un lenguaje común que permita, alrededor de la misma unidad de observación y análisis, el ecosistema, compartir conceptos, objetivos y metodología desde las diferentes perspectivas que caracterizan a los distintos cuerpos de conocimiento implicados. En este sentido, es indispensable tener en cuenta no sólo un esquema conceptual y metodológico común, sino tener también muy claro a quiénes va dirigido el modelo de gestión a elaborar.

De todas formas y a pesar de las dificultades que implica el desarrollo de modelos ecosistémicos de gestión, ésta es una aproximación que está revalorizándose y ganando terreno día a día en el campo de la planificación integrada. Siguiendo a Udo de Haes & Klijn (1994), varias serían las razones que proyectan este nuevo horizonte:

- a) El reconocimiento progresivo por parte de los gestores de la interdependencia que existe entre los componentes bióticos y abióticos de los sistemas naturales y las actividades humanas.
- b) El crecimiento de una conciencia y un interés renovado por el "ecosistema" concebido ahora como una herramienta sumamente útil para el desarrollo de programas de gestión multidimensional e integrada de los recursos naturales.
- c) La eficiencia, en términos de costes/beneficios, de una aproximación global o integrada frente a enfoques parciales, aunque sólo sea porque desde ella se requiere menos información debido a la capacidad integradora de las propiedades emergentes de los ecosistemas.

3.4. El ecosistema como una unidad básica de estudio y gestión del medio natural

Como se ha planteado en el apartado anterior, el marco teórico de la aproximación ecosistémica y su estrategia de implementación se articula alrededor del concepto de ecosistema, y en concreto en torno a dos de sus atributos más importantes relacionados con su conservación: integridad y salud ecológica. Es evidente que si, a través del análisis ecosistémico, se intenta defender y promover un modelo unitario de pensamiento y actuación en el campo de la gestión del medio natural -el cual se basa en la acepción de un vocablo tan abierto como el de ecosistema-, es necesario explicar y justificar el enfoque escogido para construir su marco teórico y la estrategia operativa de ejecución. El término ecosistema se ha convertido, en términos generales, en un sinónimo culto de naturaleza adquiriendo casi tantos significados como autores se han acercado a su estudio, por lo que una breve *ecosistemología* del término, en el sentido de Schultz (1967), puede servirnos para revisar antiguas acepciones, analizar analogías y homologías con otros pensamientos afines y buscar conceptos unificados (Peters, 1991) que sirvan de punto de referencia para el modelo conceptual y metodológico que se propone.

3.4.1. Procesos globales y los conceptos de *ecosistema* y *geosistema*

Cuando en 1866 el zoólogo alemán Ernst Haeckel acuñó la expresión *Ecología* estableció, además que intentar definir una nueva ciencia, una nueva fórmula de construir vocablos anteponiendo a determinados substantivos el prefijo *eco* (*oikos*=casa), la cual se haría enormemente popular y tendría un gran éxito con el paso de los años. Haeckel instauró una manera fácil de elaborar términos concisos y escuetos vinculados normalmente con las diversas relaciones que se establecen en el medio natural (ecotono, ecotipo, ecotopo, ecoclina, etc.). Este hecho podría servir para explicar por qué el término *ecosistema* ha tenido esa atracción y esa fama preeminente frente a otras voces que poseen el mismo significado y que fueron desarrolladas, de un forma más o menos independiente, para describir entidades naturales complejas (Golley, 1994).

Al igual que ha ocurrido con otros conceptos emanados de las Ciencias de la Naturaleza, el vocablo *ecosistema* se crea muy posteriormente a la propia génesis del concepto. La idea de una naturaleza unitaria organizada en entidades ambientales dinámicas y complejas con propiedades globales no era algo nuevo en la primera mitad de este siglo. Este pensamiento se originó en unas fechas tan tempranas como el inicio del siglo XIX, cuando el naturalista prusiano Alexander von Humboldt desarrolló su concepto de *cuadro de la naturaleza* (1805), ciento treinta años antes de que el botánico inglés Arthur Tansley expusiera su idea de *ecosistema* (1935). Una revisión de cómo se generó y evolucionó el concepto de *ecosistema* en distintos contextos geográficos, y de cómo se vio afectado por factores sociales, culturales, políticos e históricos puede encontrarse en González Bernáldez (1980), McIntosh (1985) y Golley (1994).

El tratamiento desde una perspectiva global del mundo natural se ha desarrollado según dos niveles básicos de integración, los cuales se corresponden en gran medida con los ya comentados enfoques biocéntrico y funcional:

- a) Como un conjunto de organismos vivos de diferentes especies interactuando entre sí en un espacio geográfico con determinadas características ambientales.
- b) Como un espacio geográfico conformado por componentes vivos y no vivos que interactúan entre sí y procesan y transfieren energía y materia.

Bajo la primera consideración encontramos algunos conceptos como los de Asociación, Biocenosis, Comunidad, etc.; y bajo la segunda otros como los de Biosfera, Microcosmos, Biogeocenosis, Paisaje, Ecotopo, Envuelta Geográfica, Complejo Territorial y, especialmente, *Ecosistema* y *Geosistema* (Whittaker, 1962; González Bernáldez, 1980; 1981).

Entre todas las disciplinas relacionadas con la observación y el análisis del medio natural, quizá sean la Geografía Física y la Ecología las que más han insistido, y desde hace más tiempo, en la necesidad de estudiar la naturaleza como un todo, evitando aproximaciones demasiado analíticas o sectoriales, o combinándolas en todo momento con otras de carácter integral. En esa búsqueda de visiones de conjunto o unitarias, ambos cuerpos de conocimiento encontraron la utilidad de la aplicación del concepto de *sistema* a la comprensión de la complejidad funcional del medio natural.

El primer autor en intuir la oportunidad de incorporar la teoría de sistemas a la interpretación de la naturaleza fue Tansley (1935) quien, queriendo equilibrar el excesivo peso otorgado por las visiones de conjunto de su época a la componente biótica -en este caso representada por la comunidad biológica-, entiende el medio natural como un conjunto de unidades básicas donde se establece un sistema de interrelaciones físicas y biológicas. En estas unidades no es posible separar los organismos de su ambiente abiótico. Tansley denominó a este sistema biofísico *ecosistema* y lo hizo objeto de estudio de la Ecología.

Posteriormente, en 1953, Odum estableció, sobre la base del concepto trófico-dinámico de Lindeman (1942), la noción de la energética de los ecosistemas como el núcleo central del conocimiento de la ciencia ecológica. Desde esa perspectiva, los ecosistemas se comprenden como unidades funcionales en las que se establecen relaciones biofísicas de interdependencia a través de intercambios de materia y energía.

El desarrollo y aplicación a la Ecología de la *Teoría General de Sistemas* de von Bertalanffy (1951; 1968) permitió abordar la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas mediante la adopción de unos principios o leyes sistemológicas relacionadas con el análisis de propiedades que nacen de la red de relaciones establecidas entre sus componentes, las cuales no son asimilables mediante el examen aislado de cada uno de ellos. De todas formas, la Teoría General de Sistemas ha contribuido más al desarrollo de una Ecología teórica, es decir a la búsqueda de unos principios unificadores, que a resolver problemas prácticos relacionados con la conservación de ecosistemas (González Bernáldez, 1980).

A pesar de que el concepto de ecosistema originariamente pretendía ponderar la importancia de las componentes viva e inerte de los sistemas naturales, su génesis y desarrollo desde el campo de la Biología ha hecho que aparezca en el contexto de las Ciencias de la Naturaleza con un marcado sesgo hacia la componente biológica del sistema. Además, es también cierto que aunque en sus inicios la idea de ecosistema definía un marco biofísico equilibrado, muchos ecólogos han utilizado el término y no el concepto, haciéndolo equivalente a un análisis del medio natural sólo en términos de sus comunidades biológicas (Shultz, 1967; González Bernáldez, 1981). Esta es la causa de que, por ejemplo, desde el campo de la Geografía Física, el concepto de ecosistema se haya visualizado como la entidad en la que los organismos y sus actividades son las piezas claves del sistema.

En un intento de mitigar esta asimetría, en 1963 el geógrafo ruso V.B. Sochava definió el concepto de *geosistema* como un sistema de relaciones geográficas. Se intentaba desarrollar así un modelo territorial global y dinámico donde existiera un mejor equilibrio entre los componentes geológicos e históricos. De todas formas, un análisis epistemológico de ambos conceptos pone de manifiesto que son prácticamente sinónimos en sus planteamientos originarios (González Bernáldez, 1981).

En cualquier caso el geosistema se convirtió desde los años 60 en la unidad de observación, análisis y estudio de varias de las ramas integracionistas y las corrientes globales de la Geografía Física (Rougerie & Beroutchachvili, 1991), cuyos orígenes también se remontan a la obra de A. von Humboldt y a la de otros geógrafos del siglo XIX como J.P. Marsh o el francés E. Reclus. Ahora bien, no será hasta finales del pasado siglo cuando se intente una verdadera integración de los conocimientos parciales de Geografía Física (Geomorfología, Climatología, Edafogeografía, Hidrogeografía). Esta iniciativa fraguará ya avanzado nuestro siglo, y auspiciada finalmente por el desarrollo de la Teoría General de Sistemas, en corrientes diversas: en Alemania, con la *Geoecología* de C. Troll, la cual se apoya directamente en los postulados de la

"Ciencia del Paisaje" de Passarge de principio de siglo; en Francia, con la *Ecogeografía* y la "*Ciencia del Paisaje*" impulsadas por autores como J. Tricart y G. Bertrand; y en la antigua Unión Soviética con los trabajos de V. Gerasimov y el ya citado V.B. Sochava.

Se entiende, pues, que se ha generado un cierto ambiente de confusión por la ambigüedad y ligereza con que se ha aplicado el término (Blandin & Lamotte, 1988). Buena parte de esta confusión tiene su origen en la interpretación que el geógrafo francés G. Bertrand hizo del concepto de geosistema de Sochava. Para Bertrand (1968) el geosistema constituía, dentro de la taxonomía de unidades del paisaje que desarrolló, una entidad cartografiable a unas dimensiones determinadas (10-100 Km²). Se interpretaba como un espacio que, a la escala indicada, poseía una fisonomía homogénea y una evolución común. Posteriormente, este mismo autor (Beroutchachvili & Bertrand, 1978; Bertrand & Bertrand, 1986) se aproximó más al concepto original de geosistema, dejó de interpretarlo como una unidad taxonómica para considerarlo como una abstracción, y hacerlo independiente de la escala de observación. De esta forma el concepto de geosistema le permitió alcanzar una interpretación pluriescalar de la organización, funcionamiento y dinámica del paisaje, llegando incluso a poder considerarse como un método naturalista apto para las prácticas del ordenación (Bertrand, 1986). Paradójicamente, durante la horquilla de tiempo en que el geosistema fue considerado una unidad taxonómica del paisaje, el ecosistema constituyó una herramienta de integración conceptual dentro de la aproximación geográfica (Richard, 1975).

A pesar de todo ello los conceptos de ecosistema y geosistema se han constituido en unidades básicas de organización e información y han imprimido orden en la complejidad de ciencias multidimensionales como la Ecología o la Geografía Física; sin embargo, los intentos de aplicación por cualquiera de estos cuerpos de pensamiento a la gestión de los espacios naturales han encontrado serias dificultades operativas (Blandin & Lamotte, 1988). A ambos conceptos se le ha criticado su baja capacidad de aplicación a la gestión de los recursos naturales ya que no constituyen entidades discretas, de fácil delimitación en el espacio y por tanto reconocibles y cartografiables. Para los más críticos, no dejan de constituir artefactos conceptuales, una especie de realidad virtual que sólo sirve para explicar el funcionamiento del medio natural, pero que no existen en realidad más que en la mente de los investigadores y en sus escritos. Para los autores positivistas el ecosistema y el geosistema no son más que una entealequia, algo que forma parte de las utopías de la Ecología (Rivas Martínez, 1993) y de la Geografía Física.

De todas formas, el resultado final es que aunque ambos conceptos se enunciaron bajo el mismo marco teórico de la Teoría General de Sistemas y con contenidos prácticamente idénticos, su aplicación en contextos científicos distintos ha hecho que se les considere como dos líneas diferentes de pensamiento, observación y análisis del medio natural. Únicamente a través de la Ciencia del Paisaje se puede considerar que ha existido realmente un cierto puente de unión entre ecólogos y geógrafos físicos para la interpretación integrada del medio natural (Richard, 1975; Golley, 1994). En la actualidad es necesario romper estas divergencias conceptuales y buscar puntos de encuentro que nos permitan desarrollar una ciencia de la naturaleza unitaria como la vía más adecuada de abordar de una forma sólida la variada casuística de los problemas planteados en la gestión del medio natural.

Para nuestro trabajo, ecosistema y geosistema entendidos como abstracciones o conceptualizaciones de la naturaleza es sólo uno de los aspectos que nos interesan. Y aunque, como veremos más adelante, existen

dificultades, es posible caracterizar de una forma objetiva y operativa límites cartografiables para los sistemas ecológicos y de esta manera entrar de lleno en el campo de planificación integrada del territorio.

No obstante, debido a su marcado carácter biocéntrico, la noción de ecosistema ha recibido críticas por parte de determinados geógrafos y científicos de otras disciplinas. De una forma errónea, como ya vimos, se le asocia sólo con el enfoque de la Ecología de Poblaciones/Comunidades, ignorándose la aproximación funcional de la Ecología de Sistemas en donde se prima la componente abiótica a través del análisis de flujos de energía y ciclos de materiales (apartado 2). Esta concepción desenfocada del ecosistema ha hecho que se le considere como el subsistema biótico del geosistema (Tricart, 1987, Cervantes, 1989; Bolós, 1992), llegándose incluso a definiciones, desde la Geografía Física, en las que a la Ecología se le asigna el fin del "estudio de los componentes biológicos de un espacio en sus relaciones entre ellos y con los elementos del espacio físico elegido" (López Bermúdez *et al.*, 1992). Para muchos geógrafos la diferencia más importante entre ambos conceptos es que el *geosistema* es un pensamiento mas amplio que el ecosistema, ya que este no es más que una parte del sistema geográfico natural (Beroutchachvili & Bertrand, 1978). Un geosistema sería, pues, un ensamblaje de ecosistemas unidos por interacciones laterales. Este hecho podría explicar la aparición de vocablos desenfocados ecológicamente como el de *geoecotopo* o el de *geoecosistema*, o incluso, salvando el diacronismo en el análisis, denominaciones erradas como las ya expresadas Geoecología (Troll, 1939) o Ecogeografía (Tricart & Kilian, 1979).

Por otro lado, al geosistema también se le ha criticado por parte de los ecólogos el hecho de tener importantes lagunas relacionadas con el papel de los organismos en el control de los flujos y transferencias de energía y materiales en el funcionamiento de los sistemas naturales. También se ha censurado, incluso desde dentro de la propia Geografía Física, que aunque el armazón teórico del geosistema parece adecuado y sólido no ocurre lo mismo cuando se lo ha llevado a la práctica, momento en el que sigue siendo preferible hablar de "medio físico".

En este trabajo el término geosistema se emplea cuando se quiere recalcar especialmente la contribución de los elementos no biológicos en la definición de la integridad ecológica de un sistema de interacciones biofísicas o ecosistema. Aludimos a *biosistema* o sistema biológico cuando queremos enfatizar, en términos sistémicos, la totalidad de la componente biológica y su interdependencia trófica; equivaldría al término clásico en Ecología de biocenosis. Dentro del marco del biosistema, empleamos la expresión *población* para referirnos a un conjunto de organismos de la misma especie que se reproducen y ocupan un área determinada en un momento determinado y, utilizamos asimismo el vocablo *comunidad* para designar a una población mixta o conjunto multiespecífico de organismos definido por la naturaleza de sus interacciones o por el lugar donde viven (Fauth *et al.*, 1996). Por último manejamos el término ecosistema cuando nos referimos a todo el conjunto del medio natural, es decir al sistema global de interrelaciones bióticas y abióticas.

La aproximación ecosistémica al estudio y gestión de los espacios naturales que se promueve desde este trabajo desarrolla un marco de integración conceptual y metodológica articulado alrededor de tres acepciones o extensiones del término ecosistema que hay que tener muy en cuenta en la caracterización de sus atributos de integridad y salud:

- a) El ecosistema como una concepción de la organización y funcionamiento de la naturaleza. El ecosistema se comprende como una abstracción o *supraestructura teórica*.
- b) El ecosistema como el resultado de una jerarquía de relaciones de dependencia entre sus componentes y una jerarquía de escalas espacio-temporales. El ecosistema se comprende como una unidad con una organización jerárquica y como una entidad real, tangible, que puede definirse o clasificarse a una escala espacial determinada como un *tipo genético-funcional* de sistema ecológico.
- c) El ecosistema como escenario, básicamente visual, de un sistema complejo de relaciones biofísicas. El ecosistema se comprende como una entidad perceptible plurisensorialmente, es decir como un *paisaje* con límites operativos y por tanto puede reconocerse y cartografiarse.

Así pues, cuando en adelante nos refiramos al ecosistema tendremos siempre presente sus tres acepciones, que no pueden individualizarse de un modo real pero sí de forma operativa, sobre todo al objeto de abordar su estudio y plantear la gestión de los recursos que representa. El ecosistema del que hablamos es indisolublemente y al mismo tiempo una concepción intelectual; una unidad genético-funcional definida ecológicamente a cualquier escala espacio-temporal bajo un procedimiento de clasificación jerárquica, y por tanto una unidad taxonómica; así como una unidad paisajística o espacio geográfico discreto.

3.4.2. El ecosistema como unidad funcional

Como abstracción o supraestructura teórica, el ecosistema adquiere para nosotros el significado que se le dio en el origen de su formulación y en el posterior desarrollo a través de la Ecología funcional o de sistemas. No se establecen *a priori* asimetrías entre sus componentes bióticos y abióticos y se pone un especial énfasis en su génesis y su dinámica a través de los flujos y transferencias de energía y de materiales, incluyendo los ciclos de nutrientes. Supone una aplicación de la Teoría General de Sistemas al entendimiento y modelización sistémica de la naturaleza. Un ecosistema no es más que una porción de la superficie del planeta, de cualquier magnitud, conformada por elementos vivos y no vivos ligados por una red de relaciones biofísicas de interdependencia. Desde una perspectiva dinámica, un ecosistema constituye una unidad funcional del medio natural o un sistema bio-geo-químico-físico abierto que intercambia y procesa energía y materiales y se auto-organiza en el tiempo. Por su parte, el geosistema se refiere al sistema geográfico ligado a los elementos preeminentemente no vivos del medio natural.

Asociado a este concepto de ecosistema se encuentran los conceptos de función y estructura. La función, o el funcionamiento, del ecosistema se vincula con el intercambio de materiales y el ciclo de nutrientes y con el procesado y transferencias de energía. La estructura se refiere a la organización de materiales y la distribución de la energía dentro del sistema. Cada tipo de ecosistema posee una organización estructural y desarrollo en el tiempo que determina su funcionalidad y que define su identidad ecológica o, en términos de conservación, su integridad ecológica. En la figura 3.4. se presenta un diagrama esquemático de cómo la aproximación ecosistémica interpreta en toda su amplitud el concepto de ecosistema mostrando la relación entre sus dos componentes o sistemas integrantes; *biosistema* y *geosistema*. Estos aparecen separados sólo de una forma operativa ya que en la realidad existe una notable interpenetración entre los compartimentos biótico (biosistema o sistema de organismos ligados por una

trama de interdependencia trófica) y abiótico (geosistema o sistema de elementos abióticos conexiados por una red de relaciones geo-químico-físicas).

Dependiendo del tipo de ecosistema y de la escala de observación y análisis que se adopte, la componente abiótica (geosistema) o la componente biológica (biosistema) tendrán un mayor o menor peso en la definición de la integridad de un sistema ecológico. Por ejemplo, en un ecosistema de *dunas activas* dominará el geosistema, destacando por tanto el control abiótico de su integridad; mientras que, por contra, en una *laguna hipertrófica* el principal dominio lo ejercerá el biosistema denunciando un control biológico de su integridad. Una situación más compensada entre biosistema y geosistema sería la representada por un ecosistema del tipo *brezal higrófilo de mancha*, el cual se caracteriza por un complejo entramado de relaciones entre sus componentes bióticos y abióticos.

En la figura 3.4. también se muestra cómo una aproximación ecosistémica al estudio del medio natural implica la participación de conocimientos de un número considerable de disciplinas que se ordenan a lo largo de un gradiente en cuyos extremos destacan los fenómenos estrictamente biológicos o físicos. Es así como la aproximación ecosistémica sirve de hilo conductor y nexo de integración de disciplinas relacionadas con el estudio sectorial del medio natural (Likens, 1992).

Como ya se comentó en el apartado 3.1., aunque el hombre forma parte de la componente biótica de los ecosistemas, adopta una posición muy especial y diferente a la de cualquier otro organismo, por lo que hay que considerarlo como un sistema socioeconómico separado del sistema ecológico. Por este motivo en una jerarquía estructural de niveles de sistemas (Chorley & Kennedy, 1971) se justificaría la existencia de un nivel superior al de ecosistema, éste sería el sistema formado por la imbricación del medio natural (ecosistemas) y el medio humano (sistemas socioeconómicos); un sistema ecológico-económico (Figs. 3.2 y 3.5.). Atendiendo a las disciplinas encargadas de su estudio, los sistemas ecológicos serían objeto de estudio de las Ciencias de la Naturaleza, los sistemas socioeconómicos de la Ciencias Sociales y la combinación de los sistemas naturales y los sistemas socioeconómicos (sistemas ecológico-económicos) de las Ciencias Ambientales es decir disciplinas que provenientes del campo de las ciencias de la naturaleza y sociales buscan un marco común de integración de sus diferentes cuerpos de conocimiento (Economía ecológica, Derecho ambiental, Psicología ambiental, etc.) (Fig. 3.2.).

Por otro lado, resulta interesante clarificar la posición del concepto de ecosistema dentro de la jerarquía de niveles de organización de los sistemas vivos y no vivos, al objeto de avanzar en el entendimiento de su naturaleza y en la búsqueda de una integración en Ecología. Visto de este modo, la jerarquía tradicional de índole unidireccional en sus niveles de organización (Fig. 3.6.a) se substituye actualmente por una jerarquía en varias ramas según el paradigma que se considera o el tipo de pregunta que se quiere abordar (relaciones filogenéticas, coevolutivas, intercambios de materia y energía, etc.) (Fig. 3.6.b.) (Pickett *et al.*, 1994). En otras palabras y a modo de intento de integración de los dos paradigmas más importantes de la Ecología ya indicados en el apartado 2. (flujos de energía y materiales frente a poblaciones/comunidades), la jerarquía de niveles de organización presenta una estructura dual (O'Neill *et al.*, 1986) con una rama biocéntrica (especies) y otra funcional (procesos). El punto de convergencia de las dos ramas se produce a nivel de *organismo*, que retiene para sí la dualidad de ser considerado tanto una unidad reproductiva de transferencia de información genética, como una unidad funcional que procesa y transfiere energía. Bajo este carácter dual de los organismos, las aproximaciones biocéntrica y funcional al entendimiento del medio natural, lejos de estar enfrentadas se presentan complementarias. En esta jerarquía

dual tampoco se considera ningún nivel de organización entre el ecosistema y el nivel definido por el sistema ecológico-económico. Niveles como *paisaje* o *biosfera* de la visión tradicional (Fig. 3.6.a) quedan ahora incluidos dentro del escalón de ecosistema, ya que éste es el único que integra, a cualquier escala, todos los elementos vivos y no vivos del medio natural. Siguiendo las leyes de integración de niveles de organización, este hecho viene a recalcar que los ecosistemas están formados por componentes abióticos y bióticos, y que su significado funcional hay que entenderlo en relación a su nivel superior medio natural-medio humano o sistema ecológico-económico (Udo de Haes & Klijn, 1994).

Allen & Hoekstra (1990; 1992) propusieron otro modelo alternativo a la visión tradicional de las jerarquías ecológicas (Fig. 3.7.). En él los niveles de organización son considerados como *entidades ecológicas* que se definen por una serie de facetas o aspectos concretos (interacciones entre especies, estructura, demografía, comportamiento, evolución, flujos de materia y energía, etc.). En todas las facetas estarán implicados en mayor o menor medida todas las entidades ecológicas (organismo, población, comunidad, ecosistema). Así, una porción de bosque puede examinarse como ecosistema (unidad de procesado y transferencia de energía y nutrientes), como comunidad (ensamblaje de poblaciones en un ambiente abiótico y biótico determinado) o como población (un conjunto de organismos de la misma especie en un ambiente abiótico y biótico determinado), y estudiarse desde diferentes campos de las distintas subdisciplinas implicadas (ecología funcional, evolutiva, demográfica, ecofisiología, etc.). Las entidades ecológicas no se agrupan de una forma convencional según una jerarquía de niveles, sino en capas definidas por la escala de observación y análisis respecto a la cuestión a resolver. Las preguntas ecológicas se pueden plantear en términos de una determinada entidad (población, comunidad, ecosistema), pero generalmente su respuesta implicará a más de una, incrementándose la complejidad del análisis.

Normalmente el examen de un problema ecológico no se limita al análisis en una determinada capa (escala espacio-temporal de observación) implicando una o varias entidades y facetas, sino que podemos movernos hacia arriba o hacia abajo implicando diferentes escalas espaciales y temporales de observación y entidades. Las entidades ecológicas, al igual que las facetas, son por tanto independientes de la escala. Podemos apreciar cómo un determinado ecosistema contiene ecosistemas de menor tamaño, mientras que él mismo forma parte de otro de mayores dimensiones; es de esta forma que pueden estudiarse todos sus aspectos, incluyendo su integridad, a cualquier escala. Esto implica que existen ecosistemas de todos los tamaños, desde los muy pequeños hasta el que abarca la totalidad del planeta. Para dar respuesta a un determinado problema, una vez planteado a la escala adecuada, será necesario hacer un análisis a escalas superiores para encontrar el contexto, buscar su posición dentro de modelos globales sobre el funcionamiento del medio natural, es decir, definir el papel de las entidades implicadas en la génesis y el funcionamiento de grandes sistemas ecológicos; pero también es necesario hacerlo a escalas inferiores, para encontrar los detalles, los conocimientos concretos que nos permitan explicar los mecanismos de base del comportamiento del nivel en cuestión.

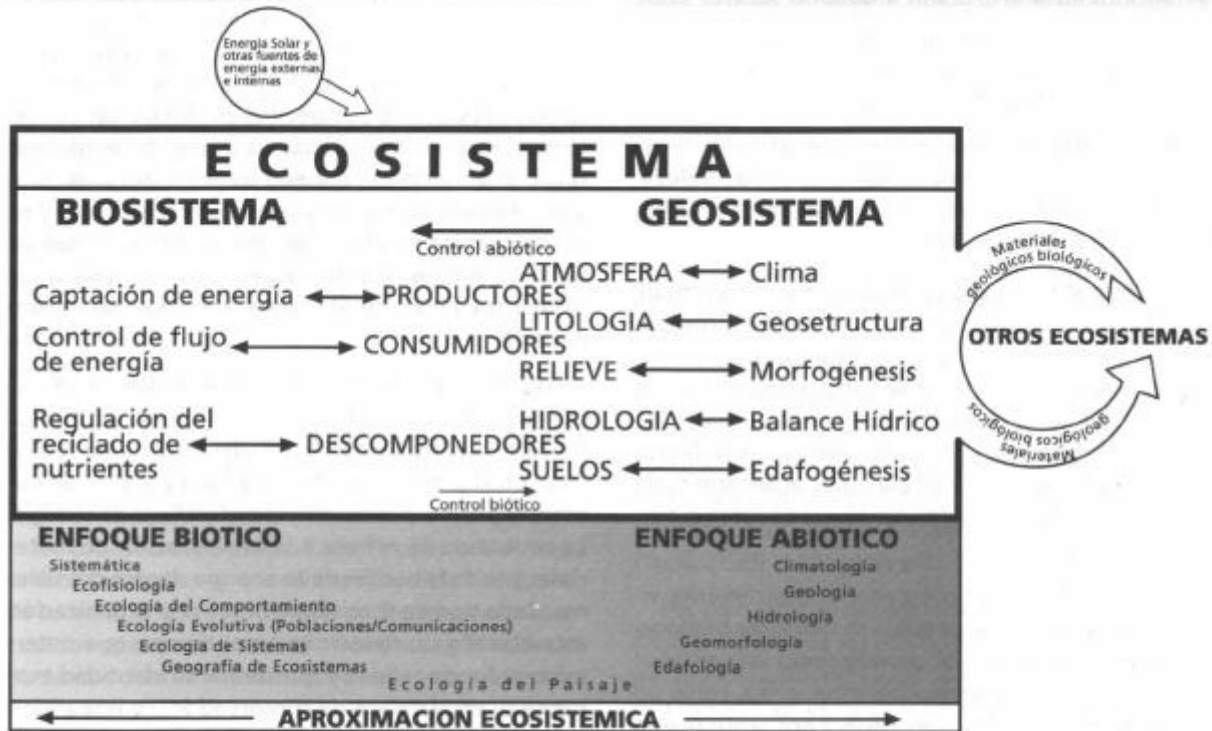


Figura 3.4. Interpretación esquemática del ecosistema como concepto o entidad teórica dentro de la aproximación ecosistémica. Este enfoque se presenta como una línea de pensamiento que articula los cuerpos de conocimiento de ciencias relacionadas con aspectos abióticos de la naturaleza como la Geografía Física, Geología e Hidrología o bióticos como la sistemática de organismos o algunas subdisciplinas de la Ecología.

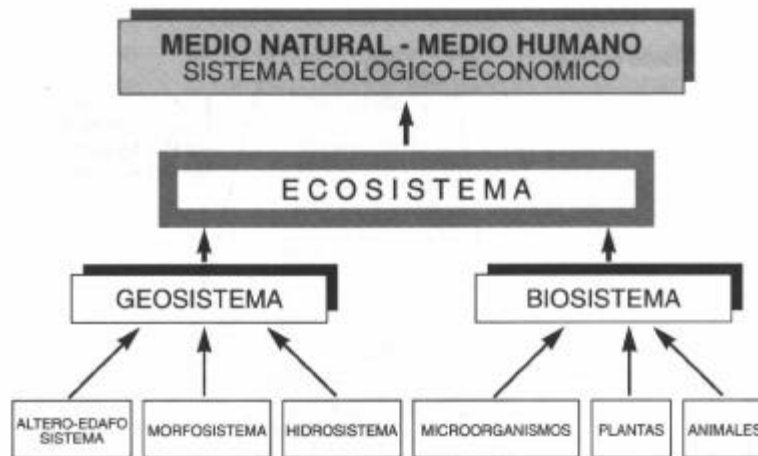


Figura 3.5. Jerarquía dual (abiótica-biótica) de niveles de sistemas.

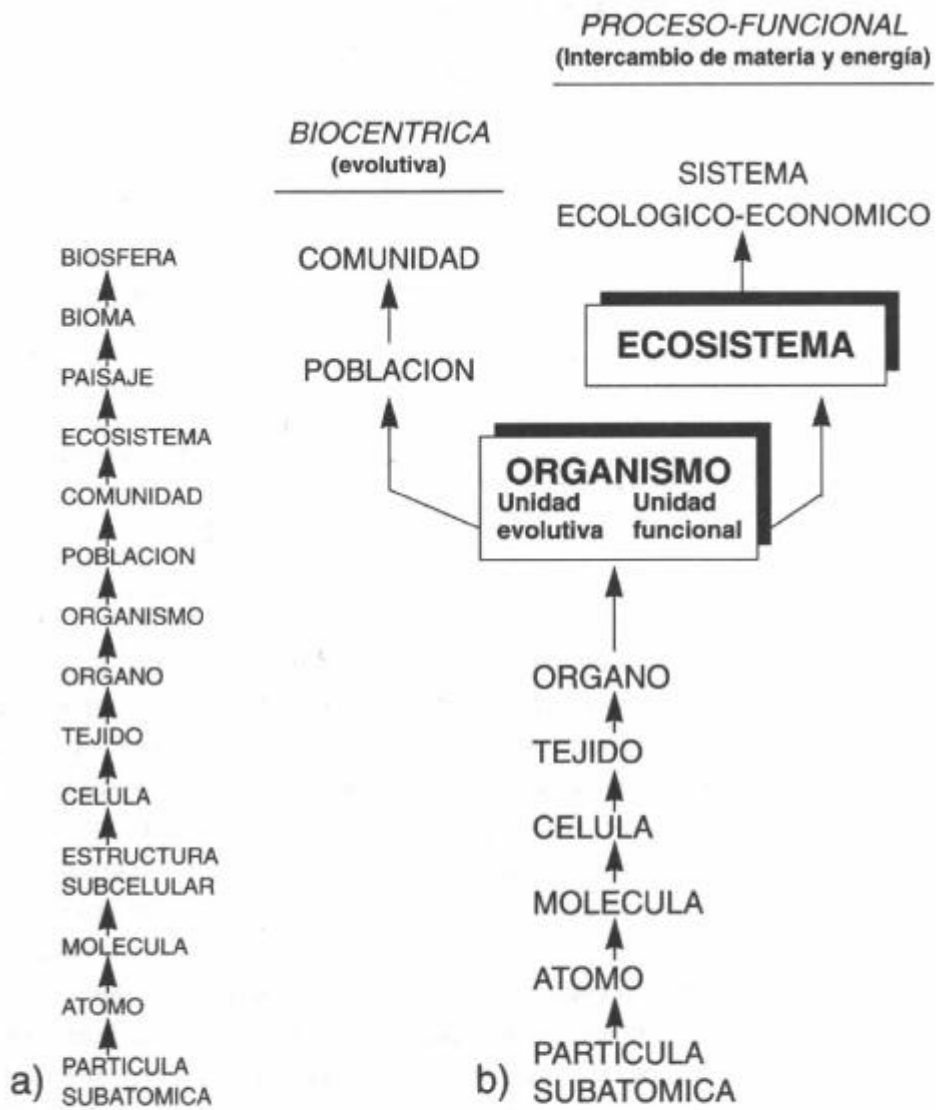


Figura 3.6. Modificación de la jerarquía unidireccional tradicional de niveles de organización (a), por una jerarquía dual (b) en la que los organismos son considerados tanto entidades reproductivas transmisoras de información genética, como entidades que intercambian y procesan materia y energía (basado en O'Neill *et al.*, 1986).

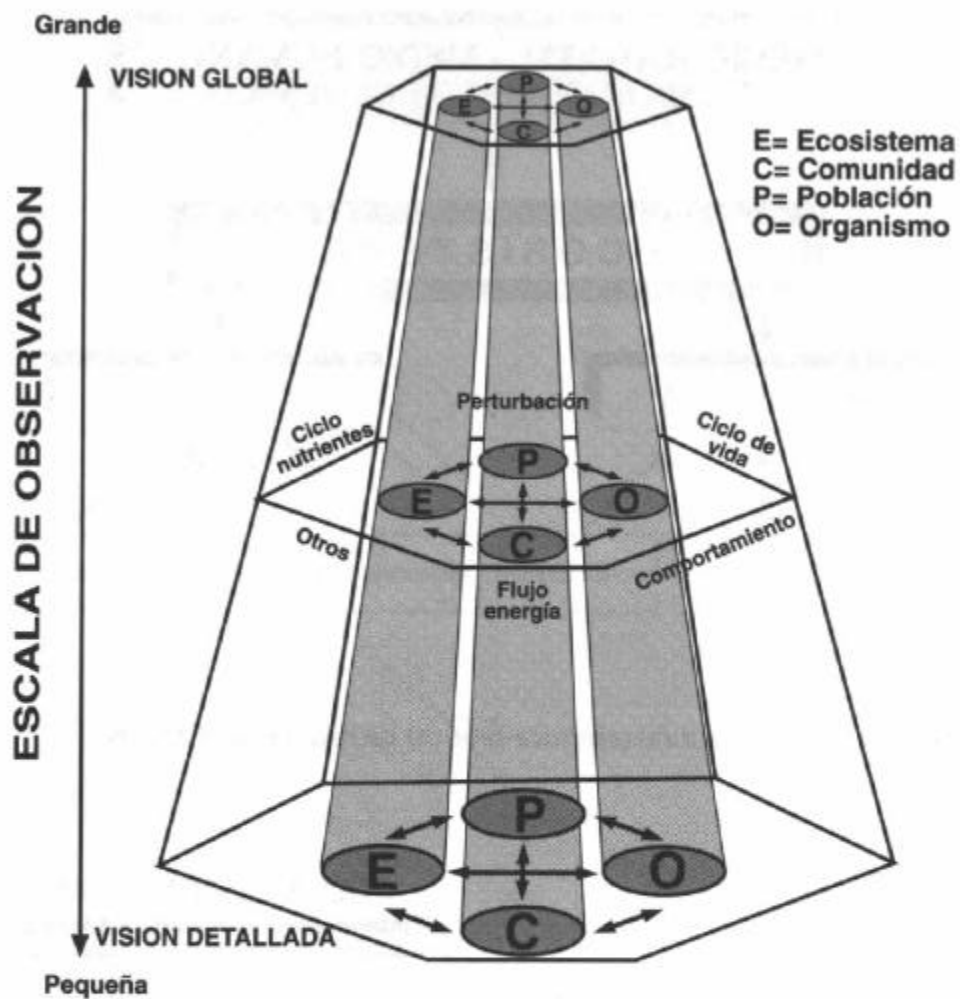


Figura 3.7. Esquema de relaciones entre entidades ecológicas (organismo, población, comunidad, ecosistema) y la escala de observación. Las capas representan tres escalas de observación y análisis de las entidades ecológicas. La base ancha implica un gran número de entidades pequeñas y la estrecha superior un número pequeño de grandes entidades. Las columnas indican que las entidades y las facetas que las definen pueden ser analizadas de una forma individual o conjunta, hacia arriba o hacia abajo, a cualquier escala de observación (basado en Allen & Hoekstra, 1992 y Pickett *et al.*, 1994).

3.4.3. El ecosistema como unidad jerárquica

A partir de los trabajos de Odum, Margalef, Bertrand, Tricart, etc., la formulación general de los conceptos de ecosistema y geosistema estaban claros y su potencial en la gestión de sus recursos naturales era evidente (Schultz, 1967; Van Dyne, 1969; Odum, 1969; Caldwell, 1970 y 1988; Slocombe, 1993a,b; Reynold, 1993; Grumbine, 1994; Carpenter, 1996). Restaba por dar una explicación al problema de cómo extrapolarlos a una realidad física y una dimensión territorial. Aunque se tenga una concepción clara del funcionamiento general del medio natural sólo es posible desarrollar una gestión ecosistémica de sus recursos si se concibe una entidad real, delimitada en el espacio y en el tiempo, sobre la que se pueda intervenir. Sin una expresión espacial y un orden temporal, los ecosistemas no pueden ser clasificados ni cartografiados, y en consecuencia no pueden ser objeto de ninguna política ambiental encaminada a la conservación, a largo plazo, de su integridad y salud ecológica.

En la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas es necesario reconocer *factores, procesos y patrones* (Fisher, 1994). Los primeros hacen mención a cualquier entidad cuya influencia propicia que ocurra algo en un sistema de interacciones biofísicas. Los procesos ecológicos hacen referencia a cualquier accionamiento u operación que, como resultado de la influencia de uno o más factores, dirigen un determinado cuadro ambiental (competencia, depredación, descomposición, colonización, ciclo de nutrientes, hidrodinámica, etc.). Los patrones ecológicos o pautas repetitivas constituyen configuraciones recurrentes de comportamientos (cuadro abiótico, biológico, ecológico) en el espacio o en el tiempo (distribución y abundancia de poblaciones, estructura de la comunidad, diversidad de organismos, estratificación vertical, biomasa/producción, ecotonos, etc.). De esta forma, puede decirse que los factores determinan procesos y la repetición de los procesos generan patrones espaciales y temporales que, a su vez, caracterizan la integridad ecológica de un ecosistema.

Habida cuenta de la propia definición de ecosistema, éstos son, en última instancia, el resultado de la combinación de una serie de condicionantes (climática, geológica, geomorfológica, hidrológica...) que incluyen múltiples factores como el régimen de temperaturas y precipitaciones, tipo de roca, formaciones superficiales o suelos, modelados, composición físico-químicas de las aguas, etc. De todas estas "fuerzas", que también se expresan a diferentes escalas, existen algunas que gobiernan preferentemente el conjunto de procesos que directamente generan, destruyen o cambian la estructura biofísica de un ecosistema. Estas se denominan *fuerzas conductoras o factores de control* (DeAngelis & White, 1994) que, por lo general, dependiendo de la escala, suelen tener un carácter abiótico, aunque pueden estar fuertemente influenciadas por estructuras y/o procesos biológicos.

Estos factores de control acaban por determinar las pautas de cambio de los ecosistemas con el paso del tiempo, y pueden dividirse en tres tipos según su ritmo y comportamiento (DeAngelis & White, *op.cit.*):

- a) Cambios graduales y continuos en las condiciones externas (ej. cambios climáticos o geológicos).
- b) Acontecimientos temporalmente discretos o perturbaciones (ej. crisis climáticas, paroxismos geológicos, fuegos, avenidas, sequías, tornados, etc.).
- c) Cambios con periodicidad estacional (ej. ciclos de temperatura anual, ciclos de precipitación anual, fotoperíodo, etc.).

Esta división no presenta unos límites absolutamente nítidos ya que los distintos factores de control pueden considerarse responsables de una u otra categoría, o de más de una al mismo tiempo.

Asimismo existen algunos principios que correlacionan este comportamiento temporal con magnitudes de orden espacial. Así por ejemplo, la duración de un fenómeno generalmente se incrementa con su tamaño, como en el caso de los tornados registrados esporádicamente en Doñana, que sólo duran unos pocos minutos y afectan pequeñas áreas, mientras que los grandes temporales afectan a sectores extensos durante días o semanas. De igual modo, la frecuencia de un fenómeno suele estar inversamente relacionada con su dimensión espacial o intensidad local (Margalef, 1991); así, siguiendo con el ejemplo anterior, los tornados o grandes temporales se producen en intervalos de tiempo más grandes que las tormentas de invierno.

Se trata de consideraciones de gran importancia a la hora de interpretar el verdadero significado de determinados fenómenos clave en la determinación de la funcionalidad de los ecosistemas. Así, determinados acontecimientos temporales discretos o perturbaciones naturales, como una sequía, una riada o un incendio similares a que actúan en cortos períodos de tiempo en el área de Doñana, pueden alterar la estructura de un ecosistema terrestre o acuático pero, a largo plazo, es un acontecimiento necesario para mantener la integridad ecológica del sistema.

Por otra parte, hay que tener en cuenta que, dado que los factores de control y los procesos responsables de la integridad de los ecosistemas se manifiestan en distintas dimensiones, éstos han de ser analizados necesariamente a lo largo de un espectro de escalas espaciales y temporales. Esta circunstancia se relaciona a su vez con la existencia de distintas escalas espaciales y temporales desde las que se realiza la observación, el análisis y la reflexión acerca de la organización, funcionamiento y dinámica de los sistemas ecológicos. Dependiendo de la escala, el medio natural se nos puede presentar como un mundo estático o dinámico, en equilibrio o no, como un sistema integrado, o como un conjunto de organismos (DeAngelis & Waterhouse, 1987) lo que conlleva importantes cuestiones a la hora de tomar decisiones sobre la gestión de sus recursos.

Actualmente se acepta que el concepto de organización jerárquica de los sistemas, incluyendo los ecosistemas, revisado por Allen & Starr (1982) y desarrollado en sus implicaciones ecológicas por O'Neill *et al.* (1986) y Allen & Hoeskstra (1992), está sirviendo para comprender de una manera efectiva los factores, procesos y patrones que caracterizan la integridad de unos sistemas ecológicos que se expresan a diferentes escalas espaciales y temporales. Además, el entendimiento de la dimensión temporal y primordialmente la espacial de los ecosistemas, ha permitido el desarrollo de una estrategia eficaz para la clasificación y cartografía de ecosistemas a diferentes escalas (Klijn & Udo de Haes, 1994).

Generalmente el concepto de jerarquía en Ecología se asocia con los niveles de organización de los sistemas, pero la Teoría Jerárquica de Sistemas es mucho más amplia que una sencilla jerarquía de niveles. Tiene que ver con el amplio rango de escalas espacio-temporales desde las que podemos concebir a los ecosistemas considerados como sistemas complejos (O'Neill *et al.*, 1986). Constituye una excelente herramienta analítica para comprender cuadros ecológicos complicados sin demasiada confusión.

Bajo la teoría jerárquica los ecosistemas son conceptuados como sistemas complejos, abiertos y organizados de forma escalonada, es decir, se encuentran estructurados en una disposición multicapa de componentes que se manifiestan a diferentes escalas espaciales y temporales. Estos componentes de un sistema jerárquico se entiende como una serie de niveles interdependientes, cada uno con propiedades sistémicas propias.

En la figura 3.8. se muestra un modelo muy simple de un ecosistema estructurado jerárquicamente basado en los trabajos de Klijn (1994) y Klijn & Udo de Haes (1994). En primer lugar se establece la jerarquía más importante del sistema ecológico que es la relativa al predominio de relaciones entre sus niveles o componentes. Los niveles jerárquicos superiores controlan o imponen restricciones a los inferiores pero, aunque éstos son relativamente dependientes de los superiores, no hay que subestimar la influencia de los niveles inferiores sobre los superiores. De cualquier forma, los efectos biológicos se van diluyendo frente al dominio de los procesos físicos conforme ascendemos hacia niveles superiores. Esta asimetría del control e interdependencia de arriba-abajo y abajo-arriba se representa en la figura 3.8. por medio de las diferencias de grosor de las flechas correspondientes. Es interesante visualizar, comparando este esquema con el ya comentado de la figura 2.2.a., las diferencias conceptuales entre la aproximación jerárquica al funcionamiento de los ecosistemas y los dos enfoques tradicionales: organismos ensamblados por una trama de relaciones tróficas o una unidad que procesa y transfiere energía y materiales.

La jerarquía de relaciones puede organizarse en dos categorías (Klijn, 1994): una *jerarquía de estructura* relacionada con los componentes abióticos y bióticos del sistema, representada en el esquema (Fig. 3.8.) por los grandes compartimentos abióticos o bióticos o esferas del planeta (atmósfera, litosfera, hidrosfera, edafosfera, etc.); y una *jerarquía de funcionamiento* que hace referencia a los procesos genéticos o relaciones causales que operan dentro de los distintos niveles del sistema y que determinan los patrones de su comportamiento ecológico general. En este contexto, la función del ecosistema hace mención a los vínculos de intercambio y afinidades que se establecen entre los compartimentos (estructura) y los procesos (funcionamiento de cada nivel y entre niveles). Esta jerarquía de relaciones es similar a una de las dimensiones de estudio que caracteriza a la Ecología del Paisaje, la denominada dimensión topológica que se refiere a la heterogeneidad vertical de los componentes o atributos del paisaje (Zonneveld, 1990; Naveh, 1991; Klijn & Udo de Haes, 1994) (Fig. 3.9.)

Por otra parte, los factores y procesos que determinan los patrones característicos de los niveles jerárquicos presentan dimensiones propias, por lo que los ecosistemas organizados jerárquicamente funcionan a través de una amplia gama de escalas espaciales y temporales. La escala de un ecosistema se refiere, como ya se ha avanzado, a su dimensión espacial y temporal. Las escalas espaciales y temporales también se ajustan a un esquema jerárquico. Los ecosistemas necesitan una cierta dimensión espacial para que los procesos esenciales puedan expresarse y dimensión temporal para que puedan operar manteniendo su estructura y funcionamiento (integridad ecológica)

Respecto a la dimensión espacial, se constata que existen diferencias en las pautas de comportamiento de los distintos componentes del ecosistema según la escala a la que éstos se expresan territorialmente, lo cual se ve reflejado, entre otros aspectos, en la distribución de los organismos. Las variaciones en las condiciones climáticas, el relieve o el tipo de litología generan una heterogeneidad espacial, a escala de kilómetros cuadrados (macroescala), que condiciona grandes tipos de vegetación (*alianzas*). Sin embargo, rasgos del modelado o particularidades climáticas con dimensiones de hectáreas

(mesoescala), o incluso de metros cuadrados (microescala), introducen cambios, por ejemplo, en las condiciones del suelo, que llevan aparejadas originalidades específicas de la vegetación a esas escalas (*asociaciones*).

Las pautas de comportamiento relacionadas con la dimensión espacial de los componentes del ecosistema están asociadas a la jerarquía de su estructura (Klijn, 1994) (Fig. 3.8), de ahí que la aproximación ecosistémica esté muy especialmente comprometida, además de por sus implicaciones geográficas, con el estudio de la expresión en el espacio de la organización jerárquica de los ecosistemas. La dimensión espacial en la teoría jerárquica es similar a la dimensión corológica de la ecología del paisaje (Zonneveld, 1990, 1994; Klijn & Udo de Haes, 1994), la cual se relaciona con la heterogeneidad horizontal de los paisajes. Las relaciones corológicas tienen que ver con las relaciones horizontales o patrones de intercambio de materia y energía entre diferentes ecosistemas agrupados en un mismo nivel de clasificación o escala espacial (Fig. 3.10.). Bajo esta dimensión espacial, el medio natural se muestra como un mosaico de teselas interconectadas por corredores de información dentro de una misma matriz (Urban *et al.*, 1987). Estos aspectos se encuentran íntimamente relacionados con un concepto clásico dentro de la ecología del paisaje como es la *conectividad* o medida del grado de conexión, por corredores biológicos, físicos o culturales, entre los ecosistemas incluidos dentro una mismo molde paisajístico o escala espacial (Forman & Godron, 1986).

Por otra parte, en lo que a la dimensión temporal se refiere, hay que tener en cuenta que ésta puede concebirse desde dos puntos de vista: es necesario distinguir por una parte, una *escala temporal de formación* la cual hace referencia a la dimensión temporal necesaria para la génesis y configuración de los ecosistemas; por otra, una *escala temporal de permanencia*, la cual se refiere a la dimensión temporal necesaria para la modificación de los procesos biofísicos esenciales que determinan la integridad de los ecosistemas, o sea, los tiempos que estos ecosistemas requieren para su transformación en otros tipos funcionales. Por último, cabría distinguir una "tasa de cambio" establecida como un cociente entre las escalas anteriores que reflejaría el dinamismo de los diferentes tipos de ecosistemas. Así por ejemplo, el ecosistema marisma del Guadalquivir tendría a una escala temporal de formación relativamente corta, en comparación con las escalas medias del ecosistema eólico, y una escala de permanencia también más pequeña que el conjunto de los mantos eólicos, de ahí que su "tasa de cambio" sea más rápida.

En el marco del modelo jerárquico de los ecosistemas, la tasa de cambio es más elevada en los niveles inferiores y disminuyen conforme ascendemos en la jerarquía de niveles. Desde este punto de vista, los microorganismos y fauna son los componentes más reactivos de los ecosistemas, respondiendo rápidamente a las variaciones ambientales; mientras que verdaderos cambios de clima implican de miles a decenas de miles años. Estas diferencias ligadas a la dimensión temporal de los componentes de los ecosistemas quedan relacionadas con la jerarquía de procesos del ecosistema (Klijn, 1994) (Fig. 3.8.).

Desde este punto de vista, los niveles de la organización de los ecosistemas no se establecen de una forma arbitraria sino en función de los rangos de formación y permanencia, así como por el dinamismo de los procesos que determina su comportamiento. De esta forma, cada factor, proceso ecológico o conjunto de ellos son característicos de determinadas escalas espaciales y temporales, y todos sus componentes abióticos y bióticos son incorporados a una determinada escala espacial y temporal, de ahí que, globalmente, no haya factores, ni procesos más o menos importantes sino niveles preferentes de actuación. Cada nivel jerárquico opera en ciertas escalas espaciales y temporales propias, por lo que si queremos interpretar correctamente

los patrones ecológicos detectados se vuelve trascendental escoger las escalas adecuadas de observación y análisis (Allen & Hoehstra, 1992).

Gran parte de la polémica que existe en la Ecología sobre el análisis teórico y aplicado del ecosistema, incluyendo la viabilidad de los modelos de gestión, se relaciona con la interpretación de patrones ecológicos a diferentes escalas, especialmente las temporales, que muchas veces no son las más idóneas. La elección de la escala correcta de percepción incrementa la capacidad de explicación y predicción del proceso o patrón que se está analizando. De igual modo, bajo ciertas escalas hay patrones que se nos presentan como fenómenos muy complejos, y bajo otras como entidades mucho más simples. Es aquí donde adquiere su verdadera importancia la dualidad *observador/hecho observado* y donde la complejidad general de muchos procesos ecológicos exige un análisis a través de un rango amplio de escalas espaciales y temporales. Por tales motivos los ecosistemas tienen que ser estudiados teniendo siempre en la mente una o más escalas espaciales y temporales, ya que, como suelen decir los físicos, "la escala crea el fenómeno". La elección de la escala o escalas apropiadas de observación se convierte, pues, en un tema clave en el diseño de cualquier programa de investigación y conservación de la integridad de los ecosistemas y ésta nunca debe verse afectada por criterios subjetivos-afectivos como modas, intereses, costumbres, tradiciones, restricciones presupuestarias, etc.

La teoría jerárquica ordena factores y procesos de acuerdo a las escalas espacio-temporales en las que actúan, organizando, en último término, una información aparentemente compleja sobre patrones de comportamiento de todo sistema ecológico. Esta ordenación jerárquica permite realizar una evaluación simple sobre qué factores y qué procesos son importantes, y cuáles pueden considerarse secundarios cuando se intenta comprender el funcionamiento de un ecosistema a una escala espacial y temporal determinada. De este modo para entender el funcionamiento de ecosistemas con rápidas tasas de cambio, no es indispensable establecer dependencias con geosistemas cuyos procesos característicos derivan de largas escalas temporales de formación y grandes escalas temporales de permanencia (millones a decenas de miles de años), como sería el caso de las variaciones litológicas o cambios climáticos.

La jerarquía de ecosistemas detecta y aísla los fenómenos de mayor interés en relación a las preguntas e hipótesis planteadas (Urban *et al.*, 1987); esto es, permite enfocar un fenómeno o un problema ambiental a una escala particular a la vez que reconoce que hay otras escalas implicadas en su caracterización, de tal forma que aunque un fenómeno se expresa preferentemente en una escala determinada puede ser incorporado a otros niveles de comportamiento superiores (O'Neill *et al.*, 1986). Todo ello apoya una interpretación de los patrones de comportamiento de los ecosistemas, incluidos los paisajísticos, como el reflejo de la expresión espacial y temporal de su organización jerárquica.

Por otro lado, las dimensiones espaciales y temporales también se encuentran correlacionadas entre sí; de este modo, los componentes que se expresan en escalas espaciales reducidas son, en lo que a sus escalas temporales de formación y permanencia se refiere, comparativamente más cortos y pequeños que aquellos que se manifiestan en escalas espaciales amplias (Fig. 3.11.). Es por ello que, como ya se ha indicado, el modelo jerárquico de ecosistemas constituye un marco teórico-conceptual muy adecuado para ligar factores, procesos y patrones desde dimensiones espaciales y temporales macroescalares hasta microescalares.

Bajo el modelo jerárquico también los ecosistemas pueden analizarse atendiendo a *controles distales* y *controles proximales* sobre los componentes del sistema (Fig. 3.11.) Estos términos se corresponden con los niveles superiores e inferiores de actuación de un rango jerárquico de factores de control (Naiman *et al.*, 1992). El control distal se lleva a cabo por un conjunto de factores que actúan sobre grandes áreas (Km²), son estables durante grandes períodos de tiempo (de cientos a miles de años) y modulan los ecosistemas a escalas grandes. Entre los componentes del control distal se incluyen las características climáticas, geológicas y geomorfológicas. Por su parte, el control proximal se realiza en función de factores que actúan sobre pequeñas superficies (m²) y que pueden cambiar las características de los ecosistemas durante cortos períodos de tiempo (de decenas de años o menos). Este control atañe principalmente a los procesos geoquímicos y biológicos que gobiernan los ecosistemas a escalas pequeñas. Incluyen factores abióticos como el transporte de sedimentos, percolación, infiltración, hidromorfía, etc. o biológicos como la reproducción, la competencia, la depredación, etc.

Aunque puede decirse que existe un control distal caracterizado por procesos físicos dominando los niveles superiores y uno proximal gobernado por procesos biológicos o biofísicos controlando los niveles inferiores, son los procesos abióticos, operando en un amplio rango de escalas espacio-tiempo, los verdaderos arquitectos de la heterogeneidad de la mayoría de los ecosistemas a diferentes niveles (Raffaelli *et al.*, 1994). Dado que las respuestas ecológicas requieren dimensiones espacio-tiempo diferentes y van a ser significativas a diferentes escalas, para conseguir una clasificación efectiva de ecosistema es necesario considerar un rango amplio de factores distales y proximales (Naiman *et al.*, 1992).

De resultados de todo lo anterior, la esencia de la aproximación ecosistémica queda definida por su capacidad de integración del conocimiento obtenido a través del análisis conjunto de la jerarquía de relaciones y la jerarquía de escalas de los ecosistemas. La comprensión de la dimensión espacial (heterogeneidad horizontal) y temporal de los ecosistemas estará supeditada, en gran medida, al conocimiento de las relaciones de interdependencia entre sus componentes (heterogeneidad vertical).

Una consecuencia directa de lo expuesto hasta aquí es que los ecosistemas, al tener una dimensión espacial, pueden clasificarse a diferentes escalas, desde las muy detalladas hasta las globales. Bajo la perspectiva jerárquica, los ecosistemas dejan de ser abstracciones y se convierten en tipos concretos de ecosistemas, es decir, en espacios ecológicamente homogéneos para cada escala espacial seleccionada. Así por ejemplo, a una escala espacial amplia, hablamos del Gran Ecosistema de Montaña de la Sierra Segundera, que incluye el ecosistema del Lago glacial oligotrófico de media montaña de Sanabria, o como en el caso presente, del *Gran Ecosistema Litoral de Doñana*, que incorpora, para una escala espacial de más detalle, ecosistemas de *jaguarzal en paleoduna (monte blanco)*. Todos ellos pasan, por tanto, a ser tipos concretos de ecosistemas que, a una escala espacial seleccionada, abarcan un espacio determinado. Bajo este enfoque, los ecosistemas se convierten en las clases, a un nivel espacial determinado, de una clasificación jerárquica, caracterizándose finalmente como entidades reales y tangibles con expresión en un espacio geográfico específico.

De todas formas, una vez definidos los ecosistemas de un territorio, es decir, una vez clasificados, es necesario también desarrollar criterios y procedimientos adecuados para reconocerlos y delimitarlos espacialmente, o lo que es lo mismo, para cartografiarlos.

JERARQUIAS DE RELACIONES DE DEPENDENCIA DE LOS COMPONENTES DEL ECOSISTEMA

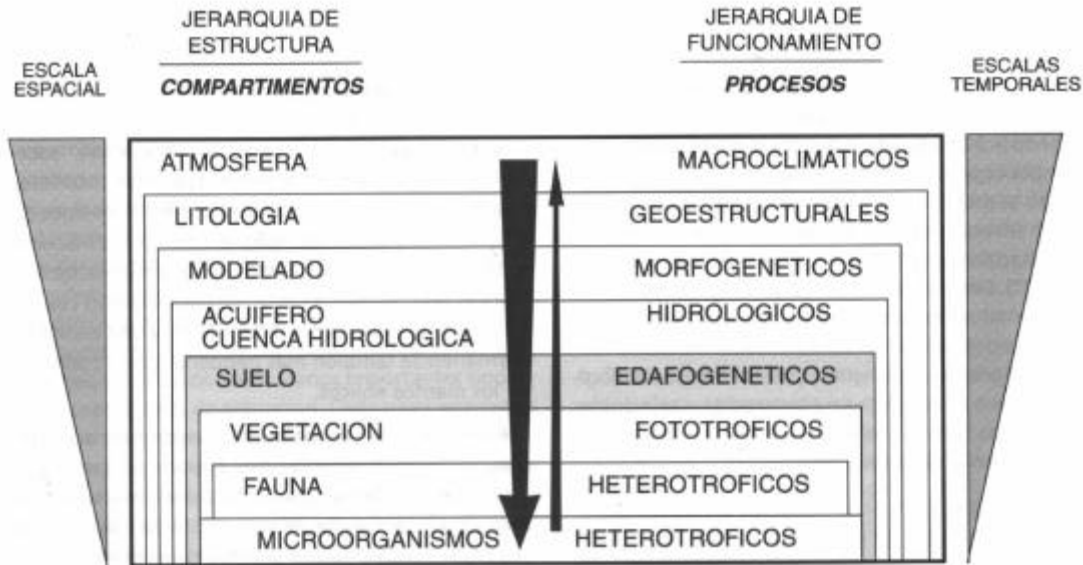


Figura 3.8. Visión conceptual simplificada de un ecosistema ideal organizado jerárquicamente en una serie de niveles interdependientes. Bajo la teoría jerárquica de sistemas, los componentes del ecosistema se ensamblan de acuerdo a una jerarquía de predominio de relaciones de estructura (diferentes compartimentos) y funcionamiento (procesos genéticos) entre niveles, que a su vez se expresan según una jerarquía de escalas espaciales para la estructura y temporales para el funcionamiento. El compartimento edáfico actúa como bisagra entre los componentes abióticos y bióticos del ecosistema. Las flechas y sus grosores indican la dirección e intensidad del control de los niveles superiores sobre los inferiores y viceversa (basado en Klijn, 1994).

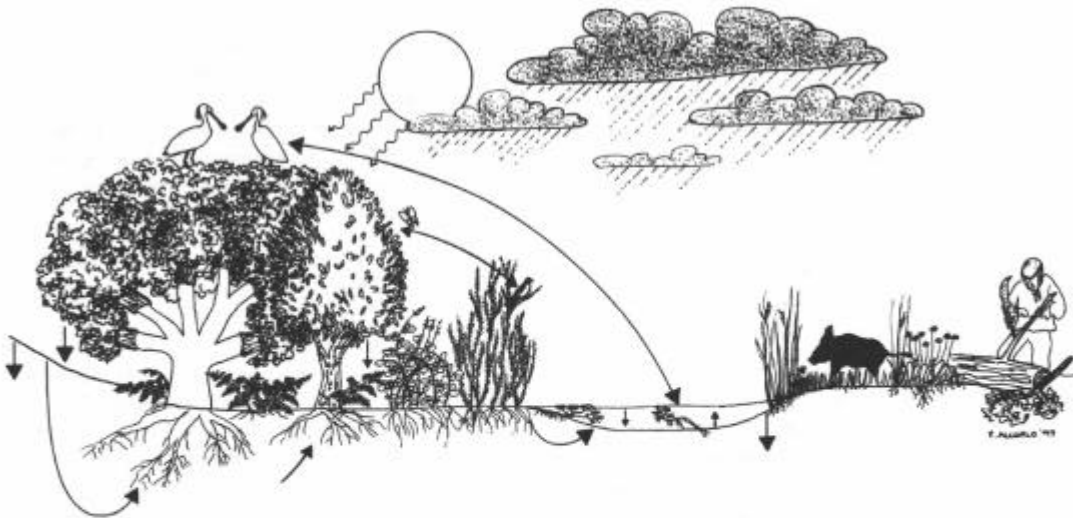


Figura 3.9. Paisaje característico de un "Monte Negro de Mancha" en Doñana mostrando su heterogeneidad vertical. El paisaje observado bajo esta perspectiva es el resultado de las relaciones verticales de interdependencia entre los componentes abióticos y bióticos de un ecosistema organizado jerárquicamente. La descripción de los ecosistemas, en términos de su componente perceptible o paisaje, implica considerar una dimensión oculta (criptosistema) definida por sus componentes funcionales o procesos biofísicos (transferencias de materia y energía, flujos de nutrientes) representadas en el esquema por flechas que se expresan y determinan un escenario básicamente visual (fenosistema), formado por la fisonomía de sus componentes estructurales (tipo de relieve, presencia de agua, textura de los suelos, predominio de tipos biológicos y cobertura de tipos de vegetación, etc.).

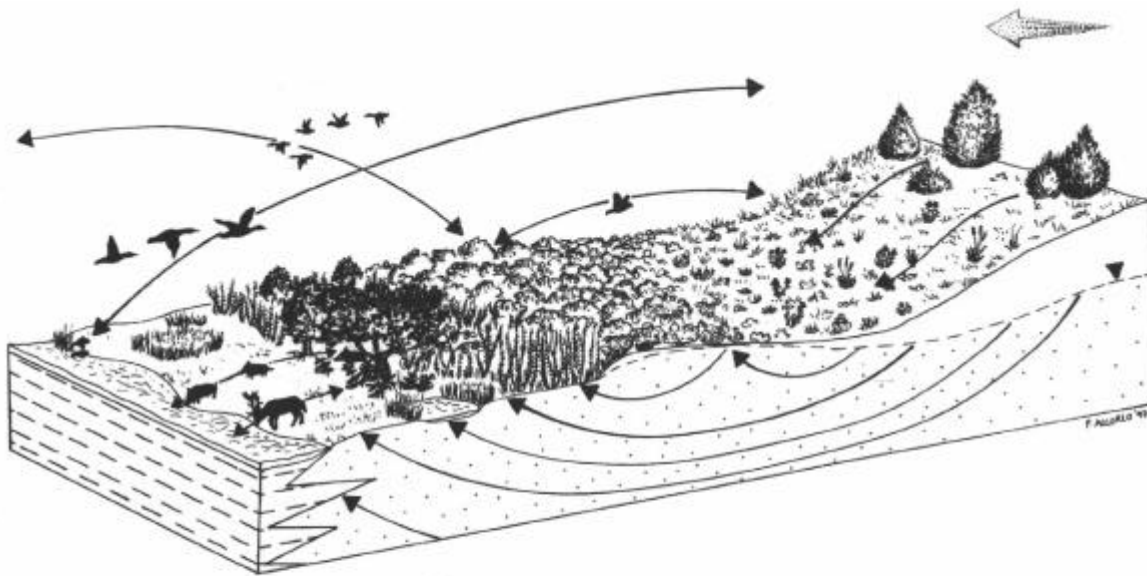


Figura 3.10. Heterogeneidad horizontal en un gradiente geomorfológico, desde paleodunas hasta la marisma, de un paisaje de Doñana formado por un conjunto de ecosistemas definidos a la misma escala espacial (ecotopo). Los patrones horizontales son el resultado de intercambios de materia y energía entre los ecosistemas a través de corredores de carácter físico, como la escorrentía superficial o los flujos cortos de aguas subterráneas y corredores biológicos como los movimientos, a distintas escalas, de animales (aves, mamíferos, etc.). También Doñana permanece abierto a la información procedente del exterior a través de corredores naturales de mayor alcance como son los casos de las rutas de aves migratorias, desplazamientos de grandes vertebrados, aerosol marino, flujos regionales de aguas subterráneas, o flujos de agua superficial procedente de las cuencas hidrográficas.

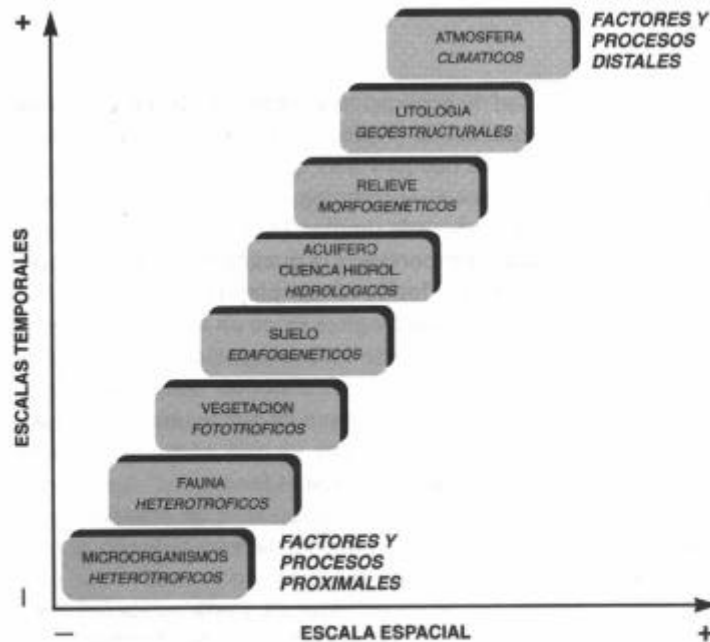


Figura 3.11. Correlación entre la escala espacial y las escalas temporales para diferentes componentes estructurales (compartimentos) y funcionales (procesos genéticos) característicos de la organización jerárquica de los ecosistemas. El control físico domina en escalas espacio-temporales grandes y el biofísico y biológico en las pequeñas.

3.4.4. El ecosistema como paisaje

La tercera acepción del término ecosistema y por tanto extensión también de la aproximación ecosistémica que desarrollamos en este apartado, se relaciona con la dimensión conspícua y fácilmente observable de la estructura del ecosistema: el paisaje.

El significado del vocablo paisaje tiene un carácter complejo y un contenido heterogéneo ya que implica múltiples aspectos. Constituye un concepto integrador muy atractivo que ha sido abordado desde diversas disciplinas y ha generado un cuadro de confusión importante. Sólo la Ecología del Paisaje ha sido capaz de construir un cuerpo de conocimiento coherente articulado sobre tres aspectos básicos del paisaje (Zonneveld, 1990); el visual, el corológico (o heterogeneidad espacial) y el funcional. En el mismo sentido habría que alinear los trabajos realizados desde la Geografía Física por A. Floristán (1953), donde la estructura, la función y la génesis de los paisajes constituían el centro de su análisis.

Desde la perspectiva ecosistémica, el paisaje se refiere a la componente perceptible del ecosistema. Se sigue así el enfoque desarrollado por González Bernáldez (1981) que considera el paisaje como información que el hombre recibe de su entorno. En palabras de este autor, el paisaje se definiría como la "percepción plurisensorial de un sistema de relaciones ecológicas", aunque igualmente se podría redefinir como la percepción transensorial de la trama de relaciones biofísicas de un ecosistema. En esta última definición se pone el énfasis en el hecho de que todos los ecosistemas poseen una dimensión fisonómica que puede reconocerse y representarse en un mapa.

Como consecuencia de esta conceptualización, y siguiendo asimismo a González Bernáldez (1981), la descripción de un ecosistema atendiendo a su consideración paisajística implica considerar, por una parte, un escenario con elementos perceptibles (*Fenosistema*), es decir la imagen, el aspecto fisonómico de un sistema ecológico; y por otra, una dimensión oculta (*Criptosistema*) relativa a su funcionamiento o conjunto de procesos geo-físico-químicos que subyacen a la escena percibida y que son los responsables de la arquitectura visual del ecosistema (Fig. 3.10.). En último término, la descripción del medio natural en clave de paisaje constituye una estrategia rápida y eficaz de descifrar información oculta. A partir de una supraestructura espacial perceptible o patrón visual de un ecosistema es posible inferir a cerca de los factores y procesos de determinan su funcionamiento y dinámica tanto actuales como pretéritos.

Hay que tener en cuenta que el paisaje constituye una manifestación combinada o cuadro sintético de características climáticas, geológicas, geomorfológicas, hidrológicas, edafológicas, biológicas y culturales de un territorio (González Bernáldez, *op.cit.*). Desde la aproximación ecosistémica, el análisis paisajístico constituye una herramienta metodológica básica para el análisis ecológico, así como para la caracterización geográfica y plasmación cartográfica de la dimensión espacial de ecosistemas concretos y, por tanto, para el establecimiento de sus límites a diferentes escalas. Todo ello es posible combinando la interpretación directa en campo y de las imágenes proporcionadas por la fotografía aérea o teledetección espacial de la supraestructura observable de los ecosistemas. De esta forma, la interpretación de la componente perceptible de los ecosistemas se convierte en la herramienta más importante de la cartografía ecológica.

Frecuentemente, el término paisaje se emplea para referirnos a un nivel de organización o para aludir a una escala amplia de observación y análisis del territorio. Respecto al paisaje como un nivel de

organización, ya se comentó que se considera una dimensión del concepto de ecosistema y que sólo se reconoce por encima de éste el nivel de organización medio natural-medio humano (sistema ecológico-económico) sin el paisaje como nivel intermedio (Fig. 3.6.).

Por otra parte el paisaje entendido como una extensión del concepto de ecosistema, es independiente de la escala. En efecto, cualquier ecosistema a la escala que se quiera tendría una fisonomía o estructura observable y por tanto su propio paisaje. De todas formas parece adecuado, dado su uso generalizado y en busca de una estandarización de criterios, seguir empleando el término paisaje para la componente perceptible de los ecosistemas que se expresa a partir de una escala espacial relevante que, en Ecología del Paisaje, se denomina *ecotopo* (apartado 4.2.). El ecotopo sería, por tanto, el ecosistema de menor tamaño que merece ser tratado como paisaje (Zonneveld, 1990).

Dicho esto no hay que olvidar que, aunque la percepción de la información que suministra un paisaje es fundamentalmente visual, existen otras componentes importantes como el sonido o el olor que contribuyen de forma considerable en la interpretación directa y clasificación de un paisaje (González Bernáldez, 1981; Carles *et al.*, 1992). Por último, no se consideran los aspectos éticos, estéticos y emocionales de la percepción de los paisajes que, aunque son muy importantes en la determinación de preferencias y actitudes ambientales y, por consiguiente, de gran transcendencia en la gestión de espacios naturales (González Bernáldez *et al.*, 1984), no son determinantes en la clasificación y cartografía de ecosistemas.