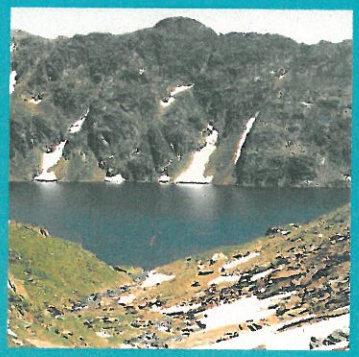
Número 2
Gener de 1999

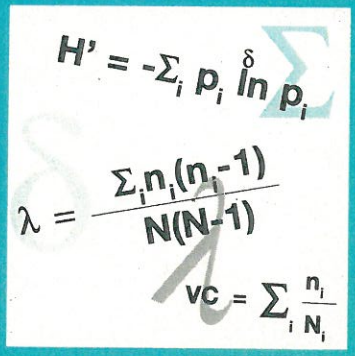
MEDI AMBIENT

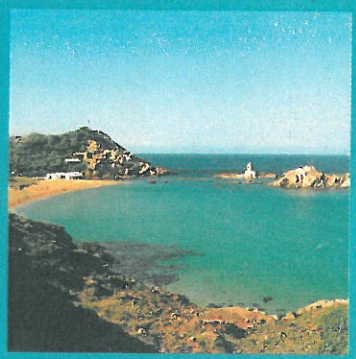
Generalitat de Catalunya
Departament
de Medi Ambient

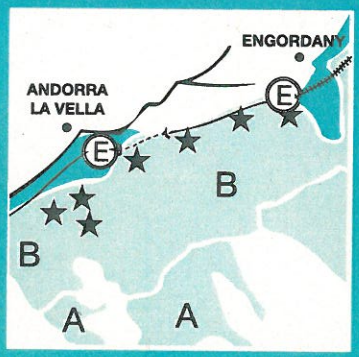
Documents dels Quaderns de medi ambient

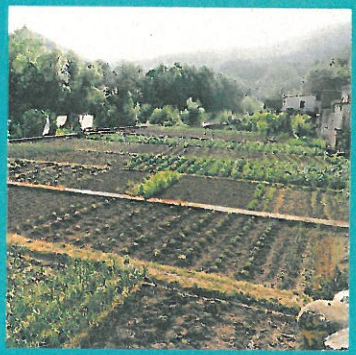
Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural











Josep Maria Mallarach i Carrera

NOTA DE L'EDITOR

Els follets de la impremta han volgut enriquir la nostra fauna amb un ocellàs que sobrevola algunes fórmules matemàtiques de la pàgina 80. Es deu tractar d'un peculiar rapinyaire que s'ha cruspit els sumatoris que havien d'aparèixer a les notacions següents. D'altra banda, el simbol 🏛 equival a Θ.

Índex de diversitat de Shannon-Weaver (1949)

$$H' = -\sum_i p_i \ln p_i$$

Índex de Chanter & Owen (1976)

$$\Theta = \log(\beta N)$$

Índex de diversitat de Simpson (1949)

$$\lambda = \frac{\sum_i n_i (n_i - 1)}{N(N-1)}$$

Índex de valor de conservació de Nilsson & Nilsson (1976)

$$VC = \sum_i \frac{n_i}{N_i}$$

Documents dels Quaderns de medi ambient

Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural

BIBLIOTECA DE CATALUNYA. DADES CIP:

Mallarach i Carrera, Josep Maria
Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural. - (Documents dels Quaderns de medi ambient; 2)
Bibliografia
ISBN 84-393-4546-1
I. Catalunya. Departament de Medi Ambient II. Títol III. Col·lecció: Documents dels Quaderns de medi ambient; 2
1. Espais naturals protegits - Avaluació - Metodologia 2. Natura - Protecció
502.4.08

Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural
Documents del Quaderns de medi ambient, núm. 2

© Generalitat de Catalunya
Departament de Medi Ambient
Direcció General del Patrimoni Natural

Primera edició: gener de 1999
Tiratge: 1.000 exemplars

Disseny i producció gràfica: PRIMERSEGONA Edicions

Autor: Josep Maria Mallarach i Carrera

Edició: Eulàlia Comas

DL.: B-43.633-98
ISBN: 84-393-4546-1

Presentació

La informació i el coneixement aprofundit de la realitat ambiental que ens envolta constitueix avui un dels elements essencials a l'hora de prendre decisions i d'endegar polítiques orientades a la conservació i a la millora del medi i del nostre patrimoni natural.

En aquest sentit, cal remarcar el caràcter innovador i preventiu de la informació sobre l'estat del medi ambient. Així es va posar de manifest en el *Vè Programa comunitari de medi ambient* i en la mateixa *Conferència de Rio de Janeiro sobre medi ambient i desenvolupament sostenible*. Tal com assenyala l'*Agenda 21*, el desenvolupament sostenible exigeix la disponibilitat d'una informació acurada i adequada per ajudar els qui prenen decisions i el conjunt de la societat a adoptar les mesures adients per garantir la sostenibilitat del nostre desenvolupament actual i futur.

D'altra banda, la constatació de la interconnexió dels sistemes vius posa de manifest la necessitat de disposar de la informació adient, que va molt més enllà de la simple acumulació de dades, per tal de ponderar i de discernir les complexes interrelacions que sovint es produeixen en el medi, determinar-ne els aspectes fonamentals i, en definitiva, avaluar els diversos vectors mediambientals i els factors que hi incideixen.

És per això que, en el camp de la gestió ambiental, esdevé essencial l'existència de sistemes d'informació que incorporin les dades necessàries per assolir una integració adequada dels requeriments ambientals en els processos de presa de decisions.

En el cas concret del patrimoni natural, aquesta tasca resulta encara més complexa, a causa de la multiplicitat de metodologies existents, de la complexitat de les variables quantitatives i de l'especificitat de les relacions espacials i temporals dels diferents elements que integren el medi.

El treball que us presentem desenvolupa d'una forma acurada i rigorosa les bases, els diversos tipus de criteris i els diferents mètodes emprats per a l'avaluació del patrimoni natural i, en aquest sentit, s'adreça preferentment a aquells que, tant des de la vessant política com tècnica, intervenen directament en la presa de decisions que poden afectar la conservació del patrimoni natural.

El seu autor, Josep Maria Mallarach, ha desenvolupat una activitat professional intensa en la planificació i en la gestió del patrimoni natural, que li ha permès aprofundir en els plantejaments, en les metodologies i en les experiències que aquest treball recull de forma sistemàtica.

Estic convençut que aquesta publicació serà una eina útil i eficaç per a tots aquells que treballeu en bé de la protecció i de la millora del patrimoni natural de Catalunya.

Joan Ignasi Puigdollers i Noblom
Conseller de Medi Ambient

Documents dels Quaderns de medi ambient

Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural

Número 2
Gener de 1999

Generalitat de Catalunya
Departament de Medi Ambient

Índex

Introducció 9

1. L'art de l'avaluació del patrimoni natural 10

2. El problema 12

2.1. Dificultats ideològiques 12
2.2. Dificultats de procediment 13
2.3. Dificultats metodològiques 14

3. Les bases epistemològiques 16

3.1. Categories bàsiques d'avaluacions 17
3.2. Categories de criteris 18

4. Els criteris ecològics 20

4.1. Diversitat 20
4.2. Raresa 25
4.3. Dimensions 30
4.4. Naturalitat o integritat 34
4.5. Representativitat 38
4.6. Fragilitat 41
4.7. Connectivitat 47

5. Els criteris de planificació i de gestió 52

5.1. Necessitat 52
5.2. Factibilitat 52
5.3. Eficiència 55

6. Els criteris culturals 58

6.1. Criteris estètics 58
6.2. Criteris recreatius 59
6.3. Criteris científics 60
6.4. Criteris educatius 60
6.5. Criteris religiosos 60
6.6. Criteris històrics, artístics i /o arqueològics 61
6.7. Criteris simbòlics 62

7. Els models d'avaluació 63

7.1. Mètodes de mesura 63
7.2. Consideració de les incerteses 65
7.3. Enfocaments quantitatius i qualitatius 66

8. Models basats en criteris múltiples 70

8.1. Models de ponderació additiva 70
8.2. Models de valors ponderats 72
8.3. Models disjuntius 74

9. Models basats en índexs compostos quantitatius 78

10. Altres models quantitatius 82

11. Models mixtes i altres 83

12. Models basats en sistemes d'informació geogràfica 86

13. Conclusions 90

14. Relació de mètodes, de tècniques i d'exemples d'avaluació citats 93

15. Bibliografia esmentada 97

Introducció

Un treball d'aquesta mena demana uns mots previs d'explicació sobre el seu contingut, sobre la intenció amb què s'ha escrit i sobre l'ús que se'n pot fer. El contingut, com el títol mateix indica, abasta tant els criteris com els mètodes i els models formals d'avaluació que s'usen per a la identificació, per a la selecció i per a la planificació dels elements que conformen el patrimoni natural.

Avaluar vol dir emetre judicis basats en criteris de valor. Ara bé, quan es tracta de l'avaluació del patrimoni natural, aquesta definició tan simple deixa d'ésser-ho. Els criteris de valor solen tenir orígens molt diversos: ideològics, ecològics, de planificació, de gestió, polítics, culturals, etc.; a més, es poden definir i aplicar de formes desiguals, i quan són combinats entre si, com és habitual, poden ser-ho de maneres extraordinàriament variades, sigui formalment, mitjançant mètodes més o menys provats, sigui informalment. L'avaluació esdevé, doncs, una operació que se situa –estrictament– fora de l'esfera científica, tot i que molts dels seus components provinguin de les ciències naturals, ecològiques o socials. Per la seva pròpia naturalesa, es tracta d'un art delicat i complex que perilla de produir artefactes amb poc sentit si no s'adopten procediments adients.

L'obra aporta un conjunt d'eines conceptuals per ajudar a establir prioritats de conservació –raonades i coherents– en els espais naturals, unes eines que poden ser aplicades des de l'escala local fins a la internacional. Al llarg de l'obra se citen vora d'un centenar de mètodes i de tècniques diferents, que figuren recopilats en un annex final. Per tal de facilitar la comprensió dels conceptes exposats, s'il·lustren, sempre que ha estat factible, amb exemples de les terres catalanes i de països amb qui aquestes comparteixen semblances ecològiques, socials i econòmiques. La referència sistemàtica de totes les fonts vol facilitar al lector l'accés als treballs que li resultin d'interès.

L'autor voldria estimular la reflexió seriosa per millorar la qualitat de les avaluacions dels espais naturals i dels seus espais perifèrics i de connexió, tant en la planificació prèvia com en la lligada a la gestió. També voldria ajudar a incorporar més efectivament les variables del medi natural en la planificació territorial sectorial –sobretot la urbanística– o en les avaluacions d'impacte ambiental. Voldria, en definitiva, contribuir a crear un clima més racional, més prudent i més responsable per a la transmissió d'un llegat patrimonial que tot just ara, quan es malmet i es pedreja per tantes bandes, sembla que hom comprèn que tenim el deure moral de conservar i, fins allà on sigui possible, de restaurar.

L'obra s'adreça, en primer lloc, als planificadors, als polítics, als gestors i als membres d'organitzacions compromesos en la conservació del patrimoni natural. En segon lloc, als qui treballen en la planificació territorial. Pot resultar d'interès, igualment, als qui treballen en els àmbits de les ciències ambientals, de l'educació ambiental, o de la filosofia i la metodologia de les ciències.

Quedaran decebuts aquells que cerquin en aquesta obra receptes o solucions fàcilment generalitzables per a l'avaluació del patrimoni natural. No s'ofereixen, perquè no n'hi ha. Una primera lectura pot, fins i tot, fer semblar més difícil l'avaluació assenyada del patrimoni natural. Certament, el rigor en la definició dels principis, dels criteris i dels mètodes està renyit amb la manipulació i amb la demagògia, les quals, dissortadament, també s'infiltren de vegades en aquest terreny. Però aquesta forma de procedir més rigorosa no té per què complicar la feina ni induir polèmiques. Al contrari, pot estalviar esforços balders i esperonar unes formes de procedir més lògiques i eficients.

Agraïments

L'autor agraeix totes les esmenes i els comentaris que varen fer al primer esborrany d'aquesta obra: Teresa Franquesa i Codinach, Josep Germain i Utzet, Francesc Giró i Amigó, i Imma Jansana. Igualment, regracia aquells que li han facilitat documentació per il·lustrar els conceptes exposats, sobretot Antonio Ballester, Kurt Bauer, Macià Blàzquez i Salom, Martí Boada i Juncà, Xavier Campillo i Besses, Xavier Carceller i Roqué, Salvador Grau i Tort, Joan Mayol, Luís Marquina Murlanch, Lluís Paluzie i Mir i Jaume Vicens i Perpinyà.

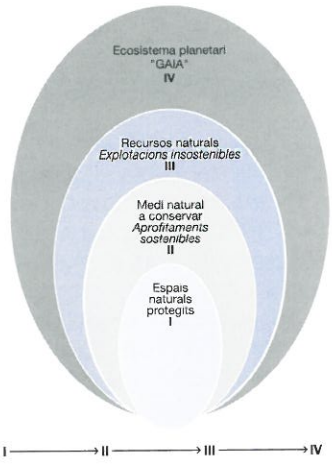
Des de la primera avaluació del patrimoni natural del municipi de Santa Pau, feta sota el guiatge del botànic Dr. Oriol de Bolòs i Capdevila i de l'advocat-urbanista Sr. Lluís Paluzie i Mir a l'any 1977, hi ha hagut nombrosos col·legues de disciplines diverses que, amb el seu estimulant bon fer, li han ensenyat, treballant en equip, molt del que ha après. Un record agraït a: Àngel Arisó i Campà, Josep Bou i Tomàs, Xavier Carceller i Roqué, Forest Clark, Jordi Corominas i Dulcet, Ramon Folch i Guillèn, Salvador Grau i Tort, Narcís Ribas i Besalú, Fernando Rodríguez Gómez, Avram Primack i Miquel Riera i Tusell.

1. L'art de l'avaluació del patrimoni natural

Per conservar el patrimoni natural dels deserts, de les tundres, de les jungles o d'altres extenses regions del món que estan poc habitades i que són només usades ocasionalment per poblacions que segueixen formes de vida i ritmes ancestrals, no calen criteris ni avaluacions. N'hi ha prou amb conservar els usos tradicionals, amb evitar les explotacions desestabilitzadores i la irrupció d'agressions tecnològiques.

En els països industrialitzats i densament poblats, en canvi, la protecció del patrimoni natural ha esdevingut, durant els darrers decennis, una tasca complexa, difícil i sovint polèmica perquè, comparativament, hi ha poc espai disponible i, tot i essent poc, ha de satisfer moltes funcions diferents i, de vegades, contradictòries. El model prevalent avui en dia considera que el medi natural no té tot la mateixa importància o el mateix valor, encara que accepti –en teoria– la interrelació que tenen totes les parts que el componen. Només aquells components més valuosos, excepcionals, hi són distingits amb el qualificatiu de *patrimoni natural*, i envers ells regeix el deure moral de la conservació. La resta del medi natural és vista com a *recursos*, explotables i transformables, pel fet que tenen, o semblen tenir, nombrosos substituts. Gran part de l'espai agropecuari, forestal, i quasi tot l'espai marítim entren en aquesta categoria –vegeu la figura 1.

Figura 1. Esquema conceptual de la noció de patrimoni natural



Les fletxes indiquen la tendència expansiva, resultat d'una ètica que vol ser cada cop més globalitzadora.

Certament, hi ha raons de pes per oposar-se a aquesta forma fragmentària de veure el món i adoptar una visió més holística, en sintonia amb les cosmologies primigènies i amb moltes visions tradicionals que formen el patrimoni cultural comú de la humanitat. Les teories més avançades de les ciències físiques i ecològiques convergeixen cap a aquestes cosmologies i visions (Nasr, 1996). Aquesta obra, però, escull d'acceptar la visió fragmentària per raons pragmàtiques, com un fet indefugible ara i ací, sense qüestionar-ne la bondat intrínseca.

La primera operació de l'avaluació consisteix, doncs, a identificar quins són els elements que constitueixen el *patrimoni natural* d'un àmbit donat. Més enllà dels espais naturals privilegiats, emblemàtics i aïllats, als quals es limitava la visió noucentista, les ciències ecològiques han demostrat com el patrimoni natural s'estén com un seguit de xarxes superposades per tot el territori, amb reticles d'espais naturals i seminaturals interconnectats, a diferents escales, amb vincles i amb processos complexos que són indispensables perquè es puguin autosostenir. Tanmateix, com que en molts llocs el model de desenvolupament insostenible que preval no permet que el patrimoni natural es conservi tot sol, cal establir mesures per conservar, per protegir o per restaurar. Per això, resulten necessàries altres avaluacions, a banda de la simple identificació dels espais naturals privilegiats. La mateixa seqüència avaluativa es reprodueix a diferents escales territorials: internacional, nacional, regional, comarcal i municipal.

L'art de l'avaluació del patrimoni natural serveix, doncs, per dur a terme aquestes successives seleccions i per classificar els elements que configuren el patrimoni natural mitjançant valors i qualitats, siguin quantificables o no. A tal efecte, fa ús d'un conjunt heterogeni i variable de criteris, de mètodes i de models *ad hoc*. De l'heterogeneïtat i de la variabilitat n'obté una apreciable flexibilitat, però també, de vegades, certa feblesa, per tal com la conservació efectiva del patrimoni natural, independent com és de modes, de ritmes electorals i de gustos socials efímers, esdevé impossible si no es pot mantenir amb prou coherència a llarg termini.

En principi, la valoració del patrimoni natural serveix per a propòsits molt diversos: preventius, pragmàtics, oportunístics i simbòlics, entre altres. Un dels més clars és la necessitat d'establir prioritats, una obligació que tenen tant els poders públics com les organitzacions conservacionistes a l'hora de configurar les seves polítiques i els seus programes o a l'hora d'emprendre actuacions. Des d'un ajuntament quan elabora el seu pla d'urbanisme, fins els organismes internacionals quan convenen quins hàbitats o quines espècies mereixen protecció. Des de l'emplaçament d'un parc comarcal o des d'un estudi d'alternatives viàries, fins al plantejament d'una campanya de salvaguarda local. Les prioritats es poden decidir de moltes maneres, certament, però des de les darreries dels anys 1970

es tendeix a justificar-les de forma racional, per a la qual cosa, justament, s'empren els criteris i els models que es tracten més endavant.

En segon lloc, les avaluacions del patrimoni natural resulten útils a l'hora de dissenyar i d'instaurar sistemes preventius: des de les avaluacions d'impacte ambiental fins a les estratègies de desenvolupament ecològicament sostenible. Són eines per aplicar aquell vell proverbi que diu que més val prevenir que no pas guarir. Si el patrimoni natural d'un país es pot identificar i donar a conèixer, hi ha l'esperança que una part de la societat reaccioni i impedeixi que sigui malmès. Altrament, el capital natural s'anirà esllavissant costa avall, sense aturador, i l'empobriment, diguin el que diguin certs indicadors econòmics esbiaixats, serà cada vegada més greu.

En tercer lloc, una valoració del patrimoni natural realitzada amb uns criteris adients i clarament definits ofereix diversos avantatges científics i polítics, com ara la propagació de programes i d'estratègies de conservació, el seguiment dels efectes de l'aplicació d'un pla, d'una estratègia o d'un model de conservació determinat –des d'un modest parc local fins un país sencer o una bioregió internacional.

Per últim, els criteris i els models tractats en aquesta obra tenen aplicació en l'avaluació de la compatibilitat de plans i de programes. Cap pla pot garantir l'assoliment dels seus objectius, per desitjables i assumits que aquests siguin. A banda de les situacions imprevisibles, el futur dels plans de conservació del patrimoni natural en els països moderns es juga en llur vertebració i integració en el planejament sectorial –urbanístic, turístic, de transports, hidrològic, agrari o forestal–, general o àdhuc internacional. En definitiva, en aquells condicionants que determinen l'eficàcia de la seva aplicació. Tota la coherència metodològica d'un pla se'n pot anar en orri si els altres plans que el condicionen o que el despleguen n'ignoren els objectius. A mida que proliferen, l'anàlisi de la coherència dels plans, dels programes i de les polítiques esdevé cada vegada més important. Molts problemes de conservació es podrien resoldre eficaçment si s'eliminessin les contradiccions internes del sistema que els ha induït.

A Catalunya, la pràctica d'avaluar el patrimoni natural en base a criteris i a models definits no va arribar fins a inicis de la dècada de 1980 (Camarasa, 1982; Carceller, 1985; Castelló, 1982, etc.). La seva aplicació en el planejament urbanístic fou uns pocs anys anterior, però tot i que s'ha anat estenent de forma gradual, no s'ha arribat a consolidar de forma generalitzada encara. De fet, moltes valoracions del patrimoni natural, sobretot a escala municipal o local, es basen en opinions professionals de persones tingudes per expertes, les quals rares vegades fan explícits els criteris en els quals fonamenten llur avaluació ni com els valoren. Per aquest motiu, pateixen el risc d'ésser subjectives –amb independència de l'acceptació política o social que puguin tenir– i de tenir una aplicabilitat limitada al cas i al moment concrets en què foren realitzades.

D'altra banda, molts dels estudis del medi físic i natural no són avaluacions, encara que aportin dades indispensables per efectuar-les. Per exemple *Els sistemes naturals del Delta de l'Ebre* (Institució Catalana d'Història Natural, 1977) *o Els sistemes naturals dels aiguamolls de l'Empordà* (Institució Catalana d'Història Natural, 1994) són dos estudis multidisciplinars, modèlics en certs aspectes, que tracten dos espais naturals protegits de gran vàlua, però que no efectuen avaluacions patrimonials dels elements que estudien.

L'avaluació del patrimoni natural ha produït ja resultats de gran entitat en els darrers temps. Cal destacar la Llei d'espais naturals de les Illes Balears (1991) i el Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya (1993). Es tracta de dues actuacions que, d'una sola tirada, van permetre protegir més de doscents cinquanta espais naturals, amb una superfície que cobreix el 37% i el 21% dels territoris respectius, tot incidint, d'una forma o altra, en més de cinc-cents municipis i en centenars de plans i de programes diferents. Com que no es tracta de plans finalistes, ans punts de partença d'un procés que s'ha de desenvolupar via ordenació territorial, planificació especial i gestió ambiental, l'abast concret del tema d'aquesta obra queda ben palès.

L'ús de criteris i de mètodes definits per donar solvència a les actuacions no és exclusiu dels poders públics; en fan ús els equips tècnics quan redacten plans i programes, igual com les organitzacions conservacionistes i ecologistes quan formulen propostes, i ha estat esperonat des de les més altes instàncies internacionals (Lucas, 1992).

L'art de l'avaluació de patrimoni natural s'ha estès, però, per moltes bandes, sense disposar d'una anàlisi seriosa dels criteris, dels mètodes i dels models que hi són emprats, cosa que n'ha dificultat l'anàlisi, la discussió, la transmissió i l'aplicació. De fet, uns i altres s'han anat perfilant sobre la marxa, quan la necessitat ho ha demanat, condicionats per tota mena de circumstàncies, des de l'evolució de les ciències ecològiques o la revolució informàtica fins els rampells socials i les vel·leïtats polítiques, la qual cosa ha donat lloc a resultats desiguals.

L'obra que teniu a les mans vol ajudar a clarificar els conceptes més útils per avaluar el patrimoni natural, els mètodes i els models més estesos, l'abast de llur aplicació i, de retop, vol oferir referències metodològiques d'interès. És a dir, donar regles i claus. Tanmateix, les regles d'un art i les claus per aplicar-lo, per bones que siguin, són nocions teòriques que només esdevindran vives quan s'integrin en el coneixement pràctic i concret de l'art.

2. El problema

L'art de l'avaluació del patrimoni natural no és una tasca fàcil ni simple. Ben al contrari, està ple de dificultats teòriques i pràctiques, com ho demostra la diversitat de formes que revesteix la seva definició i la seva aplicació i, sobretot, la naturalesa de les discrepàncies que les separen.

Els problemes metodològics que presenten aitals avaluacions varen començar a ser debatuts fa uns vint anys a Gran Bretanya i a Holanda, països que ja disposaven d'una llarga tradició avaluadora del patrimoni natural (Ratcliffe, 1971; Ploeg & Vlijm, 1978). A Gran Bretanya, per exemple, les avaluacions sistemàtiques del patrimoni natural havien començat l'any 1913, de la mà de la Societat per la Promoció de les Reserves Naturals (*Society for the Promotion of Nature Preserves*), una entitat que, dos anys més tard, ja havia seleccionat i proposat 273 reserves naturals escampades per tot el Regne Unit (Sheail, 1976).

La progressiva clarificació de l'estructura de les ciències, i no sols les naturals, ans també les socials i les polítiques, unida a la més gran comprensió dels límits dels mètodes científics, ha ajudat a distingir-ne millor els aspectes objectius, o interpersonals subjectius, dels que són estrictament subjectius (Polanyi, 1962).

Les desavinences entre els criteris, els mètodes i els models emprats per avaluar el patrimoni natural es poden agrupar en tres categories: les de caire ideològic, les de procediment, i les de tipus metodològic, el qual comprèn la selecció, la ponderació i l'elaboració o la integració dels criteris seleccionats (Roome, 1984). Tot seguit es tracten per separat.

2.1. Dificultats ideològiques

Els problemes comencen en l'elecció del tipus d'avaluació del patrimoni natural. La dicotomia inicial s'estableix entre les avaluacions dites *ecològiques* i les de *conservació*. Com que les segones acostumen a integrar les primeres i, de vegades, s'hi presenten confoses (Goldsmith, 1975), convé distingir-les clarament.

Per avaluacions *ecològiques* s'entenen aquelles que es limiten als interessos ecològics o que tracten amb objectes i amb éssers que es poden estudiar científicament, és a dir, que es poden mesurar amb relativa facilitat. Només assignen valors en la darrera etapa del procés avaluador, quan ja no poden evitar-ho, i aquests valors es miren de justificar de la forma més quantitativa possible. Per tant, són unes avaluacions més homogènies, més fàcils de definir i d'aplicar que les avaluacions de *conservació*. No ha d'estranyar, doncs, que les seves metodologies estiguin més desenvolupades que les de conservació i que gaudeixin de més acceptació entre els estaments científics. Nogensmenys, escau qüestionar la justificació que una valoració ecològica sigui científica, en el sentit rigorós del terme, especialment si es té present que les ciències modernes no apliquen judicis de valor als seus objectes d'estudi (Ploeg & Vlijm, 1978). Els judicis i els prejudicis humans resulten inevitables en totes les avaluacions patrimonials (Goodfellow & Peterken, 1981).

Les avaluacions de *conservació*, per altra banda, han de combinar els aspectes objectius de l'avaluació del medi físic i natural –els criteris ecològics– amb un conjunt molt divers de criteris culturals, polítics, de planificació i de gestió. A més, no sols han de ser acceptades pels seus autors, com era el cas de les avaluacions ecològiques, ans pels seus usuaris, els quals comprenen sectors socials o poblacions senceres. I acceptar-les vol dir, a la pràctica, acceptar altres valors, altres drets i altres límits. S'entén, doncs, que la forma de procedir de les avaluacions de conservació no pugui ser tan elegant, metodològicament parlant, com la de les avaluacions ecològiques, però no hi ha altra manera de ser congruent amb el sentit del terme "conservació" que va consolidar l'Estratègia Mundial de la Conservació de 1980.

Les avaluacions de conservació recolzen, doncs, en uns criteris derivats de valors socials, culturals, polítics o religiosos. Per això, fan ús de models i de mètodes més heterogenis i diversos, procedents de disciplines diverses, entre les quals es poden destacar l'economia i la sociologia. I a diferència dels criteris ecològics, on només els científics hi tenen a dir, en aquest conjunt de criteris tothom pot dir-hi la seva: polítics, sociòlegs, educadors, artistes, etc. fins i tot els científics, amb paradoxes que reflecteixen la multiplicitat de nivells que s'hi combinen. Quan un ecòleg de prestigi internacional declara que "un cert èxit, o almenys una certa pau interior, en relació amb aquests problemes (*els que comporta la conservació de la natura*), demana veure la naturalesa amb reverència o amb esperit religiós" (Margalef, 1987), estableix simplement la primacia dels valors espirituals sobre els valors derivats de la ciència en què ell és expert. D'altra banda, la ràpida variació de les preferències socials pot afectar, de forma inesperada, alguns d'aquests mètodes. Aquest es el cas, per exemple, dels mètodes d'avaluació contingent quan intenten calcular amb valors monetaris els béns o els serveis ambientals (Constanza & Faber, 1984).

Tot i els problemes i les contradiccions internes que solen presentar, fruit d'incorporar-hi les contradiccions de la col·lec-

tivitat humana que les elabora o que les accepta, i malgrat el que pensin aquells que senten el desfici de traduir-ho tot al llenguatge inequívoc dels números, les avaluacions de conservació resulten ser superiors i molt més decisives, a l'hora de la seva aplicació, que les avaluacions ecològiques.

Les dificultats ideològiques segueixen en la definició dels objectius de l'avaluació, els quals no sempre són tan clars com fóra desitjable. La gran majoria d'avaluacions del patrimoni natural respon a encàrrecs tancats –implícitament almenys– que indueixen a acceptar unes realitats socioeconòmiques o polítiques que tant poden existir materialment com estar contingudes en plans, en projectes o en normes, o només en voluntats polítiques més o menys clares. Aquesta acceptació apriorística, esdevinguda gairebé habitud, comporta que l'avaluació adopti un caire defensiu ja d'entrada. Rarament es duu a terme l'examen de les raons i de les justificacions de les realitats esmentades, sobretot de les que encara no existeixen materialment, cosa que permetria com a mínim formular, i qui sap si adoptar també, una *estratègia ambiental ofensiva* (Ploeg & Vlijm, 1978). Dit amb altres paraules, la majoria d'avaluacions del medi natural s'han dissenyat per a plans que, amb independència del títol que rebin, corresponen, de fet, a les categories genèriques de *mitigació* i d'*adaptació*, la qual cosa ha tingut influència fonamental en la configuració de generacions senceres de sistemes d'avaluació.

2.2. Dificultats de procediment

Més enllà del nivell ideològic, apareixen les dificultats de procediment. Per començar, hi ha discrepàncies sobre quins són els objectius que ha de perseguir l'avaluació del patrimoni natural, segons els casos i segons les circumstàncies. Després, cal veure com aquests objectius són condicionats, al seu torn, pels àmbits espacials i temporals i per l'escala de treball. Si els objectius són múltiples –apart de la conservació, s'entén– cal valorar-ne la compatibilitat i, si escau, jerarquitzar-los, operacions delicades quan el mandat de l'avaluació és ambigu, cosa freqüent en certs textos legals. En cas que els objectius de l'avaluació no estiguin definits d'una forma unívoca, hi ha el perill que la selecció dels criteris es vegi influïda pel biaix professional dels avaluadors (Ploeg & Vlijm, 1978). Convé tenir present que l'exclusió d'un criteri implica que se li assigna un valor zero.

A continuació ve la qüestió procedimental en sentit estricte. El primer problema que cal destacar ací és que no sols compten les etapes de què consta l'avaluació ans també l'*ordre* o la *seqüència* en què aquestes es disposen. Un cas senzill ho il·lustra clarament. Es tracta de dos procediments avaluadors que comprenen etapes similars però que, en estar disposades en diferent ordre, resulten diferir:

El procediment **A**, consta de tres etapes: (1) identificació dels criteris per a l'avaluació, (2) reconeixement territorial i (3) valoració específica de cada espai natural. En el procediment **B**, aquestes etapes es disposen així: (1) reconeixement de les característiques territorials, (2) comparació dels espais respecte una llista de característiques que es consideren *rellevants* i (3) valoració específica de cada espai.

El procediment **A** és més sistemàtic; el reconeixement territorial es fa en funció de criteris d'avaluació preestablerts i la seva ponderació es pot mantenir separada o integrar-se en un índex conjunt. El procediment **B**, per contra, és més flexible i pragmàtic. La informació obtinguda en un reconeixement ecològic més o menys estandarditzat es considera a la llum d'un llistat de característiques que s'ha decidit que serien *importants*. El moment en què s'adopta aquesta decisió pot variar i, per tant, el llistat es pot modificar sobre la marxa. D'aquesta comparança, se n'obté la valoració. La *importància* dels criteris del llistat, tanmateix, varia d'un espai a l'altre, de manera que les premisses de valoració acostumen a ser més ambigües i solen restar implícites. La probabilitat que una valoració obtinguda per aquest darrer procediment es pugui reproduir en un altre lloc o al cap d'uns anys, es força més baixa que no pas quan s'empra el procediment anterior (Roome, 1984).

Els procediments d'avaluació del patrimoni natural solen variar també segons les dimensions dels àmbits territorials que es considerin. Es poden diferenciar els mètodes aplicables a escala bioregional, estatal, regional, comarcal, d'espais naturals protegits i de petites reserves naturals. D'altra banda, dins de cada escala espacial, s'han produït també canvis remarcables en els procediments avaluadors al llarg del temps. Així per exemple, a escala de paisatges extensos, i només durant el segle vint, als EUA han predominat, de forma successiva, els mètodes més aviat intuïtius, els científics i estadístics, i els mètodes basats en les preferències socials (Penning-Roswell, 1982). A escala bioregional i estatal, per contra, la prevalència dels mètodes científics basats en criteris ecològics és cada vegada més forta.

Els procediments d'avaluació estan condicionats –més del que hom pensa– per la disponibilitat de dades i, quan aqueixes manquen, per la disponibilitat de recursos humans o materials que permetin obtenir-les en un termini útil. La manca de dades pertinents condiciona molts procediments d'avaluació, sense que aquesta limitació sigui generalment reconeguda com caldria, i obliga a emprar mètodes més intuïtius, o a simplificar mètodes quantitatius, la qual cosa sol anar en detriment de la coherència interna.

2.3. Dificultats metodològiques

Una vegada superades –o obviades– les dificultats ideològiques i de procediment, resten per resoldre les que estan lligades a la selecció, a la ponderació i a la integració dels criteris d'avaluació. Les dificultats metodològiques que poden aparèixer en aquesta etapa s'indiquen tot seguit.

Per començar, hi ha el problema de la *selecció* dels criteris, la qual pot ésser funció tant dels objectius de l'avaluació com de la disponibilitat de dades. Quan s'ha adoptat una decisió sobre els criteris més adients, hi ha encara la dificultat d'interpretar-los. Tal com s'esdevé amb la majoria d'instruments conceptuals de valoració, els criteris d'avaluació del patrimoni natural tenen diverses accepcions i es poden interpretar, legítimament o il·legítima, de formes diferents, segons els objectius, els contexts i altres factors que hi incideixen. És una simple conseqüència de l'ambigüitat pròpia del llenguatge verbal.

En rigor, la majoria de les avaluacions dites *ecològiques* haurien d'anomenar-se *biològiques* perquè els factors biòtics hi predominen i perquè tant els factors abiòtics com els processos ecològics hi són feblement considerats quan no ignorats (Ploeg & Vlijm, 1978). En general, es tracta d'avaluacions *biològiques parcials* basades en *indicadors* per a la flora i la fauna, que poden resultar més o menys fiables segons els casos. Són molt rares les vegades que s'han considerat processos ecològics tals com el nivell dels descomponedors, per no parlar de processos hidrològics tals com la recàrrega dels aqüífers o les revingudes.

Un problema comú és la desigual *qualitat* de la informació disponible. És habitual que d'alguns àmbits o aspectes hom disposi d'una informació més completa o més fiable que d'altres. En molts països, l'absència de dades fiables sobre la distribució d'organismes –llevat d'uns pocs grups, com ara els mamífers o els ocells– fa que no es puguin plantejar avaluacions ni estratègies de conservació basades en informació ecològica sòlida i que hagin de seguir confiant, tal com s'ha dit, en la "sort i en la intuïció" per salvaguardar el seu patrimoni natural, perquè "si esperessin a disposar de les dades necessàries potser ja no quedaria gaire res que valgués la pena de ser protegit" (Lawton et al., 1994). Aquest no és el cas de la majoria dels països europeus, que disposen d'una informació força extensa, tot i que resten llacunes importants. Del patrimoni geològic de Catalunya, per posar un exemple, encara no es disposa de cap inventari raonablement complet a hores d'ara.

A continuació vénen els problemes de *mesura*. Hi ha un nombre considerable d'opcions per mesurar els criteris, sobretot pel que fa a aquells que estan vinculats a les ciències socials, polítiques o econòmiques. De fet, si s'exceptua el criteri de dimensions, per al qual hi ha convenis establerts, en tots els altres criteris es presenten diverses alternatives a l'hora de mesurar-los, sense que n'hi hagi cap d'universalment acceptada. Les formes de mesura depenen de com siguin definits els criteris, dels mètodes de mostratge usats, o de la consideració o no de les incerteses, entre altres factors. Per exemple, un problema típic a l'hora de mesurar el criteri de diversitat biològica és la combinació de dades bibliogràfiques amb mètodes d'inventaris ràpids que no es repeteixen i que, per tant, pateixen totes les limitacions de la manca de variabilitat temporal; és a dir, errors incidentals i sistemàtics molt superiors als dels reconeixements ecològics intensius (Ploeg & Vlijm, 1978).

Apart dels esmentats, es poden presentar problemes metodològics de moltes altres menes, dels quals se'n citen tres a tall d'exemple tot seguit.

- L'oblit de considerar la possible *dependència estadística* entre diversos factors o atributs, per exemple entre la superfície i la biodiversitat o la raresa, pot afectar certes avaluacions.
- Les discrepàncies i ambigüitats a l'hora de definir o d'utilitzar indicadors primaris tals com *excepcional o significatiu*, a l'hora de definir ponderacions, o d'establir divisions entre els valors d'una certa escala ordinal poden afectar els resultats d'una avaluació.
- L'absència d'especificacions matemàtiques basades en les relacions ecològiques entre els criteris utilitzats en els sistemes que empren mètodes semiquantitatius o quantitatius pot convertir les fórmules proposades en justificacions pseudoobjectives de judicis apriorístics (Ploeg & Vlijm, 1978).

Tots aquests problemes es compliquen quan es volen integrar els criteris en models, especialment pel que fa a models d'avaluació basats en índexs compostos, tal com es veurà més endavant.

Poques vegades les dificultats metodològiques exposades en els paràgrafs anteriors s'aborden seriosament. Aquesta mancança, òbviament, no resol les dificultats, ni elimina les contradiccions, ni estalvia que les unes i les altres provoquin conseqüències, com ara la de reduir seriosament les possibilitats de comparar i de combinar mètodes d'avaluació diferents, la qual cosa els fa perdre part del seu valor i interès. L'únic que s'aconsegueix és, en tot cas, que hom deixi d'ésser-ne conscient.

A més, les avaluacions del patrimoni natural impulsades o aprovades i aplicades pels poders públics poden patir un triple procés de dilució, malgrat que incorporin criteris de planificació i de gestió. Primer, la proposta considerada tècnicament correcta es converteix en la que és administrativament –o burocràti-

cament– factible, donades les distribucions competencials dels diversos nivells i sectors administratius. Segon, la que és administrativament factible es transforma en la que és econòmicament assumible. Tercer, la que és administrativament i econòmicament factible s'adequa al que es considera políticament oportú, la qual cosa depèn de tota mena d'imponderables conjunturals. La diferència entre l'avaluació inicial i la proposta que s'aplica –normalment diluïda– pot ser suficient per canviar les estimacions i les probabilitats de conservació considerades.

Si es té en compte, doncs, el servei que pot oferir l'art de l'avaluació del patrimoni natural i es consideren les dificultats que la seva aplicació comporta, s'entén fàcilment l'interès que presenten la seva anàlisi, l'avaluació de la seva eficàcia i la formulació de recomanacions que ajudin a superar els principals obstacles. D'entre les diverses aproximacions disponibles, aquesta obra segueix, en línies generals, els enfocaments de G.R. Smith i J.B. Theberge (1986, 1987) i de I.F. Spellerberg (1992).

3. Les bases epistemològiques

L'avaluació del patrimoni natural es duu a terme mitjançant una diversitat considerable de tècniques i de mètodes que tenen en comú una cosa: el fet de basar-se en factors objectius i subjectius que són difícilment destriables els uns dels altres (Roome, 1984). Això no és fortuït, ans degut al fet que la conservació de la natura depèn de valors i de premisses que són inherents al model cultural o, més generalment encara, a la cosmologia dominant, de la qual els sistemes d'avaluació, òbviament, no es poden sostreure. Si calgués una demostració d'aquesta evidència, els sistemes d'avaluació de la natura d'altres civilitzacions no occidentals la donen a bastament. I no cal remuntar-se a la geosofia zoroastriana, o a altres tradicions remotes quasi extingides. Les avaluacions del *feng-xui* xinès i coreà –una ciència tradicional taoista– o de la *geomància* persa i àrab –una ciència tradicional islàmica–, extensament aplicades avui dia, han mostrat al llarg dels segles la bondat i la fiabilitat de llurs avaluacions, basades en uns principis i en uns mètodes completament aliens als de la ciència moderna (Feuchtwang, 1974; Nasr, 1968).

Els valors socials, culturals i personals s'insereixen, doncs, inexorablement, en el procés d'avaluació (Ploeg & Vlijm, 1978; Gómez-Pompa & Klaus, 1992), fent difícils l'anàlisi i la comparança de les avaluacions del patrimoni natural. La inevitable combinació de factors objectius i subjectius fa recomanable que els criteris que s'apliquen siguin definits amb precisió, que les motivacions del seu ús s'exposin de forma explícita, i que les premisses subjacents del model de valoració siguin igualment exposades amb claredat (Smith & Theberge, 1986). A tal efecte, resulta convenient considerar-ne l'epistemologia.

Per començar, escau definir què s'entén per conservació del patrimoni natural. En aquesta obra, el terme *conservació* s'empra amb el sentit que va difondre l'Estratègia Mundial de la Conservació (IUCN et al., 1980), un sentit més ampli, doncs, del que tenen els conceptes de *protecció* o de *preservació*, ja que engloba l'ús assenyat, respectuós, dels recursos naturals. La conservació ací té, doncs, un sentit que s'acosta força al d'*aprofitament sostenible,* definit per l'estratègia Cuidem la Terra (IUCN et al., 1992). Entesa així, la protecció o la preservació d'espècies o d'hàbitats amenaçats constitueix només una part de la conservació, encara que potser la més popular.

Per patrimoni natural se sol entendre una part del medi natural, funcionalment vinculada amb la resta, de la qual es distingeix qualitativament per un seguit de valors rellevants. Un concepte anàleg, doncs, al de patrimoni historicoartístic, que no comprèn la totalitat de les restes que ens han pervingut del passat, ans solament les més remarcables per un motiu o altre. Ambdós patrimonis no existirien sense judicis de valor que discriminin entre allò que en forma part i allò que no.

La noció de patrimoni natural és filla d'una ètica social responsable del llegat –el patrimoni, justament– rebut dels avantpassats i que cal transmetre als descendents, tan íntegrament com es pugui. Una actitud, val a dir-ho, que troba les seves arrels en les més diverses tradicions espirituals i sapiencials, les quals coincideixen en concebre la humanitat com la dipositària d'un bé comú valuós que té el deure moral d'administrar amb respecte i amb prudència, no sols pel seu vivent, ans també per a les generacions vinents. La pau i l'harmonia en la relació entre la humanitat i el món natural, segons les lleis del simbolisme, són concebudes com un reflex de l'harmonia i de l'equilibri entre la Terra i el Cel, entre la humanitat i el seu Origen; la seva absència, per contrast, es concep com un símbol d'un desequilibri més profund (Nasr, 1968).

L'origen del concepte occidental de patrimoni natural es troba, igual com el de tants altres conceptes clau, en la cosmologia judeocristiana, segons la qual la humanitat ha rebut del seu Pare Celestial tots els dons de la natura. El llibre del Gènesi, fonament escriptuari d'aquesta cosmologia, després d'explicar com Déu va crear la natura i tots els éssers vivents, diu que veié que el que havia fet "era bo" o "molt bo" (Gènesi: 1,31), de la qual cosa es desprèn una vàlua intrínseca de tots els elements de la natura i també de totes les espècies. També indica que va posar Adam –que simbolitza tota la humanitat– al jardí de l'Edèn –que simbolitza, entre altres coses, la natura, en la seva puresa prístina– "perquè el *cultivés* i el *guardés*" (Gènesi: 2,15). El "domini" que assigna a Adam sobre la creació és, doncs, el d'un guardià o el d'un administrador, amb drets i amb responsabilitats, però mai el d'un tirà explotador. Cal no oblidar, a més, que el Gènesi, igual com la resta de llibres del Pentateuc, és una revelació originalment destinada a pobles ramaders nòmades, amb uns ritmes vitals dependents dels cicles naturals. És així que la cosmologia bíblica s'acosta molt més a la visió ecocèntrica que no pas a l'antropocèntrica, tal com mostra la taula 1.

Taula 1. Claus esquemàtiques de diverses cosmologies occidentals. Modificat a partir de Meffle & Carroll (1994)

Ètiques ambientals occidentals	Antropocèntrica	Judeocristiana tradicional	Ecocèntrica
Valor intrínsec	éssers humans	• tota la creació • les espècies	biosfera/ecosistemes espècies
Valor de la natura	instrumental	intrínsec i holístic	holístic/intrínsec
Paper de l'home en la natura	amo i senyor	guardià i administrador	una espècie entre d'altres, amb els mateixos drets

3.1. Categories bàsiques d'avaluacions

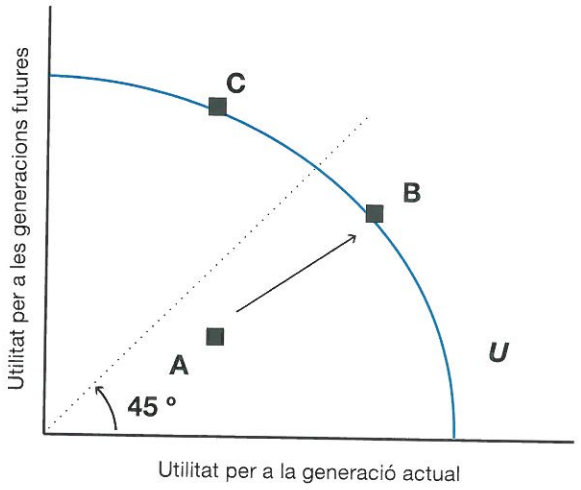
Hi ha dos tipus principals d'avaluació del patrimoni natural, o dues justificacions bàsiques derivades de la dicotomia entre la visió ecocèntrica i l'antropocèntrica. De la primera visió provenen les avaluacions basades en les qualitats inherents dels ecosistemes, mentre que de la segona deriven les avaluacions que es basen en les funcions que els espais naturals o els ecosistemes proveeixen o poden proveir a la societat (Ploeg & Vlijm, 1978).

La primera justificació, de caràcter ètic o moral, es fonamenta en el dret inalienable que tots els organismes vivents tenen a l'existència. Aquesta és la justificació que adopten diversos documents internacionals de conservació, com ara *Els principis de l'ètica mundial per viure de manera sostenible*, de l'estratègia *Cuidem la Terra* (IUCN, 1992). Igualment ha estat adoptada per la majoria de les legislacions proteccionistes del món industrialitzat, entre les quals destaca, per capdavantera, agosarada i influent, la Llei d'Espècies Amenaçades dels EUA *(Endangered Species Act*, 1970). En aquell país, l'origen d'aquesta justificació ètica cal cercar-la en la combinació de la influència de les cosmologies indígenes amb la del moviment transcendentalista del segle XIX –en què s'inscriuen R.E.Thoreau i J.Muir–, combinació inspiradora fins avui dia dels idearis conservacionistes i ecologistes.

La segona justificació, de caràcter positivista o utilitarista, es basa en l'existència de beneficis identificables, directes o indirectes, actuals o potencials, derivats de la conservació (Wilson & Peter, 1988); uns beneficis que tant poden ser materials com d'ordre cultural o anímic. Aquestes són les justificacions que esgrimeix l'apartat 4.7 de l'*Aliança Global per al Medi Ambient i el Desenvolupament* –l'anomenada Agenda 21– aprovada a la Cimera de la Terra al 1992. També s'hi refereix el *Programa de la Comunitat Europea sobre política i acció en relació amb el medi ambient i el desenvolupament sostenible* (1992) i d'altres declaracions internacionals contemporànies. Com que ambdues justificacions poden confluir, en molts dels documents internacionals recents, com ara el *Conveni sobre la diversitat biològica* (ONU, 1992), s'esgrimeixen a l'ensems.

Des de l'òptica dels principis socials, la conservació del patrimoni natural recolza en tres principis cabdals: (1) el principi d'equitat intergeneracional, que prima l'opció més equitativa entre la generació present i les generacions que ens succeiran, tal com mostra la figura 2; (2) el principi precautori, segons el qual, davant les inevitables incerteses, cal triar sempre aquella opció més prudent i (3) el principi del bé comú, segons el qual, aquest bé preval damunt del bé individual. Tres principis de naturalesa politico-social que han de fonamentar, necessàriament, qualsevol model de desenvolupament sostenible (Carew-Reid et al., 1994).

Figura 2. Representació dels vincles entre el concepte d'utilitat i el d'equitat intergeneracional.
Modificat de R. Costanza (1994)



La corba U representa la frontera de la utilitat possible. La línia discontinua a 45º representaria el lloc hipotètic on les necessitats de la generació actual i les futures són igualment satisfetes. Qualsevol moviment d'A (allunyat del potencial) cap a la frontera de possibilitats representa un guany en eficiència. Al punt B, la utilitat per la generació actual és gran, mentre que la de les generaracions futures es petita. L'arc U, per tant, representa una redistribució, un canvi d'equitat. L'opció C seria, doncs, generosa amb els nostres descendents.

Tot i que ambdós tipus d'avaluacions, l'ecocèntrica i l'antropocèntrica, solen presentar amples zones de coincidència, no es pot negar que poden mostrar també diferències o contradiccions, les quals sobresurten clarament en aquells sistemes d'avaluació que es proposen estimar la vàlua dels espais naturals en base a alguna mesura d'utilitat social tangible, com ara unitats monetàries (Sinden & Windsor, 1981; Sorg & Loomis, 1985). Per això, solen sorgir dificultats quan s'apliquen criteris que provenen de combinacions entre teories biològiques, ecològiques, i sociològiques, o entre els valors culturals i les consideracions pràctiques d'administració, de gestió o d'oportunitat política. Per tal d'afrontar-les, resulta indispensable mirar de definir clarament tots els grups de criteris.

3.2. Categories de criteris

Els criteris usats en les avaluacions del patrimoni natural es poden agrupar de formes diferents (taula 2). D'antuvi hom pot distingir entre els criteris *ecològics* i els de *conservació*; en aquest cas, el primer grup inclouria aquells criteris que es deriven de les ciències ambientals i de l'ecologia, mentre que el segon grup contindria aquells criteris que es vinculen amb les ciències socials, econòmiques i polítiques (Roome, 1984). Una altra alternativa, més utilitzada en els organismes públics i que és la que segueix aquest treball, consisteix a agrupar els criteris d'avaluació en tres categories: ecològics, de planificació/gestió i culturals (Margules & Usher, 1981; Smith & Theberge, 1986).

La definició i l'aplicació sistemàtica dels **criteris ecològics** sembla que va començar a les darreries dels anys 1960 a la Gran Bretanya, on ja es varen dur a terme avaluacions comparatives de la seva eficiència en circumstàncies diverses a partir de 1969 (Helliwell, 1969, 1971; Tubbs & Blackwood, 1971; Wright, 1977; Ratcliffe, 1977; Goldsmith, 1975, 1983). Els criteris ecològics més utilitzats són:

- diversitat (varietat o riquesa);
- raresa o excepcionalitat » singularitat;
- dimensions;
- naturalitat » integritat ecològica o autenticitat;
- representativitat;
- fragilitat, i
- connectivitat.

El signe » indica aproximació. És a dir, sense tractar-se de criteris idèntics, són prou semblants com per que se'ls consideri gairebé equivalents.

Moltes avaluacions es basen només en tres o quatre d'aquests criteris. En el cas d'espais naturals humanitzats, els criteris més generalment emprats són tres: representativitat, singularitat i integritat (Lucas, 1992).

Altres criteris ecològics que s'usen amb menys freqüència, i sovint amb caràcter complementari als anteriors, són: vàlua potencial de restauració, productivitat ecològica, forma de l'espai natural, posició dins d'una unitat geogràfica o ecològica, categoria paisatgística, tipus de sòls i funció ecològica.

A diferència dels criteris ecològics, que poden tenir una aplicació homogènia per tot arreu, els criteris culturals i els de planificació i de gestió depenen, per definició, del context social. Factors culturals, ètnics, històrics, polítics, administratius, etc. que varien d'un lloc a un altre, i de vegades fins i tot a l'interior d'un país, condicionen no sols quins criteris són usats, ans també la seva concepció i la seva aplicació. En general, els **criteris de planificació i de gestió** són més fàcils de definir, d'avaluar i d'aplicar que no pas els criteris culturals.

A diferència de la consideració subsidiària que han tingut en el nostre país, en altres llocs aquesta categoria de criteris ha merescut l'atenció de les més altes instàncies científiques. Per exemple, l'obra *Setting Priorities for Land Conservation*

Taula 2. Criteris aplicats en cinc models d'avaluació

A: Nature Conservancy Council de Gran Bretanya (1980); **B:** Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya (1988); **C:** Directiva Hàbitats de la CEE (1992); **D:** Paisatges Protegits (Lucas, 1992); **E:** Estratègia paneuropea de diversitat biològica i paisatgística (1995)

A	B	C	D	E
Hàbitats	**Diversitat biològica**	**Principals**	**Principals (a escala regional)**	**A escala regional**
Vulnerabilitat / fragilitat	Naturalitat	Tipisme (representativitat)	Representativitat	Representativitat
Raresa	Diversitat (riquesa)	Naturalitat	Diversitat	Unicitat
Representativitat	Representativitat	Diversitat		Qualitat (harmonia)
	Raresa o amenaça	Dimensions		Integritat
	Dimensions			
	Endemismes			
	Simbolisme (identitat)			
Espècies	**Diversitat paisatgística**	**Determinació del nombre d'espais**	**Complementaris**	
Amenaça	Raresa *	Raresa	Criteris de planificació	
Vulnerabilitat	Singularitat *	Fragilitat	Criteris de gestió	
Raresa (endemismes)	Representativitat *	**Complementaris**		
	Naturalitat *	Història		
	Processos ecològics	Posició dins la unitat ecològica		
	Ús sostenible dels recursos	Vàlua potencial		
	Representativitat esteticocultural	Atractiu intrínsec		
	Diversitat d'usos no intensius			

* relacionats amb el clima, la geomorfologia i la geologia

(US National Research Council, 1993) analitza a fons l'ús dels criteris de planificació i de gestió per a la conservació del patrimoni natural als EUA i trenca el tòpic –tan arrelat en aquell país– que la conservació dels espais naturals es garanteix bàsicament via adquisició pública del sòl. Tanmateix, la majoria de les seves conclusions depenen massa del context sociopolític dels EUA com per poder-ne extrapolar l'aplicació als països europeus.

Els criteris de planificació i de gestió més emprats en les avaluacions del patrimoni natural són:

- necessitat o amenaça » fragilitat;
- factibilitat o disponibilitat;
- eficiència potencial de la conservació;
- acceptabilitat social: factors econòmics, socials i polítics;
- accessibilitat;
- consideració i problemàtica dels límits i de les zones tampó;
- situació geogràfica i/o ecològica;
- situació urbanística, i
- forma i dimensions.

Noteu que el criteri de forma i dimensions es pot considerar tant des de l'òptica ecològica com des del punt de vista de gestió i de planejament, de forma separada.

Els **criteris culturals** que se solen emprar més sovint són:

- vàlua estètica » qualitat paisatgística;
- vàlua educativa;
- vàlua religiosa;
- vàlua científica;
- vàlua historicoartística, i
- vàlua en el model d'ordenació territorial.

La definició i l'aplicació d'aquests criteris presenta unes variacions tan grans entre els diversos països, i àdhuc entre diverses èpoques, que en fan difícil la generalització. Ni tan sols la vàlua científica n'és l'excepció, com es veurà més endavant, car també depèn de factors extracientífics.

El gran nombre de criteris indicats suara no vol dir que tots ells s'hagin utilitzat de forma generalitzada. La realitat és més aviat la inversa; la majoria de mètodes d'avaluació del patrimoni natural es basen en un nombre reduït de criteris que, amb més o menys justificació, són considerats rellevants en cada cas concret, siguin criteris de caire ecològic, cultural o de planificació/gestió, sols o combinats. Per exemple, una anàlisi dels 15 criteris d'avaluació més utilitzats a Suècia va mostrar com, de promig, només 2,3 criteris havien sigut usats per a la selecció de cadascun dels 1.175 espais protegits existents a l'any 1990 en aquell país, tot i que el nombre de criteris emprats augmentava a mesura que creixien les dimensions dels espais (Götmark & Nilsson, 1992). La xarxa ecològica d'Holanda (Ministry of Agriculture,1990) es basa en tres criteris: diversitat, naturalitat i connectivitat (Lammers, 1994). Semblantment, el *Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya* (Generalitat de Catalunya, 1993), tal com es veurà més endavant, va aplicar només quatre criteris ecològics per identificar els 144 espais naturals que protegeix, si bé en certs casos es varen afegir criteris complementaris de planificació i de gestió.

L'ús de criteris adients i ben definits procura avantatges remarcables: (a) permet la comparança sistemàtica entre diferents espais naturals, encara que hagin estat avaluats amb models diferents (per exemple, valorant el rang obtingut en cada criteri o en combinacions de criteris); (b) destaca la importància dels espais naturals i facilita la comprensió dels objectius de la conservació i, per tant, esdevé un estri d'educació ambiental; (c) ajuda a dirigir la recerca cap allà on convé més, per millorar la definició de criteris i de conceptes connexes; (d) dóna consistència metodològica, amb totes les conseqüències positives que se'n desprenen i, finalment, (e) ajuda a delimitar i a zonificar els espais naturals amb arguments coherents amb els criteris usats en llur selecció i identificació (Eagles, 1984).

Quan no és possible procedir racionalment, s'ha dit que només hi ha dos criteris que compten: *oportunitat* i *amenaça* (Goldsmith, 1983). Ambdós criteris se solen aplicar, llavors, principalment, a escala social i política. Només esporàdicament, l'amenaça que es puguin afectar els sistemes naturals mobilitza voluntats conservacionistes, les quals solen afirmar-se denunciant la il·legalitat, la inconsciència o la ignorància de l'agressió o, quan aquests atenuants no es poden aplicar, l'egoisme mesquí i miop.

4. Els criteris ecològics

La preeminència dels criteris ecològics es deu al fet que l'ecologia és la ciència que estudia les interrelacions dels éssers vius amb seu entorn. Per això aquests criteris són els més utilitzats en les avaluacions del patrimoni natural, malgrat que les dades que els nodreixen siguin costoses d'obtenir. En aquest capítol s'examinen quatre aspectes diferents de cada criteri ecològic: com es defineix, els vincles que manté amb d'altres criteris, què justifica el seu ús, i com s'aplica a la pràctica. Quan n'hi ha, se n'examinen també les dificultats.

4.1. Diversitat

Accepcions

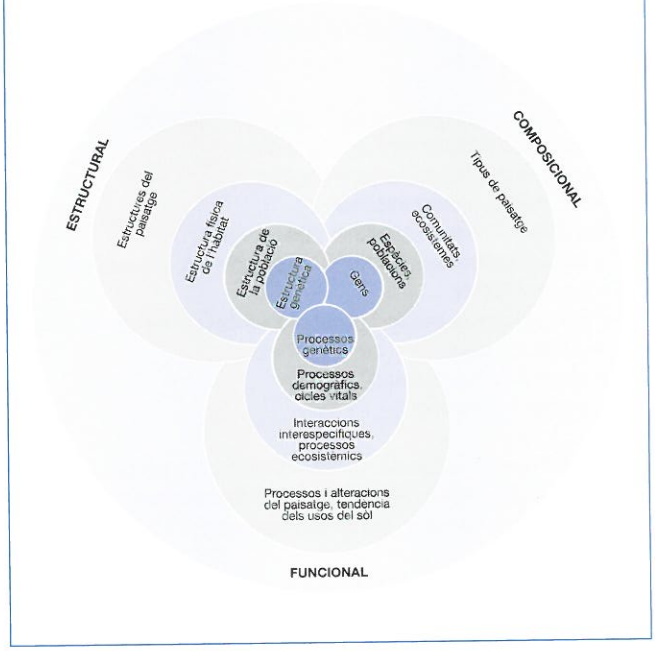
La diversitat és una mesura de l'heterogeneïtat dels sistemes que, quan no s'adjectiva, comprèn tant els sistemes biòtics com els abiòtics. Encara que la difusió internacional del concepte de *diversitat biològica* sembli haver restringit el concepte als sistemes vius, és important mantenir l'accepció global. La diversitat de les característiques abiòtiques es pot avaluar i mesurar sempre i quan existeixi una classificació que permeti comptabilitzar-ne els diferents tipus (Pielou, 1977).

El terme *biodiversitat* és novell; sembla que va ser popularitzat pel biòleg Edward Wilson el 1988. No n'existeix cap definició comprensiva i globalitzadora, i difícilment arribarà a existir mai. La irreductible complexitat dels sistemes vivents i la impossibilitat d'agregar nivells múltiples de diversitat biològica en una mesura simple i entenedora ho impedeixen (Norton, 1986). L'enorme abast de la noció de diversitat biològica salta a la vista quan es consideren els atributs de la biodiversitat –tant els de composició, com els estructurals i els funcionals– en quatre nivells jeràrquics d'organització (figura 3).

La diversitat biològica comprèn totes les espècies de plantes i d'animals, grans i petites, els microorganismes, els ecosistemes i, naturalment, els processos ecològics dels quals formen part (Mc Neeley et al., 1991). En les estratègies o directives internacionals recents la diversitat biològica ha estat definida de forma molt ampla. Així la *Declaració de Rio* va definir la diversitat biològica com "la varietat de vida en totes les seves formes, nivells i combinacions. Inclou, per tant, la diversitat d'ecosistemes, la diversitat d'espècies i la diversitat genètica", cadascuna de les quals es defineix en termes de *varietat* i de *freqüència* (ONU et al., 1992).

Convé aclarir que les definicions de diversitat biològica se solen referir a components –espècies, comunitats,etc.– indígenes, o almenys amplament naturalitzats. La introducció d'espècies exòtiques, de vegades agressives i cosmopolites és, per contra, una de les causes de reducció de la diversitat biològica autòctona.

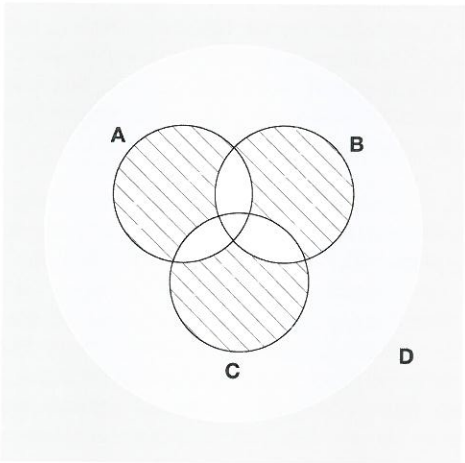
Figura 3. Atributs de la biodiversitat: composició, estructura i funció, classificats en quatre nivells organitzatius diferents. Modificat de Noss (1994)



La diversitat biològica està relacionada amb l'escala i amb el context espacials. És a dir, la biodiversitat depèn de variables tals com la superfície, l'altitud o la latitud (Goldsmith, 1987). L'existència d'aquestes dependències i els problemes escalars expliquen la conveniència de distingir entre diversos tipus de biodiversitat, d'entre els quals els més emprats són: la diversitat genètica i les diversitats α, β i γ, amplament emprades en l'ecologia (Whittaker, 1972).

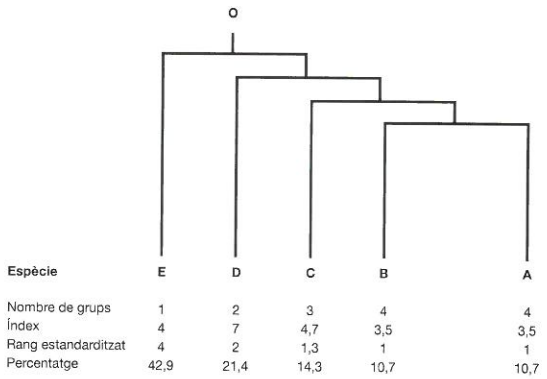
La diversitat genètica considera la diversitat dins de les espècies, a nivell demogràfic. A nivell multiespecífic, hi ha dues mesures: la diversitat α i la diversitat β. La diversitat α és la que mesura el nombre d'espècies o de comunitats en una àrea o en un hàbitat determinat; hàbitats similars d'una mateixa regió natural, tendiran a tenir la mateixa biodiversitat alfa. La diversitat β mesura la variabilitat en la composició d'espècies o de comunitats entre diferents espais naturals; per exemple,

Figura 4. Esquema conceptual dels tres tipus de diversitat biològica.
Modificat de Smith & Theberge (1986)



Els cercles A, B i C representen la diversitat alfa de tres espais naturals diferents, relativament propers. Les àrees ratllades representen la diversitat beta i el cercle que les engloba, la diversitat gamma de la regió.

Figura 5. Esquema de diversitat taxonòmica.
Modificat de Vane-Wright et al. (1991)



Es tracta de 5 espècies endèmiques hipotètiques (A-E). Cada espècie pertany a un cert nombre de grups taxonòmics: l'espècie A pertany a tots quatre grups (AB, ABC, ABCD i ABCDE) però l'espècie E només pertany a un grup. L'índex taxonòmic de l'espècie A seria igual a 14/4= 3.5, i de la mateixa forma es calcularia l'índex per a totes les altres. Aquests valors s'estandarditzen, dividint-los pel valor més baix (3.5) per tal de fer-lo correspondre amb la unitat. Aleshores es poden transformar en percentatges, els quals són els indicadors de la contribució de cadascuna de les espècies a la diversitat total del grup O. L'espècie E, pel fet de ser la més distinta, seria la que mereixeria més esforç de conservació.

permet mesurar els canvis que poden haver-hi en gradients d'hàbitat. A diferència d'elles, la diversitat γ mesura l'heterogeneïtat dels ecosistemes que es troben en un tipus de paisatge o en un àmbit biogeogràfic, per exemple un bioma. El concepte de *representativitat*, sobretot la seva definició inclusiva, té força relació amb la diversitat γ, tal com es veurà més endavant. El diagrama de la figura 4 és una representació conceptual d'aquestes tres mesures de la diversitat biològica.

La diversitat taxonòmica és la que permet considerar la diferència que hi ha entre les espècies, la qual depèn de llur taxonomia. Com que, d'algunes famílies, n'hi ha centenars de gèneres i milers d'espècies diferents, mentre que altres famílies poden disposar només d'un gènere i de comptades espècies, des del punt de vista taxonòmic aquestes darreres tenen un valor superior a les anteriors (figura 5).

Finalment, cal dir quelcom sobre la ràpida erosió de la diversitat genètica en les espècies domesticades. L'empobriment genètic de les espècies vegetals i animals més especialitzades i productives del món és motiu de greu preocupació per raons ben pragmàtiques. El promig de vida de les varietats ultraespecialitzades de cereals europeus o nord-americans és inferior als 15 anys; es tracta d'un càlcul basat en la probabilitat d'aparició de nous flagells resistents als tractaments emprats (Castri, 1989). Per tal de produir noves varietats cal, de forma periòdica, enriquir-les genèticament amb varietats rústiques o fins i tot amb espècies salvatges emparentades. Si aquestes arribessin a desaparèixer, els híbrids d'alta productivitat no podrien sobreviure-les gaires anys, amb conseqüències gravíssimes per a totes les societats que depenem de l'agricultura moderna.

Justificació

Les justificacions de l'ús del criteri de biodiversitat són les més desenvolupades i estan molt vinculades a les dels criteris de *raresa* i de *fragilitat*. Totes parteixen de l'alarma provocada per les ràpides i generalitzades pèrdues de diversitat biològica que es produeixen arreu del món, unes pèrdues irreparables que creixen de forma exponencial des de fa alguns decennis. A escala global, s'estima que entre 20.000 i 300.000 espècies d'organismes diferents –en funció del criteri que s'adopti per calcular la

biodiversitat actual– s'extingeixen cada any (Castri, 1989), fins al punt que el percentatge d'espècies extingides podria assolir el 50% d'ací un segle en cas que segueixi la tendència actual; una hecatombe d'una magnitud difícil de concebre (Halffer, 1994).

Les justificacions per fer ús del criteri de biodiversitat es poden agrupar en quatre categories: les utilitàries directes, les utilitàries indirectes, les estètiques o perceptuals, i les intrínseques. Tot seguit s'examinen pel mateix ordre.

Les justificacions *utilitàries directes* apel·len als beneficis directes que la conservació de la diversitat biològica ja aporta o pot aportar a la humanitat. Els que pot aportar en el futur són difícilment estimables, però no per això es poden menystenir, sobretot si es pensa, per exemple, que només el 2% de les plantes conegudes ha estat estudiat en detall, i que les conegudes són sols una petita fracció de les que existeixen (WWF, 1991). Els beneficis inclouen des de l'obtenció de nous productes farmacèutics o químics fins a la disponibilitat de varietats per enfortir genèticament les plantes o els animals domesticats actuals, passant per l'increment dels beneficis recreatius. Aquesta categoria de justificacions creix a mesura que augmenta el nombre d'espècies conegudes i l'ús o el valor que es dóna a certs éssers vivents, però queda limitada per a aquells que no disposen de valor d'ús.

Les justificacions *utilitàries indirectes* es refereixen als serveis que presten els ecosistemes, molt més importants que no pas els usos directes anteriors. El manteniment de la qualitat atmosfèrica, la regulació del clima o del balanç hídric, la conservació i la regeneració dels sòls, la descomposició de residus, etc., són processos fonamentals i d'ells depèn la qualitat de la nostra vida; tots necessiten, en un grau o altre, la conservació de la diversitat biològica, encara que sigui molt difícil de preveure com es podrien veure afectats en el cas que certs organismes s'extingissin. A mesura que es va coneixent millor el funcionament dels ecosistemes i els cicles dels elements i dels nutrients, es comprenen millor llurs vincles de dependència amb la biodiversitat.

Les justificacions *estètiques*, *emotives* o *perceptuals* són les que fan referència a les experiències que el contacte amb la natura, sobretot pel que fa als llocs que són –o que semblen– menys alterats, provoca en les persones normals. Els canvis d'actitud i de consciència que poden generar aquestes vivències són les que poden fer comprendre a les persones del món urbà i tecnocràtic modern –cada cop més desconnectades de l'entorn natural– la categoria següent de justificacions, la més definitiva.

Les justificacions *intrínseques* són les que apel·len als drets propis, independents de la humanitat, que tenen els éssers vivents. Són les justificacions vinculades amb valors espirituals, ètics i morals, que la ciència moderna no pot ni refutar ni abonar. Totes les grans tradicions espirituals i sapiencials de la humanitat són unànimes al respecte i en cap d'elles no es troba res que pugui justificar l'eliminació d'espècies senceres de la Terra. La *Carta Mundial de la Natura* de l'Organització de les Nacions Unides (1982) ho va resumir així: "Cada forma de vida és única i mereix respecte, amb independència del seu valor per a la humanitat, i, per atorgar aquest reconeixement als altres organismes, la societat s'ha de guiar per un codi moral d'acció".

La majoria d'estratègies internacionals i nacionals de conservació combinen, en una o altra forma, aquestes quatre menes de justificacions. L'*Estratègia Mundial de la Conservació* (1980) ho va formular amb aquestes paraules: "la preservació de la diversitat genètica és tant una qüestió d'assegurança i d'inversió (...) com una qüestió de principi moral. El problema del principi moral es relaciona fonamentalment amb l'extinció d'espècies. Estem obligats moralment –envers els nostres descendents i envers les altres criatures– a actuar amb prudència. No podem predir quines espècies ens podran esdevenir útils. Per tant, per raons d'ètica i d'interès propi, hem d'evitar causar conscientment l'extinció d'una espècie". El *Conveni sobre la Diversitat Biològica* (1992) es justifica a si mateix pel "valor intrínsec de la diversitat biològica, i els valors ecològics, genètics, socials, econòmics, científics, educatius, culturals, recreatius i estètics de la biodiversitat i dels seus components", de manera que considera que la protecció de la biodiversitat "constitueix un interès comú de la Humanitat". Altres documents internacionals hi afegeixen justificacions *espirituals*, sobretot quan consideren també la diversitat cultural, per exemple, el *Tractat entre Pobles Indígenes i ONG* (1992) o la *Declaració dels Drets dels Pobles Indígenes a l'ONU* (1993) o justificacions *simbòliques*, com és el cas dels acords per a la protecció d'espècies emblemàtiques, per exemple, l'adoptat pel Comitè pel Linx ibèric del Conveni de Berna (1991).

Aplicació

En la majoria dels sistemes d'avaluació del patrimoni natural la diversitat ha sigut el criteri més emprat (Margules & Usher, 1981; Smith & Theberge, 1986). Tan gran és la seva preponderància que s'ha pogut arribar a afirmar que l'objectiu científic d'establir un sistema d'espais protegits no és altre que "el d'ajudar a sostenir la diversitat biològica de la regió on es troba situat". En conseqüència, el valor de conservació d'un espai natural dins d'una regió o un país es defineix, moltes vegades, com la seva contribució a conservar la mostra de diversitat biològica que conté (Margules et al., 1994). La Llei d'espais naturals de Catalunya (12/1985) té com a primer objectiu "protegir, conservar, gestionar i, si s'escau, restaurar i millorar la diversitat genètica, la riquesa i la productivitat dels espais naturals".

En general, es considera que la riquesa d'espècies ofereix una bona mesura de la diversitat específica per a la conservació biològica. En certes ocasions, tanmateix, els índexs que incorporen l'abundor proporcional de les espècies presents són útils. Per exemple, el fet que el 90% de la biomassa d'una pineda mediterrània secundària estigui formada per una sola espècie, i el 10% restant es distribueixi entre milers d'altres espècies, té una significació ecològica indubtable. En canvi, l'ús del concepte de rarefacció (Simberloff, 1978) o d'altres tècniques complexes similars no resulten gaire pràctiques per a l'avaluació ecològica, degut al fet que les dades d'abundor que caldrien acostumen a mancar (Smith & Theberge, 1986).

La diversitat taxonòmica, tanmateix, pot aportar indicacions d'interès a l'hora d'emmarcar els elements que cal avaluar i també per establir prioritats entre regions o entre països diferents, un afer sempre delicat. Des d'aquest punt de vista, el primer pas consisteix a identificar àrees o regions prioritàries mitjançant tècniques de diversitat taxonòmica. El segon pas, ja dins de cadascuna d'aqueixes regions, consisteix a identificar la xarxa d'espais naturals necessaris per contenir mostres adequades de tots els ecosistemes i tàxons locals (Vane-Wright et al., 1991). Aquesta forma de procedir resulta útil a la regió mediterrània, ja que conté una gran proporció de la biodiversitat europea. En concret, el 80% de les espècies vegetals, els hàbitats de les quals són protegits per la *Directiva Hàbitats de la Unió Europea* (1992), es troben en els països europeus mediterranis.

Els tipus de diversitat mesurats es poden agrupar en dos conjunts, els biòtics i els abiòtics, que se solen emprar a escales diferents. En general, els criteris de diversitat biòtica són més usats que no pas els abiòtics i, en moltes avaluacions, prevalen fins i tot per damunt dels criteris culturals o els de planificació/gestió.

Atributs de diversitat biòtica

Dins de la diversitat biològica hom podria seguir la jerarquia organitzativa, que va des la diversitat genètica fins a la de paisatges, passant per les diversitats específica, taxonòmica, de comunitats i poblacions, i de paisatges. Això no obstant, en les avaluacions del patrimoni natural, els elements més estudiats com a criteris biòtics són, per aquest ordre: (1) les comunitats de vegetació, (2) l'avifauna, (3) els mamífers, (4) les espècies vegetals, (5) els hàbitats, (6) els rèptils i els amfibis, (7) els invertebrats i els peixos, (8) la taxonomia i, (9) els paisatges.

El fet que les comunitats vegetals siguin els elements utilitzats amb més freqüència per a la valoració de la diversitat biològica s'explica per dues raons pràctiques. Primera, perquè el seu inventari requereix comparativament menys treball sobre el terreny que el d'altres elements. Segona, perquè les altres formes de diversitat solen estar correlacionades amb la diversitat de comunitats de vegetació.

Els vertebrats vénen a continuació i, dins d'ells, l'avifauna i els mamífers, pel fet que són els grups més fàcils d'observar i d'identificar. Apart dels vertebrats, certs grups d'espècies animals invertebrades han estat també emprats com a indicadors de la diversitat biològica, quan s'ha disposat d'informació suficient al respecte, com ho va posar de relleu, per exemple, la *Reunió sobre la Conservació i Gestió de Zones Humides per a Invertebrats*, promoguda pel Consell d'Europa (1991).

La diversitat biològica es pot mesurar de formes diferents, entre les quals es compten certs índexs. Els quatre índexs de diversitat més utilitzats són els de Shannon-Weaver, el de Brillouin, el de Simpson i la riquesa d'espècies (Pielou, 1977). Vegeu-ne la descripció a l'apartat dels models d'avaluació basats en índexs compostos quantitatius (capítol 9). Tots aquests índexs estan tan estretament relacionats que es poden transformar els uns en els altres per mitjà d'equacions matemàtiques, tal com han mostrat diversos autors (Hill, 1973).

Una altra forma de mesurar la biodiversitat és mitjançant espècies o grups indicadors. Les espècies detectores, explotadores i acumuladores són les més emprades (Spellerberg, 1981). Les detectores són aquelles espècies que normalment apareixen en un hàbitat determinat i que poden mostrar respostes mesurables a certs impactes ambientals, tals com la pol lució o la fragmentació del paisatge. La llúdriga (*Lutra lutra*), per exemple, és una espècie indicadora de trams llargs de rius nets i ben conservats. La seva reduïdíssima distribució a Catalunya és indicadora de la baixa qualitat ecològica dels cursos hídrics catalans (Ruiz-Olmo & Aguilar, 1995). Les espècies explotadores són aquelles que exploten una alteració o una degradació del medi; n'és una el gavià argentat (*Larus argentatus*), la població del qual és un indicador de l'abundor i de la disponibilitat de deixalles –sobretot abocadors d'escombraries– a cel obert, un fet freqüent a les nostres contrades (Sol & Senar, 1994).

En la selecció d'indicadors biològics se solen conjugar diversos factors: logístics, ecològics i ambientals. Factors logístics com la facilitat de mostratge i de classificació o la disponibilitat de taxònoms experts en el grup. Factors ecològics com ara que siguin representatius de grups de diversitat o de nivells tròfics diversos, o que tinguin una distribució geogràfica prou ampla. Factors ambientals com ara que tinguin un interès reconegut en l'agricultura o en el medi ambient (Stork, 1994).

Tanmateix, l'avaluació de la diversitat biòtica no és una tasca fàcil. A continuació s'indiquen alguns dels problemes que presenta. El nombre d'espècies identificades depèn, en part, de

la recerca científica i de l'esforç que s'hagi esmerçat per a aquest fi. De moltes regions i de països sencers només es coneix una fracció de la seva biodiversitat. A nivell global es considera que han estat identificades, només, entre un 5 i un 10% de les espècies vivents (Castri, 1989). A la península Ibèrica, s'estima que hi ha entre 50.000 i 60.000 espècies d'animals, de les quals poc més de 6.000 han estat estudiades prou bé en tot el territori (Barrero, 1994)

Es difícil evitar una certa dependència estadística entre el nombre d'espècies o de comunitats i el tipus de mostratge efectuat, les dimensions de la mostra i el fet que la mostra sigui un espai geogràfic o bé un conjunt d'organismes. Ara bé, sense eliminar el biaix corresponent al sistema de mostratge, no es poden fer comparances objectives entre diferents espais o entre conjunts d'organismes.

Les mesures de diversitat no són mai absolutes, és a dir, no abasten la totalitat de les espècies vegetals i animals presents, ans només alguns dels grups d'organismes més fàcils d'identificar i de classificar. En general, les espècies vegetals i animals dites inferiors són molt menys conegudes, tot i que tenen una importància innegable: el seu nombre acostuma a superar el de les espècies superiors en diversos ordres de magnitud, i la presència o absència d'alguns dels seus grups sol resultar crítica per al funcionament de molts ecosistemes.

A semblança de la diversitat d'espècies, la diversitat taxonòmica pot ser mesurada també mitjançant diversos índexs, com ara els proposats per Williams et al. (1993): l'índex d'espècies relictuals, l'índex de riquesa de tàxons superiors, el de divergència cladística i l'índex de dispersió taxonòmica. De tots ells, l'índex de dispersió taxonòmica sembla el més útil, car permet identificar els espais on les espècies són molt divergents cladísticament i estan més igualment distribuïdes a través dels cladogrames –vegeu la figura 5.

Si s'avalua la diversitat biològica per mitjà de la diversitat d'espècies o de la diversitat taxonòmica s'obtenen resultats diferents. La primera informa sobre la distribució d'espècies i llur riquesa respecte als endemismes, a les dimensions dels espais naturals, als hàbitats i als ecosistemes, motiu pel qual és més útil en les avaluacions patrimonials. La diversitat taxonòmica, en canvi, informa sobre aspectes històrics de la diversitat, sobre com ha evolucionat en ecosistemes en transformació, sobre les relacions que mantenen centres de diversitat biològica separats i sobre altres aspectes d'interès científic similar, de manera que facilita claus per entendre i per avaluar millor les diferències de diversitat biològica entre uns llocs i altres (Oosterbroek, 1994). Diversos autors creuen que aquests mètodes per assignar vàlua quantitativa a la diferenciació taxonòmica de les espè-

Figura 6. Nombre de plantes superiors endèmiques a escala estatal. Font: Groombridge (1992). *Environment in the European Union*

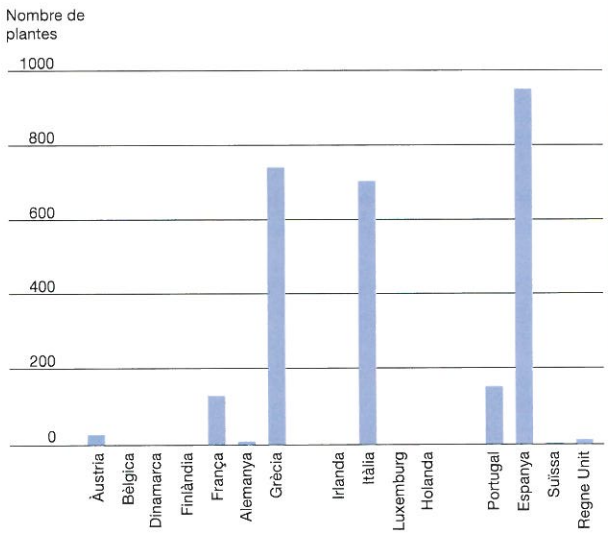
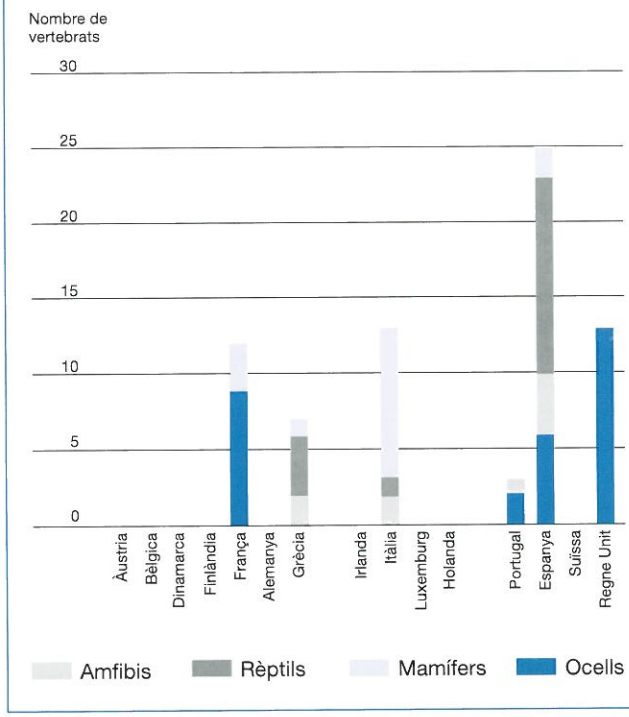


Figura 7. Nombre de vertebrats endèmics a nivell estatal, exclosos els peixos. Font: Groombridge (1992). *Environment in the European Union*



cies poden jugar un paper cada vegada més important en l'establiment de prioritats de conservació (May, 1994). En tot cas, la mesura de la diversitat bioregional d'hàbitats i d'espècies és probablement la que millor serveix per assolir els propòsits de la conservació del patrimoni natural *in situ* (Samson & Knopf, 1982).

Degut al fet que l'Estat espanyol té terres en quatre de les cinc regions biogeogràfiques en què es divideix la Unió Europea –mediterrània, atlàntica, alpina i macaronèsica–, la diversitat d'espècies de plantes vasculars i de vertebrats és la més alta del tots els estats membres (figures 6 i 7). En compliment *del Conveni sobre la diversitat biològica* (1992), l'Estat espanyol va fer dos intents per elaborar una estratègia per a la conservació de la biodiversitat, fins ara poc reeixits. *L'Estratègia per a la conservació i per a l'ús sostenible de la diversitat biològica de Catalunya* està en curs d'elaboració a hores d'ara (Germain, 1996). D'altra banda, la Directiva europea sobre la Conservació d'Hàbitats Naturals i de la Fauna i Flora Silvestres estableix com a objectius comuns per tots els estats membres la conservació de la *diversitat d'hàbitats* –entesos com a sistemes naturals– i dels *hàbitats d'espècies silvestres*. La creació de la xarxa europea d'espais naturals (Directiva 92/43-CEE) reposa en sengles pilars.

Atributs de diversitat abiòtica

Els criteris abiòtics són usats principalment per a la divisió d'un territori determinat en regions o en àmbits naturals. Aquestes regions donen una primera indicació de la diversitat i solen basar-se en criteris tals com la geologia, la morfologia, la topografia, el clima o els sòls. Les regionalitzacions efectuades a Holanda o Austràlia en són bons exemples. A Holanda, les sis ecoregions definides es varen derivar a partir de criteris geològics o geomorfològics. Complementàriament, l'aplicació dels criteris d'aigües superficials, subterrànies o sòls va permetre subdividir aquelles regions naturals en ecodistrictes (Klijn et al., 1995). En el cas d'Austràlia, tres menes de criteris van ser usats per dividir el continent en 30 regions ambientals: topogràfics, climàtics i edàfics (Margules el al., 1994).

Els criteris de diversitat abiòtica més usats són els fisiogràfics, tals com l'elevació mitjana sobre el nivell del mar, la rugositat –és a dir, la variació entre l'altitud mitjana i les altituds màxima i mínima–, o el pendent, car moltes altres característiques ecològiques hi estan correlacionades. A continuació vénen els criteris climatològics, sobretot temperatures i precipitacions. S'empren, per exemple, les temperatures mitjanes anuals, les temperatures màximes i mínimes extremes, la precipitació mitjana anual, o les precipitacions del trimestre més càlid o del més fred.

Les unitats geomorfològiques o morfoestructurals, com a criteris, solen ser emprades per subdividir regions naturals, tot i que la diversitat geomorfològica ja constitueix, per ella mateixa, un valor a considerar. Tanmateix, la manca de cartografies geomorfològiques a escales operatives per a la planificació i per a la gestió ha limitat, fins avui, la seva aplicació a uns pocs espais del país; és el cas de certs espais naturals protegits o de les comarques d'alta muntanya de Catalunya.

Quelcom semblant es podria dir dels sòls. El mantell edàfic, interfase entre la biosfera i la geosfera, és una capa discontínua que, malgrat el seu gruix tan feble, resulta estrictament vital per al sosteniment de la vida en terra ferma. Alguns dels criteris edàfics més usats en l'avaluació de la diversitat són el perfil del sòl –principalment la textura–, la capacitat de retenció d'aigua, la permeabilitat i el grau d'humitat. En diversos països occidentals les cartografies detallades de sòls cobreixen tot el territori, des de fa dècades, i tenen una incidència considerable en la planificació i en la gestió del patrimoni natural. Per exemple, als EUA solen ser a escala 1:15.840 i a Suïssa a escala 1:25.000. A Espanya, per contra, la situació és ben diferent; només hi ha mapes de sòls per àrees molt reduïdes i des de fa poc temps, i han jugat un paper escadusser en la planificació territorial i en l'estimació de la diversitat.

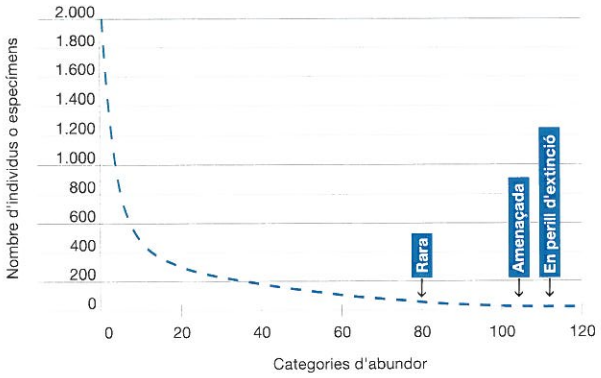
4.2. Raresa

Accepcions

La protecció d'espècies i de comunitats rares i amenaçades ha esdevingut, als ulls de gran part de la nostra societat, la funció més important de la conservació, malgrat la dificultat que presenta sovint la seva definició estricta en termes ecològics (Margules & Usher, 1981). El criteri de raresa es basa en dos atributs a l'ensems: atributs *geogràfics*, és a dir, el fet d'ocupar una àrea restringida, i atributs *demogràfics*, és a dir, que el nombre d'individus sigui feble (Argus & White, 1982).

L'anàlisi quantitativa de la raresa demogràfica tendeix a reproduir la distribució estadística anomenada normal logarítmica, quan hom disposa de mostres adients d'organismes procedents de comunitats biològiques distintes. Aquesta mena de distribucions, típiques en molts sistemes naturals, es caracteritzen pel fet que un nombre reduït d'espècies hi són molt abundoses, mentre que, comparativament, un nombre elevat d'espècies acostumen a ésser-hi poc representades (Preston, 1962). Per tant, el criteri de raresa, definit en termes de la distribució estadística, es podria referir a la posició relativa d'una espècie –o d'una comunitat, o qualsevol altre element natural– en la gràfica corresponent a la distribució normal, tal com mostra la figura 8.

Figura 8. La distribució normal logarítmica de freqüència mostra les posicions relatives de diferents categories de raresa en la gràfica estadística. Segons Eagles & McCauley (1982)

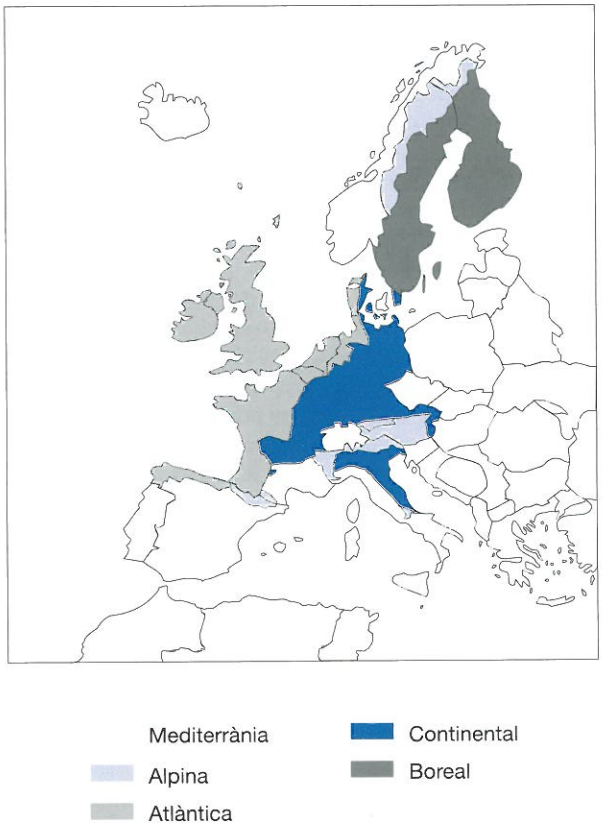


El concepte de raresa no es limita al nombre absolut d'elements inventariats, ans comprèn la distribució espacial de llur abundor, la qual considera tant les dimensions de l'àrea en qüestió com la seva fragmentació i l'abundor relativa (Harper, 1981; Rabinobitz, 1981). En conseqüència, la raresa no pot ésser definida sense referència explícita a l'escala de l'àmbit al qual s'aplica (Margules & Usher, 1981). Com que els límits de la majoria de països i estats no solen correspondre amb límits biogeogràfics, la vinculació del criteri de raresa als límits administratius sol comportar problemes a l'hora d'establir prioritats racionals i eficients. Ni els límits de l'Estat espanyol ni els de la majoria de les seves comunitats autònomes, llevat de les insulars, no corresponen a regions naturals (figura 9). Els elements naturals, les espècies, les comunitats o els hàbitats poden ésser rars a escala local, regional, nacional o internacional i els que són rars en una certa escala poden ésser comuns en una altra. El savinar de muntanya, per exemple, és una comunitat vegetal típica del Racó d'Ademús, rara al País Valencià, inexistent a Catalunya i a les Illes Balears, però relativament comuna a les zones culminals de moltes serralades de l'interior de la península ibèrica (Folch, 1981).

Raresa biòtica

Es poden distingir cinc tipus diferents de raresa biòtica: els elements d'ampla distribució que són rars arreu, els endemismes, els elements disjunts, els perifèrics i els elements en regressió. El terme element es pot referir a poblacions, a races, a espècies, a comunitats, a hàbitats, a ecosistemes o a paisatges.

Figura 9. Les regions biogeogràfiques europees no concorden amb els límits polítics, sinó que s'estenen a diversos estats



1. **Elements d'ampla distribució que són escassos arreu.** Aquest és el cas de diversos grups de vertebrats, com ara els carnívors i alguns rapinyaires. Per exemple l'àguila reial o daurada (*Hieratus chrysaetus*) o l'ós bru (*Ursus arctos*) són espècies *naturalment rares* pel fet que a cada parella d'ambdues espècies els cal un territori d'un miler d'hectàrees de superfície, pel cap baix, per viure normalment.

2. **Elements endèmics o de distribució restringida.** El concepte d'endemisme és relatiu; una espècie o una comunitat endèmica és aquella que només habita en un lloc, amb independència que el lloc sigui un illot o una regió extensa (Rapoport, 1982). Segons l'extensió de llur distribució, es pot distingir entre endemismes restringits, insulars, peninsulars,

etc. Els endemismes restringits són aquells la distribució dels quals és confinada a un indret. Per exemple, l'herba de Sant Sagimon (*Saxifraga vayredana*) és un endemisme confinat al massís del Montseny (Boada, 1993), mentre que el *Seseli farrenyi* és una planta endèmica confinada al litoral del Cap de Creus (Franquesa, 1995).

Les illes, petites o grosses, per raó de la pròpia insularitat, són propenses a hostatjar endemismes. Dins d'Europa, les densitats més altes d'endemismes es troben a les illes mediterrànies: Xipre, amb un 18% dels endemismes europeus, Còrsega, amb el 14,4%, i les Balears, amb el 12,7%, destaquen per damunt de totes les altres (Oosterbroek, 1994). Entre els endemismes baleàrics destaca el ferreret (*Alytes muletensis*), un galàpet que sobreviu acantonat a uns pocs indrets de la Serra de Tramuntana de Mallorca (Criado et al, 1991) i 65 espècies de plantes vasculars, una de les quals, la prímula *Lysimachia minoricensis,* endèmica de Menorca, es va extingir a l'illa, però es va recuperar gràcies a haver-la conservat en captivitat (Gómez Campos et al., 1985).

Les penínsules, sobretot aquelles que estan separades del continent per barreres muntanyenques o per istmes llargs i estrets, també són afavoridores d'endemismes. La península ibèrica i la italiana en són bons exemples. Només a la part espanyola de la península ibèrica han estat censades unes 1.500 plantes endèmiques (European Environmental Agency, 1995), la xifra més alta de la Unió Europea.

La conclusió és clara: el qualificatiu *endèmic*, per si sol, no diu res de l'àrea de distribució, que pot ser extensa, ni respecte a la fragilitat d'una espècie, d'una comunitat o d'un hàbitat, elements que poden ser resistents i soferts. Sempre cal acompanyar-lo amb una referència a la distribució, i, si pot ser, amb alguna indicació sobre llur fragilitat.

3. **Elements disjunts.** Són aquells que estan separats de l'àrea de distribució principal de l'espècie i que poden diferir genèticament de la població principal. Acostumen a patir estrès –palesat en amples fluctuacions numèriques–, endogàmia, un flux genètic reduït, deriva genètica, selecció direccional i nínxols ecològics reduïts, motius pels quals els riscos d'extinció local solen ser elevats (Soulé, 1973). Un exemple: la petita població d'erc o cabra salvatge (*Capra pyrenaica pyrenaica*), acantonada a la vall d'Ordesa, aïllada completament de les altres poblacions de l'espècie des del segle XIX, actualment està en perill d'extinció (Fandos, 1989) (figura 10).

4. **Elements perifèrics.** Són els que es troben en el límit de l'àrea de distribució geogràfica pròpia, la qual cosa pot propiciar que siguin rares dins d'una regió geogràfica o d'una unitat política determinada. Els mateixos processos que afecten

Figura 10. Mapa de les poblacions disjuntes d'erc a Ibèria. Segons A. Castells i M. Mayo (1993) i J. Ruíz-Olmo i A. Aguilar (1995)

Erc *(Capra pyrenaica)*

les poblacions disjuntes poden afectar les poblacions perifèriques. Tots tendeixen a reduir la diversitat genètica i a accentuar les diferències respecte a les poblacions centrals de l'espècie (Soulé, 1973). Per exemple, el roure pènol (*Quercus robur*), a la plana al·luvial de la Tordera, constitueix el límit meridional de distribució d'aquesta espècie a Europa. O també, les poblacions perifèriques d'ocells estepàrics o subdesèrtics com la ganga (*Pterocles alchata*), el sisó (*Tetrax tetrax*), el torlit (*Burhinus oedicnemus*) o l'alosa becuda (*Chersophilus duponti*), que assoleixen el seu límit nordoriental a les planes de la Catalunya central.

5. **Elements en regressió.** Aquest grup comprèn tots aquells elements que perden efectius, tant si ja tenien efectius escassos com si antany eren abundosos o tenien ampla distribució, però que han esdevingut rars. A nivell europeu, per exemple, més de la meitat de les 245 espècies de mamífers salvatges conegudes es consideren *rares, localitzades, vulnerables* i/o *en forta regressió*. Moltes d'elles han desaparegut d'enormes extensions dels seus antics dominis i subsisteixen amb poblacions escarransides, acantonades en petits reductes (Beaufort, 1993). Per exemple, a la tortuga mediterrània (*Testudo hermanni hermanni*) li queda només una població autòctona de la seva antiga distribució, al paratge natural de l'Albera (Montori et al., 1993). La regressió pot ser deguda a factors molt diversos segons les espècies o segons les comunitats. Heus-ne ací dos exemples: la regressió del trencalòs (*Gypaetus barbatus*), ocell necròfag confinat a les valls pirinenques més feréstegues, s'atribueix sobretot a la reducció de la ramaderia extensiva a muntanya que no han compensat les

febles poblacions d'ungulats salvatges. L'altre exemple és la regressió de la majoria d'espècies d'orquídies, que s'atribueix a l'excessiva fertilització dels prats, un procés que ja ha eliminat la meitat de les espècies d'aquesta bellíssima família a Suècia (Rappe, 1989).

Les cinc classes de raresa esmentades no són excloents, sinó que es poden combinar. Com més classes de raresa coincideixin més rar serà l'element considerat. El mussol pirinenc (*Aegolius funereus*), per exemple, és una espècie rara als Pirineus, escassa arreu, perifèrica i en regressió a Catalunya, on es troba en situació crítica.

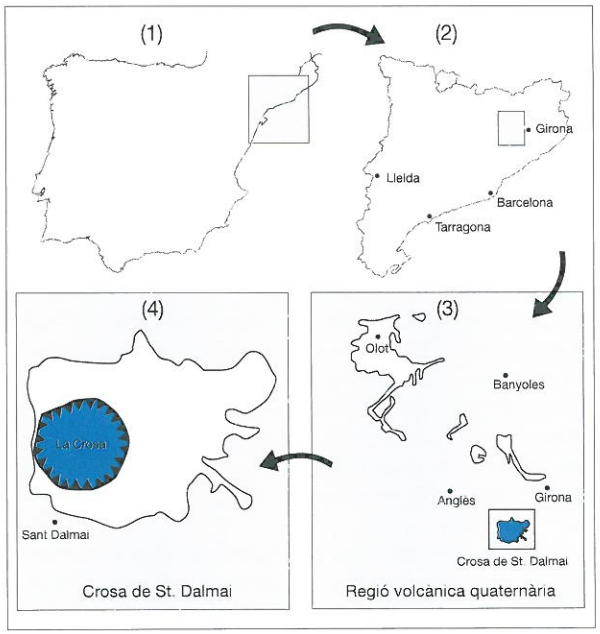
A banda de les *espècies* i de les *comunitats*, els *hàbitats*, els *dominis de vegetació* i, fins i tot, l'*estructura de la vegetació* solen ser també valorades per la seva raresa. Per exemple, els dos dominis de vegetació potencial més rars a nivell dels Països Catalans són les rouredes humides –0,2%– i el domini culminal mediterrani –0,3%– (Folch, 1981). Quan es consideren les superfícies reals que ocupen avui dia, enlloc de les superfícies que podrien ocupar potencialment, la raresa de les rouredes humides s'accentua encara més; en resten menys del 5% potencial (Mallarach et al., 1990). Dins d'aquesta comunitat, la raresa es concentra encara en els reductes situats en aiguamoixos, els quals constitueixen probablement els hàbitats més rars del país.

L'aplicació del criteri de raresa a l'estructura de la vegetació s'ha dut a terme, sobretot, en el cas de la vegetació forestal. Per exemple, a les illes britàniques, on, a semblança d'Ibèria, tots els boscos han sofert aprofitaments seculars, s'han proposat com a boscos rars i, per tant, dignes de conservació, els següents: relictes de sistemes silvopastorals, antics boscos alpins, boscos vells en llocs inaccessibles i boscos formats en un període llarg de desenvolupament estructural (Peterken, 1977). Al País Valencià i a Catalunya, per exemple, són molt rars els alzinars, siguin litorals o muntanyencs, que mostren una estructura adevesada madura.

Raresa abiòtica

Les formes de relleu, les roques i els sòls són els elements més usats en les avaluacions de raresa del medi físic. Exemples de raresa geomorfològica i petrològica són els fenòmens volcànics quaternaris de les comarques de la Garrotxa, la Selva i el Gironès, que comprenen cons volcànics, cràters d'explosió i corrents de lava amb morfologies diverses, únics a la península ibèrica –vegeu la figura 11. Dins d'aquests fenòmens volcànics, es podrien assenyalar elements encara més excepcionals, per exemple diversos tipus de dipòsits piroclàstics d'origen freatomagmàtic, tals com la colada piroclàstica del volcà Puig d'Adri, que són únics en el seu gènere al país. Un altre exemple de raresa geològica, a Catalunya, es troba en els fenòmens lacustres d'origen càrstic, alimentats per aigües subterrànies, com ara els llacs i els estanyols de la conca de Banyoles i el llac de Montcortès.

Figura 11. El volcà de la Crosa de Sant Dalmai



El volcà de la Crosa de Sant Dalmai és l'únic exponent d'anell de tufs amb morfologia ben conservada de la península ibèrica. (1) Dins de la península només hi ha formes volcàniques ben conservades a Catalunya. (2) Dins de Catalunya les formes volcàniques estan concentrades a les comarques de la Garrotxa, el Gironès i la Selva. (3) Dins del vulcanisme prehistòric (quaternari) de Catalunya només hi ha un anell de tufs ben conservat: el volcà de la Crosa de Sant Dalmai. La majoria d'edificis volcànics són cons estrombolians o edificis mixtes

Finalment, un exemple de raresa edàfica la constitueixen els andòsols o andepts, una mena de sòls que es desenvolupen damunt de laves volcàniques basanítiques modernes, i que només s'han identificat, al nostre país, damunt les laves del volcà Croscat, a la reserva natural de la Fageda d'en Jordà (Bech et al., 1974).

Justificació

La justificació bàsica de l'ús del criteri de raresa és la conservació de singularitats, d'elements únics i irrepetibles. La raresa

biològica es justifica per la voluntat de conservar les espècies vives i de preservar-ne la diversitat genètica. Es tracta, doncs, d'unes justificacions que estan molt relacionades amb les que sostenen els criteris de *diversitat* i de *fragilitat,* a les quals cal remetre's. El raonament és clar: com més rara esdevingui una espècie, una població o una comunitat, com més restringida sigui la seva distribució, més vulnerable serà, en general, a les pertorbacions, naturals o antròpiques, i més alt serà, conseqüentment, el seu risc d'extinció. Correlativament, més justificats estaran els mitjans o els esforços esmerçats per protegir-la o per recuperar-la. Per analogia, es tendeix a fer extensiva la mateixa justificació a la raresa abiòtica, tot i que no sempre resulti raonable, perquè hi pot haver elements geològics raríssims, de grans dimensions, però molt resilients.

Aplicació

El caràcter relatiu del concepte de raresa i les diferents menes de raresa suara esmentades expliquen que el seu ús en els sistemes d'avaluació presenti una variabilitat considerable. En general, la raresa biòtica és utilitzada amb molta més freqüència que l'abiòtica. Dins del criteri de raresa biòtica, la *raresa específica* és més aplicada que la *raresa* de *comunitats* o d'*hàbitats*. La majoria de convenis internacionals i de directrius europees es refereixen al criteri de raresa. Així, per exemple, la *Convenció de Berna* (1979) l'aplica a les espècies, la *Directiva Aus* (1979) l'aplica als ocells, la *Directiva Hàbitats* (1992) l'estén als hàbitats que acullen espècies rares, i el *Conveni sobre la diversitat ecològica* (1992) n'estén l'aplicació als gens, a les espècies i als ecosistemes.

S'han establert diverses subdivisions de raresa, sovint combinades amb categories de fragilitat. Per exemple, en els seus "llibres vermells" d'espècies amenaçades, la UICN va promoure l'any 1996 una classificació en cinc classes: rara, en perill o amenaçada d'extinció, disjunta, endèmica, perifèrica, en regressió. El *Programa del patrimoni natural* (*Heritage Program*), promogut per l'organització no governamental The Nature Conservancy i adoptat per tots els estats dels EUA i per altres estats americans, disposa d'una classificació de raresa més fina, amb dotze classes diferents definides a nivell mundial, des de les espècies extingides o extirpades fins a les que s'ha demostrat que estan segures (The Nature Conservancy, 1988).

Finalment hi ha també la *raresa a nivell de subespècies* i d'*ecotips* o de *races domesticades*. Aquest darrer cas es dóna, sobretot, en antigues zones rurals que contenen espècies vegetals o animals domesticades i ben adaptades a ambients determinats, sovint prou difícils, les quals representen el resultat d'un esforç intel·ligent de selecció sostingut al llarg de segles. Igual com en les espècies salvatges, la consideració d'aquesta mena de raresa es fonamenta en la seva accelerada i fatídica eliminació. A nivell mundial s'estima que durant el segle vint s'ha perdut el 75% de la diversitat genètica dels conreus agrícoles (FAO, 1993). A nivell d'Europa, s'estima que més de la meitat de les races d'animals domèstiques han esdevingut rares i estan amenaçades o en perill d'extinció (Alvarez i Martínez, 1994). A Catalunya es poden citar, entre altres espècies de mamífers, l'ase guarà, l'euga pirinenca, la vaca fagina i la vaca marinera. Entre les nombroses races de plantes domèstiques que han esdevingut rares es compten centenars de varietats antigues d'arbres fruiters, la preocupació per la salvaguarda de les quals és molt recent al nostre país. Només al massís del Montseny s'estima que s'han perdut una cinquantena de races de fruita de muntanya (Boada, 1991).

Els mètodes de valoració de la rellevància d'un espai respecte a la raresa biològica presenten força variació. Alguns només apliquen valoracions qualitatives com, per exemple, les que apareixen en les avaluacions comarcals d'*El medi natural a les comarques gironines* (Fortià et al., 1993). Altres mètodes assignen un valor numèric a cada àrea en funció de la quantitat d'espècies rares; per exemple el valor 0 si no conté espècies rares, 1 si en conté d'una a tres, 2 si en té entre 4 i 5, i 3 si en conté més de 5. Una altra opció, més interessant, és la de valorar la raresa segons el nombre d'elements o de característiques rares en una àrea determinada, i corregir-lo tot seguit en funció de l'àrea (Dony & Denholm, 1985; Miller & White, 1986). Altres sistemes més complexes opten per jerarquitzar els diferents tipus de raresa i els assignen una ponderació arbitrària, com ara: 1 = espècies perifèriques; 2 = espècies rares, endèmiques i disjuntes, i 3 = espècies en perill o amenaçades d'extinció (Gehlbach, 1975).

Ja s'ha vist que la majoria de convenis i de directrius internacionals remeten al criteri de raresa. S'ha dit també que la valoració de la raresa s'ha de referir sempre a un àmbit territorial determinat, sigui natural o artificial. Ara bé, només aquelles valoracions que es refereixen a àmbits naturals poden donar avaluacions ecològicament defensables. Això no obstant, la realitat de les fronteres polítiques i les tendències nacionalistes fan comuns les avaluacions de raresa referides a divisions administratives –la Unió Europea, un estat, o una comunitat autònoma determinada, per limitat que sigui el seu valor científic–, mentre que són infreqüents les avaluacions de raresa que es refereixen a regions biogeogràfiques, com ara la mediterrània, dividida com està en tantes unitats polítiques diferents.

4.3. Dimensions

Accepcions

La dimensió d'un espai natural es defineix normalment per l'extensió de la seva àrea. Una àrea que, escau d'especificar-ho, es refereix a la superfície projectada sobre un pla –un esferoide, parlant amb més rigor– a nivell del mar, la qual pot diferir més o menys de la superfície real. La diferència entre la superfície real i la planimètrica –o projectada– creix a mida que augmenta el pendent de l'espai, la seva rugositat i la seva extensió. I no es tracta pas de diferències irrellevants. Considerant només el primer factor, el pendent, la superfície real resulta ser un 25% superior a la projectada quan l'espai té un pendent mitjà del 30%, un pendent comú a moltes àrees muntanyenques. Quant al segon factor, si es tracta d'un terreny de relleu trencat, com ara un massís càrstic, la superfície real pot doblar de llarg la projectada (taula 3).

Taula 3. Superfícies planimètriques i superfícies reals per a diversos pendents, expressats en graus

Superfície planimètrica	Pendent	Superfície real	Diferència percentual
1	10°	1,01	1%
1	20°	1,06	6%
1	30°	1,15	15%
1	40°	1,30	30%
1	50°	1,55	55%
1	60°	2,00	100%
1	70°	2,92	192%

D'altra banda, tot i que els ecosistemes tenen sempre tres dimensions espacials, la dimensió vertical rarament s'indica en els espais terrestres, mentre que és corrent indicar-la en els espais marins, expressada aleshores com a fondària. Per exemple, la protecció s'estén fins els 60 m de fondària al litoral de les Illes Medes o del Cap de Creus, però es limita als 20 m de fondària davant de Cala la Mora i el Castell de Tamarit (Generalitat de Catalunya, 1993, 1995). La dimensió vertical dels espais naturals terrestres pot ser útil, però, en la gestió; per exemple, quan s'estableixen restriccions pels vols motoritzats per sota d'una certa alçària, a fi d'evitar molèsties a la fauna i de garantir la qualitat de l'experiència als visitants.

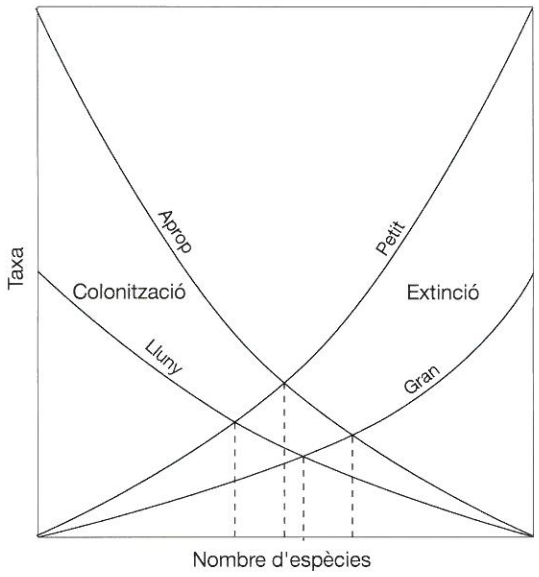
Fetes aquestes consideracions, cal dir que, internacionalment, s'ha adoptat el conveni de referir sempre l'extensió a les superfícies projectades. Cal prendre nota, doncs, que les superfícies que apareixen normalment en els inventaris d'espais naturals protegits, terrestres o marins, són planimètriques, no reals.

El criteri de dimensions té vincles estrets i concrets amb els criteris de *raresa,* de *fragilitat* i de *vulnerabilitat*. Com que els apartats corresponents ja ho tracten prou, no cal dir res més ací.

Justificació

Totes les estratègies de conservació internacionals i la majoria d'estratègies nacionals fan referència a la necessitat de conservar espais prou extensos com perquè puguin acollir i mantenir la diversitat de característiques, d'espècies i de gens de llurs sistemes naturals. Tota la dificultat rau en determinar si ho són prou, d'extensos, o no i, en cas negatiu, en preveure com es pot compensar aquesta mancança.

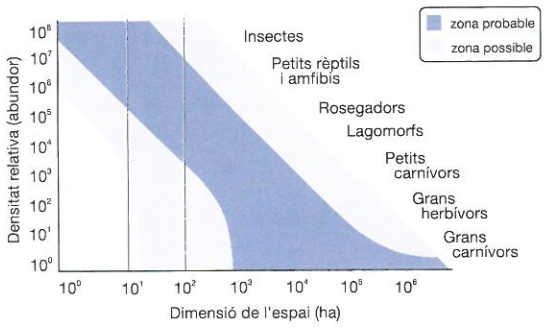
Figura 12. Riquesa d'espècies en un espai natural aïllat
Modificat de Wilcox (1980)



Riquesa d'espècies en un espai natural aïllat, representat com el resultat de l'equilibri dinàmic entre el ritme de colonització o immigració i el d'extinció, segons la teoria de la biogegrafia insular. El ritme de colonització depèn, en aquest model, de la distància a l'hàbitat principal, mentre que l'extinció és funció sobretot de les dimensions de l'espai. La intersecció entre les corbes correspon a la riquesa d'espècies.

L'aplicació de la *teoria de l'equilibri de la biogeografia insular* (McArthur & Wilson, 1967) per a la selecció i per al disseny d'espais naturals protegits forneix la base conceptual per estimar l'ex-

Figura 13. Correlació entre les dimensions d'un espai natural i la probabilitat que s'hi trobin diferents grups d'organismes



La zona negra indica l'àrea més probable, mentre que la grisa indica l'àrea on només és possible que s'hi trobin.

tensió que hauria de tenir un espai natural per minimitzar el risc d'extinció de les espècies que conté. El seu corol·lari és que el nombre d'espècies en equilibri –és a dir, les que són estables dins de les fluctuacions naturals dels ecosistemes– serà més baix en els espais naturals petits i aïllats que en aquells que són extensos i que estan ben connectats biològicament i paisatgística, tal com mostra la figura 12. Igualment, com més extens sigui un espai natural, més probable és que pugui acollir organismes de grans dimensions; la figura 13 en mostra la correlació.

El criteri de dimensions es relaciona també amb el concepte d'*hàbitat mínim viable*. De forma aproximativa es pot dir que, en augmentar la superfície de l'espai natural, creix la probabilitat de supervivència de les poblacions que conté. En altres termes, augmenta el nombre d'espècies amb poblacions per damunt del seu llindar de viabilitat. Correlativament, l'augment de les dimensions de l'espai fa davallar la vulnerabilitat de les espècies i de les comunitats, encara que sigui només pel fet de reduir la relació perímetre/superfície i, per tant, els efectes marginals. Hi ha excepcions a aquesta norma, certament, però com a regla general és perfectament aplicable. Cal fer esment aquí de *la teoria de la dinàmica de les metapoblacions*, que mostra que l'hàbitat d'una espècie pot estar desagregat sempre que estigui connectat (Levins, 1969).

En extrapolar el concepte d'hàbitat mínim viable al conjunt d'organismes vivents i mirant de fer un capmàs, s'ha indicat que, per garantir la supervivència a llarg termini de la diversitat d'espècies i de comunitats vivents, de cada gran regió fisiogeogràfica del Planeta, se n'hauria de mantenir aproximadament un terç en estat natural, un terç amb sistemes seminaturals capaços d'acollir un cert nombre d'usos i d'activitats humanes i un darrer terç on es concentrarien les activitats transformadores: agricultura, indústria, urbanització, infrastructures, etc. En el primer terç, els sistemes naturals haurien de gaudir d'una gestió proteccionista plena, mentre que en el segon, hauria de ser més flexible (Yablokob i Ostroumov, 1991).

Tot i que aquestes proporcions només poden ésser orientatives, vénen abonades per nombroses experiències; per exemple, el percentatge de territori que cal protegir, segons una proposta de la xarxa ecològica europea, queda comprès entre el 29% a França i el 62% a Luxemburg (Bischoff & Jongman, 1993). La proporció d'hàbitats alpins espanyols que cobreixen els espais naturals proposats per integrar la xarxa *Natura 2000* equival al 29,5% del territori alpí de l'estat (Ninot, 1997). Quan les proporcions són molt inferiors, les pèrdues de biodiversitat esdevenen ràpides i inexorables, tal com s'esdevé, per exemple, a Holanda, a Dinamarca o a Alemanya. A la República Federal d'Alemanya, abans de la reunificació, es va estimar que sols quedava el 3% del territori alemany amb biòtops inalterats, mentre que un 50% dels vertebrats –entre els quals hi havia quasi tots els amfibis i rèptils– i un 40% de les plantes fanerògames –entre les quals calia comptar quasi totes les orquídies– estaven amenaçats d'extinció. Diversos estudis han assenyalat que caldria disposar d'un mínim del 10% del territori gestionat com a reserves naturals, amb espais naturals representatius, per poder assolir el modestíssim objectiu de conservar la meitat de la seva flora i fauna indígenes (Riess, 1984).

Els principals efectes de superfície derivats de les transformacions del paisatge centreuropeu durant els darrers decennis són: la reducció dels biòtops naturals –inclosos els espais d'aprofitament extensiu–, la desaparició de certs biòtops que han esdevingut massa petits per ser viables, l'augment de la distància entre les àrees naturals relictes, i l'augment de l'hostilitat dels seus entorns (Campillo, 1995).

Aplicació

El criteri de dimensió poques vegades es considera aïllat, sinó que ho sol ser de forma conjunta amb altres factors tals com la forma, la situació, les zones tampó, les connexions biològiques, etc., a fi i efecte d'avaluar si un espai determinat pot ser considerat una *unitat de conservació efectiva* (Tans, 1974). De fet, en moltes avaluacions del patrimoni natural, la dimensió és un dels components bàsics del criteri de *gestió factible*, el qual inclou, igualment, la forma, la integritat ecològica, la consideració de les pressions perifèriques i l'existència d'àrees tampó (McKinnon, 1982). Conseqüentment, si es comparen dos espais de característiques ecològiques similars, el més gran serà el més important de conservar en l'interès públic (Sargent & Brande, 1976).

El càlcul de la superfície projectada es pot efectuar damunt de mapes topogràfics, de fotografies aèries rectificades (ortofotos) o d'imatges satèl·lit, corregides les seves distorsions, sigui amb estris senzills, com ara planímetres, sigui mitjançant programes informàtics en sistemes d'informació geogràfica.

L'aplicació d'aquest criteri pot adoptar formes variades. Alguns sistemes d'avaluació consideren els requisits espacials de les mínimes poblacions viables per a certes espècies clau –seleccionades per la seva importància decisiva en el funcionament de l'ecosistema–, o bé les àrees mínimes viables de certes espècies vertebrades, o de totes les que hi ha en una certa àrea, quan s'han disposat les dades necessàries en els formats adients i s'ha comptat amb el suport de sistemes d'informació geogràfica (Scott et al., 1993). Altres mètodes consideren les dimensions d'un espai protegit respecte les mínimes dimensions viables, mentre que també n'hi ha que opten per les dimensions òptimes; unes i altres definides segons el tipus de comunitat (Lovejoy & Oren, 1981)

Les dimensions òptimes, ideals, d'un espai natural serien aquelles que permetessin sostenir una població viable de l'espècie de planta o d'animal més gran que hi resideix, la qual cosa indicaria que totes les altres espècies, més petites, hi tenen també poblacions viables. Aquest ideal, però, és rarament assolible. Una aplicació a la serralada pirenenca ho mostra fàcilment. El càlcul aproximatiu és el següent: si es parteix del fet que a un ós bru (*Ursus arctos*), el mamífer més gran de la serralada, li cal un territori mínim d'uns 10 km^2 i es té en compte que una població *viable* d'ós bru ha de contenir alguns centenars d'individus, l'hàbitat mínim viable d'una població d'aquesta espècie és de l'ordre del 1.000 km^2 . Una xifra que pot créixer un ordre de magnitud encara si es considera l'hàbitat òptim, enlloc del mínim, com ho demostra el fet que al llarg de l'any un ós de la serralada cantàbrica cobreix tranquil·lament una extensió d'uns 200 km^2 (Marquines et al., 1986).

A la zona temperada del Planeta, té, doncs, plena justificació ecològica la proposta que els espais protegits terrestres disposin d'unes dimensions òptimes d'un milió d'hectàrees, que llurs dimensions mínimes estiguin compreses entre 50.000-100.000 ha, i que les reserves marines de la plataforma continental tinguin, almenys, entre 20-23.000 ha (Yablokob & Ostroumov, 1991). Aital raonament, però, resulta de poc ajut per justificar llur viabilitat social, econòmica i política en països densament poblats, com ho proven les dificultats que han sorgit quan s'han volgut protegir espais naturals d'aquest ordre de magnitud en àrees densament habitades.

Si no es poden establir espais protegits de dimensions apropiades, la conservació d'espècies de mamífers emblemàtics, com ara l'ós bru, el linx, o el bisó, allà on sobreviuen, requereix en bona lògica l'aplicació de mesures especials de protecció fora dels espais protegits. Una bona demostració es troba a les forests dels Càrpats, a Romania, on la combinació d'una bona gestió forestal, cinegètica i de repoblació, sense disposar d'espais protegits òptims, ha aconseguit que els efectius d'ós bru augmentin des de menys d'un miler, a l'any 1950, fins a prop de 8.000 individus al 1988 (Ionescu, 1993), en fort contrast amb el que ha passat a Espanya o a Itàlia durant el mateix període de temps, on les àrees mínimes viables per a l'espècie s'han anat esquarterant i reduint progressivament.

La relació entre les dimensions dels espais naturals i la riquesa d'espècies s'ha estudiat en molts llocs diferents, i s'han proposat expressions matemàtiques de la funció "nombre d'espècies/àrea" obtingudes empíricament. De forma general, el nombre d'espècies diferents augmenta a mida que creix la superfície de l'espai considerat, un augment que sol ser més important en espais naturals de dimensions mitjanes (de centenars a milers d'hectàrees) que no pas en els de petites o grans dimensions. No es tracta d'un augment quantitatiu d'un hipotètic espai homogeni, sinó que l'augment de les dimensions sol comportar l'increment del nombre d'hàbitats diferents.

Una primera aproximació la dóna l'estimació que el nombre d'espècies d'un grup d'organismes determinat en sistemes aïllats creix aproximadament com la rel quarta de l'àrea de l'espai natural (McArthur & Wilson, 1967). Ara bé, aquest ràpid increment no es manté de forma indefinida, ans minva gradualment a partir de cert llindar, seguint una funció exponencial del tipus $\mathbf{E = c\ A^z}$ (Preston, 1962; McArthur & Wilson, 1967). Per tal de facilitar-ne l'ús la funció es pot linearitzar i, mitjançant una simple transformació logarítmica, esdevé:

$$\mathbf{\log E = \log C + z \log A}$$

En aquesta fórmula, **E** = nombre d'espècies, **A** = àrea, mentre que els paràmetres **c** i **z** corresponen a constants positives.

Generalment, el valor del paràmetre **z** queda comprès entre 0,2 i 0,3 per espais completament isolats i entre 0,11 i 0,17 per a espais només parcialment isolats (Diamond, 1976). Malgrat la minsa significació ecològica d'aquestes funcions tan simplificades, poden tenir certa aplicació per comparar àrees geogràfiques diferents que tinguin característiques ecològiques similars (Margules & Usher, 1981). Segons Forman & Godron (1986), una funció més realista hauria de tenir en compte els paràmetres següents:

E= f (+ diversitat d'hàbitat, -/+ pertorbació, + àrea, + edat, + heterogeneïtat de la matriu, - aïllament, - estretor del límit)

Els sistemes naturals aïllats es poden concebre a diverses escales i en tota mena d'ambients i paisatges. Des d'una timoneda estepària enmig d'una plana transformada per la fruticultura intensiva, o un estanyol enmig de tarteres, fins un escull al mig del mar o un tossal envoltat de planes.

L'aplicació del criteri de dimensions als hàbitats dels espais naturals esdevé més delicada i complexa, perquè no sols compten les *dimensions* dels fragments d'hàbitat, ans també llur *disposició* en l'espai, és a dir, les distàncies i les característiques dels espais que els separen. Molts espais protegits dels països mediterranis corresponen a territoris humanitzats, amb sistemes naturals disposats en mosaics o en reticles complexos, dinàmics, derivats sovint de l'abandó d'activitats agropecuàries tradicionals (taula 4). Certs hàbitats indispensables per a la supervivència de certes espècies, com ara els prats seminaturals, poden minvar en extensió si no es dallen o pasturen regularment. Respecte al criteri de dimensions, es pot dir que aquests hàbitats han minvat per sota de l'àrea mínima viable de les espècies que en depenen.

Taula 4. Grau de naturalitat de les formacions vegetals cartografiades a Collserola. Modificat a partir d'Arisó et al. (1985)

Formacions vegetals	Grau de naturalitat
Alzinar	1
Alzinar amb roures	1
Alzinar estassat	2
Alzinar amb roures degradat	2
Pineda secundària en brolles calcícoles i garrigues	3
Pinedes secundàries de pi blanc o de pi pinyer en brolles i màquies silicícoles	3
Mosaic de pineda secundària de pi pinyer, retalls d'alzinar, brolles i barrancs denudats	3
Mosaic de bardissa, jonquera, creixenar, canyar i fragments d'omeda i gatelleda	3
Mosaic de màquies i brolles silicícoles	3
Canyar	3
Pineda de repoblació en prats i brolles calcícoles	4
Pinedes de repoblació de pi blanc o de pi pinyer en prats i brolles silicícoles	4
Mosaic de brolla calcícola i fenassar	4
Mosaic de fenassar, bardissa i brolles silicícoles	4
Mosaic de fenasar amb albellatge, bardissa i brolles	4
Mosaic de prats de llistó o albellatge, garrigues i brolles	4
Prat sabanoid d'albellatge	4
Complex de deixius diversos, en part envaïts per brolles i prats	4
Conreus de fruiters o vinya	5
Conreus en explotació o recentment abandonats	5
Complex de camps de golf, hípiques, etc.	6
Complex de parcs i grans jardins	6
Complex d'espais urbanitzats amb retalls de vegetació natural	6
Zones denudades: pedreres, extraccions d'àrids, etc	7
Espais urbanitzats sense vegetació natural	7

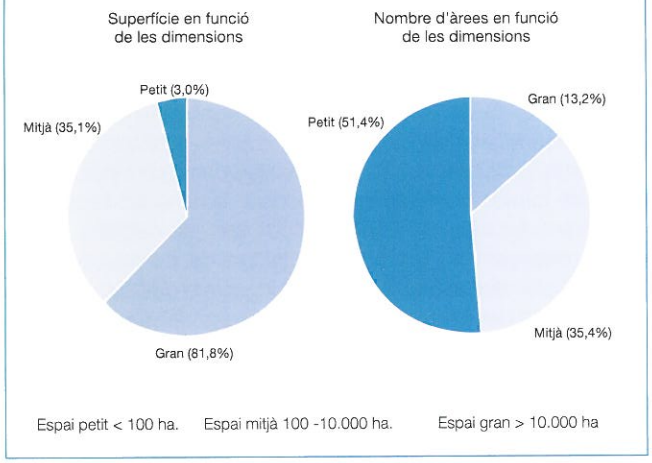
Per mesurar dimensions diferents de la simple extensió d'un espai, se solen emprar indicadors. Un d'ells, la *proporció perímetre/àrea*, és un indicador de la fragmentació de l'hàbitat molt aplicat en sistemes forestals, on la quantitat d'hàbitat marginal respecte a l'hàbitat interior se sap que influeix en l'estructura de la comunitat vertebrada, especialment els ocells, i en la viabilitat de nombroses espècies forestals interiors (Harris, 1984; O'Neil et al., 1988).

Un altre indicador més sofisticat, la *dimensió fractal*, informa sobre la geometria fractal o complexitat de formes del paisatge (Mandelbrot, 1983). Si el paisatge està configurat amb formes geomètriques simples, com ara rectangles, la dimensió fractal serà petita, acostant-se a 1. Si el paisatge conté un mosaic heterogeni de formes recargolades o sinuoses, la dimensió fractal serà molt gran. Aquesta dimensió és complexa de calcular, ja que s'obté mitjançant la regressió del logaritme del perímetre del polígon (variable dependent) respecte al logaritme de l'àrea (variable independent) per a totes les peces o mosaics del paisatge considerat. La magnitud que en resulta (**F**) està relacionada amb el pendent de la regressió, **S**, mitjançant la relació **F = 2 * S** (Lovejoy, 1982) i se sol calcular en mapes digitalitzats de vegetació o de cobertes vegetals. Sembla ser un bon indicador de canvi de mosaics de vegetació per àrees extenses, sobretot quan s'usa en combinació amb altres índexs, com ara la *proporció d'usos del sòl* (US Environmental Protection Agency, 1993).

A Catalunya, quasi la meitat dels espais naturals protegits són molt petits, amb menys de 100 ha de superfície, una dimensió considerada com a límit inferior en molts inventaris internacionals (figura 14). Quant a la figura de parc natural, la més extensament aplicada, val a dir que presenta unes dimensions que contrasten, per minses, amb les de llurs equivalents europeus, tal com mostra la figura 15. A l'Estat espanyol, la mitjana de dimensió de les reserves naturals és de 424 ha però, d'aquestes, el 25% són inferiors a les 40 ha (Lucio et al., 1994). Unes dimensions que resulten generalment inferiors a l'hàbitat mínim viable de les espècies o de les comunitats que hom desitja protegir-hi. És a dir, si restessin isolades de les àrees naturals del seu entorn, les dimensions de molts espais naturals protegits no permetrien sostenir les espècies que hi són actualment presents. L'afectació més gran es donaria, probablement, en les poblacions de vertebrats terrestres i de les plantes que hi mantenen vincles ecològics. Per compensar aquesta limitació s'han proposat diverses estratègies per conservar o per restaurar els lligams funcionals entre els petits espais naturals, algunes de les quals s'examinen en tractar el criteri de connectivitat.

Per acabar, escau alertar que les dimensions dels espais naturals funcionals dels Països Catalans, a semblança de les de la majoria dels països occidentals industrialitzats, tendeixen a minvar. La proliferació de les vies de comunicació i de transport, el consum creixent d'energia i d'aigua, la proliferació de les zones residencials, comercials i industrials, l'extensió dels conreus intensius o plantacions forestals, etc., amb tots els efectes sinèrgics que se'n deriven, són factors que fan reduir

Figura 14. Classificació del espais del Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya segons llurs dimensions



inexorablement les dimensions de la majoria de reductes del patrimoni natural viables, que cada vegada esdevenen més petits, afeblits i aïllats.

4.4. Naturalitat o integritat

Accepcions

El concepte de naturalitat implica el reconeixement de les *condicions naturals*, les quals poden ser difícils de determinar a la pràctica o bé resultar simplement indefinibles, científicament parlant. Si la naturalitat es refereix a l'absència d'alteració humana, aquesta condició es dóna en comptats llocs del Planeta, i ha estat raonadament criticada com un mite propi de la cultura occidental moderna (Gómez-Pompa & Kaus, 1992). En la majoria d'avaluacions del patrimoni natural, l'anàlisi de les alteracions dels sistemes naturals se sol limitar a les alteracions causades per les darreres etapes de la civilització occidental moderna, normalment a partir de la revolució industrial, mentre que les transformacions provocades per les civilitzacions agropastorals històriques o prehistòriques no hi són tingudes en compte, en part perquè són poc conegudes.

Per avaluar el grau de naturalitat cal poder valorar, d'alguna forma, l'amplitud de la influència antròpica (Margules & Usher, 1981). A les Amèriques i a Oceania, aquesta amplitud se sol definir respecte a les condicions ecològiques que hi havia abans de la colonització europea, una simplificació més que discutible en extenses regions. A l'Europa occidental, però, no queda ni el recurs a aquesta simplificació. Quan pràcticament

Figura 15.A. Superfície protegida sota la figura de parc natural o regional en diversos països europeus, expressada com a percentatge de la superfície total de cada país. (Múgica, 1998)

País	Superfície (km²)	Superfície protegida (km²)	Percentatge
Alemanya	356.949	71.120,5	19,92
Bèlgica	30.519	784,0	2,57
Espanya	504.765	21.208,6	4,20
França	549.086	38.020,7	6,92
Hongria	93.030	4.609,1	4,95
Itàlia	301.281	16.176,9	5,37
Luxemburg	2.586	360,0	13,92
Portugal	92.071	2.829,5	3,07
Regne Unit	244.880	34.283,2	14,00

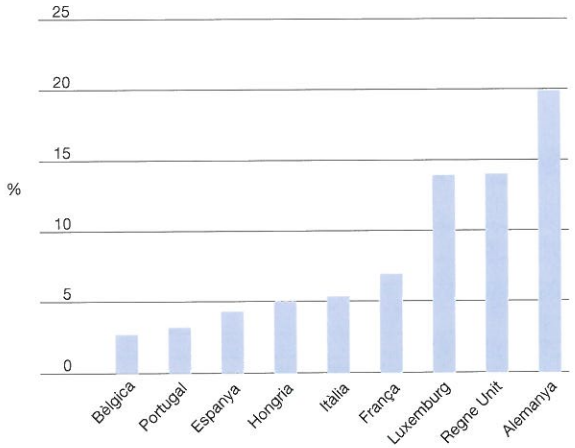
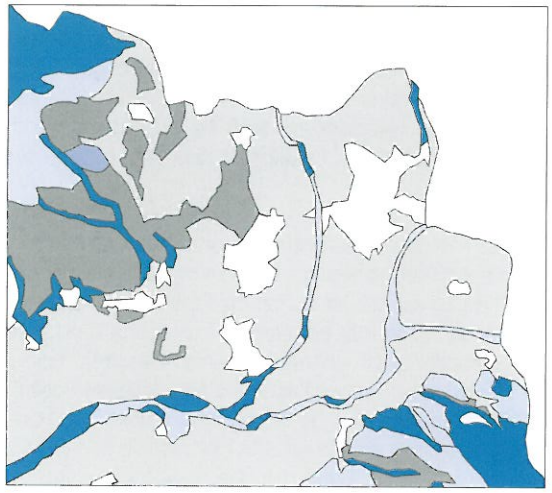


Figura 15.B. Superfície mitjana dels espais protegits en diversos països europeus. (Mallarach, 1996; Campillo, 1998)

País	Any	Nombre d'espais	Superfície total (ha)	Superfície mitjana (ha)
Alemanya	1992	67	5.500.000	83.000
Anglaterra i Gal·les	1990	10	1.367.200	136.720
Bèlgica	1990	1	67.850	67.850
Espanya	1994	101	2.090.000	20.600
França	1992	27	3.600.000	130.000
Itàlia	1989	60	800.000	13.330
Portugal	1990	4	240.000	60.000

Figura 16. Exemple de paisatge en mosaic atenent al grau de naturalitat de les formacions vegetals a la Cerdanya. Carreras et al, (1997)



tots els sistemes naturals han sigut reiteradament transformats des de fa mil·lenis, el concepte de biòtop natural, entès com a primitiu o anterior a la influència humana, deixa de tenir sentit.

De fet, la vegetació actual de molts països occidentals és constituïda per un mosaic que comprèn: fragments de comunitats finals estables –anomenades climàciques o permanents, que són escasses; comunitats secundàries inestables –transitòries–, generalment dominants; elements desconjuntats d'ambdós grups, que no s'han pogut encara integrar en el procés de cicatrització –successió de reconstitució–, i extenses àrees de vegetació domesticada en conreus i prats artificials (Folch, 1981). La figura 16 en mostra un exemple representatiu.

Vista la impossibilitat de referir-se a les condicions *naturals primitives*, alguns autors han proposat de referir-se a les condicions *potencials*, o *climàciques*, definides com aquelles que podrien regir si desaparegués la influència humana. Tanmateix, aquesta mena d'arquetip també resulta difícil de definir en moltes ocasions, per dues raons. Primera, perquè es desconeixen com serien les comunitats madures o potencials de molts dominis de vegetació, tota vegada que no ens n'han pervingut mostres inalterades. Segona, perquè l'estructura i la composició del paisatge vegetal es conceben de vegades, erròniament, sense la influència de pertorbacions naturals amb les quals han conviscut durant mil·lenis. Pertorbacions tals com les oscil·lacions climàtiques, el foc –natural, induït o provocat per l'home–, les tempestes, o els grans herbívors que formaven part del paisatge –bisons, aurocs i cavalls salvatges, entre altres–, tant si estaven en estat salvatge com en ramades semidomesticades.

Les comunitats climàciques o potencials es defineixen, de forma simplificada, per a terrenys plans i sòls madurs. En realitat, però, en el paisatge primigeni, la comunitat climàcica conviuria amb d'altres comunitats pioneres o immadures en indrets pedregosos, en carenes, en estanyols temporals, etc. i totes plegades estarien subjectes, al seu torn, a pertorbacions naturals o induïdes a diferents escales, les quals crearien una diversitat de comunitats molt més gran de la que es tendeix a predir (Franquesa, 1995).

El concepte de naturalitat té, doncs, estrictament parlant, una aplicabilitat força limitada a l'Europa occidental i a la conca mediterrània. Per això, enlloc de parlar d'espais *naturals*, en alguns països com la Gran Bretanya, s'han usat els termes *seminatural* i *quasinatural* (Wright, 1977; Peterken, 1981), conceptes que s'usen com antònims d'*artificialitzat*. L'abundor i la dominància d'espècies alienes introduïdes és un clar indicador d'artificialitat; cosa que no vol dir que el concepte d'artificialitat sigui sempre fàcil d'aplicar, ja que cal valorar el cas de les espècies introduïdes fa segles i que ja han estat ja *naturalitzades,* com per exemple, el castanyer en els boscos caducifolis mixtes, o la comunitat de banya de cabra i rosella, clàssica dels camps de blat. O també el d'aquelles altres, com ara certes espècies rupícoles endèmiques dels Pirineus orientals, que subsisteixen refugiades en les marjades de pedra seca del Cap de Creus (Franquesa, 1995).

Els problemes esmentats han fet proposar l'ús del concepte d'*integritat*, enlloc del de naturalitat. La integritat biològica es refereix a l'enteresa o totalitat del sistema, és a dir, comprèn la presència de tots els elements apropiats i l'ocurrència de tots els processos als ritmes adients. A diferència de la diversitat, que és una propietat col·lectiva, la integritat és una propietat sintètica del sistema (Angermeier & Karr, 1994). Per tant, la integritat inclou tant els elements com els processos que generen i mantenen aquests elements.

El món mediterrani comprèn un dels biomes amb més diversitat biològica del món, després dels tròpics. Ara bé, a diferència de les jungles tropicals, on la majoria d'espècies indígenes poden ser-hi conservades en formacions quasi climàciques estables, en el món mediterrani aquesta situació és rarísima. La gran majoria de les comunitats vegetals corresponen, com s'ha dit, a estadis successionals o degradatius,

condicionats per l'aprofitament humà secular –directe o indirecte– i han de ser conservades, per tant, en condicions prevalents d'estabilitat relativa (Ruíz de la Torre, 1985). Per exemple, són nombroses les espècies protegides en els espais naturals catalans que depenen del pastoreig d'herbívors domesticats o asilvestrats per a la seva supervivència. El cas de nombroses plantes endèmiques de la Serra de Tramuntana de Mallorca és prou documentat (Vericad & Alcover, 1988).

Justificació

L'ús del criteri de naturalitat es basa en tres raons principals (Smith & Theberge, 1986):

1era. Que els espais naturals poc o gens alterats forneixen la millor –i sovint la única– possible referència per comparar-los amb altres espais alterats, quant a la composició biòtica i al funcionament dels sistemes naturals. Així, seria recomanable definir –quantitativament quan calgui– el grau de naturalitat de parcs nacionals, de reserves integrals i d'altres espais protegits que tenen com a missió principal la preservació de la naturalitat de llurs sistemes naturals. A manca d'aquest coneixement, les transformacions que s'hi poden produir difícilment poden ser contrastades, la qual cosa dificulta l'adopció de mesures de gestió adients, incloses les de restauració (Bonnicksen & Stone, 1985).

2ona. Que en territoris humanitzats i artificialitzats els espais naturals són cada cop més escassos i es valoren, per tant, com a rareses. Aquesta justificació ha estat objecte d'anàlisis socioeconòmiques que han coincidit a assenyalar que la vàlua social i econòmica dels espais naturals en els països occidentals ha crescut de forma continuada durant les darreres tres dècades, una tendència que és previsible que es mantingui en el futur (Krutilla, 1972; Arrow & Fisher, 1974).

3era. Que els espais naturals posseeixen uns valors espirituals, culturals i estètics superiors als espais artificialitzats, motiu pel qual tenen una vàlua especial com a espais sagrats, simbòlics o emblemàtics. El valor espiritual de certs espais naturals que havien estat considerats tradicionalment sagrats és un aspecte clau en moltes de les reivindicacions territorials que les nacions indígenes d'arreu del món tenen plantejades avui dia (Mander, 1991; Knox, 1993).

D'altra banda, la integritat és un dels criteris que la filosofia de la natura considera clau per poder definir l'ètica que hauria de guiar les accions humanes, tal com ho resumeix aquella famosa màxima que diu: "Una cosa és bona quan tendeix a preservar la integritat, l'estabilitat i la bellesa de la comunitat biòtica. És dolenta quan tendeix en direcció contraria" (Leopold, 1949).

Aplicació

Com que les característiques que indiquen la naturalitat d'un espai varien d'un ecosistema a un altre, el mètode de valoració haurà de variar en conseqüència (Tans, 1974; Ratcliffe, 1977). L'escala, la complexitat d'informació i el grau d'alteració de l'àrea són els tres factors més determinants per escollir el mètode de valoració (Smith & Theberge, 1986). Els mètodes més comuns classifiquen les àrees en categories de naturalitat, o del seu contrari, això és, en categories d'artificialitat o de degradació, i assignen uns valors determinats a cada categoria.

Un dels mètodes més comuns consisteix a classificar la naturalitat en classes ordinals, normalment menys de deu. Per exemple, en un estudi fet a l'illa de Formentera (Morey et al., 1992) hom va començar per elaborar un mapa d'ocupació del sòl que comprenia 40 unitats diferents. Després, hom en va avaluar la naturalitat segons l'escala d'artificialització definida per Long (1974), que va des de la vegetació climàcica –que té el valor mínim– fins als espais urbans i industrials sense vegetació –amb el valor màxim–, i que disposa de vuit graus intermedis.

Semblantment, al Parc Metropolità de Collserola hom va establir una escala d'artificialització de set graus definits així:

Grau 1. Boscos sense intervenció humana directa actual. Estructura de bosc alt amb arbres de grans dimensions.

Grau 2. Boscos amb influència humana actualment feble, però molt forta en el passat. Estructura de bosc baix o embardissat.

Grau 3. Bosc intensament aprofitat que encara s'explota periòdicament. Quan l'estrat arbori original ha desaparegut, dominen les pinedes secundàries i les formacions arbustives denses.

Grau 4. L'acció humana ha suprimit tot l'estrat arbori. La vegetació arbustiva es refà en erms abandonats, on apareixen bardisses, brolles i pinedes de repoblació.

Grau 5. Espais agrícoles actualment productius.

Grau 6. Espais agrícoles amb intervenció humana més intensa: aportació d'aigua, fertilitzants, tractaments fitosanitaris, etc.

Grau 7. Llocs on la vegetació natural ha pràcticament desaparegut, substituïda per estructures urbanes i industrials.

Es van cartografiar 35 unitats de vegetació i se'ls va adjudicar un d'aquests 7 graus d'artificialització. El resultat es

va creuar amb el de dues altres avaluacions: una que mesurava l'estabilitat dels substrats, i una altra que avaluava l'interès conservatiu, estètic, agronòmic i forestal. Aquesta integració va donar una diagnosi ambiental on recolza la proposta d'ordenació i de gestió del parc metropolità (Arisó et al., 1985).

De vegades, però, els sistemes per avaluar el grau de naturalitat o integritat són més complexos. Així, en el cas de les formacions forestals s'han aplicat criteris múltiples, com ara:

- estructura dels diversos estrats de vegetació - composició i distribució natural de les principals espècies;
- ample ventall d'edats i mides de les espècies principals;
- presència d'arbres molt vells i grans, així com de fusta i de llenya morta i en descomposició, sigui dempeus, recolzada o per terra;
- diferents etapes de successió vegetal, i
- presència i abundor d'organismes consumidors de fusta podrida, sobretot coleòpters, a més de líquens, fongs, molses, mol·luscs terrestres, picots, etc., com a indicadors de la salut i i de la maduresa de l'ecosistema forestal.

Aquests criteris múltiples esmentats es van utilitzar per avaluar el grau de naturalitat de les formacions forestals; el resultat va ser una classificació en categories nominals, de l'estil de forests verges, naturals, velles i seminaturals (Heiss, 1987).

En una avaluació europea de boscos naturals i seminaturals, els atributs emprats per valorar el criteri de naturalitat es van dividir en dos conjunts segons el factor temps. Un grup comprenia els atributs que apareixen en un període relativament curt de temps, tals com arbres morts, diferents horitzons, o estadis de successió, mentre que l'altre comprenia els que es vinculen a períodes més llargs de temps, com ara la composició d'espècies arbòries de la vegetació potencial, o l'edat dels arbres presents (Heiss, 1987).

Una altra forma d'abordar la valoració de la naturalitat, aquesta indirecta, es basa en avaluar les activitats que poden alterar la naturalitat de l'espai natural. Per exemple, en un estudi realitzat en els espais naturals protegits canadencs, hom va identificar i avaluar 12 activitats diferents susceptibles d'alterar la naturalitat dels sistemes naturals. El grau d'impacte es va ponderar entre absent, lleuger i intens, amb 2, 1, i 0,5 punts respectivament. Es van sumar aleshores els punts obtinguts i es van expressar com a percentatge de 24, és a dir del valor que equivaldria a l'absència total d'impactes. El resultat fou l'*indicador quantitatiu de naturalitat* (Interdisciplinary Systems, 1980).

En una avaluació holandesa, la naturalitat dels ecosistemes es va definir a nivell dels processos naturals actius, tant biòtics –predació, migració, etc.– com abiòtics –moviments de l'aigua subterrània, erosió/sedimentació, etc.– (Lammers, 1994).

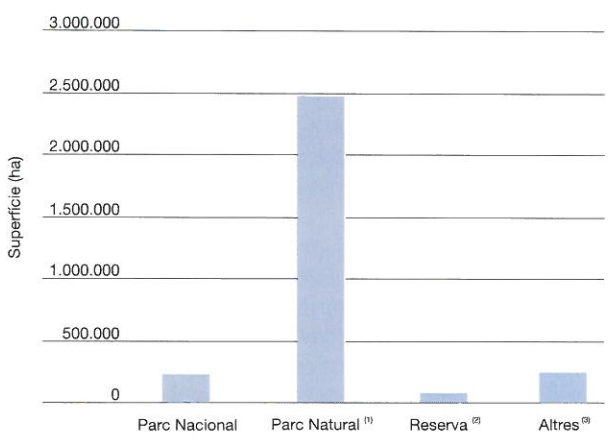
L'avaluació de la *integritat,* igualment, se sol fer per mitjà d'indicadors, que acostumen a variar segons el nivell jeràrquic considerat. Si a nivell taxonòmic l'element indicador és l'espècie, a nivell ecològic és la població o el paisatge. Si hom es refereix a processos, a nivell taxonòmic hi pot haver l'expansió o la contracció de l'àmbit o l'extinció, mentre que a nivell ecològic hi pot haver processos tals com l'exclusió competitiva, el flux d'energia, el cicle de nutrients, la formació de sòl, etc. (Angermeiner & Karr, 1994).

Per tal d'avaluar la integritat dels ecosistemes s'han proposat diversos índexs: (a) la quantitat d'energia antròpica o cultural necessària per mantenir l'ecosistema funcionant tal com ara existeix; (b) el grau de canvi que ocorreria si l'acció de la població humana cessés del tot en l'espai considerat, o (c) la quantitat o la proporció d'espècies indígenes en una àrea donada, comparada amb la de les espècies que hi havia abans d'una determinada transformació de gran abast. L'*índex biològic d'integritat* (Karr, 1981), proposat inicialment pels cursos hídrics i estès a altres ecosistemes aquàtics, ha tingut molta aplicació. Es basa en comparar la ponderació d'un seguit d'atributs, tals com la riquesa d'espècies piscícoles, els tàxons indicadors –tant tolerants com intolerats de la contaminació–, la hibridització, les malalties i anomalies –tumors, lesions–, etc., respecte als valors que s'obtenen d'un biòtop comparable en quant a dimensions i a localització geogràfica, però amb la condició que no estigui alterat. Com més elevada sigui la desviació respecte a les condicions inalterades, més baix és l'índex d'integritat.

El criteri d'integritat s'aplica habitualment respecte a unes condicions de referència donades, basades en els límits funcionals dels biòtops autòctons (Pickett et al., 1992). Per exemple, quan un aprofitament forestal supera la capacitat de regeneració del bosc, la integritat del bosc minva amb una pèrdua de comunitats madures. És un criteri que permet evitar certs errors, com ara el de suposar que un increment de diversitat biològica o un increment de productivitat són preferibles de forma necessària, cosa que no és el cas en molts ecosistemes madurs, ben rars a les nostres latituds. Igualment, la integritat permet tenir en compte les fluctuacions naturals en la composició dels elements dels sistemes naturals. La dinàmica de les metapoblacions comprèn normalment extincions locals temporals, que són equilibrades per recolonitzacions espontànies.

A més de ser útil per a la identificació i per a la selecció d'espais naturals, la integritat és un dels criteris més usats en l'etapa de llur delimitació, tota vegada que un dels objectius més comuns i lògics és el d'optimitzar la integritat ecològica, la qual cosa es duu a terme combinant criteris abiòtics –per exemple, geològics

Figura 17. Superfície d'espais naturals que està inclosa en diverses figures de protecció a Espanya. Múgica, (1998)



(1) inclou parcs, plans especials de protecció i reserves de la biosfera
(2) inclou reserves i refugis
(3) inclou paisatges, paratges, monuments, enclavaments, etc.

i hidrològics– i biòtics –per exemple, raresa, diversitat o fragilitat–, aplicats a nivell de comunitats i d'espècies (Theberge, 1989).

Després del que s'ha dit sobre la naturalitat es comprèn que, tant a escala europea com espanyola, les figures de protecció de la natura més aplicades no siguin les de parc nacional o reserva integral, que són figures jurídiques per protegir estrictament la naturalitat, ans les equivalents de la figura de *paisatge protegit terrestre o marí* –categoria V de la IUCN–, que es defineix com un espai seminatural, normalment afaiçonat per les activitats agropecuàries, forestals o pesqueres tradicionals, la qual cosa no sols permet, sinó que fa recomanable, sovint, la continuïtat dels aprofitaments de recursos naturals que siguin compatibles amb la conservació. Aquesta categoria rep denominacions molt diverses: *parc natural* i *reserva parcial* a Catalunya i al País Valencià, *àrea natural d'especial interès* i *àrea rural d'interès paisatgístic* a les Balears, *parque natural* o *parque regional* en altres comunitats autònomes d'Espanya i a Portugal; *parc régional naturel* a França i *national park* a Anglaterra i al País de Gal·les. A escala europea, el 67% dels espais protegits corresponen a aquesta categoria (IUCN, 1993), mentre que a Espanya representen el 81,87% de la superfície protegida (Múgica, 1998) (figura 17).

Des de l'òptica d'aquest criteri, s'ha indicat que els objectius de la conservació i de la restauració ecològiques s'haurien de centrar en la protecció de la integritat, especialment dels processos organitzatius que generen i mantenen tots els elements al seu lloc, i no pas en la presència o en l'absència d'elements particulars (Argermeier & Karr, 1994).

L'ús del concepte d'integritat es va estenent gradualment a nivell internacional. Per exemple, l'objectiu de la xarxa ecològica europea E.ECO.NET (*European Ecological Network, 1993*) és identificar les espècies i els hàbitats d'importància europea i establir mesures per conservar la integritat dels sistemes naturals dels quals depenen. Es tracta, doncs, de la primera iniciativa per promoure una estratègia europea per a la conservació de la natura que té en compte els processos ecològics i llurs interrelacions. Un primer esbós de la seva aplicació a Espanya fou elaborat per Pineda et al. (1991).

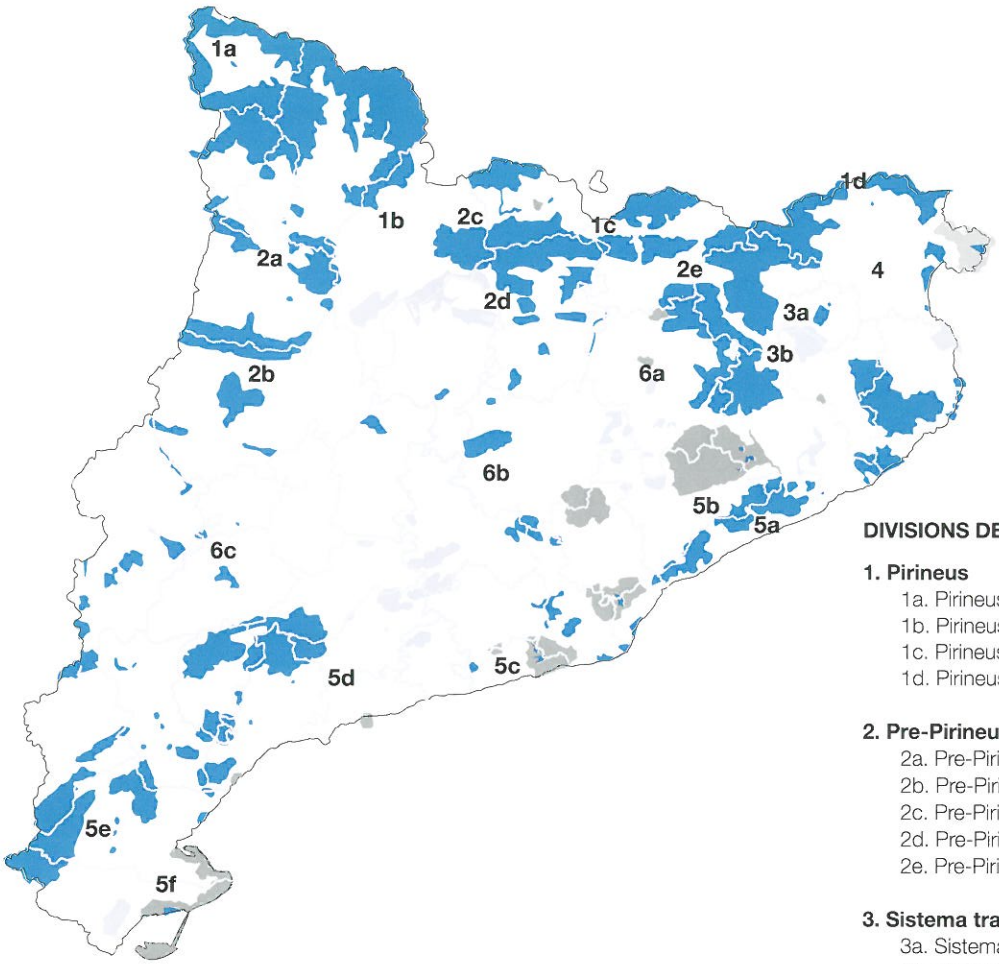
4.5. Representativitat

Accepcions

El concepte de representativitat sol anar lligat al criteri de diversitat, fins al punt que apareixen units, de forma quasi indestriable, en formulacions de l'estil de *mostra representativa de la diversitat*. Hi ha dues definicions diferents de representativitat, la *típica i la inclusiva,* derivades de l'ambivalència del concepte de tipisme, un terme que té dos sentits diferents, que escau distingir. Segons el primer sentit, és típic d'un lloc o d'una comunitat allò que hi és corrent o comú. Si es tracta d'una població, les característiques típiques seran les que predominin en la majoria dels seus individus. Segons l'altre sentit, per contra, és típic allò que caracteritza de forma única i singular aquell lloc o comunitat; els trets de la població més típica, aleshores, resulten ser excepcionals i només es troben ben representats en una minoria. La traducció d'aquesta segona accepció en el terreny físic seria la constatació que les àrees amb concentracions de característiques naturals veritablement representatives són atípiques (Foresta, 1985).

L'accepció inclusiva de representativitat connecta, per tant, aquest criteri amb el de raresa. La necessitat que l'espai natural representatiu contingui poblacions viables mostra el vincle que la representativitat manté amb els criteris de dimensions i de fragilitat. Aquesta accepció apareix en la definició següent: "les àrees seleccionades per ser representatives han d'incloure tant espècies típiques o comuns com espècies rares, donat que el seu objectiu és representar tot l'espectre d'éssers vivents" (Margules & Usher, 1981). Seguint aquest sentit, el Pla d'Espais d'Interès Natural del Catalunya (1993) va considerar representativa aquella àrea que conté les millors mostres de les comunitats naturals.

Figura 18. Una regionalització ecològica de Catalunya, segons el Pla d'Espais d'Interès Natural (1988)



DIVISIONS DE LES REGIONS NATURALS

1. Pirineus
- 1a. Pirineus centrals septentrionals
- 1b. Pirineus centrals meridionals
- 1c. Pirineus orientals alts
- 1d. Pirineus orientals baixos

2. Pre-Pirineus
- 2a. Pre-Pirineus centrals interiors
- 2b. Pre-Pirineus centrals exteriors
- 2c. Pre-Pirineus orientals septentrionals
- 2d. Pre-Pirineus orientals meridionals
- 2e. Pre-Pirineus orientals de llevant

3. Sistema transversal
- 3a. Sistema transversal septentrional
- 3b. Sistema transversal meridional

4. Plana litoral empordanesa

5. Sistema mediterrani
- 5a. Sistema mediterrani litoral
- 5b. Sistema mediterrani pre-litoral
- 5c. Sistema mediterrani central litoral
- 5d. Sistema mediterrani central pre-litoral
- 5e. Sistema mediterrani litoral
- 5f. Sistema mediterrani pre-litoral

6. Depressió central
- 6a. Depressió central oriental de llevant
- 6b. Depressió central oriental de ponent
- 6c. Depressió central occidental

REGIONS NATURALS

1. Pirineus
2. Pre-Pirineus
3. Sistema transversal
4. Plana litoral empordanesa
5. Sistema mediterrani
6. Depressió central

La definició de representativitat típica, en canvi, seria aquella que fa equivaler representativitat amb tipisme. Així per exemple, "representativitat i unicitat poden ser els extrems d'un espectre. Una àrea única és aquella que és rara, mentre que les àrees representatives (...) són típiques d'un bioma o d'un tipus d'hàbitat" (Ray, 1975). O també, "una comunitat típica ha de contenir totes o la majoria de les espècies més comuns i de distribució més extensa. Les àrees típiques podrien també ésser definides com aquelles que tenen valors mitjans de diversitat, de productivitat i d'altres atributs" (Usher, 1986).

Alguns mètodes, com ara el que aplica The Nature Conservancy Council a la Gran Bretanya (1977) o Parks Canada (1985), combinen ambdues definicions o adopten posicions intermèdies.

Justificació

Hi ha dues menes de justificacions per aplicar el criteri de representativitat: les *finalistes* i les *instrumentals*. Les justificacions finalistes s'apliquen per igual a ambdues definicions i coincideixen, pràcticament, amb les justificacions del criteri de diversitat. Les justificacions instrumentals es basen en la premissa que el manteniment de la diversitat es garantiria si es pogués protegir un nombre adequat d'ecosistemes sencers, però com que això ja no és possible en molts dels països desenvolupats més densament poblats, el criteri de representativitat és el que permet efectuar la millor selecció d'espais naturals que continguin una mostra adient de tots els components del medi natural. Perquè la mostra sigui representativa o adequada ha de ser prou extensa per contenir poblacions viables, prou ben connectada per conservar-les a llarg termini i prou redundant per tal de contrarestar els efectes catastròfics imprevisibles.

La representativitat resulta, doncs, un criteri clau per a la identificació de les àrees naturals que mereixen ser conservades, estretament vinculat amb el criteri de diversitat i que manté vincles de dependència amb els criteris de raresa, de dimensions, de connectivitat i de fragilitat.

Assolir la representació de la màxima variació ecològica dins dels sistemes d'espais protegits és un dels objectius més compartits per totes les polítiques de conservació contemporànies (McNeeley & Miller, 1984). Així, l'*Estratègia Mundial per a la Conservació* (1980) considera que la representació dels biomes de les distintes províncies biogeogràfiques és un dels quatre criteris de prioritat per a la creació o per a la gestió d'espais naturals protegits.

Aplicació

Com que la representativitat no pot ser mesurada directament, s'ha de mesurar de forma indirecta, a partir de reconeixements ecològics i paisatgístics. La majoria d'avaluacions apliquen un dels dos enfocaments següents:

1er. Elaboració d'una classificació o d'un llistat de totes les característiques naturals possibles en una ampla regió geogràfica per comparar-les amb les de les àrees que hom proposa que siguin protegides. Així es va fer, per posar un cas, en l'*Inventari, classificació i informació del patrimoni natural de l'Estat de Carolina del Nord, EUA* (Radford et al., 1981).

2on. Establir una regionalització o una subdivisió d'una ampla regió geogràfica en base a característiques biòtiques i/o abiòtiques i la subsegüent selecció d'espais a conservar dins de cada divisió. Aquesta regionalització es pot efectuar de forma qualitativa o quantitativa. La primera, adoptada en molts països occidentals, és la que va seguir el Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya en dividir el territori de Catalunya en sis regions fisiogràfiques, nou unitats i onze subunitats, tot aplicant, de forma sistemàtica, la resta de criteris ecològics en el marc de les subunitats (figura 18).

Ambdós sistemes han estat generalment utilitzats per separat i, en algunes ocasions, de forma conjunta (Smith & Theberge, 1986). Un mètode mixt, desenvolupat als països nòrdics, partia de la definició de 76 regions fisiogràfiques basada en atributs biòtics i abiòtics, tots els quals estaven referits a una detallada classificació de tipus de vegetació i de formes de relleu. El mètode aplicat dins d'aquestes regions va permetre la selecció i l'inventari d'uns 400 espais naturals representatius (Nordic Council of Ministries, 1983).

A Austràlia i a la República de Sudàfrica, s'han desenvolupat diversos mètodes quantitatius iteratius de selecció a fi que la representativitat biològica dels sistemes d'espais naturals hi sigui màxima. D'entre els nombrosos procediments que s'han provat, se'n poden destacar tres. El primer parteix d'una regionalització, realitzada amb mètodes quantitatius i basada en dotze atributs abiòtics, seguida d'algoritmes heurístics iteratius per determinar on s'haurien d'emplaçar els espais protegits de forma tal que totes les espècies, totes les comunitats i tots els ambients hi estiguessin representats. Quan la solució no és única, noves iteracions permeten incorporar el principi de complementarietat de forma eficient i flexible (Margules et al., 1994). El segon mètode, anomenat Opcions de conservació i anàlisi de decisions (*CODA: Conservation Options and Decision Analysis*), es basa en l'aplicació quantitativa dels criteris d'eficiència, flexibilitat i irreemplaçabilitat (Pressey et al., 1994) i presenta analogies amb el que va aplicar el Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya per identificar els espais naturals representatius de

les diverses regions naturals. Finalment, hi ha el mètode usat per dissenyar una xarxa de reserves naturals a la regió florística capense (Sudàfrica), la regió de clima mediterrani amb més diversitat biològica del món -8.600 espècies de plantes vasculars, amb el 68% d'endemismes. El procediment usat també va ser iteratiu, però estava basat en la riquesa de *Proteaceae*, família que allí arriba a tenir 331 tàxons diferents. Hom va concloure que amb el 16% del territori adequadament emplaçat i protegit es podria garantir la conservació del 98% de les espècies vegetals de la regió (Rebelo, 1994).

El grup de treball sobre la protecció de forests naturals i seminaturals a Europa va recomanar als governs dels estats membres "designar forests antigues naturals i seminaturals del seu territori per formar part de la xarxa europea de reserves biogenètiques, a fi de preservar una mostra representativa dels biòtops per a futures generacions" (Council of Europe, 1987). Una recomanació justificada en els resultats d'una anàlisi coetània que va palesar que hi havia moltes menes de boscos que no tenien encara representació adequada en els sistemes d'espais protegits europeus, malgrat s'adoptés una àrea mínima tan migrada com la de 50 ha (Heiss, 1987).

La representativitat no es un criteri que es pugui usar sol a l'hora de fer una avaluació. Moltes vegades s'aplica conjuntament amb altres criteris ecològics –sobretot el de diversitat–, culturals o de gestió. Així, per exemple, en el llibre *Els Paisatges Naturals dels Països Catalans* s'indica que la selecció d'espais naturals de l'obra es va basar en tres criteris: (1) la representativitat de la diversitat, (2) la importància de les riqueses naturals i (3) el criteri de ser "els més coneguts entre la població per un motiu o altre" (Hoyo et al., 1993). És a dir, dos criteris ecològics impecables i un tercer criteri, respectable en una obra divulgativa, de simple oportunitat editorial.

La representativitat és un objectiu al qual es tendeix, que encara sembla lluny d'esdevenir realitat en molts dels sistemes d'espais naturals protegits, zoos, jardins botànics, arborètums, bancs de llavors i altres llocs o dispositius on es pot conservar el patrimoni natural. Són rars els països que han avaluat el grau en què aquest objectiu ha estat assolit en algun d'aquests elements.

Una anàlisi realitzada a Suècia va mostrar com els diversos ambients i paisatges suecs tenen una representació molt desigual. En concret, menys de l'1% dels espais agrícoles i menys del 2% dels boscos de coníferes hi tenen representació, mentre que el 32% dels bedollars subalpins i el 30% dels hàbitats alpins –més preuats estèticament– hi estan inclosos. Hom concloïa que l'elecció dels components del sistema d'espais protegits de Suècia s'havia basat en factors històrics, econòmics i d'amenaça sobre hàbitats concrets, a banda dels criteris d'avaluació més usuals (Götmark, 1992).

A Catalunya i a les Illes Balears tot just ara es comença a plantejar la possibilitat d'avaluar seriosament el grau de representativitat assolit en sengles sistemes d'espais naturals protegits, a partir de la cartografia dels hàbitats inclosos en la xarxa europea *Natura 2000*, coordinada per R. Masalles i J.M. Ninot (1997).

L'avaluació de la representativitat dels tipus de vegetació i dels hàbitats dels vertebrats terrestres és un component de les anàlisis de forats (*GAP analysis*) que es duen a terme en molts estats dels EUA. Vegeu l'apartat dedicat als models d'avaluació basats en els sistemes d'informació geogràfica (capítol 12).

4.6. Fragilitat

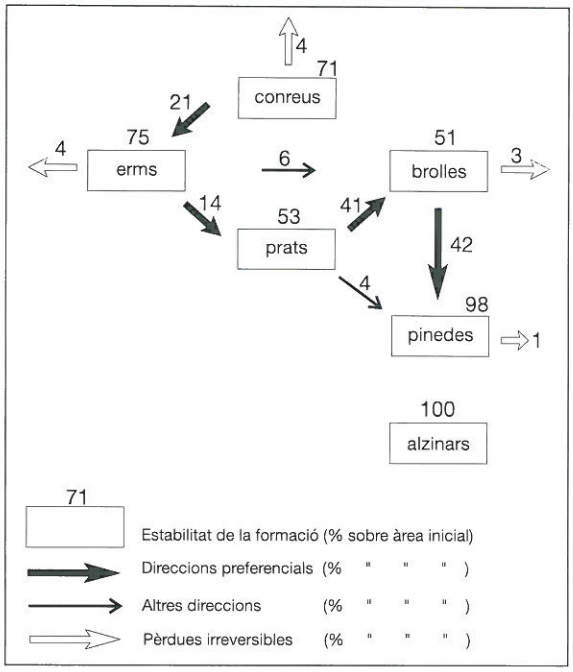
Accepcions

La fragilitat es defineix com la susceptibilitat a la pertorbació, normalment d'origen antròpic. Els mètodes per destriar la fragilitat a les pertorbacions antròpiques de la fragilitat a les pertorbacions causades per altres agents naturals (Gigon, 1983) semblen poc aplicables a països intensament transformats des de segles. Fragilitat i estabilitat se solen considerar com els dos extrems d'un gradient, respecte al qual se situen els estatus de les espècies, les comunitats, els ecosistemes o els paisatges (Smith & Theberge, 1986). La veritat, però, és que tant el concepte de fragilitat com el d'estabilitat són més complexos del que pot semblar a primera vista, de manera que, segons com siguin definits, resulta que un ecosistema o una espècie tant poden ser considerats estables com fràgils (Pimm, 1984).

A diferència dels anteriors, el criteri de fragilitat no està basat exclusivament en principis ecològics, ans comprèn l'impacte antròpic, ja sigui actual o potencial. A més, la fragilitat augmenta quan l'element avaluat és rar o quan té una baixa capacitat d'adaptació i de recuperació (Margules & Usher, 1981). Els conceptes de *vulnerabilitat* i de *sensibilitat ambiental* equivalen, de forma aproximada, al concepte de fragilitat.

La *fragilitat del medi geològic* es pot concebre en dues dimensions: la patrimonial i la de riscos geològics. La dimensió de riscos geològics inclou fenòmens molt diversos: allaus, revingudes, terratrèmols, esllavissaments, volcans, erosió del litoral, esfondraments, etc., els quals poden condicionar, al seu torn, la fragilitat de la vegetació dels llocs on ocorren, o ser condicionats pel tractament que es doni a la coberta vegetal protectora (Mallarach, 1990). Són menys rars del que es tendeix a creure; en certes comarques de muntanya de Catalunya els riscos geològics s'hi donen amb profusió (Corominas et al.,

Figura 19. Dinàmica de les principals formacions vegetals del parc metropolità de Collserola durant el període 1965-73.
Elaborat per Arisó (1985)



1993). Com que aquesta dimensió queda fora de l'àmbit d'aquesta obra no cal dir-ne res més.

La fragilitat del patrimoni geològic es refereix als elements geològics singulars –formes, dipòsits, estructures, meners, jaciments fossilífers, etc.–, la fragilitat dels quals és funció de factors tan diversos com són les dimensions, la facilitat d'accés o la divulgació que se'n fa. El seu caràcter irreversible, la destrucció de notables elements patrimonials per part d'expolliadors i de col·leccionistes –espontanis o organitzats– i la impossibilitat material de dotar-los d'una protecció efectiva davant d'agressions vandàliques, explica l'extrema prudència dels científics a difondre la localització de les singularitats geològiques més fràgils.

La *fragilitat dels sòls* (formacions superficials compreses) és un capítol apart, sovint menystingut, de gran importància. Depèn de les característiques pròpies dels sòls –principalment pendent, gruix i textura– i també de les pràctiques culturals a què se'ls sotmet. Una determinada fragilitat primària es pot veure accentuada a resultes de pràctiques agropecuàries o forestals inadequades, o a l'inrevés, pot minvar quan aquestes pràctiques són adients, com és el cas dels conreus de fruiters de secà afeixats de molts països mediterranis, amb marjades curosament agençades segons les corbes de relleu.

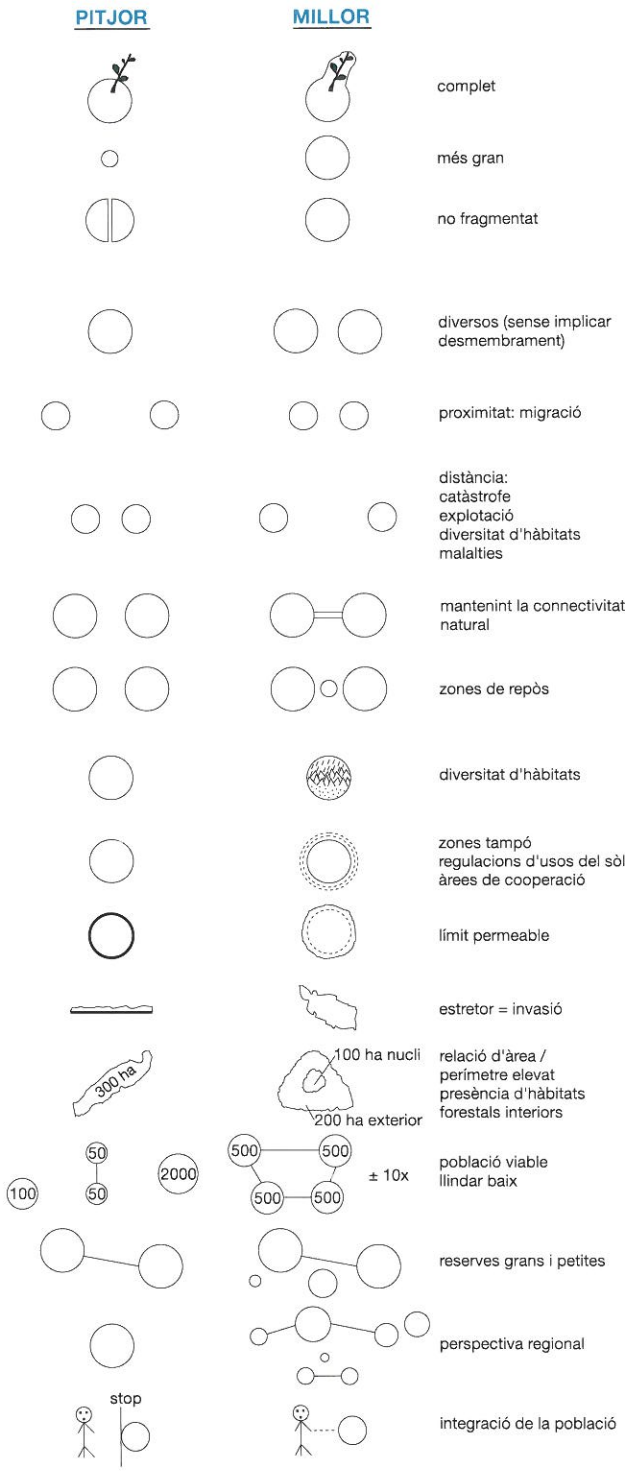
La *fragilitat de les espècies* depèn, en molts casos, de les condicions ambientals dels seus hàbitats. Certes espècies de líquens epífits, per exemple, són molt sensibles a la contaminació atmosfèrica. Quan la qualitat de l'aire es deteriora de forma relativament constant, sucumbeixen. El cas ha estat ben estudiat en els líquens de la plana i de les serralades tarragonines (Giralt, 1996). La fragilitat de les 36 plantes endèmiques de les Balears és tan gran que ja n'hi ha 34 en estat crític, amenaçades pel turisme de masses (Aguiló et al, 1981).

La *fragilitat de les comunitats vegetals* és funció de la seva estructura, de la composició i de la resiliència, i sol dependre de la fragilitat de les espècies clau o de les que són més abundoses. La *fragilitat dels ecosistemes* és anàloga, només que pot dependre tant de la fragilitat dels seus components més vulnerables com de la fragilitat de les seves interaccions, és a dir, dels vincles dinàmics. En tot cas, la disrupció d'una comunitat o d'un ecosistema determinat no sol resultar en extincions massives, ans dóna pas a una altra mena de comunitat o d'ecosistema diferenciat, generalment més simple (figura 19).

La *fragilitat* de molts *paisatges agropecuaris humanitzats*, de gran vàlua estètica i ecològica, depèn de la continuïtat o de la rèplica de les activitats agrícoles, ramaderes o forestals tradicionals que els mantenen; en definitiva, de la conservació d'una cultura rural modelada a partir d'experiències seculars de gestió. L'extensió, la composició, l'estructura i la productivitat de moltes pastures extensives de muntanya és tan sensible al sobrepastoreig com al subpastoreig (Montserrat, 1984). Un altre exemple ben singular de patrimoni natural humanitzat és el palmerar d'Elx.

Resta encara per considerar un altra dimensió de la fragilitat, més esmunyedissa per tal com és la integradora de totes les parts. Es tracta de la *fragilitat de l'harmonia del paisatge.* La cita següent l'exemplifica clarament: "les valls, magnífiques en el seu conjunt, no són pas el resultat de sumar notabilitats, sinó d'harmonitzar remarcablement elements vulgars en el context pirinenc. És en l'harmonia del conjunt, no pas en la singularitat del detall, en què Andorra basa el seu encís. I és per això, també, que pot resultar tan fàcil malmetre-la" (Folch et al., 1979).

Figura 20. Principis generals per a l'establiment de sistemes d'espais naturals. (Shafer, 1994)



A. Les conques hidrogràfiques, les àrees de recàrrega d'aqüífers, els indrets de gran oferta tròfica, etc. és preferible que quedin englobats dins l'espai protegit que no pas que en restin fora.

B. Els espais naturals més grans són preferibles als més petits, especialment pels grans mamífers.

C. Els espais naturals sense fragmentar són preferibles als espais fragmentats.

D. Diversos espais naturals són preferibles a un de sol, encara que sigui més gran que la suma dels anteriors, perquè poden ser més efectius contra catàstrofes naturals o induïdes i contenir més espècies de distribució restringida. (Aquest principi no es pot interpretar com una recomanació per la desmembrament).

E. La proximitat dels espais naturals és generalment preferible a la distància, ja que facilita la migració entre espais naturals anàlegs.

F. No obstant això, la distància pot ser preferible en cas de catàstrofe, epidèmia o explotació humana, alhora que augmenta la probabilitat que augmenti la variació intragenètica específica.

G. Conservar la connectivitat ecològica natural és molt preferible a permetre que els espais naturals quedin desconnectats per barreres artificials.

H. L'existència de petites zones de repòs, si són usades en migracions, és preferible a la seva absència.

I. Una heterogeneïtat elevada és millor que no pas una heterogeneïtat baixa. Per exemple, la diversitat d'hàbitats muntanyencs pot reduir els efectes negatius dels canvis climàtics.

J. La presència de zones tampó, especialment a la vora d'espais urbans, és preferible a la seva absència.

K. Un límit permeable propicia els moviments dels animals i les plantes a través seu, mentre que un límit poc permeable ho dificulta o impedeix.

L. Els espais naturals molt estrets (200-500 m) faciliten la invasió de predadors i d'espècies exòtiques.

M. Els espais naturals sense hàbitats interiors, sobretot forestals, són menys interessants que aquells que contenen espais forestals interiors.

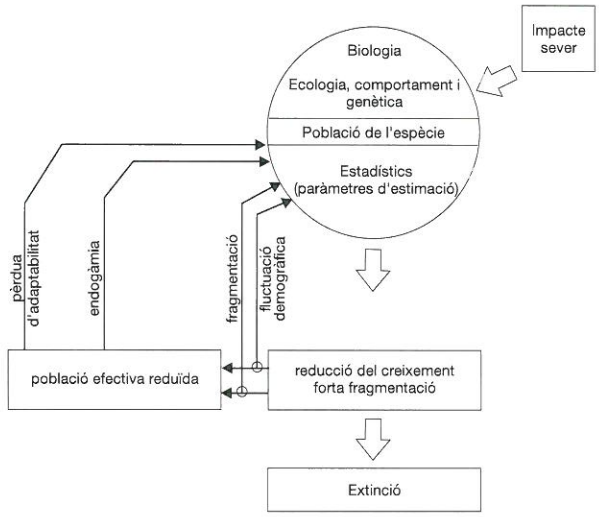
N. Una hipòtesi ben sospesada sobre els llindars de les mínimes poblacions viables és millor que no pas ignorar aquest concepte, malgrat les incerteses que té associades.

O. Les reserves naturals de petites dimensions poden ser útils dins d'un sistema d'espais naturals per complementar els espais més grans en la conservació de certes espècies.

P. Una perspectiva basada en regions naturals és molt més preferible que una perspectiva local o administrativa aliena a les regions naturals.

Q. La integració de la població que viu dins o a l'entorn dels espais protegits en la gestió quotidiana és indispensable per garantir la seva conservació a llarg terme.

Figura 21. Components de l'anàlisi de vulnerabilitat de poblacions. Segons M. Gilpin (1987).



El cercle gran representa la població de l'espècie considerada. La seva meitat inferior conté les variables estadístiques emprades. Un impacte sever afecta la població i pot produir dos efectes: (1) via reducció del creixement i mitjançant una forta fragmentació, pot provocar llur ràpida extinció, (2) pot impulsar una sèrie de processos que comportin fluctuacions demogràfiques, pèrdua d'adaptabilitat, fragmentació lleu, endogàmia, etc. que acabin per causar, indirectament i a llarg termini, llur extinció. L'anàlisi permet estimar-ne les probabilitats.

Justificació

La raó de l'ús d'aquest criteri és clara: una fragilitat o vulnerabilitat alta comporta una probabilitat correlativament alta d'extinció, de supressió, o d'alteració degradativa de l'element considerat, tant si es tracta d'un aflorament geològic com d'una espècie de bolet, d'un paisatge agropecuari tradicional o de qualsevol altre component. Per tant, la conservació de components naturals fràgils requereix la protecció contra tots aquells esdeveniments sobre els quals hom pot incidir, sobretot les activitats humanes que els puguin causar danys (Ratcliffe, 1977).

El criteri de fragilitat o vulnerabilitat, juntament amb el de raresa, són els que s'esgrimeixen amb més freqüència en les propostes conservacionistes, sobretot en les promogudes per organitzacions ecologistes. Es tracta, segurament, del criteri que més fortament motiva l'opinió pública, per l'aspecte de responsabilitat moral que conté implícit. Per això se'l cita sovint en primer lloc en molts documents relatius al patrimoni natural. Per exemple, el seminari europeu *Entre dos extrems: abandó o abús*, va declarar que les àrees que mereixen mesures especials són les que combinen "fragilitat, riquesa ecològica i pressions a què estan subjectes" –és a dir, vulnerabilitat (Council of Europe, 1995).

Cal advertir que el criteri de fragilitat s'associa moltes vegades amb el concepte d'*amenaça*. La majoria dels convenis i de les estratègies de conservació es refereixen a paisatges, a hàbitats, a comunitats o a espècies fràgils i amenaçades. Per exemple, l'*Estratègia de Grado sobre la gestió i la conservació de les zones humides mediterrànies* (1994), uns espais naturals especialment fràgils, va concloure que "totes les zones humides del Mediterrani estan amenaçades fins a un cert punt". Afortunadament, però, no tots els ecosistemes, espais naturals, comunitats o espècies que són fràgils estan amenaçats ni tots els que estan amenaçats són fràgils. La distinció entre ambdós termes s'imposa en tota avaluació. Està clar que quan fragilitat i amenaça coincideixen, el risc es potencia –vegeu la figura 20.

Aplicació

La forma d'aplicar el criteri de fragilitat presenta múltiples variacions, segons quins siguin els aspectes de la fragilitat considerats. Per als organismes vius, els indicadors més coneguts són els conceptes ecològics de *poblacions mínimes viables* i d'*hàbitats mínims viables*. De forma general, el concepte de viabilitat resulta fonamental per determinar la fragilitat d'una població, d'una espècie, d'una comunitat o d'un sistema. Com més per sota de la població viable sigui, més fràgil serà. El concepte de viabilitat ha estat definit i aplicat per a les poblacions i per a les espècies (Franklin, 1980; Frankel i Soulé, 1981); per als hàbitats de les comunitats (Lovejoy, 1980); i també per als sistemes naturals, emprant com a indicador la viabilitat de certes espècies clau (Wilcox & Murphy, 1985; Soule & Simberloff, 1986).

El concepte de població mínima viable és molt més ample que el concepte de capacitat de càrrega, ja que obliga a considerar tant els factors de dinàmica de poblacions –estocasticitat demogràfica, deriva genètica, disfunció social– com els factors ambientals –pertorbacions, malalties contagioses, transformacions ambientals o esdeveniments catastròfics. La interacció del primer grup de factors amb el segon és diferent per a cada espècie en cada situació particular, i sol ser molt complexa (Soulé, 1987).

Per avaluar aquest indicador s'ha desenvolupat una metodologia particular: l'*anàlisi de vulnerabilitat de poblacions* (figura 21). Una anàlisi que cal efectuar espècie per espècie, i coneixent bé els seus requeriments autoecològics i les condicions dels seus hàbitats. Malgrat l'enorme variabilitat específica, sembla que es pot generalitzar l'estimació que les mínimes poblacions viables han de tenir, pel cap baix, uns 500 individus, amb

variances que oscil·len entre 50 i 5.000 (Franklin, 1980). La probabilitat d'extinció de petites poblacions aïllades augmenta exponencialment per sota d'un cert llindar, generalment prop dels 75 individus, degut als efectes aleatoris inherents als processos demogràfics (MacArthur & Wilson, 1967). Poblacions no gestionades de menys de 20 individus normalment no poden persistir més enllà d'unes poques generacions (Soulé, 1991).

S'han proposat definicions quantitatives de fragilitat per a poblacions recolzades en les tècniques probabilístiques. Algunes, molt complexes, es basen en tècniques multivariants (Given & Norton, 1993). Altres, més simples, es limiten a definir categories de fragilitat, tals com (Lande, 1988):

- *en perill o crítiques*: 50% de probabilitat d'extinció en 5 anys o en 2 generacions, segons el que sigui més llarg;
- *amenaçades*: 20% de probabilitat d'extinció en 20 anys o en 10 generacions, segons el que sigui més llarg, i
- *vulnerables*: 10% de probabilitat d'extinció en 100 anys.

Malgrat la difusió que han tingut els conceptes de poblacions i hàbitats mínims viables, és preferible usar el concepte de poblacions *òptimes*, al seu lloc, per tres motius principals:

1. Degut a la combinació de les incerteses genètiques, aleatòries, demogràfiques, ambientals i catastròfiques, la magnitud de les poblacions mínimes viables sol estar subjecta a una variança de dos o tres ordres de magnitud; és a dir, per a una determinada espècie la població mínima viable podria ser, per exemple, 5, 50 o 500 (Soulé, 1987).

2. Com més petit és el valor d'una població mínima viable, més sensibles als paràmetres utilitzats i més grans són els efectes combinats de les incerteses.

3. Els llindars establerts científicament, suposant-los correctes, pateixen sovint un triple procés de dilució quan es transformen en programes o en plans: la dilució tècnica, l'econòmica i la política. La diferència entre el valor inicial i el valor diluït pot ser suficient com per canviar les probabilitats de supervivència calculades per a una població o per a una comunitat, fins a convertir el concepte en inoperant (Hohl & Tisdell, 1993).

El criteri de fragilitat també s'aplica a hàbitats, a paisatges, a sistemes naturals, a biomes i a ecosistemes, sovint estimat qualitativament a partir de l'experiència professional dels avaluadors. Així es va fer, per exemple, per determinar les àrees de reserva natural integral i qualificada en *el Pla rector d'ús i gestió del Parc Nacional d'Aigüestortes-Estany de Sant Maurici* (Pigem, 1993). A la conca mediterrània, les zones humides es consideren generalment els hàbitats més fràgils. Dins dels Països Catalans, dues zones humides particularment fràgils, de gran vàlua ecològica, són el delta de l'Ebre i l'Albufera de València. El delta, afectat per la retenció de més del 95% dels sediments que es produeix en els barratges de la conca de l'Ebre, està reculant, per erosió marina, en el 75% de la seva línia de costa (Riba & Serra, 1993). L'Albufera de València, per contra, veu reduïda la seva superfície pel fenomen invers, el rebliment, combinat amb la dessecació dels marjals per guanyar arrossars i també amb la contaminació de les seves aigües. En tots dos casos, malgrat la protecció legal de què disposen, la manca d'una gestió conservacionista integrada ha accentuat la fragilitat dels sistemes naturals que romanen fins extrems crítics.

L'*Estratègia paneuropea de la diversitat biològica i paisatgística* (1996) va ser una de les primeres iniciatives internacionals que va dedicar atenció als paisatges amenaçats, a més dels ecosistemes i de les espècies emblemàtiques, amenaçades o en perill. Proposa reduir substancialment i, si és possible, eliminar *les amenaces* actuals a la diversitat biològica i paisatgística d'Europa i augmentar-ne llur resiliència (Council of Europe, 1996).

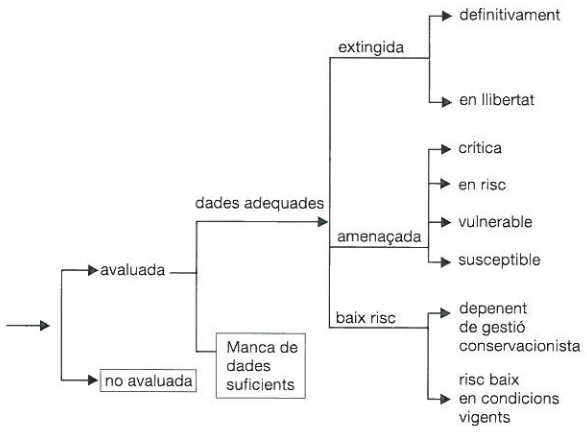
Dins de la Unió Europea, la concentració més gran d'espècies amenaçades es dóna a les illes atlàntiques, en particular, a les Canàries. De les 593 plantes vasculars endèmiques d'aquell arxipèlag, 380 són rares o estan amenaçades, una xifra comparable a la de la resta del continent (IUCN et al., 1994).

Un exemple, entre molts, d'espècie fràgil i amenaçada a Catalunya és l'espléndida ostra de riu o nàiade (*Margaritifera auricularia*), de la qual sembla que només en resta una població al curs de l'Ebre, amenaçada per tota mena de projectes de transvasaments, dragatges i abocaments contaminants. El fet d'haver estat intensament caçada pel seu nacre, els seus requeriments ambientals i la dependència de l'esturió (*Acipenser sturio*), que fa d'hoste a les larves del mol·lusc i que està en franca regressió, tot plegat afegit a la continuada degradació dels cursos hídrics on antany vivia, han precipitat la seva davallada fins extrems molt crítics, malgrat estar legalment protegida (Altaba, 1993).

La Unió Internacional per la Conservació de la Natura (IUCN) distingeix cinc classes de tàxons amenaçats (en llibertat):

1. *Crítics*: quan estan en risc molt fort d'extinció en un futur immediat.
2. *Amenaçats*: quan el risc és molt alt en un futur proper.
3. *Vulnerables*: quan tenen alt risc d'extinció a mitjà termini.
4. *Dependent de conservació*: quan podrien esdevenir vulnerables, amenaçats o crítics si cessés el programa de conservació que els protegeix.

Figura 22. Esquema del procés de classificació d'espècies, comunitats i hàbitats fràgils adoptat per la IUCN (1993)



Categories de la llista vermella de la IUCN per l'avaluació de plantes, animals o hàbitats

5. *Susceptibles*: quan hi ha motiu de preocupació que esdevinguin aviat qualsevol de les categories anteriors –vegeu la figura 22.

La *Directiva Hàbitats* (1993) hi afegeix dues categories més, les espècies extingides i les que no són prou conegudes. Segons aquesta directriu europea, a Espanya, hi ha vuit vertebrats en perill d'extinció, a més de quatre espècies de peixos, dels quals dos, el fartet (*Aphanius iberus*) i el samaruc (*Valencia hispanica*), són endemismes de Catalunya i del País Valencià, on sobreviuen amb precarietat. Quatre dels vuit vertebrats amenaçats, l'ós (*Ursus arctos*), el vell marí (*Monachus monachus*), l'erc (*Capra pyrenaica pyrenaica*) i el linx ibèric (*Lynx pardina*) havien viscut a Catalunya fins aquest segle (Ruiz-Olmo & Aguilar, 1995). El linx ibèric, en regressió sostinguda a tota Ibèria, és considerat el carnívor europeu que té el risc més alt d'extinció.

A l'Estat espanyol, les espècies fràgils, incloses en el *Catálogo nacional de especies amenazadas*, protegides legalment, es divideixen en quatre grups: *en perill d'extinció, sensibles a l'alteració de l'hàbitat, vulnerables* i *d'interès especial,* encara que sovint s'agrupen en tres categories heterogènies: en perill, vulnerables i rares (Blanco, 1992) (taula 5). La legislació estatal per protegir la fauna i la flora amenaçades és relativament recent: 1980 i 1982, respectivament. Les normes addicionals de protecció de les comunitats autònomes es van promulgar uns anys més tard. A Catalunya, les espècies fràgils

Taula 5. Les categories d'amenaça dels mamífers de Catalunya. E= en perill; V= vulnerable; I= indeterminada; K= insuficientment coneguda; R= rara, i NA= no amenaçada. (Blanco, 1992).

Espècie	Categoria d'amenaça a Espanya
Erinacèids	
Eriçó comú	NA
Eriçó clar	NA
Tàlpids	
Almesquera	R
Talp	NA
Sorícids	
Musaranya menuda	NA
Musaranya cua-quadrada	NA
Musaranya de Millet	NA
Musaranya d'aigua mediterrània	NA
Musaranya d'aigua pirinenca	NA
Musaranya nana	NA
Musaranya comuna	NA
Musaranya dels jardins	NA
Rinolòfids	
Rat-penat de ferradura gran	V
Rat-penat de ferradura mediterrani	V
Rat-penat de ferradura petit	V
Rat-penat de ferradura mitjà	E
Vespertiliònids	
Rat-penat de peus grans	E
Rat-penat d'aigua	NA
Rat-penat de Bechstein	E
Rat-penat de Natterer	I
Rat-penat d'orelles dentades	I
Rat-penat de bigotis	I
Rat-penat de musell llarg	V
Rat-penat de musell agut	V
Rat-penat de bosc	I
Rat-penat orellut septentrional	I
Rat-penat orellut meridional	K
Rata-pinyada pipistrel.la comuna	NA
Rata-pinyada de vores clares	NA
Rata-pinyada pipistrel.la falsa	Ex
Rat-oenat dels graners	K
Rat-penat nòctul peiti	I
Rat-penat nòctul gros	R
rat-penat de cova	I
Molòssids	
Rat-penat de cua llarga	K
Balenoptèrids	
Balena blava	E
Rorqual comú	V
Rorqual del nord	V
Rorqual d'aleta blanca	V
Iubarta	E
Fisetèrids	
Catxalot	V
Zífids	
Balena amb bec de Cuvier	NA
Balena amb bec de Blainville	R
Delfínids	
Dofí comú	K
Dofí llistat	K
Dofí mular	K

Espècie	Categoria d'amenaça a Espanya
Cap d'olla gris	NA
Orca falsa	NA
Orca	K
Focènids	
Marsopa comuna	V
Mustèlids	
Mostela	NA
Ermini	NA
Turó o fura	K
Visó americà	introduït
Marta	NA
Marta de Menorca	R
Fagina	NA
Fagina d'Eivissa	Ex
Llúdriga	V
Teixó	K
Úrsids	
Ós bru	E
Cànids	
Llop	V
Guineu	NA
Fèlids	
Linx ibèric	E
Gat salvatge	R
Vivèrrids	
Gat mesquer	NA
Geneta d'Eivissa	R
Fòcids	
Foca mediterrània o vell marí	E
Esciúrids	
Esquirol	NA
Marmota	Introduïda
Glírids	
Liró comú o rata cellarda	NA
Rata cellarda de Formentera	R
Liró gris	NA
Múrids	
Ratolí espiguer	NA
Ratolí de bosc	NA
Rata negra	NA
Rata comuna	NA
Ratolí domèstic	NA
Ratolí mediterrani	NA
Arvicòlids	
Talpó roig	NA
Rata d'aigua	NA
Rata talpera	NA
Talpó de tartera	NA
Talpó dels prats	NA
Talpó muntanyenc	NA
Talpó pirenenc	NA
Talpó comú	NA
Lepòrids	
Conill	NA
Llebre	NA

Espècie	Categoria d'amenaça a Espanya
Súids	
Porc senglar	NA
Cèrvids	
Cèrvol	NA
Daina	NA

Espècie	Categoria d'amenaça a Espanya
Cabirol	NA
Bòvids	
Mufló	Introduïda
Cabra salvatge	R
Isard	NA

estan llistades en el document *Relacions d'Espècies Protegides*, el qual és actualitzat anualment per la Direcció General del Medi Natural.

Tot i que hi ha mètodes sofisticats per mesurar la fragilitat, predominen els mètodes força simples, com ara el de considerar un tipus de causa particular i valorar els elements naturals que se'n poden veure afectats. És a dir, una mena d'avaluació d'impacte ambiental que es pot realitzar mitjançant els sistemes convencionals o, quan convé afinar més, via tècniques probabilístiques d'anàlisi de riscos. Un altre mètode es basa en classificar la *sensitivitat a l'alteració* respecte a tres factors: dimensions, zona tampó i grau de l'amenaça; els dos primers com a indicadors de la fragilitat i el darrer com a indicador de la vulnerabilitat (Wright, 1977).

Ja s'ha dit que el criteri de fragilitat es pot associar amb el concepte d'*amenaça*. Una de les valoracions de fragilitat i amenaça més ambicioses per establir prioritats de conservació es va proposar per a 700 tàxons vertebrats de l'estat de Florida (EUA). El mètode va tenir en compte tres grups de variables: biològiques, d'acció i complementàries. Les variables biològiques comprenen les dimensions de la població i llur tendència, l'àrea de distribució i la seva tendència, la concentració de la població, el potencial reproductiu de recuperació i l'especialització ecològica. Les variables d'acció comprenen la fiabilitat o la qualitat del coneixement que hom té de la distribució, de la tendència de la població, de les seves limitacions i també de les actuacions de gestió que són en curs. Les variables complementàries comprenen la significació taxonòmica, el percentatge de l'àrea de distribució del tàxon que es troba dins de l'estat, la tendència del tàxon dins de l'estat, el període d'ocurrència i la captura o la mortalitat. Cada variable es puntua per separat i com més alt sigui el valor total, més elevada resultarà ésser la fragilitat i amenaça (Millsap et al., 1990).

En l'avaluació que BirdLife International va fer dels ocells d'Europa, les categories de *vulnerabilitat* es van definir en funció de la proporció de l'àrea de cada espècie amenaçada que es troba a Europa. Es van establir les categories següents: (1) espècies confinades a Europa; (2) espècies que es troben principalment a Europa i (3) espècies que tenen una situació delicada a Europa. El resultat va mostrar com 195 espècies d'ocells europees –el 38% del total– tenen problemes greus de conservació, les causes dominants dels quals són els canvis d'usos i de gestió del sòl, i sobretot la intensificació agrària (Tucker & Heath, 1994).

Per facilitar l'aplicació dels diversos aspectes vinculats al concepte d'estabilitat, com antònim de fragilitat, s'han proposat els conceptes de resistència, inèrcia, elasticitat, capacitat d'adaptació i de recuperació, etc. La *resistència* indica la capacitat de suportar canvis abans que siguin irreversibles; la *inèrcia* és indicadora de la capacitat de resistir al desplaçament de les característiques estructurals i funcionals, és a dir, la capacitat de sobreviure en una situació de desequilibri; finalment, la *capacitat de recuperació* o *resiliència* és un indicador del nombre de vegades que un sistema es pot recuperar després d'haver estat alterat (Smith & Theberge, 1986). Com és lògic, hi ha nombrosos factors que condicionen la susceptiblitat a la pertorbació, com ara l'estabilitat del substrat, el tipus de vegetació i el grau de protecció edàfica que atorgui, les dimensions, la situació geogràfica, els preus de mercat, els incentius econòmics, etc.

Finalment, escau assenyalar que la fragilitat de diversos components del medi natural –biòtics i abiòtics– es pot combinar i ponderar amb d'altres elements, de maneres diverses, per tal de produir avaluacions de fragilitat més integradores. Per exemple, els anomenats mapes de *sensitivitat ecològica* (Lajeneuse et al., 1995) combinen la fragilitat dels sòls amb la vàlua de la vegetació i de la fauna. En ells, la vàlua de la vegetació i de la fauna es calculen mitjançant mètodes de criteris múltiples amb ponderació additiva simple.

4.7. Connectivitat

Definicions

La connectivitat és la qualitat que fa possible el contacte entre diversos ecosistemes, espais naturals, comunitats, espècies o poblacions. En el cas de les poblacions i de les espècies, comprèn tant els moviments per satisfer llurs necessitats diàries o estacionals com els que es fan per facilitar la dispersió d'elements juvenils, per escapar de pertorbacions o per facilitar el flux genètic. La connectivitat és, doncs, un índex de la simplicitat o de la complexitat de la xarxa, resultat de la continuïtat dels sistemes naturals, mentre que la desconnexió, el seu contrari, resulta normalment de la fragmentació dels hàbitats naturals.

En països humanitzats des de fa mil·lenis, el procés de fragmentació dels sistemes naturals ha experimentat nombro-

ses vicissituds al llarg del temps. La fragmentació dels espais naturals pot anar creixent sense que hi hagi resultats gaire apreciables per a la conservació, fins assolir un cert llindar, passat el qual la integritat de certs sistemes naturals s'esfondra, i els problemes s'agreugen de cop i volta. Aquest llindar depèn d'una multitud de factors biòtics i abiòtics molt diversos i no és gens fàcil de determinar.

El concepte de *xarxa d'espais naturals* pressuposa un teixit definit per dos components, els nusos i els fils, que són fets amb el mateix material. El terme *xarxa* resulta ser una metàfora molt adient. Els nusos corresponen als espais naturals protegits i les seves àrees perifèriques. Els fils corresponen a les connexions ambientals, biològiques o paisatgístiques que relliguen els espais naturals, els donen estabilitat i en garanteixen la funcionalitat i la sostenibilitat. La funcionalitat de la xarxa d'espais naturals no depèn de les dimensions dels nusos, sinó de les dimensions de la seva trama i de les característiques dels seus fils (Mallarach, 1994).

Alguns espais naturals de Catalunya ja han esdevingut illes biològiques pel que fa a la fauna terrestre. Els parcs naturals de Collserola, del Garraf i del Montnegre, a l'àrea metropolitana de Barcelona, en són exemples. L'eix de comunicacions que segueix les depressions de l'Empordà-Vallès-Penedès constitueix una barrera faunística que separa, cada vegada més efectivament, els espais naturals litorals dels pre-litorals. El ràpid desenvolupament de la xarxa viària i el creixement urbanístic que hi recolza, duts a terme sense considerar prou l'impacte que provoquen, fan augmentar ràpidament la fragmentació dels paisatges naturals del país (Campillo, 1993).

Segons l'escala, les connexions terrestres més importants per a la conservació del patrimoni natural es poden agrupar en dos conjunts: els corredors biològics i els enllaços paisatgístics. Dins del primer grup, segons la funció prioritària que exerceixen, es poden distingir els corredors ambientals, els corredors faunístics, les vies migratòries, els passadissos d'hàbitat i els corredors riberencs. Dins del segon grup, que s'estén a àmbits més extensos, s'han diferenciat els cinyells verds, les vies verdes i els passadissos paisatgístics. Subdivisions ulteriors han donat lloc a més de vint classes diferents en la bibliografia anglòfona (Mallarach, 1993).

La connectivitat està vinculada al criteri de dimensions i al de fragilitat. Una bona connectivitat pot compensar les dimensions reduïdes d'un espai natural i fer minvar, per tant, la fragilitat de les comunitats o de les espècies que acull.

Justificació

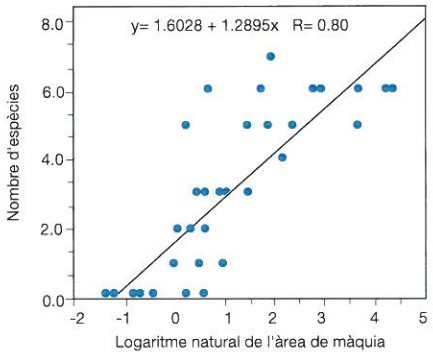
El concepte de xarxa d'espais naturals, usat internacionalment, es basa en el convenciment que "la millor estratègia per defensar les mostres més interessants dels espais naturals seria (...) la creació d'un reticle de comunitats més madures encerclant zones d'explotació més intensa" (Terrades, 1978). Cal fer notar que aquesta estratègia pressuposa que les comunitats ecològicament madures dominen sobre les altres i que llurs connexions són amples i abundoses. Quan la situació s'inverteix, és a dir, quan les comunitats madures minven fins arribar a esdevenir com una mena d'illes enmig d'un mar de zones cada vegada més alterades i més intensament explotades, llurs connexions ecològiques tendiran a ser escadusseres i menys funcionals.

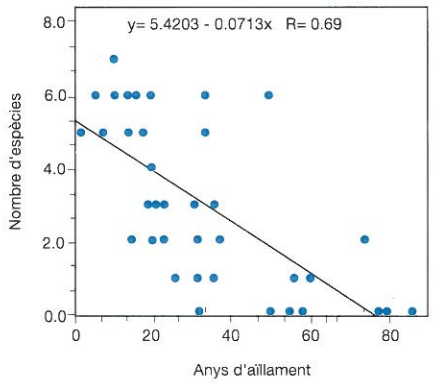
El criteri de connectivitat es justifica per tres raons principals. La primera es basa en la necessitat de mantenir els fluxos d'energia i de matèria, un aspecte clau del funcionament dels sistemes naturals. Totes les espècies vegetals i animals mantenen vincles orgànics i funcionals amb el seu entorn –migracions, pol·linització, desplaçaments diversos–, uns vincles que ignoren els límits artificials que tenen la majoria d'espais naturals protegits. Si aitals vincles es deterioren o es tallen, per exemple degut a la construcció de barreres artificials –carreteres, urbanitzacions, canals, etc.– o degut a la degradació o a la transformació dels espais perimetrals, certes espècies i comunitats se'n ressenten, comencen a declinar i, tard o d'hora, desapareixen. L'aïllament ecològic, en aquest sentit, equival a empobriment i, en casos d'espais petits i d'espècies o comunitats fràgils, el resultat més probable és l'extinció. No endebades la fragmentació d'hàbitats es considera la primera causa de pèrdua de diversitat biològica en els països industrialitzats (Forman, 1986) (figura 23).

La segona causa recolza en els conceptes ecològics de *població mínima viable* i d'*hàbitat mínim viable*, ja siguin aplicats a metapoblacions, a espècies o a comunitats. És sabut que la població mínima viable de moltes espècies i comunitats supera la que es troba compresa dins d'espais naturals protegits. Com que en molts casos no sembla fàcil poder-ne ampliar l'extensió, l'única alternativa que resta per mantenir la biodiversitat és garantir la connexió d'aitals espais naturals amb d'altres de similars (Soulé & Gilpin, 1991).

La darrera justificació rau en el fet que les connexions biològiques o paisatgístiques constitueixen una mena d'assegurança de vida o de salut per als sistemes naturals davant de les incerteses polítiques, econòmiques i de canvi climàtic, així com davant de fenòmens catastròfics. El cas del canvi climàtic global, si es compleixen els pronòstics dels models climàtics actuals, podria afectar negativament un gran nombre d'espècies i de comunitats de l'àmbit mediterrani que, en no poder-se adaptar a les noves condicions, haurien d'intentar migrar. El gradient altitudinal en els països muntanyencs només podrà ser d'ajuda, arribat el cas, si es manté la connectivitat dels hàbitats (taula 6).

Figura 23. Relació entre el nombre d'espècies d'ocells pròpies de màquia i les dimensions de l'hàbitat i els anys transcorreguts des de l'aïllament o pèrdua de connectivitat de l'hàbitat.
Segons M. Soulé (1991)





El nombre s'especies minva en disminuir la superfície i augmentar el temps d'aïllament. Exemple de màquies en congostos de la regió mediterrània de Califòrnia.

Taula 6. Percentatge d'espais naturals protegits europeus que resultarien afectats per l'*estrès ecològic* degut al canvi climàtic global, d'acord amb les prediccions del model ESCAPE. Segons Rotmans et al. (1994)

Any	1990	2000	2025	2050	2075	2100
Increment de temperatura global	*0.00*	*0.22*	*0.83*	*1.51*	*2.25*	*2.98*
Bèlgica	0	0	0	0	1	1
Dinamarca	0	0	0	0	0	8
França	0	1	8	24	57	66
Alemanya	0	0	0	1	6	15
Grècia	0	4	11	26	49	71
Irlanda	0	0	0	0	17	33
Itàlia	0	5	15	29	55	77
Luxemburg	0	0	0	0	0	0
Holanda	0	0	0	0	0	0
Portugal	0	0	75	83	84	84
Espanya	0	2	11	27	41	46
Regne Unit	0	0	3	9	18	70
Comunitat Europea	0	2	10	21	40	55

Aplicació

La connectivitat depèn, com és lògic, dels biomes, dels hàbitats o dels organismes considerats. En termes generals té més importància pels animals que pels vegetals i, dins dels animals, sol tenir-ne més com més grans siguin les dimensions de les espècies i de llurs poblacions viables. Ací només es considera la connectivitat terrestre, aigües continentals incloses, entenent que la marina té unes característiques molt diferents. Els fragments d'hàbitat relativament petits i aïllats poden ser adequats, tanmateix, per protegir naturalment determinades plantes rares, amenaçades o en perill d'extinció, sempre i quan les espècies en qüestió compleixin els requisits següents:

- no siguin dependents ni puguin ser suprimides per l'acció del foc;
- no estiguin subjectes a depressió endogàmica o a la pèrdua de variabilitat genètica;
- no depenguin d'animals pol·linitzadors o dispersors de llavors;
- puguin competir bé amb d'altres espècies en absència de les alteracions naturals d'hàbitat causades pels grans mamífers o per fenòmens meteorològics, i
- no siguin dependents d'altres efectes marginals o d'activitats antròpiques.

En cas contrari, només podran sobreviure si els petits fragments d'hàbitat són gestionats intensivament d'acord amb els seus requeriments específics, és a dir, en unes condicions que no es poden generalitzar i que tindran sempre un caràcter tan excepcional com el d'un jardí botànic.

Per a la majoria d'ocells i d'insectes migradors, la connectivitat no depèn de l'existència d'un nexe físic de connexió, ans del fet que la distància que separa llurs hàbitats no superi la que ells puguin franquejar. La probabilitat que puguin fer-ho minva, normalment, a mesura que creix la distància, fins a un valor crític, característic per a cada espècie, que ja resulta insuperable. La distància entre les passeres d'hàbitat, la seva densitat i distribució i l'absència d'obstacles infranquejables entre elles dóna, doncs, la mesura de la connectivitat per molts organismes migradors (Lynch & Whigham, 1984). L'amplada que han de tenir les connexions biològiques és un altre aspecte difícil de definir. La taula 7 resumeix les dades que són citades més sovint a la bibliografia.

Taula 7. Taula d'amplades (en metres) proposades per diversos autors per a les connexions ecològiques i funcions ecològiques predominants, compilada per l'autor. (1993)

Amplada	Funció prioritària	Hàbitat
16	reducció de compostos nitrogenats	bosc de ribera
30-60	mixtes: faunístiques/ecològiques	bosc de ribera
50-130	connectivitat faunística: espècies indicadores	forestal/bosc de ribera
80-100	reducció del 50-70% de càrrega de sediments	bosc de ribera
400-1600	corredor de dispersió faunístic	forestals muntanyencs
1200	corredor faunístic: hàbitat interior obert	prats, conreus, maresmes
1400	corredor faunístic: hàbitat interior forestal	boscos temperats
>1500	conjunt de funcions ecològiques	mixtes temperats
6500	ídem incloent pertorbacions naturals	forestal muntanyenc

Les mesures experimentals de connectivitat se solen basar en el seguiment dels organismes estudiats –per exemple, mitjançant telemetria– o en la captura de les espècies estudiades. S'han efectuat només per a comptades espècies, normalment vertebrats emblemàtics.

Com en el cas d'altres criteris, s'han proposat també índexs quantitatius per mesurar la connectivitat. Un dels més coneguts és l'*índex gamma de connectivitat de la xarxa* (Forman i Gordon, 1986), γ,el qual es defineix com la proporció entre el nombre d'enllaços existents i el nombre màxim de enllaços que podrien existir. La seva expressió matemàtica és la següent:

$$\gamma = L/Lmax = L / 3 (V-2)$$

on **L** es el nombre d'enllaços, per exemple, corredors faunístics; **Lmax** és el nombre màxim possible d'enllaços, i **V** és el nombre de nodes de la xarxa d'hàbitats. La freqüència de mostreig interanual proposada és de quatre a cinc anys. El valor de γ oscil·la entre 0, quan la connectivitat és absent, i 1, quan és la màxima possible.

R. Forman i M. Gordon (1986) varen recopilar sis altres índexs de connectivitat entre mosaics d'hàbitat, entre els quals figuren els d'aïllament, d'accessibilitat i de dispersió, però adverteixen que cal emprar-los amb cautela tota vegada que és poc clara la seva dependència i la seva rellevància ecològica.

De fet, la connectivitat depèn de molts factors diferents, com ara la qualitat de l'hàbitat del corredor i de la matriu que l'envolta, a més d'altres aspectes més fàcilment quantificables, tals com la proporció amplada/llargada i la forma del corredor biològic, a banda de l'autoecologia de les espècies que usin el corredor (Noss, 1993).

La conservació de la connectivitat biològica hauria de ser un objectiu fonamental de qualsevol estratègia integrada d'ordenació territorial que s'ocupi de la sostenibilitat dels recursos bàsics i de la qualitat ambiental. Es tracta, però, d'una estratègia *preventiva*, de manera que com més es tarda a implantar-la menys avantatges pot oferir, fins a l'extrem que en certes regions els seus costos econòmics i socials la poden fer inviable, com s'ha demostrat en algunes de les regions més congestionades dels Estats Units d'Amèrica, com ara Florida i Califòrnia, malgrat els esforços esmerçats. També pot tenir inconvenients ecològics, si no es planteja bé, sobretot si es volen establir connexions que no existien en condicions naturals.

La regió metropolitana de Milwakee, al sudest de l'estat de Wisconsin (EUA), va ser capdavantera en establir un sistema de corredors ambientals definits segons criteris ecològics en el planejament territorial adoptat l'any 1966. Després de successives modificacions i millores, el sistema de corredors ambientals primaris protegits cobreix actualment el 18% de la regió. Les terres agrícoles de primera qualitat, que inclouen molts dels corredors ambientals secundaris, cobreixen el 39% de la regió i també són protegides, però a un nivell més baix. El sistema de parcs comarcals –70 unitats– i estatals està vertebrat amb la xarxa de corredors ambientals, igual com ho està la xarxa de senders –amb uns 800 km de camins senyalitzats. En conjunt, es considera que el sistema de corredors ambientals de la regió sudest de Wisconsin és el més complet dels Estats Units a nivell regional (Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission, 1985; Mallarach, 1994).

A la regió metropolitana de Copenhagen (Dinamarca), la planificació territorial va integrar els conceptes de connectivitat en la xarxa d'espais naturals des de 1982 (Hansen-Moller, 1994). A Holanda, una xarxa d'ecosistemes sostenibles d'importància nacional i internacional va esdevenir llei territorial l'any 1990 (Lammers, 1994).

Basada en l'experiència holandesa, la *Directiva Hàbitats* (1992) preveu la creació d'una xarxa ecològica europea, per tal de protegir els espais naturals que anomena nuclears i amb l'ànim d'establir les connexions ecològiques necessàries entre ells a fi de permetre la migració i la dispersió de les espècies. D'entre els diversos corredors ecològics necessaris, fa èmfasi en les xarxes hídriques perquè combinen el caràcter de connexió ecològica amb el fet de ser uns hàbitats de gran diversitat biòtica, sempre i quan mantinguin condicions poc alterades. Al mateix temps, el programa europeu *Cap a la sostenibilitat* (1992) va proposar la creació de xarxes d'hàbitats mitjançant la restauració i el manteniment dels hàbitats i els seus corredors connectius, i va emfasitzar la cura amb què caldrà dissenyar les futures polítiques de transport, d'agricultura i de turisme, per tal de fer-les compatibles amb aquestes xarxes. Els criteris, els paràmetres i els mètodes de planificació de les xarxes ecològiques integrades en diversos sistemes de planificació europeus són resumits a la taula 8.

Taula 8. Criteris i mètodes de planificació de diverses xarxes ecològiques europees. Modificat a partir de Jongman (1995) i Campillo (1995).

Xarxa	Estat	Criteris	Mètode de planificació
Xarxa ecològica nacional holandesa	Holanda	Biodiversitat, naturalitat, geologia, història, cultura, estètica	Estructura generalitzada basada en àrees seleccionades a partir de bases de dades
Ecologische en Groenen hoofdstructuur Noor-Brabant	Dinamarca	Raresa i amenaça per la flora i la fauna, situació, elements connectors lineals	Espais nuclears basats en la presència d'espècies, amb altres àrees relacionades tot plegat formant un sistema autosostenible
Groenen Hoodstructtur Vlanderen	Bèlgica	Unitats seleccionades (+50 ha) del mapa d'avaluació biològica	Selecció d'àrees nuclears i altres àrees a partir d'una llista fixa d'ecotops
Vernetzter Biopsysteme, Rheinland Pfalz	Alemanya	Tipus de biòtops, espècies seleccionades	Selecció de 25 tipus de biòtops refinada a partir de dades d'espècies seleccionades
Biotopverbund, Baden-Württemberg	Alemanya	Naturalitat, diversitat, raresa, amenaça, representativitat, connectivitat	Plans municipals voluntaris de connexió de biòtops
European Ecological Network (EECONET)	Iniciativa del govern holandès d'abast europeu	Diversitat ambiental, diversitat biològica, raresa, situació	Definició d'àrees a partir d'hàbitats seleccionats (CORINE) amb incorporació de dades addicionals

L'esbós de l'*Estratègia espanyola per la conservació i per a l'ús sostenible de la diversitat biològica* (MOPTMA, 1995) considera prioritari l'establiment d'una xarxa de corredors biològics per facilitar l'intercanvi genètic entre poblacions silvestres.

El *Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya* (1993) també va reconèixer la necessitat de les xarxes connectives i va establir un programa destinat a "determinar els criteris i les mesures necessaris per garantir el manteniment de les degudes connexions biològiques en els espais del Pla", que està en curs en el moment d'escriure aquestes ratlles. El *Pla General Director Territorial de Catalunya* (1994) va recollir el concepte i va classificar com a espais objecte de conservació els espais *de lligam* entre els espais naturals protegits pel PEIN. A nivell comarcal, s'han elaborat propostes de connexions paisatgístiques i de corredors biològics, amb metodologies diferents, per exemple a l'Alt i Baix Empordà (Fortià, 1994), a la Selva (Agrupació Naturalista de Girona, 1994), a la plana del Vallès (Diego et al.,1994), i també per als àmbits fluvials de l'àrea metropolitana de Barcelona (Vendrell & Presmanes, 1993).

D'altra banda, les anàlisis que s'han fet sobre les estratègies de connexions biològiques d'Alemanya (Campillo, 1993, 1995) i dels Estats Units (Mallarach, 1993) han apropat nombroses experiències i metodologies d'altres països que són adaptables a la realitat del país.

El grau d'humanització i d'artificialització de bona part del territori català, sobretot de les terres baixes, fa que les possibilitats de conservar o de restaurar connexions paisatgístiques entre els espais naturals siguin força restringides i que les opcions viables que romanen siguin poques. L'estudi elaborat sobre l'Alt i el Baix Empordà, per exemple, només va poder identificar un sol lligam viable entre cadascun dels vuit espais naturals protegits d'aquell lloc (Fortià, 1994). Aquest fet atorga el valor afegit de raresa a les connexions biològiques viables residuals.

Una conseqüència important és que l'aplicació del criteri de connectivitat pot conferir als sistemes d'àrees naturals protegides un paper determinant en l'estructuració dels models d'ordenació territorial (Carceller, 1995). Ho palesa, per exemple, el projecte de via verda Sant Llorenç del Munt-Collserola, que solca una comarca sotmesa a creixements desgavellats durant dècades, i on la via en qüestió pot jugar un paper remarcable en la millora de l'estructura dels espais verds i lliures que resten, contribuir a reordenar el territori i oferir una millor qualitat de vida a diverses ciutats, entre les quals Terrassa, Sabadell, Castellar, Barberà, Cerdanyola, Sant Cugat i Rubí. El plantejament d'un model de gestió integrada orientat al desenvolupament sostenible i que sigui ecològicament i econòmicament eficient, juntament amb la proposta que sigui gestionat per un organisme intermunicipal del tipus mancomunitat paisatgística, converteixen la via verda Sant Llorenç-Collserola en una iniciativa pionera en diversos fronts (Fòrum Terrassenc, 1996).

5. Els criteris de planificació i de gestió

En la mesura que l'avaluació s'insereix en la planificació territorial, els criteris de planificació es podrien considerar criteris marc dels altres. Indubtablement, si d'entrada no es considera necessari avaluar, per exemple perquè no es té confiança en el procés de planificació o perquè se l'entén com un simple moderador de tendències inqüestionables, aleshores el contingut d'aquestes pàgines perd molt del seu sentit. A la pràctica, és freqüent una certa ambigüitat, hom vol i dol, tal com la planificació territorial de les terres catalanes il·lustra a bastament (Marshall, 1993).

A més dels criteris ecològics exposats a l'apartat anterior, moltes avaluacions del patrimoni natural n'apliquen d'altres que es poden agrupar en dos conjunts: els criteris de planificació i de gestió, d'una banda, i, de l'altra, aquells que, a manca d'una denominació més adient, hom anomena criteris culturals; un conjunt que inclou tant aspectes dels valors com de les preferències socials. Tot seguit s'examinen de forma succinta.

Des del moment que la conservació comporta algun tipus de responsabilitat de control o de gestió, tal com s'esdevé generalment, resulta convenient i justificat efectuar una avaluació dels factors que incideixen en la gestió abans d'adoptar una decisió de caire polític o legal respecte al patrimoni natural. A la pràctica, encara que no es digui, gairebé sempre es duu a terme, almenys de forma implícita.

En el camp de l'acció conservacionista, els criteris de planificació i de gestió es deixen agrupar en dues categories: la prèvia i la posterior a la decisió de conservar, de protegir o de restaurar un element natural. La categoria dels criteris previs comprèn tant els que estan relacionats amb la *necessitat* com amb la *factibilitat*. És ben raonable que, en primer lloc, hom vulgui saber si es tracta, realment, d'un element natural que cal salvaguardar i, en segon lloc, si la seva conservació és una empresa factible o no. La segona categoria, usada amb posterioritat normalment, comprèn tots aquells criteris que avaluen l'*eficiència* de la decisió adoptada.

5.1. Necessitat

L'avaluació de la necessitat d'adoptar mesures conservacionistes se sol referir a la vulnerabilitat o fragilitat, a l'amenaça de transformació o al potencial de transformació. Per exemple, la necessitat va ser un dels cinc criteris aplicats en la identificació i en la selecció d'espais naturals a protegir al País Valencià, al costat de l'estat de conservació, de la representativitat, de la singularitat i del potencial de restauració (DG d'Urbanisme i Ordenació Territorial de la Comunitat Valenciana, 1995).

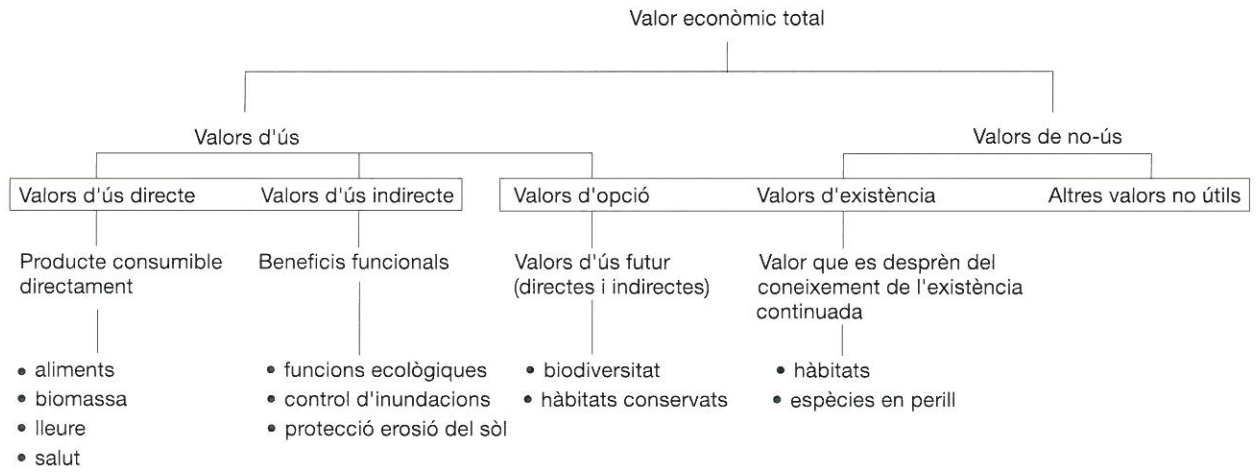
Dins de l'amenaça de transformació es poden distingir diversos aspectes, tals com la *severitat* i la *imminència de l'amenaça,* l'*amenaça de canvi indesitjat* i la *disponibilitat d'espais de substitució equivalents*. El primer és considerat de forma habitual (IUCN, 1984), el segon s'utilitza força sovint per establir prioritats a curt termini, mentre que el tercer aspecte és aquell que es valora en menys ocasions (Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 1984). Com que tots aquests criteris tenen dimensions ecològiques que han estat tractades en el capítol anterior, no cal dedicar-los ací cap més comentari. Amb altres mots, la necessitat se sol remetre a criteris ecològics, recolza sempre que pot en normes o en directrius legals i es fa evident, de vegades, per pressions socials.

5.2. Factibilitat

Els criteris per avaluar la factibilitat són usats per valorar les repercussions internes i externes d'una determinada opció conservacionista. La decisió que unes determinades repercussions –socials, econòmiques, de prestigi o d'altra mena– siguin o no considerades acceptables és un acte polític, rarament és responsabilitat dels avaluadors. La factibilitat està determinada per la ideologia o per la missió del qui la valora. Fins i tot dins de l'administració pública, la valoració realitzada per organismes situats a diversos nivells o amb diferents interessos o competències pot variar, encara que hi pot haver zones de coincidència en aquells aspectes que són més independents del marc competencial. La factibilitat és un criteri important en moltes actuacions conservacionistes, sobretot en aquelles que comprenen aspectes de restauració o de regeneració de biòtops que havien estat alterats o suprimits. Alguns dels criteris de factibilitat que se solen emprar més generalment són:

- disponibilitat;
- existència de servituds;
- usos i potencial recreatiu;
- usos i potencial educatiu;
- avaluació de l'organisme competent;
- accessibilitat;
- característiques dels límits;
- viabilitat ecològica;
- costos d'adquisició;
- costos de restauració;
- costos de gestió i de manteniment, i
- actitud dels grups d'interessos implicats.

Figura 24. Categories de valors econòmics atribuïts als béns ambientals, amb exemples relatius a zones forestals.
Adaptat de Pearce (1991)



L'acceptabilitat de la població local sol ésser un dels criteris més decisius per valorar la factibilitat. Per exemple, la proposta de parc nacional dels massissos de Canigó-Madres-Mont Coronat, promoguda per l'associació Charles Flauhaut de Perpinyà, i perfectament justificada amb criteris ecològics, va quedar aturada per manca d'acceptabilitat dels municipis implicats. En canvi, l'alternativa d'un conjunt de reserves naturals ajustades als límits municipals, vinculades a la Confederació de Reserves Naturals Catalanes i gestionades per associacions locals, fou acceptada per sis ajuntaments: Pi, Mantet, Prats de Molló, Conat, Júpols i Noèdes en el mateix territori, entre 1984 i 1986. Deu anys més tard, l'experiència de gestió assolida en aquestes reserves naturals, sobretot la de Noèdes (Conflent), ha guanyat prou reconeixement a la Catalunya Nord per permetre suggerir l'establiment del parc natural regional de la Cerdanya-Capcir-Conflent (1977) (Association Gestionnaire de la Reserve Naturelle de Nohèdes, 1997).

Quant als criteris econòmics subjacents a totes les estimacions de costos, escau aclarir que els resultats solen divergir segons s'emprin mètodes de l'escola d'economia neoclàssica, encara predominant, o de l'economia ambiental, que s'obre pas lentament. I dins d'aquesta, hi ha diferències segons els mètodes o les tècniques d'avaluació que hom apliqui. L'economia neoclàssica, tan eficaç en el marc dels béns de propietat privada i llurs productes amb valors mercantils, ha demostrat a bastament les seves limitacions a l'hora de tractar els productes no mercantils que els béns privats poden produir i, més encara, a l'hora de tractar els processos i els productes que es donen en els àmbits dels béns públics i comunals. A més, lligada com està al present i a l'horitzó proper en què es mouen les empreses, el seu utillatge conceptual no li permet tenir en compte un futur que, per imprevisible, no pot estar representat en el mercat.

El patrimoni natural facilita un conjunt complex de productes a la societat, la immensa majoria dels quals són no-mercantils, no disposen de substituts clars i tenen vocació de perdurar. És a dir, productes per als quals no existeixen mercats –ni probablement existiran mai–, sense vàlua monetària, doncs, la qual cosa no vol dir que no siguin valuosos, ben al contrari. És per això que el patrimoni natural escapa a l'abast conceptual de l'economia neoclàssica, fet que explica les greus ineficiències que solen resultar-ne quan, malgrat tot, hom s'obstina en aplicar-l'hi.

Moltes de les limitacions de l'economia neoclàssica deriven de les definicions massa estretes que atorga als conceptes i als indicadors en els quals es basa, com són els conceptes de costos, beneficis i externalitats. En canvi, l'economia ambiental s'ha desenvolupat per tractar allò que a l'altra se li escapa: la sostenibilitat, la valoració dels serveis dels ecosistemes i del capital natural, els sistemes comptables de l'economia ecològica i els nous instruments per a la gestió ambiental (figura 24).

Malgrat les crítiques pertinents que l'economia ambiental ha rebut des de punts de vista filosòfics i ètics (p.ex. Leopold, 1949; Schumacher, 1973) i malgrat totes les resistències que li ha oposat l'economia neoclàssica, la seva aplicació es va estenent, de forma gradual, a les avaluacions d'espais naturals, d'ecosistemes i, àdhuc, als sistemes comptables públics. L'assignació d'uns valors provisionals, encara que siguin relativament arbitraris, a béns no mercantils, ajuda a tenir-los en compte a l'hora de prendre decisions polítiques i econòmiques. En fer explícits els principals costos, beneficis i externalitats associats a una decisió determinada, l'economia ambiental fa possible una valoració més completa de l'afer i l'adopció de la millor opció en base als principis socials generalment acceptats (Markanda & Richardson, 1992). Les consideracions anteriors afecten tots els criteris econòmics, tant els de *factibilitat*, exposats suara, com els d'*eficiència*, que són tractats tot seguit.

S'han desenvolupat més d'una dotzena de mètodes diferents per valorar econòmicament els béns del patrimoni natural, per intentar mesurar en termes monetaris allò que és immesurable, i que alguns sostenen que mai hauria d'ésser-hi mesurat. Aquests mètodes poden ésser de tipus *inductiu* o *deductiu*. Entre els mètodes inductius o directes més comuns destaquen els de *valoració contingent* (Hausman et al., 1993). Els tres tipus de mètodes deductius més usats són els de *costos de viatges*, els de *dosi-resposta* i els de *comportament preventiu* (Mitchell & Carson, 1989). Els seus pros i contres han estat molt debatuts. Per als mètodes de valoració contingent, els més amplament aplicats, la fiabilitat ha estat ben comprovada, però llur validesa és encara discutida (Hoevenagel, 1994). En particular, les discrepàncies entre els càlculs efectuats a partir de la disponibilitat a pagar per obtenir o per conservar un determinat bé patrimonial, o els efectuats a partir de la disponibilitat a ésser compensat per la seva pèrdua, són serioses (Adam, 1996).

Per avaluar les actituds dels grups d'interessos o dels organismes implicats, s'han desenvolupat altres models, qualitatius i quantitatius, d'entre els quals destaca l'*anàlisi de concordances* i el model d'*avaluació qualitativa per la gestió ambiental amb polítiques conflictives*. Es tracta de models d'avaluació amb criteris múltiples ponderats, on els valors relatius dels diversos grups d'interessos són també valorats en paral·lel (Nijkamp, 1980).

La majoria d'avaluacions del patrimoni natural inserides en el planejament territorial, urbanístic o en avaluacions d'impacte ambiental segueixen tràmits d'informació pública que obliguen a considerar les al·legacions dels sectors d'interessos implicats. Aquests tràmits, normalment regulats per mandats legals, poden arribar a tenir una complexitat considerable. No és rar que els consecutius tràmits d'informació pública d'un pla de protecció del patrimoni natural durin més que la pròpia elaboració del pla, com ho mostren, entre altres, el *Pla Especial de Protecció del Montseny* (1977) i el *Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya* (1993).

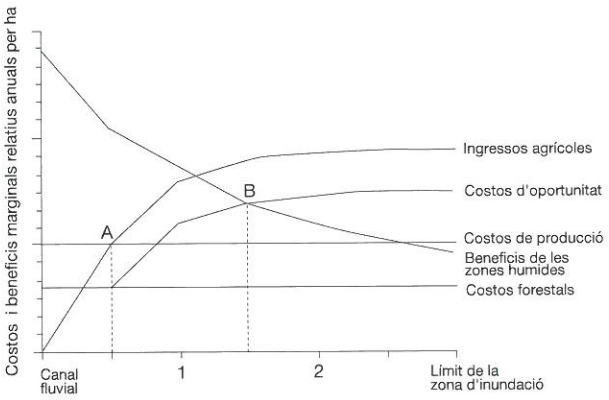
Un exemple il·lustratiu de l'aplicació de l'economia ambiental per a la determinació de la *factibilitat* de conservar o de restaurar el patrimoni natural el dóna una avaluació efectuada per als boscos de ribera de cinc estats dels EUA: Ohio, Indiana, Il·linois, Iowa i Missouri (Lant & Tobin, 1989). Els beneficis de la conservació i de la restauració d'aquests sistemes naturals es basaven en les seves funcions ecològiques: la millora de la qualitat de les aigües fluvials –els boscos de ribera actuen com a filtres de nutrients i de contaminants, i afavoreixen la retenció de sediments–, la reducció de l'erosió de les vores, l'increment del potencial ecològic –comunitats riberenques i de zones humides associades–, i l'increment dels valors recreatius –comptabilitzats en la vàlua econòmica de la qualitat fluvial. L'estimació d'aquesta vàlua es va dur a terme amb el mètode de valoració contingent, tant per als valors intrínsecs com per als beneficis recreatius.

Els resultats de l'avaluació van mostrar que la millora de la qualitat de les riberes i dels cursos hídrics interessava a la majoria de la població, la qual estaria disposada a pagar entre el 0,1 i l'1% dels seus ingressos anuals per obtenir-la –uns 85 dòlars per any de promig–, i que els valors intrínsecs es consideraven superiors als recreatius. La vàlua dels boscos de ribera estimada quedava així compresa entre 128 i 290 dòlars per any, una quantitat força superior a la renda agrícola de l'època (figura 25). La proposta que es va elaborar consistia a retirar del conreu les terres riberenques en àrees inundables, destinar-les a la restauració de boscos de ribera i de zones humides adjacents, i assolir la millora de la qualitat fluvial. Els instruments a aplicar eren dos: incentius econòmics i campanyes informatives (Lant, 1990). Aquests instruments són justament la base de les polítiques federals i estatals estadounidenques que persegueixen aquesta mena d'objectius patrimonials.

En qualsevol cas, Pearce & Moran (1994) han recomanat que, a l'hora d'escollir un mètode d'avaluació econòmica, hom tingui en compte els aspectes següents:

1. El model ha de ser tècnicament acceptable quant a validesa i a fiabilitat.
2. Ha de ser acceptable a nivell institucional quant a la seva inserció en el procés vigent de presa de decisions.
3. Ha de considerar les necessitats de l'usuari i ser prou entenedor.
4. La informació que forneix ha de compensar el cost de la seva realització.
5. Sempre que sigui possible, és recomanable aplicar-ne més d'un i comparar-ne els resultats. Les diferències obtingudes són una mesura de la incertesa i permeten acotar l'ordre de magnitud.

Figura 25. Vàlua econòmica calculada per a les formacions forestals riberenques i la producció agrícola en els mateixos espais, en els estats del cinyell del moresc (EUA). Segons Lant & Tobin (1989).



Al punt B seria on s'equilibrarien els costos d'oportunitat amb els beneficis de les zones humides. Per sota de B és econòmicament raonable la restauració de boscos de ribera.

5.3. Eficiència

Els criteris vinculats amb l'eficiència serveixen per mesurar el grau d'eficàcia amb què s'assoleixen o es podrien assolir els objectius perseguits. És a dir, es poden emprar de forma retrospectiva, en l'avaluació d'un instrument de conservació que existeix des de fa temps –com ara una taxa o un programa– o bé de forma comparativa o prospectiva, per valorar l'eficàcia amb què instruments polítics o econòmics diversos permetrien assolir uns objectius conservacionistes definits. Es poden limitar a alguns components del medi físic i natural, ésser ecològics, o englobar també altres aspectes de la conservació. Entre els criteris més usats per avaluar l'eficiència es compten els següents (Colman, 1995):

- capacitat de protecció dels hàbitats, espècies, paisatges o ecosistemes;
- capacitat de millorar: creació de nous interessos o valors;
- adequació als objectius;
- possibilitats reals de control;
- adequació als terminis establerts;
- eficiència econòmica;
- acceptació política, transparència, i
- promoció d'una actitud favorable a la conservació.

La valoració de l'eficiència de les polítiques de conservació del patrimoni natural no és gens freqüent, malgrat l'interès tan clar que té. Ni tan sols sovinteja en els espais naturals protegits, on semblaria més factible. De forma genèrica, seria desitjable considerar l'eficiència en quatre temes fonamentals:

(a) la protecció d'espècies i d'hàbitats amenaçats d'extinció i dels processos ecològics que en depenen;
(b) el desenvolupament sostenible i integrat en el medi;
(c) la recerca i l'experimentació, tant pura com aplicada al punt anterior, i
(d) l'educació ambiental i el lleure.

Els casos que segueixen il·lustren com es produeix l'aplicació dels criteris d'eficiència en diversos aspectes: àmbits d'intervenció, instruments polítics i dimensions polítiques i administratives.

- La definició de l'àmbit d'intervenció del *Pla de Rius Metropolitans de Barcelona*, elaborat per la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona, es basa en "el més reduït espai possible en el qual sembla possible operar i compensar de forma coherent i *eficaç* en la dualitat infrastructures-medi fluvial" (Vendrell et al., 1993).

- En alguns dels plans especials de protecció redactats a Catalunya, l'àmbit inicial, delimitat a partir de criteris ecològics, s'ha hagut d'adaptar en aplicar criteris d'eficiència. En altres casos, sense modificar l'àmbit, els plans especials han indicat mesures de caire programàtic per a la gestió d'un entorn més ample, com ara una determinada conca hidrogràfica, per exemple la del riu Duran, en el cas del *Pla especial dels Tossals d'Isòvol i Olopte* (Bellver de Cerdanya).

- Una avaluació de l'eficiència dels diversos instruments de gestió disponibles per a la conservació es va dur a terme al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Per a cadascuna de les 26 reserves naturals que conté, hom va analitzar la variació del grau de conservació per al període 1983-1991 en base a tres indicadors: el nombre d'impactes que cada reserva havia patit, la severitat de cada impacte i les mesures de protecció executades. Semblantment, es varen avaluar els nou instruments de gestió aplicats; cinc instruments positius, entre els quals es compten els convenis de col·laboració amb els propietaris i la cooperació tècnica i econòmica, i quatre instruments de control, entre els quals hi ha les denúncies administratives. A la llum dels condicionants i dels resultats obtinguts en cada instrument, es va elaborar una diagnosi de l'eficièn-

cia de cadascun d'ells i es varen formular propostes per millorar-la (Junta de Protecció Zona Volcànica de la Garrotxa,1991). Moltes d'aquelles propostes varen ser adoptades en la gestió de les reserves naturals d'aquesta zona volcànica durant els anys següents.

- L'any 1961 es va aprovar el *Pla Castelló*, l'únic pla de gestió pesquera conservacionista –o adaptativa– que s'ha dut a terme a la Mediterrània occidental, el qual abastava totes les flotes compreses entre Sant Carles de la Ràpita i Borriana. L'aplicació d'un conjunt ben articulat de mesures diverses –limitacions horàries i de fondària, vedes selectives, mides de malla, etc.– formulades pels mateixos pescadors i basades en criteris d'eficiència, va donar uns resultats excel·lents, entre els quals cal destacar un increment del 21% del pes de peix desembarcat i un 67% d'increment de rendiment econòmic mitjà per sortida i per barca. Malauradament, el 1966 va acabar l'experiència (Suau, 1979; Lleonart, 1996).

- El Montseny ha estat el primer parc natural de Catalunya que ha dut a terme una ecoauditoria sistemàtica de l'estat i l'evolució dels seus sistemes naturals, per tal de procedir a revisar el Pla Especial de Protecció del massís, després de 18 anys de gestió conservacionista. Hi varen intervenir 19 experts que varen avaluar l'evolució dels vertebrats, dels ecosistemes forestals, de les zones de reserva natural, dels hàbitats i espècies protegides, dels paisatges i de la qualitat de les aigües superficials i subterrànies. En molts aspectes, la manca de dades de base solvents va obligar als autors a expressar estimacions aproximades sobre l'evolució dels sistemes naturals (Panareda et al. 1995).

- Un altre exemple d'aplicació d'aquest criteri de forma comparativa el dóna l'avaluació de l'eficàcia conservacionista de les àrees ambientalment sensibles (*Environmental Sensitive Areas*) de la Gran Bretanya. Aquestes àrees, establertes a partir de 1987, varen tenir un desenvolupament molt ràpid, assolint el 1994 una superfície conjunta de 2,2 milions d'hectàrees (Colman, 1995). L'avaluació duta a terme va aplicar tots els criteris d'eficiència relacionats abans, de forma sistemàtica, en totes les àrees ambientalment sensibles, i va mostrar com l'actual model de conservació, basat en convenis i en acords de col·laboració de 10 a 15 anys de durada, ha permès la consecució dels objectius de forma socialment, políticament i econòmicament eficient, tant o millor que altres instruments disponibles, l'acceptació social dels quals és menys coneguda (Colman, 1995).

L'anàlisi de l'eficiència política dels criteris de gestió i de planificació presenta més dificultats, tota vegada que els organismes públics normalment empren criteris i procediments molt diversos que tant poden provenir de mandats legals, de normes internes i d'hàbits de pràctica formals, com de procediments informals. El Consell de Recerca Nacional dels EUA (*National Research Council*, 1993) va avaluar els criteris polítics dels principals organismes federals de la nació amb responsabilitats en la conservació del patrimoni natural respecte a un marc de referència, els principals components del qual són:

- ésser coherent amb la missió de l'organisme;
- contribuir a assolir la sostenibilitat dels recursos renovables bàsics, la diversitat biològica i la cultural;
- fornir una base flexible per a la planificació a llarg termini;
- ésser factible i aplicable de forma coherent;
- clarificar el significat de la conservació en base a dades científiques i tècniques objectives;
- distingir entre valors de conservació que resultin conflictius;
- identificar la distribució de costos i beneficis socials que en resultarien, i
- reevaluar-ne el rendiment de forma permanent, en funció de l'experiència guanyada en la seva aplicació.

El resultat d'aquesta avaluació va donar indicacions de l'eficiència de cada organisme analitzat respecte a la conservació, una més, tenint en compte que, a diferència del que passa als països europeus, aquest saludable costum arrencà als Estats Units l'any 1969, amb l'aprovació de la llei de política ambiental (*National Environmental Policy Act* o NEPA) i amb la creació del Consell de Qualitat Ambiental (*Council on Environmental Quality*).

Per acabar aquesta relació, cal dir uns mots sobre l'eficiència de tractar les *causes*, enlloc dels *símptomes*. És clar que molts dels problemes que assetgen el patrimoni natural són símptomes d'altres causes més pregones: ideològiques, polítiques, econòmiques, etc. Si el patrimoni natural es degrada és, entre altres coses, perquè l'actual sistema econòmic i polític ho propicia de maneres diverses, sovint indirectes, però molt eficients.

Un dels defectes més coneguts de les economies de mercat és que els preus no reflecteixen els costos de la degradació ambiental, i que la destrucció del patrimoni natural no està penalitzada fiscalment, ans disposa normalment de subsidis generosos. En efecte, l'actual sistema d'impostos grava els salaris, els beneficis, les vendes o els estalvis, enlloc de gravar la pol·lució, la degradació ambiental i el consum d'energia i de recursos no renovables. Si els impostos i les taxes es redissenyessin en aquest sentit, i s'anessin modificant gradualment, els preus internalitzarien els costos ambientals i els mateixos instruments de mercat que ara incentiven la degradació podrien ajudar a la conservació del patrimoni natural (Hawken, 1993). Les primeres tímides experiències de reforma dels tipus d'impostos existents cap a les ecotaxes –perquè no es tracta

pas d'augmentar el que paga el contribuent, ans de reduir-ho sempre que es pugui– es van donar a Suècia l'any 1991 i a Dinamarca el 1993, amb percentatges compresos entre l'1 i el 3% del total (Roodman, 1996).

La remodelació dels sistemes fiscals i tributaris, i també de les polítiques de preus, per integrar-hi els costos de les externalitats ambientals són, probablement, els instruments que tenen un potencial d'eficiència més gran per conservar el patrimoni natural, entre tots els que s'han esmentat. La simple eliminació de les subvencions públiques directes i indirectes que afavoreixen accions destructives del patrimoni natural ja seria un pas important en aquesta direcció de coherència, un pas que reportaria estalvis econòmics i ambientals de gran entitat a molts països mediterranis. Així s'ha demostrat clarament en el cas de les subvencions públiques a l'aigua de regadiu a Catalunya (Vergés, 1994).

Un exemple el dóna el programa d'espais lliures de l'estat de Maryland (EUA) de 1969, basat en una premissa tan simple com justa: els fons per a l'adquisició dels espais naturals més fràgils a protegir han de provenir del mateix procés que causa la seva reducció, fragmentació i deteriorament, és a dir, el procés d'urbanització i edificació. A tal fi hom va aprovar un impost en la transferència de propietats immobiliàries del 0,5%, el qual ha permès adquirir unes 150.000 ha. d'espais naturals: forests, parcs i àrees de reserva natural (Hudson et al., 1991).

Una aplicació més restringida, però igualment eficient, del mateix principi es troba en el *Conservatoire du littoral et des rivages*, organisme instituït l'any 1975 per Llei de la República francesa, finançat a partir d'un impost especial sobre les construccions costaneres. La seva funció única és la d'adquirir espais naturals litorals per a la seva salvaguarda. La gestió dels espais adquirits es confia a organitzacions locals, sota la supervisió del conservatori esmentat. A hores d'ara, aquest organisme ja ha adquirit més de 40.000 ha estratègiques, entre les quals hi ha una bona part de l'estany de Canet –la zona humida més important de la Catalunya Nord, per a la qual hom havia sol·licitat la declaració de Reserva Natural (Amigó, 1983)–, i també sectors de la reserva natural de Mas Larrieu, a la desembocadura del Tec, i de l'estany de Salzes (Cauwet & Amigó, 1989).

6. Els criteris culturals

Els criteris culturals, tal com s'han definit abans, solen tenir un paper secundari en l'avaluació del patrimoni natural. S'invoquen menys que els criteris ecològics o que els de planificació i gestió i, quan s'apliquen, ho solen ser de forma complementària dels altres. Ara bé, poden tenir importància en la configuració de paràmetres d'àmbit o de valor, o bé de criteris de resultats, tots els quals tenen una gran incidència en les propostes d'acció derivades de l'avaluació, encara que romanguin implícits.

Els criteris culturals, com es lògic, són indispensables en les avaluacions del patrimoni cultural i historicoartístic, les quals van ser anteriors i estan més desenvolupades que les avaluacions del patrimoni natural. És així que hom disposa d'una experiència dilatada en la definició i en l'aplicació d'aquests criteris, la qual pot fer-se fàcilment extensiva, amb les adaptacions pertinents, al patrimoni natural. Per això ací només s'examinen aquells trets diferencials que els criteris culturals poden presentar en aplicar-los als elements naturals.

Els criteris culturals més utilitzats es poden agrupar en les següents classes:

- estètics o perceptuals;
- recreatius, de vegades agrupats amb els estètics;
- científics;
- històrics i arqueològics, sovint agrupats amb els artístics;
- educatius, de vegades agrupats amb els científics;
- simbòlics, i
- religiosos.

6.1. Criteris estètics

L'avaluació estètica o perceptual del medi natural, dita també avaluació del paisatge, és un dels criteris culturals que disposa de metodologies més desenvolupades degut, sobretot, al gran poder d'atracció i de fascinació que té la bellesa de certs elements o espais naturals. Expressions de l'estil "d'especial bellesa del paisatge" o de "paisatge d'excepcional bellesa", es troben en les justificacions de protecció de nombrosos espais naturals. Per això, els valors estètics s'han tingut en compte, d'una forma o altra, en moltes avaluacions i en molts plans.

Les preferències estètiques del paisatge, subjectives com són, depenen de nombrosos condicionants, com ara: emocions, edat, sexe, nivell cultural, sentiments, època, país, profit, etc., tots ells prou variables, que fan que certs elements o paisatges naturals puguin ésser molt o gens preuats per diferents sectors socials, diferents generacions o diferents individus. Les causes que incideixen en els canvis periòdics de preferència en els paisatges són molt diverses: exotisme, modes, distància, records, propaganda, etc. A ningú escapa que aquests canvis de preferències socials tenen importantíssimes repercussions socioeconòmiques; només cal recordar el que ha passat durant el segle vint a les platges mediterrànies. Per totes aquestes raons, l'avaluació de la bellesa o de l'atractiu d'un element del patrimoni natural, com ara un paisatge, no és una tasca simple. A tal fi, s'ha desenvolupat una gran varietat de mètodes, normalment vinculats a les ciències socials, a la planificació i l'arquitectura del paisatge o a la geografia, els quals poden ser agrupats en dos conjunts: els mètodes de *camp* i els de *gabinet*.

Els mètodes de camp es proposen avaluar les preferències estètiques de determinats sectors de la població vinculats a espais naturals: propietaris, residents, usuaris, etc., i ho fan mitjançant enquestes personals –obertes, centrades o tancades–, qüestionaris –orals, gràfics, escrits, etc.– o anàlisis de comportament. Un exemple senzill el dóna l'avaluació de la qualitat estètica a l'Albufereta d'Alacant mitjançant un test amb parelles de fotografies que comparava deu unitats representatives del litoral, i diferents dissenys de ports. El test fou completat per una mostra de 600 persones, repartida a parts iguals entre la població local, els turistes espanyols i els britànics, i va quantificar les seves preferències (López et al., 1994).

Els mètodes de gabinet faciliten indicacions sobre els valors perceptuals de la qualitat estètica segons els equips d'avaluadors. Destaquen el *mètode Delphi* (Linstone & Turoff, 1972), la *cartografia cognitiva* (Eden et al., 1983), el *mètode de prova i suposicions estratègiques* (SAST), els *models estadístics predictors* (Robinson et al., 1976) o el *model d'estimació de la bellesa escènica* (Daniel & Boster, 1976). Les seves metodologies són més formalitzades i han sigut aplicats molt més extensament que no pas els anteriors.

Un bon exemple de mètode de gabinet el dóna l'avaluació de la qualitat paisatgística de les illes Balears elaborada per un grup de sis experts que es van afegir a l'equip redactor de l'inventari d'espais naturals per aquesta finalitat. Primer hom va dividir el territori de les illes en 184 sectors de paisatges homogenis distints. Tot seguit, es va procedir a valorar cadascun d'aquells sectors en base a dos criteris: qualitat paisatgística i fragilitat. El primer criteri es va ponderar en una escala que classificava la qualitat del paisatge en quatre nivells: nul·la, baixa, mitjana i alta. La fragilitat es va classificar en tres nivells: baixa, mitjana i alta. La suma dels punts que cadascun dels experts va donar per a cada sector es va adoptar com la mesura del valor paisatgístic (Mayol et al., 1984).

Els avantatges i els mèrits relatius d'aquests dos grups de mètodes per avaluar preferències estètiques han estat molt debatuts. En general, els mètodes qualitatius s'apliquen per explorar i per generar hipòtesis sobre l'atractiu estètic, mentre que els quantitatius s'usen per mirar de provar la bondat de les hipòtesis (Hunziker, 1995). Tanmateix, s'ha destacat que les avaluacions dels experts mostren generalment bones coincidències amb les del públic, amb correlacions del 75-80% (González Bernáldez, 1981). Els intents de traduir els resultats en termes monetaris, mitjançant alguns dels mètodes indicats en tractar el criteri de factibilitat, han tingut, per contra, poca acceptació.

Finalment, hi ha els models que s'han dissenyat per combinar els dos conjunts de mètodes anteriors, amb l'objectiu d'avaluar la qualitat estètica del paisatge i incorporar-la en les decisions que afecten la seva gestió, com és ara l'*avaluació perceptual dels paisatges holandesos* (Coeterier, 1996); el *mètode de gestió de recursos visuals* (US Federal Highway Amdministration, 1979) o el *procediment d'avaluació dels paisatges rurals* (US Soil Conservation Service, 1980).

Com que els aspectes visuals són més fàcilment codificables que no pas els auditius, els olfactius o els tàctils, són els que s'acostumen a valorar més sovint, malgrat que totes aquestes percepcions es combinin en la majoria d'experiències sensibles, i que els olfactius, auditius i tàctils puguin evocar sentiments i emocions tant o més intensos que els primers. Aspectes intangibles, tals com el grau d'unitat del paisatge, el seu creixement orgànic o la cronologia, tenen igualment una importància remarcable en la percepció paisatgística (Coeterier, 1996).

6.2. Criteris recreatius

El criteri d'usos i de potencial recreatiu té un caràcter ambivalent: de valor i d'impacte. A la *vàlua recreativa* d'un espai natural se li atorga una importància considerable per dues raons estretament vinculades: primera, perquè condiciona part de la percepció social o de la imatge pública de l'espai natural, i segona, perquè pot suposar una font d'ingressos econòmics. Els valors recreatius no depenen sols de la qualitat estètica del paisatge, ans també de la seva accessibilitat i de la capacitat d'acolliment disponible. Són funció, per tant, de les infrastructures que en fan possible la visita: la xarxa viària, els itineraris, la senyalització, l'hosteleria, els centres d'informació i, certament, les persones que en tenen cura.

El desenvolupament de l'aplicació dels criteris recreatius ha anat molt lligat al del fenomen turístic, que va créixer exponencialment a partir dels anys 1950. Lògicament, hom es va interessar per conèixer les preferències recreatives dels visitants, és a dir, les característiques de la demanda turística. D'aquesta demanda, una part variable, segons el tipus de turisme considerat, es refereix al patrimoni natural.

La insatisfacció pel model de turisme de masses convencional, tant el de "sol-i-platja" com el de "neu-i-muntanya", estandarditzat, despersonalitzat i de fort impacte negatiu per a la conservació del patrimoni natural de marina i de l'alta muntanya va donar lloc, als anys 1980, a la reacció dels corrents turístics alternatius –turisme ecològic, cultural, d'aventura, rural, etc.–, la qual cosa va motivar una adaptació dels mètodes d'avaluació per incorporar els aspectes de qualitat ambiental i de diversitat cultural i paisatgística. Tanmateix, l'ecoturisme, o turisme ecològic, es defineix com aquell que es desenvolupa en espais naturals poc pertorbats per l'home, i que contribueix a la protecció de la natura i al benestar de les poblacions autòctones. A diferència de França, on ha assolit un desenvolupament considerable, el nivell de planificació i d'organització d'aquests turismes alternatius és encara feble a l'estat espanyol, motiu pel qual hi ha un perillós desconeixement sobre llur diversitat, sobre la potencialitat i també sobre els impactes que se'n deriven (Callizo, 1996).

Els mètodes d'avaluació dels valors recreatius tenen molts aspectes en comú amb els dels valors estètics, només que inclouen indicadors per mesurar preferències sobre els equipaments, les comunicacions, les facilitats per al gaudi i, en el cas del turisme alternatiu, a més, es fa ús de certs indicadors ecològics, historicoartístics i simbòlics.

Atesos els importants beneficis econòmics que genera el turisme convencional o de masses, la majoria de les avaluacions recreatives són elaborades per empreses privades de serveis i els seus resultats són poc divulgats. Semblen força escasses aquelles avaluacions que s'han concebut per ajudar a la conservació del patrimoni natural, com és ara la que es va dur a terme a la Platja d'es Trenc de Mallorca, un espai natural legalment protegit sotmès a usos recreatius abusius (Blàzquez, 1994). Ben diferent és el cas de les avaluacions que fan referència al turisme alternatiu, sovint integrades en altres avaluacions de conservació, les quals han generat una bibliografia considerable (Cals, 1988; Laux, 1990; Palau & Argelich, 1996, etc).

La sobrefreqüentació ha esdevingut el principal agent pertorbador dels espais naturals protegits europeus, en molts dels quals s'ha promogut un turisme que depassa la capacitat de càrrega dels seus sistemes naturals (L'Harmattan, 1993). L'impacte negatiu que l'ús públic pot causar als sistemes naturals i al paisatge és molt desigual, però adquireix gravetat en espais naturals amb sistemes naturals fràgils o vulnerables que patei-

xen una freqüentació excessiva, com és el cas, entre molts altres, d'alguns parcs naturals de Catalunya (Gordi, 1993; Campillo, 1993). Aquesta problemàtica ha esperonat arreu del món el desenvolupament de nombrosos mètodes d'avaluació, tant directes com indirectes. Una recopilació molt completa de metodologies per avaluar l'impacte dels visitants en els espais naturals protegits va ser elaborada per A.R. Graefe, F.R. Kress & J.J. Vaske (1991).

6.3. Criteris científics

El valor científic d'un element natural, a semblança del valor d'un teorema o d'una equació, depèn principalment de la combinació de tres factors diferents: certesa, rellevància sistemàtica i interès intrínsec. Els dos primers factors són científics, mentre que el tercer és extracientífic. Si un manca, pot quedar compensat pels valors elevats dels altres dos (Polanyi, 1962). Un aflorament estratigràfic o un jaciment paleontològic, per exemple, resulten científicament valuosos si es poden datar amb prou aproximació, si la seva localització en el registre geològic és significativa i si aquell període en qüestió es considera important, pel motiu que sigui.

A la pràctica, doncs, el valor científic d'un element o d'un espai natural depèn d'allò que els científics del moment, entesos en el tema en qüestió, considerin valuós. En aquesta apreciació intervenen factors diversos, com ara les oportunitats que l'espai pugui oferir per a la recerca científica, l'existència d'un registre històric llarg, la disponibilitat de suport logístic, l'accessibilitat o la proximitat de centres universitaris i de recerca.

La recerca científica té l'efecte positiu de destacar valors ocults que tot d'una es descobreix que són rellevants. Quan s'orienta cap els problemes prioritaris de conservació del patrimoni natural, pot contribuir a millorar les pràctiques de gestió i de conservació. Un supòsit que és tan desitjable com infreqüent en la majoria d'espais naturals del país (Terrades, 1988), àdhuc els més amenaçats. Excepcions com la recerca que es duu a terme en els parcs naturals de s'Albufera d'Alcúdia, Collserola o la Zona Volcànica de la Garrotxa no fan més que confirmar el dèficit general.

6.4. Criteris educatius

Els valors educatius poques vegades intervenen en l'avaluació del patrimoni natural, per exemple en la identificació, en la selecció i en la delimitació dels espais naturals, ni s'integren en el procés de planificació o de gestió corresponent. Normalment es configuren amb posterioritat, una vegada el règim de protecció ha estat establert i s'han pogut desenvolupar els mitjans necessaris. A més, es caracteritzen pel seu caràcter precari. Algunes excepcions, molt localitzades, confirmen la tendència descrita. Escau distingir entre els valors per a l'*educació ambiental* i per a l'*ensenyament de les ciències de la natura*.

L'educació ambiental, o educació per a la conservació, adreçada tant a la població local com als visitants, hauria de ser un dels eixos importants de la conservació del patrimoni natural. Adaptada als factors que incideixen en la conservació, els seus valors determinants no són els del medi sinó els humans, és a dir, les persones o els equips responsables i el caràcter exemplar o modèlic dels seus plantejaments. Malauradament, sol estar desvinculada de la planificació i de la gestió dels espais naturals protegits, on encara hi juga un paper marginal (Franquesa et al., 1991). Hi ha hagut, però, excepcions notables, d'entre les quals escau destacar l'experiència del voluntariat del Parc Metropolità de Collserola (Franquesa et al., 1993).

L'ensenyament de les ciències de la natura en els grans "laboratoris vivents" que representen els espais naturals protegits del país té una explicació clara, basada en els elements excepcionals que contenen, però no justifica la massificació de visites escolars que podrien satisfer les seves lògiques necessitats de contacte amb el món natural en altres indrets més comuns i menys fràgils. El valor didàctic d'un lloc no sols depèn de les possibilitats que el medi ofereixi, ans també dels equipaments disponibles: escoles de natura, granges-escola, itineraris pedagògics, etc. o de la qualitat del material didàctic disponible. En alguns espais naturals protegits dels Països Catalans, els equipaments i els recursos ambientals tenen ja vint anys de rodatge i són relativament nombrosos, encara que predominen els que segueixen en situacions inestables (Monge, 1983) i presenten dèficits conceptuals, professionals i materials diversos (Terrades, 1988). La quantitat d'usuaris que reben aquests equipaments educatius a Catalunya, tant els usuaris escolars com el públic en general, és més elevada que a cap altra comunitat autònoma de l'estat (MOPU, 1989).

6.5. Criteris religiosos

Els criteris de tipus religiós, en el sentit més ample del terme, tenen menys importància a l'Europa contemporània de la que tenen en molts altres continents. Això es deu a l'expansió del procés de secularització que contrasta amb la supervivència de cultures i de civilitzacions per a les quals els criteris religiosos configuren els valors prioritaris (Mander, 1991). En el cas dels EUA i del Canadà, a més de la influència de les cultu-

res indígenes, s'hi conjuga la pregona influència que el moviment transcendentalista del segle dinou va tenir en la configuració de l'ideari dels moviments ecologistes. És així que els portaveus d'aquell moviment, en particular Emerson, Thoroeau i Muir, són citats contínuament en les principals publicacions ecologistes i conservacionistes contemporànies (Nash, 1973). En el context català, la Renaixença va exercir un paper anàleg, però més ambigu i de menor abast. La visió de la natura que transmet la poesia d'un Maragall, un Verdaguer o un Costa Llobera seria el que més s'hi acostaria. Tanmateix, l'obra d'aquests poetes no ha induït criteris espirituals per valorar el patrimoni natural català –amb alguna comptada excepció– i menys encara per inspirar o per fonamentar posicionaments conservacionistes, com han fet, per exemple, un Worthsworth o un Ruskin a Anglaterra (UK Countryside Commission, 1987).

L'aplicació de criteris religiosos resta, doncs, avui dia, limitada a uns pocs indrets, normalment aquells on certs sants cristians han viscut, per exemple la cova de sant Gil a Núria, o algunes balmes dels anacoretes del Montsant, en el benentès que no disposin ja d'algun santuari, ja que aleshores són tinguts com part del patrimoni cultural o historicoartístic. El caràcter sagrat que molts d'altres espais naturals havien tingut en les civilitzacions precristianes, des de les coves-santuaris paleolítiques fins als temples megalítics de la Serra de Roda a Menorca, o el santuari troglodític de Tànit (púnic)-Dèmeter (grec) a Eivissa, són simples dades històriques per a la majoria de la societat contemporània.

Finalment, cal dir que, en alguna ocasió excepcional, s'han protegit espais naturals per raó del patrimoni cultural i historicoartístic de caire religiós que acullen. Aquest és el cas, per exemple, del Paratge Natural d'Interès Nacional de la Vall de Poblet, declarat el 1984 per "evitar la degradació, ja començada, del marc natural que envolta el cenobi (de Poblet)...i preservar-ne el paisatge" (Llei 22/1984 del Parlament de Catalunya). Els espais naturals grecs de Meteora i Mont Athos, curulls d'extraodinaris monestirs i ermites, en són exponents insignes declarats Patrimoni de la Humanitat per la UNESCO.

6.6. Criteris històrics, artístics i/o arqueològics

El valor històric d'un espai natural se sol considerar proporcional al grau de l'humanització preindustrial i a la qualitat i la densitat dels elements del patrimoni historicoartístic i arqueològic que conté. Per exemple, l'illa de Menorca, declarada Reserva de la Biosfera, destaca per l'harmoniosa distribució dels usos agropecuaris del sòl, per les extenses pastures seminaturals, i per l'abundor i la qualitat dels monuments megalítics. Molts dels espais naturals mediterranis van ser literalment afaiçonats a mà mitjançant anivellaments, afeixaments, drenatges, murs de contenció, parets seques partioneres, i altra mena d'obres que van configurar paisatges rurals harmònics, estables i plens d'encís. Aquestes obres artesanes, tan discretes com eficients, configuren el relleu –de vegades fins als més petits detalls–, regulen el flux hídric, protegeixen el sòl i creen hàbitats especialitzats per a la vegetació i la fauna. La Serra d'Espadà, al Sistema Ibèric, per exemple, n'és un magnífic exponent, testimoni de la saviesa de la cultura agrària morisca. A Mallorca, el valor cultural dels imponents sistemes de marjades i camins empedrats de la Serra de Tramuntana va justificar la seva promoció com a espai protegit (GOB-ADENA/WWF, 1996).

D'altra banda, hi ha totes les construccions d'interès historicoartístic: des dels modestos orris pirinencs, fins als castells altius, o les sofertes masies, sense oblidar ponts, molins, rescloses, basses, canals, camins enllosats, torres de guaita, muralles i un llarguíssim etcètera. Tot un conjunt nombrós i divers de construccions fetes amb materials tradicionals del país, de formes, colors i textures perfectament integrades en l'entorn. Els elements de valor arqueològic són igualment abundosos, des de coves i balmes amb restes prehistòriques o històriques, fins a megàlits, cistes, enterraments i nombrosos tipus de jaciments de superfície.

Tots aquests components, conjuntament, configuren la personalitat o la idiosincràsia de molts dels paisatges culturals del món mediterrani. La densitat i la rellevància de valors historicoarqueològics reforça el valor simbòlic del lloc. Des d'una certa òptica, constitueixen "l'ànima del paisatge". A resultes de l'interès que el romanticisme va desvetllar pel patrimoni historicoartístic i arqueològic, hom disposa de catalogacions força completes dels seus components. Alguns inventaris, com ara el de les masies, van començar amb el treball d'entitats com el Centre Excursionista de Catalunya, impulsores d'un esforç catalogador ingent dut a terme amb un entusiasme patriòtic a principis de segle XX. Fruit d'aquesta trajectòria, els catàlegs dels elements del patrimoni historicoartístic i arqueològic són molt més complets i documentats que els seus equivalents del patrimoni natural, alguns elements del qual encara no s'han identificat avui dia.

Està clar que, als espais on coincideixen valors del patrimoni natural i del patrimoni cultural i historicoartístic, la vàlua conjunta en resulta multiplicada. I aquesta coincidència és relativament freqüent en molts dels espais naturals catalans i europeus del tipus de parc natural o paisatge protegit. El cas de Ses Salines d'Eivissa i Formentera, d'origen cartaginès, explotades ininterrompudament per totes les civilitzacions posteriors, ensems que zona humida de primer ordre per a l'avifauna i de gran interès paisatgístic, n'és un bon exemple.

6.7. Criteris simbòlics

Els valors artístics, religiosos i historicoarqueològics es poden combinar, de vegades, per atorgar una vàlua simbòlica complementària a certs espais o elements naturals. Aquesta vàlua simbòlica els pot conferir, normalment al llarg d'un procés històric particular, un caràcter de símbols d'identitat cultural, estètica o ètnica, als quals se sol vincular una càrrega afectiva important. Aquest rol és contemplat com un criteri de valor en l'*Estratègia paneuropea de diversitat biològica i paisatgística* (1995).

El massís de Montserrat n'és un exponent clarissim a Catalunya, pel fet d'acollir el santuari on es venera la imatge romànica de la Verge Bruna patrona de Catalunya. El santuari va ser un centre religiós, de pelegrinatge i cultural des de l'edat mitjana i va esdevenir, amb posterioritat, símbol d'identitat catalana. Va ser aquesta vàlua simbòlica la que va esperonar la ràpida declaració de parc natural, dictada des de la mateixa Presidència de la Generalitat de Catalunya l'any 1987, després dels focs que varen assolar la Muntanya l'any anterior. Això no obstant, en la declaració de motius de la llei que estableix el parc, només s'al·ludeix indirectament al seu caràcter simbòlic i es parla, en canvi, dels valors ecològics de Montserrat, és a dir, que es tracta d'una "unitat ecològica d'especial significació", pel valor de *singularitat* geològica i geomorfològica de primer ordre, i també pel valor de *raresa*, per les espècies endèmiques de flora i de fauna invertebrada que hi viuen. El caràcter simbòlic de l'entorn del santuari de la Verge de Lluc, a la Serra de Tramuntana de Mallorca, és comparable al de Montserrat.

El massís del Canigó és un altre exemple anàleg de muntanya emblemàtica: muntanya sagrada de l'antiguitat (Ribas, 1993), bressol històric de Catalunya, revaloritzat pel poema homònim de Jacint Verdaguer, va veure reforçat el seu caràcter simbòlic amb l'organització de la flama del Canigó que, partint del seu cim, a la nit de Sant Joan, s'estén per tots els Països Catalans. Ensems, la bellesa del seu paisatge i la riquesa biològica, sobretot de plantes i de fauna invertebrada –amb espècies endèmiques pirinenques–, les nombroses biocenosis rares i amenaçades, i una de les zonacions de vegetació més completes d'Europa occidental, varen induir la declaració de paratge classificat (*Grand Site Classé*) i de reserva natural (Cauwet & Amigó, 1989).

Un darrer exemple, més modest i subtil, el dóna la Fageda d'en Jordà, a la Garrotxa. Un poema, bell i concís, que va dedicar-li Joan Maragall a primers de segle vint, va atorgar-li el caràcter emblemàtic. El monòlit basàltic, col·locat a la seva entrada l'any 1932, ho recorda amb la llegenda "Sagrat a la memòria de Joan Maragall". La Diputació de Girona va decidir adquirir-la per salvaguardar-la l'any 1981 –un gest excepcional– amb independència que la Fageda d'en Jordà fos, a l'ensems, una singularitat geològica, botànica i edafològica a nivell ibèric, motiu pel qual va ser declarada poc temps després reserva natural geobotànica pel Parlament de Catalunya.

7. Els models d'avaluació

Els criteris de valoració exposats en els apartats anteriors rares vegades s'usen de forma aïllada; normalment, es combinen per tal de classificar els elements naturals atenent objectius diversos. La forma de combinar-se pot ser intuïtiva o informal o bé formalitzada. La primera va prevaler durant les darreries del segle passat i a principis del present en diversos països occidentals i subsisteix allà on la manca de dades no permet altres opcions. La segona s'ha estès durant la segona part del segle vint i és la que serà tractada d'ara endavant.

Els models que es poden emprar per combinar els criteris d'avaluació són variats i relativament complexos, puix que utilitzen teories i mètodes procedents de disciplines diverses: matemàtiques, estadística, ciències naturals, ecologia, ciències socials, economia, etc. Per tal de clarificar-ne els elements constitutius, escau repassar-ne prèviament llurs elements estructurals, és a dir, els mètodes i les escales de mesura, i també la mesura de les ponderacions subjectives i de les incerteses.

7.1. Mètodes de mesura

En primer lloc convé considerar els quatre aspectes fonamentals de la teoria de la mesura: els tipus de quantitats, les escales de mesura, el mesurament de les variables ambientals i de les ponderacions subjectives i, per últim, les incerteses.

Els tipus de quantitats

Els sistemes d'avaluació del patrimoni natural usen set tipus de quantitats diferents: els paràmetres empírics, els paràmetres de valors, els paràmetres d'àmbit, les variables de decisió, les variables d'índex, els criteris de resultats i les constants definides. Seguidament es comenten un rera l'altre.

1. Els *paràmetres empírics* corresponen a les propietats que són mesurades directament o empírica, com ara el nombre de comunitats vegetals, la presència de certes roques, o la superfície dels prats. Tot i constituir la majoria de les dades emprades i ser les que més costen d'obtenir, els paràmetres empírics no són pas els més importants ni decisius.

2. Els *paràmetres de valors* són aquells que representen les preferències dels avaluadors, ja siguin seves o bé assumides per la raó que sigui. En rares ocasions aquests paràmetres que qualifiquen l'enfocament adoptat són exposats explícitament, tot i que solen tenir una gran influència en el resultat. Un exemple n'és el criteri de no considerar per a la conservació els espais naturals compromesos en el planejament territorial vigent, o els que són propietat d'un determinat organisme públic.

3. Les *variables de decisió* o *polítiques* són aquelles que provenen de decisions polítiques, legals o similars i que acostumen a estar recollides en normes o en directrius conegudes públicament. En són exemple els llistats d'espècies, de comunitats i d'hàbitats protegits legalment a diversos nivells polítics, comunitaris, nacionals o internacionals, com ara les zones humides incloses en el *Conveni de Ramsar*.

4. Els *paràmetres d'àmbit* són aquells que especifiquen l'àmbit del sistema considerat, com ara l'abast temporal o espacial de l'avaluació. Tot i ésser molt rellevants, no sempre s'indiquen de forma explícita. Un paràmetre d'àmbit explícit va ser la decisió del *Pla Territorial General de Catalunya* de considerar "sòl no útil" aquells terrenys que superen el 20% de pendent (Departament de Política Territorial i Obres Públiques, 1993). Un exemple implícit fou la decisió que l'àrea protegida pel PEIN no superés el 20% de l'àrea total de Catalunya. Un paràmetre d'àmbit temporal seria la decisió que, passats deu anys, les normes de protecció haguessin de ser replantejades, amb opció a desprotegir espais naturals per ser urbanitzats, per exemple. Com és obvi, un mateix model d'avaluació amb diferents paràmetres d'àmbit pot donar resultats ben diferents.

5. Els *criteris de resultats* són els que s'apliquen per avaluar la bondat dels possibles resultats de l'avaluació. Solen ser criteris de caire polític i que manta vegades romanen implícits. Per exemple, la condició que la proposta basada en l'avaluació sigui acceptada per un determinat sector d'interessos, minoritari però influent prop dels centres de decisió, o la condició que calgui superar una anàlisi econòmica del tipus cost/benefici, serien casos en què s'aplicarien criteris de resultats.

6. Les *constants definides* són aquelles que ja vénen donades per altres conductes i que són fixes; per exemple, el nombre de dies d'un mes, el valor de la constant **e**, o bé el del cosinus d'un angle que cal emprar per calcular la superfície real d'un espai natural amb pendent a partir d'un mapa topogràfic.

7. Les *variables d'índex* són les que s'usen per localitzar un espai dins d'un model espacial o temporal com són, per exemple, les coordenades UTM o els paràmetres de les diverses modalitats de projecció geogràfica, emprades rutinàriament en les cartografies i en els sistemes d'informació geogràfica.

D'aquests set tipus de quantitats, només les dues darreres són certes per definició. Tots els altres tipus de quantitats poden estar subjectes a una forma o altra d'incertesa. Convé destacar que, segons el punt de vista que hom adopti, un paràmetre d'àmbit o un criteri de resultat determinat pot ésser alhora un paràmetre de valor.

Les escales de mesura

La majoria dels atributs mesurats en els sistemes d'avaluació no disposen d'unitats naturals, cal definir-les en cada ocasió per a cadascun d'ells. Les unitats així creades poden ser mesurades en diverses escales, les quals tenen propietats particulars que en condicionen l'aplicabilitat i les operacions matemàtiques que s'hi poden efectuar, cosa que no sempre es té prou en compte. Hi ha quatre escales de mesura principals: la nominal, l'ordinal, la d'interval i la de proporció.

1. L'escala n*ominal* és la que classifica objectes o elements segons categories que s'exclouen mútuament com, per exemple, les classes d'espècies de papallones, de minerals metàl·lics o de sòls forestals. Quan classifica categories de valors, com ara *rellevant/irrellevant* o *millor/pitjor*, requereix una definició dels termes i de llurs límits, tan precisa com en les categories nominals anteriors, cosa que no sempre es dóna.

2. L'escala *ordinal* permet classificar de dues maneres: mitjançant l'escala ordinal parcial o mitjançant l'escala ordinal completa. L'escala ordinal parcial és aquella que utilitza categories de valor per l'estil d'alt, mitjà, baix o nul, i a cadascuna li assigna un determinat nombre d'elements, per exemple, varietats antigues de fruiters. Per contra, una escala ordinal completa és aquella on cada element té assignat un nivell únic en relació amb tots els altres elements. Aquest seria el cas d'una classificació que ordenés jeràrquicament la importància d'un conjunt d'espais naturals respecte a un criteri determinat, com ara l'extensió o el nombre d'hàbitats amenaçats d'extinció a Europa.

3. Amb l'escala d'*intervals* es mesuren els intervals que existeixen entre les diverses categories d'una escala constituïda per unitats equivalents, de forma que es pugui assignar un número real a cada element. Presenta la característica de no tenir origen o zero veritable, sinó que aquest s'ha d'assignar de forma arbitrària. En són exemple les mesures de temps, d'altitud o de temperatura, per a les quals el zero es fixa de forma convencional.

4. L'escala de *proporció* té les mateixes característiques que l'escala d'interval, només que en aquest cas es disposa d'un zero real i les unitats no solament són equivalents, sinó que guarden les mateixes proporcions. En són exemples les mesures d'àrea, de volum o de pes.

Les dues primeres escales, considerades qualitatives, són les més generalment emprades per tractar les magnituds dels atributs o els criteris intangibles de les avaluacions del patrimoni natural. Només si es defineixen unitats artificials a posta es poden mesurar aquests atributs en escales d'intervals o de proporcions (Ridgley et al., 1995). Quant a les operacions matemàtiques permeses, cal assenyalar que, en l'escala nominal, només es poden efectuar substitucions d'un terme per un altre. En l'escala ordinal, a més d'aquelles, es poden efectuar equivalències amb altres funcions creixents o decreixents anàlogues. En l'escala d'interval, a més de les dues operacions anteriors, es poden realitzar transformacions lineals, és a dir, es pot aplicar l'estadística. En l'escala de proporció, a més de les operacions permeses en les tres escales anteriors, es poden efectuar multiplicacions o divisions per qualsevol constant o valor de l'escala de proporció. Totes aquestes condicions tenen conseqüències metodològiques directes importants en la configuració dels models d'avaluació que s'exposen més endavant.

Les avaluacions qualitatives del patrimoni natural utilitzen normalment l'escala nominal i, amb menys freqüència, l'ordinal. La majoria de les avaluacions quantitatives o semiquantitatives, en canvi, utilitzen les escales ordinals i d'intervals. Són poques les ocasions en què la qualitat de la informació disponible permet fer ús de l'escala de proporcions.

La mesura de variables ambientals i dels valors subjectius

L'avaluació d'un element natural sol comprendre tant la mesura de variables ambientals com la valoració humana d'aquella mesura. En el primer cas, la mesura d'un criteri sol consistir en la quantificació directa d'algunes variables ambientals, per exemple, el nombre d'espècies, el gruix del sòl o la qualitat de l'aigua, i, en aquest sentit, se sol considerar *objectiva*. En el segon, en canvi, la valoració no pot ésser mai directa sinó que demana la decisió prèvia d'una escala de ponderació, tal com s'esdevé, per exemple, en l'avaluació del criteri de raresa que s'examina a continuació.

L'assignació subjectiva de valors de raresa pot adoptar formes molt diferents. Per exemple, es pot assignar un valor arbitrari qualsevol a un determinat nombre d'espècies en perill d'extinció presents en un espai natural, com és ara:

Valor	Significat
0	cap espècie en perill
1	1-5 espècies en perill
2	5-10 espècies en perill
3	>10 espècies en perill

Ara bé, com que la percepció social majoritària se sol decantar cap a les espècies més grans, o emblemàtiques, la ponderació podria tenir en compte els nivells taxonòmics i assignar, per exemple, les següents ponderacions:

Valor	Significat
0	cap espècie en perill
1	presència d'espècies de plantes o animals inferiors en perill
2	presència d'espècies de plantes superiors en perill
3	presència d'espècies d'animals superiors en perill

Com que la vulnerabilitat és una qualitat que cal adjectivar en referència a l'àmbit, i com que la vulnerabilitat creix en augmentar l'àmbit territorial, una altra opció seria:

Valor	Significat
0	cap espècie en perill
1	presència d'espècies en perill en una autonomia
2	presència d'espècies en perill en un estat
3	presència d'espècies en perill a la Unió Europea

Es fàcil concebre encara moltes altres opcions plausibles, subdividint o combinant les anteriors. Cal notar que la definició dels llindars utilitzats per separar aquests valors (en el primer cas <1, 1-5, 5-10 i >10), és també una operació subjectiva, la qual se sol efectuar a través d'un procediment de tempteig, a fi d'obtenir les agrupacions que es consideren idònies per definir els conjunts desitjats pels avaluadors. Si els llindars fossin definits altrament (com ara 0, 1-3, 3-5, >5) la valoració dels espais considerats diferiria.

Una definició rigorosa de les preferències subjectives –és a dir, les definicions dels criteris, de les escales i de les ponderacions– és factible mitjançant la *Teoria de la utilitat* (Keeney & Raifa, 1976), però poques són les vegades que es duu a terme. L'*Anàlisi de sensitivitat* de les variables emprades, d'altra banda, pot ajudar a identificar el seu rol i a refinar la ponderació assignada si sembla desproporcionada.

La situació canvia quan els criteris a valorar són intangibles. Aquest seria el cas, per exemple, de la qualitat paisatgística. Aleshores es tracta d'escollir un mètode per assignar valors, forçosament subjectius, a diferents unitats de paisatge, les quals es poden definir prèviament o no. En aquest àmbit s'ha desenvolupat una gran varietat de mètodes, aplicats sobretot en el planejament territorial i urbanístic, els quals són comentats en l'apartat de criteris estètics i paisatgístics.

Les incerteses inevitables

Tal com s'ha dit abans, totes les mesures –llevat de les constants definides i de les variables d'índex– estan subjectes a error, tant si es tracta de mesures objectives com subjectives. Vol dir que totes elles comporten incerteses, les quals afecten tant la forma en què la mesura es realitza com la confiança que hom pot atorgar als valors obtinguts. El fet de tenir-les en compte o no és una qüestió important, la qual sol quedar a judici dels avaluadors o dels usuaris de l'avaluació. Donat l'interès que ofereix la consideració de les incerteses per millorar la qualitat de les avaluacions, es tracten a l'apartat següent.

7.2. Consideració de les incerteses

La conveniència de considerar les incerteses en els models d'avaluació recolza en dos motius principals. El primer és la constatació que la combinació de dades incertes que provenen de fonts de naturalesa diversa és un fenomen habitual en les avaluacions del patrimoni natural. El segon motiu és la responsabilitat que es pot desprendre de l'ús de resultats incerts. El tractament de les incerteses està prou desenvolupat i ha sigut prou emprat en les avaluacions de riscos ambientals com per què els seus principis i mètodes puguin ésser aplicables, també, a les avaluacions del patrimoni natural. La incertesa pressuposa el coneixement dels paràmetres importants del sistema, però no de llurs distribucions probabilístiques. Cal no confondre-la, doncs, amb la simple ignorància o amb la indeterminació dels processos que desafien qualsevol predicció, per a les quals només escau adoptar amples marges de seguretat.

Les principals fonts d'incertesa en les avaluacions del patrimoni natural es poden agrupar en quatre conjunts (Kates, 1987):

1. L'*error sistemàtic* i el *judici subjectiu*, dels quals es desprenen tots els possibles errors de mesura, tant els directes com els estadístics; per exemple, els errors derivats de les múltiples formes de dependència estadística que presenten moltes variables dels sistemes naturals. També en són exemples les conseqüències d'ignorar aspectes que resulten no ser irrellevants, les derivades de l'ús d'informació incompleta o errònia i la subestimació de les incerteses –sovint perquè se n'ignoren les causes i allò que no es mesura tendeix simplement a negligir-se.

2. La *imprecisió lingüística*, difícil de superar del tot quan un mateix terme pot ésser interpretat de formes diferents, segons quin sigui el context, la formació professional o la ideologia de la persona que en fa ús. Cal fer notar que la imprecisió terminològica es pot combinar amb la vague-

tat, de vegades curosament calculada en la formulació d'alguns documents.

3. Les *incerteses inherents al model d'avaluació* utilitzat. Tots els models, i els d'avaluació no se n'exceptuen, són, per definició, simplificacions de la realitat, a la qual es poden aproximar més o menys segons la seva qualitat. Entre els factors que poden influir en la fiabilitat dels resultats es compten la selecció de criteris, la seva agregació o no, l'ús d'uns mètodes o altres, etc., factors que són comentats en altres apartats d'aquesta obra.

4. El *desacord entre experts* pot tenir efectes contraposats. L'efecte positiu es dóna quan les discrepàncies serveixen per recollir i avaluar estimacions de llurs respectives incerteses, com a pas previ per millorar la qualitat de l'avaluació, mentre que els efectes negatius poden sorgir en qualsevol dels altres casos.

El tractament de les incerteses a través de l'aplicació de les teories de probabilitats, habitualment emprades en les anàlisis de riscos ambientals, és molt rar en les avaluacions del patrimoni natural, tot i que seria molt apropiada, com a mínim, per als paràmetres empírics (Preuss et al., 1988). Quant a les incerteses inherents als models d'avaluació, s'han proposat aproximacions paramètriques, a través de la utilització simultània de diversos models diferents, la qual cosa permet calibrar la sensitivitat de les seves variables i, per tant, ajuda a definir-ne els marges de confiança, els límits d'aplicació i, si s'escau, a refinar el model (Kates, 1987). L'anàlisi bayesiana o subjectiva de les probabilitats ofereix altres possibilitats (Cyer & DeGroot, 1987).

Escau aclarir ací que els conceptes de fiabilitat i validesa aplicats a mètodes o models són semblants però no coincidents. Un mètode és fiable quan permet obtenir les mateixes respostes si es repeteix successivament; fiable és, doncs, sinònim de coherent. Un mètode es diu que és vàlid, en canvi, quan mesura allò que ha de mesurar. En llenguatge matemàtic es diu que: $\mathbf{V_m} = \alpha\, \mathbf{V_r} + \mathbf{ß} + \varepsilon$, on $\mathbf{V_m}$ correspon al valor mesurat, $\mathbf{V_r}$ és el valor real, α i $\mathbf{ß}$ són constants i ε és l'error residual. Quan $\varepsilon = 0$ l'estimació és fiable. La validesa, en canvi, depèn dels valors de les constants α i $\mathbf{ß}$.

7.3. Enfocaments quantitatius i qualitatius

La majoria dels sistemes d'avaluació del patrimoni natural fan servir alguna forma de valoració quantitativa però, com que la quantificació se sol basar en preferències per alguns criteris, la valoració acaba esdevenint, per tant, intrínsecament qualitativa. En aquest sentit, les escales de mesura emprades depenen de les possibilitats de quantificació que ofereixin les dades que hom vol usar. Només quan tota la informació disponible és quantificable i ha sigut ben mesurada, cosa força excepcional, es poden emprar legítimament escales de proporció vàlides (Klopatek et al., 1981), les quals tenen l'avantatge de permetre definicions precises de categories nominals com ara *significatiu, excepcional* o *rellevant*. Tanmateix, la naturalesa de la majoria dels criteris utilitzats en les avaluacions del patrimoni natural fa que aquestes tinguin característiques qualitatives, o nominals, a les quals es poden assignar unes ponderacions numèriques subjectives per poder-les aplicar en sistemes quantitatius.

En general, la ciència considera que com més quantificables siguin les dades, més qualitat tenen. Les que són inquantificables del tot, les purament qualitatives, caurien fora del domini estricte de la ciència, tot i que poden ser útils per generar hipòtesis. L'assimilació entre quantitat numèrica, ciència, rigor i precisió ha esdevingut tan gran, que ha portat a l'abús del pensament tecnològic o tecnocèntric. N'és un efecte la tendència a quantificar valors de l'escala nominal per suggerir que tenen un suport científic que els manca. Un exemple el constitueix l'anomenat *principi de l'u per cent*, una xifra arbitrària i sense cap base biològica, però que té l'encant de gaudir d'una clara significació simbòlica en un món on el sistema mètric decimal preval. La *Conferència per a la Conservació de les Zones Humides i Fauna Aquàtica*, tinguda a Heiligenhafen (RFA) l'any 1974, va adoptar formalment aquest principi i va proposar de considerar internacionalment rellevants els espais naturals que normalment contenen o suporten l'u per cent d'una espècie d'ocells, amb una població mínima d'almenys cent individus (Spellerberg, 1992). Quelcom anàleg es podria dir dels principis del 5% o del 10% proposats per altres organismes internacionals.

Entre els sistemes d'avaluació **quantitatius** usats en les valoracions del patrimoni natural es poden diferenciar dos grups principals: els *compensadors* i els *no compensadors* (Hwang & Yoon, 1981). Els models compensadors són aquells que permeten l'obtenció d'un sol valor numèric per a cada alternativa o per a cada espai natural avaluat. Per aquesta raó, han de mesurar tots els criteris en escales d'intervals o de proporcions i han de fer servir unitats comparables, les quals cal establir i definir en cada cas. Són relativament freqüents en les avaluacions ecològiques. N'és un exemple el mètode per seleccionar espais naturals mereixedors d'ésser designats "parc nacional", definit per Gülez (1992). Els models no compensadors, en canvi, són aquells en els quals els valors assignats a cada criteri no són comparables, de manera que cal emprar altres vies per valorar els resultats, normalment cal analitzar un per un tots els criteris. Menys utilitzats que els models anteriors, s'han aplicat sobretot en les avaluacions de conservació.

Els sistemes **qualitatius**, per contra, utilitzen escales de mesura nominals o ordinals per diferenciar els espais naturals *rellevants* o *valuosos* dels que no són considerats així. La majoria de sistemes qualitatius empren només criteris de referència generals, fins a l'extrem que ni la mateixa noció de mesura hi apareix esmentada (Smith & Theberge, 1986). Rarament fan explícites les mesures qualitatives que fan servir, les quals solen dependre del judici professional dels avaluadors; en això rau la seva possible feblesa.

Un exemple de model qualitatiu el dóna la primera avaluació que es va dur a terme per al patrimoni natural d'Andorra, on els criteris de *singularitat, raresa, interès científic* i *vulnerabilitat* es van emprar de forma qualitativa i van ser aplicats discrecionalment pels sis coautors que van elaborar-la (Folch et al., 1979) –vegeu figura 26. Un altre exemple ben conegut és el *Llibre blanc de la natura als Països Catalans* (Folch et al., 1978, 1988), una obra que va classificar i va descriure centenars d'espais naturals rellevants, amb la designació de zones amenaçades i conflictives. A tal fi, els criteris de *fragilitat* i *vulnerabilitat* varen ser aplicats a uns espais naturals consensuats, segons el judici professional del grup d'experts que va intervenir en l'obra (77 a la primera edició i 131 a la segona). Les avaluacions del medi natural de *la Llei d'espais naturals de les Illes Balears* (1991) i *del Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya* (1993), basades en unes metodologies més formalitzades, varen validar la identificació de la immensa majoria dels espais naturals que ja figuraven en el *Llibre blanc.*

Són més aviat rars aquells casos en què es reconeix de forma explícita que la classificació depèn d'una sèrie de judicis de valor i que, encara que estigui basada en el consens de diversos científics, és subjectiva tot i essent col·lectiva (Ratcliffe, 1977). Un d'aquests casos és el model d'avaluació del British Nature Conservation, que té la virtut d'explicar clarament els problemes de la quantificació i de la subjectivitat, tot exposant les premisses subjacents al mètode de valoració aplicat (Smith & Theberge, 1986). Un altre és l'estudi titulat *Definició d'una estructura de corredors biològics a la zona de l'Empordà*, en què l'autor reconeix reiteradament l'abast dels judicis de valor, per exemple, quan admet que la selecció de criteris ha estat totalment subjectiva (Fortià, 1994).

Que quedi clar, la qualitat d'un model o d'un mètode d'avaluació no depèn del fet que sigui quantitatiu o qualitatiu, inductiu o deductiu, informatitzat o no, sinó que depèn únicament de la seva adequació a la realitat –ecològica i social. Per realitat, cal entendre la realitat tangible del territori i la de la societat que hi viu o que en fa ús, i també la realitat intangible del sistema de valors amb el qual s'avalua. Que aquest sistema de valors sigui un reflex fidel dels valors que predominen en un moment donat o el reflex d'uns altres, més desitjables, cap als quals hom creu que la societat tendeix, o hauria de tendir, és una qüestió que se sol decidir cas per cas.

Figura 27. Capacitat discriminativa de (combinacions) de variables abiòtiques, expressades com a valors CVA (variances canòniques).
Segons Klijn et al. (1995)

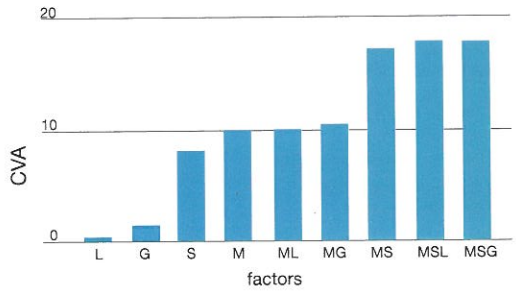


Figura A. Capacitat discriminativa de (combinacions) de variables abiòtiques, expressades com a valors CVA (variances canòniques), per a la diferenciació en ecodistrictes de l'ecoregió H (una regió de mulleres i fang). S = sòl; M = Geomorfologia; G = moviment d'aigües subterrànies, i L = nivell freàtic. La combinació de la geomorfologia i el tipus de sòl (MS) proporciona el valor de discriminació més elevat.

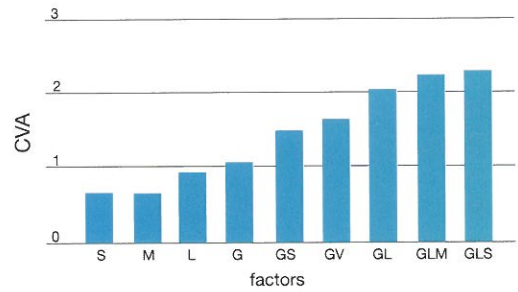
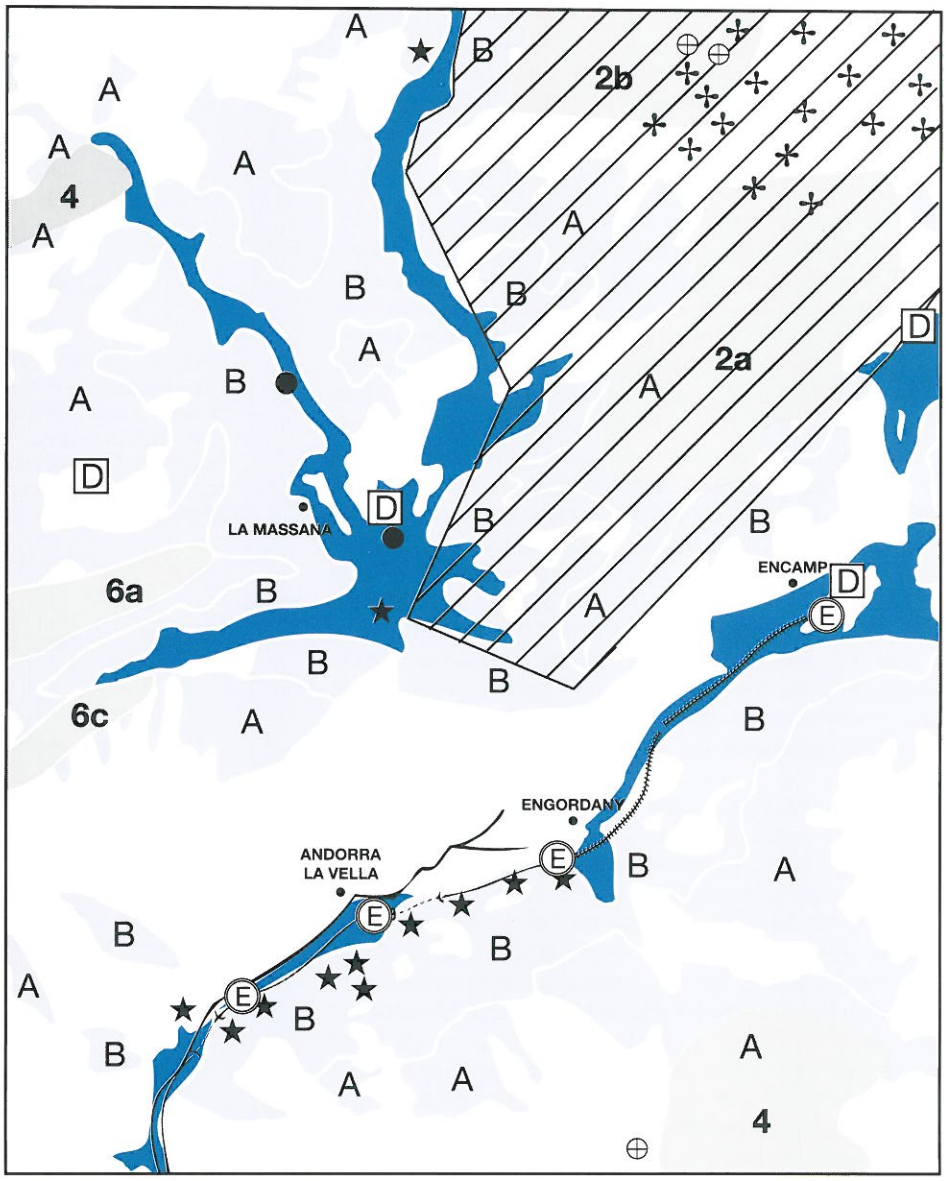


Figura B. Capacitat discriminativa de (combinacions) de variables abiòtiques, expressades com a valors CVA (variances canòniques), per a la diferenciació en ecodistrictes de l'ecoregió P (una regió de sorres pleistocèniques). S = sòl; M = Geomorfologia; G = moviment d'aigües subterrànies, i L = nivell freàtic. La combinació del moviment de les aigües subterrànies i del nivell freàtic (GL) dóna el valor de discriminació significativa més elevat.

Les avaluacions que s'han dut a terme per comparar la precisió de les avaluacions del patrimoni natural basades en mètodes qualitatius i les fetes amb mètodes quantitatius són alliçonadores. Un bon exemple el dóna l'anàlisi de regionalització efectuada a Holanda. La classificació inicial s'havia fet integrant mentalment dades del medi físic i natural per tal de

Figura 26. Fragment del mapa d'avaluació del patrimoni natural d'Andorra. Adaptat de R. Folch & R. Farras (1979)



ESPAIS DE DEDICACIÓ AGRO-SILVÍCOLA PREFERENT

Masses forestals de primera magnitud

A — Boscos subalpins densos de pi negre i avet

B — Boscos montans densos de pi roig

Sòls agrícoles de primera magnitud

Conreus i prats de dall de fons de vall o de raiguer

ELEMENTS A PROTEGIR ESPECIALMENT

Comunitats vegetals

Prats basòfils d'ussona i d'elina

Rouredes i freixenedes

Elements geomorfològics

Morrenes de glaceres rocoses

Dipòsits glaciolacustres

Parc natural

Poligonal d'una possible zona de parc

ESPAIS ESQUIABLES

Estacions d'esquí actuals

4 — Arinsal

Estacions d'esquí possibles

2 — Zona Casamanya-l'Estanyó-Serrera
2a. Coll d'Ordino-Collada de l'Estall-Mereig-Montaup
2b. Ensegur-Coma Obaga
2c. Sorteny
2d. Vall de Rialb

4 — Zona Calm de Claror-Perafita

6 — Zona Collada de Montaner-Setúria-Bosc de Pal
6a. Bosc de Pal
6b. Setúria
6c. Collada de Montaner

INFRASTRUCTURES DE NOVA PLANTA

Tractament d'aigües residuals

D — Equip de depuració local

Ferrocarrils

Traçat a cel obert de tren convencional

Traçat en túnel de tren convencional

Traçat de tren de tracció especial

E — Estació

dividir el territori de l'estat en ecoregions i ecodistrictes. Mitjançant el mètode d'*Anàlisi de variances canòniques* (basat en maximitzar la proporció de la variabilitat dins i fora del grup en cada direcció) i amb l'ajut de sistemes informàtics, hom va procedir a identificar els criteris que tenien més capacitat discriminativa, jerarquitzant-ne la importància –vegeu figura 27. Acte seguit, hom va procedir a reclassificar tot el territori de forma automàtica a partir dels criteris identificats i el resultat obtingut va ser usat per a l'anàlisi comparativa. Hom es va adonar que els resultats de la classificació automàtica no eren pas millors que els de l'original i que les diferències entre ambdues podien ajudar a millorar-les (Klijn et al., 1995).

La conclusió és clara: per a la classificació i per a l'avaluació d'objectes tan complexes com són els ecosistemes on vivim, un enfocament deductiu seriós, seguit d'una verificació posterior, no es pas més arbitrari que un enfocament inductiu. La raó de fons d'aquesta conclusió, d'antuvi inesperada, és que tant les classificacions integrades basades en processos deductius com les que estan basades en processos inductius contenen elements arbitraris. Malgrat l'aparença de superior objectivitat, el resultat d'una classificació inductiva, tant si és manual com automàtica, està determinada per les característiques del mostratge. Les dimensions, l'estratificació i els factors que es tenen en compte o no, són tots ells aspectes decisius però relativament arbitraris (Bunce et al, 1996).

Els mètodes quantitatius, vinculats al positivisme, pateixen d'una subjectivitat implícita –normalment menystinguda–, perquè solen establir una perspectiva reductiva de l'espai natural avaluat i tendeixen a concentrar els esforços en la captació i en la producció de dades, enlloc de fer-ho en la conceptualització. Com que la conservació del patrimoni natural, a semblança d'altres problemes ambientals complexos, és multidimensional i comprèn tant l'ambient natural com el social, psicològic i econòmic, refiar-se exclusivament de mètodes quantitatius sembla poc assenyat.

El pensament estratègic, indispensable per a la formulació dels problemes de conservació del patrimoni natural, és qualitatiu i holístic per naturalesa. Una vegada els problemes han sigut adequadament definits, els objectius han estat determinats, i els criteris i valors han estat seleccionats, aleshores els mètodes quantitatius poden intervenir i fornir els detalls necessaris per identificar les solucions més adients (Miller, 1985).

8. Models basats en criteris múltiples

Si els elements patrimonials s'avaluessin respecte a un sol criteri –objectiu o subjectiu– no caldrien mètodes d'avaluació. N'hi hauria prou amb una simple classificació jerarquitzada. Ara bé, com que normalment es volen avaluar respecte a diversos criteris, si es vol procedir racionalment, els models esdevenen necessaris. Els models d'avaluació del patrimoni natural es poden classificar de maneres diferents. Hi ha tres grups de models d'avaluació que tenen en comú el fet de basar-se en criteris múltiples: els models de *ponderació additiva*, els de *valors ponderats* i els models *disjuntius*. Altres models d'avaluació es basen en índexs compostos o en altres tècniques quantitatives. N'hi ha que es defineixen pels seus instruments, com ara els que recolzen en els sistemes d'informació geogràfica. Finalment, alguns mètodes combinen els anteriors de maneres diferents. A continuació s'examinen per separat i se n'exposen les característiques principals.

8.1 Models de ponderació additiva

Els models d'avaluació basats en la ponderació additiva simple són els més comuns. Bàsicament, classifiquen els elements naturals segons la suma dels valors individuals que els elements obtenen per a cadascun dels criteris avaluats. Com que són models compensadors, els valors per mesurar els criteris han de pertànyer a l'escala ordinal o nominal, perquè puguin ésser sumats o multiplicats entre si.

Per exemple, un conjunt d'espais naturals d'una vall es podria classificar respecte als criteris de diversitat, vulnerabilitat i propietat del sòl, ponderant cada criteri amb una escala numèrica d'1 fins a 4, definida prèviament per a cadascun d'ells. La suma de la puntuació obtinguda per cada criteri donaria la puntuació total de l'espai, que estaria compresa entre 3 i 12. Així es podrien ordenar els espais naturals segons llur vàlua. Si enlloc de sumar els valors, aquests es multipliquessin, la puntuació obtinguda per cada espai podria anar des d'1 fins a 64. La diferenciació entre espais naturals relativament semblants apareix més clarament quan es multipliquen les ponderacions que no pas quan se sumen.

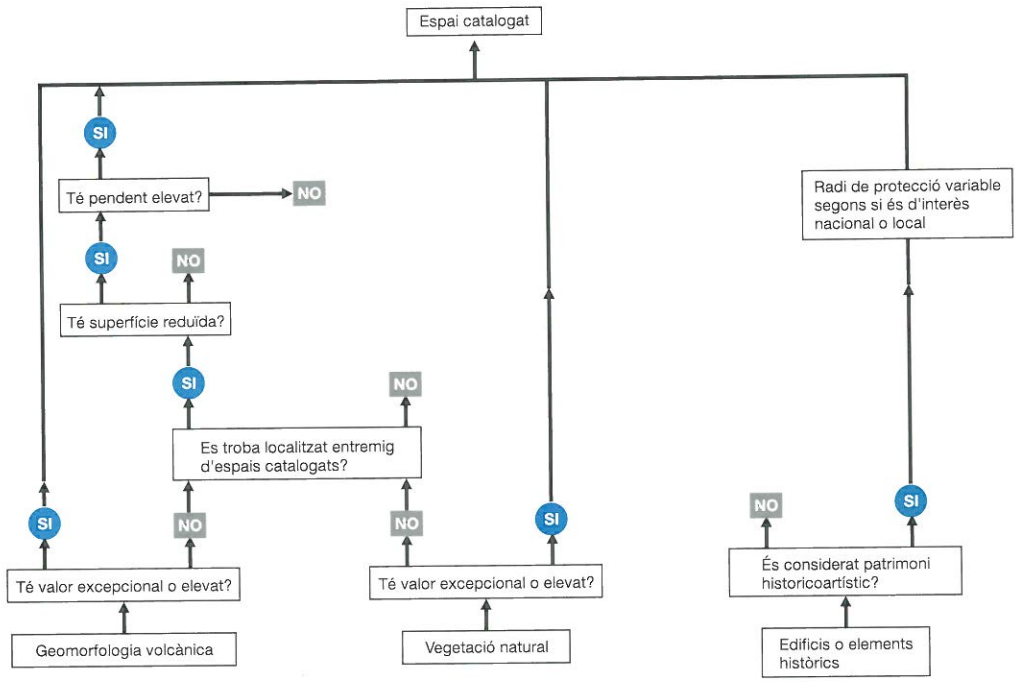
Cal recordar que els valors emprats tant poden provenir de mesures objectives com de puntuacions assignades de forma subjectiva, però han de ser estandarditzats de tal manera que resultin comparables. Aquesta estandardització resulta indispensable en tots aquells casos en què s'apliquen criteris de naturalesa diversa que s'han de mesurar amb unitats diferents (Hwang & Yoon, 1981). La suposició que són comparables és indemostrable, puix que implica que canvis de nivell en diferents criteris són equivalents. En l'exemple anterior, voldria dir que un canvi de dos graus en el valor de la diversitat hauria de ser equivalent a un canvi del mateix ordre en la propietat del sòl.

Respecte a la comparabilitat de les unitats emprades, escau fer una altra matisació: la distinció entre l'equivalència d'unitats, d'una banda, i l'estandardització o normalització subsegüent, de l'altra. Es poden concebre mètodes d'avaluació en els quals les unitats siguin equivalents. Per exemple, el nombre d'espècies vertebrades podria ser la unitat comuna de mesura d'un mètode d'avaluació que només fes servir els criteris de diversitat, raresa i singularitat. Però la majoria d'avaluacions, com ja s'ha dit, fan servir criteris amb unitats desiguals. Es pot dir que un espai natural té més àrea que un altre, però no té cap sentit afirmar que té més àrea que no pas singularitats botàniques. L'estandardització comporta la comparança de la ponderació assignada a un criteri en un espai concret respecte a totes les altres opcions en què pot presentar-se o respecte a una ponderació màxima, real o teòrica (Smith & Theberge, 1987).

El dos aspectes més delicats són, doncs, l'assignació de valors a cada criteri i llur estandardització, puix que es tracta d'operacions essencialment subjectives. Per reduir els biaixos de la subjectivitat en l'assignació de ponderacions, s'han proposat diversos mètodes i tècniques, com ara els de *jerarquització categòrica*, *jerarquització quantitativa directa* o el d'*estimació de proporcions* (Ridgley et al. 1995), però rares vegades s'utilitzen (Zeleny, 1981). En absència de directrius adients per a l'assignació de valors als criteris, es poden donar amples divergències entre les ponderacions que els assignen diversos professionals, planificadors o gestors ambientals (Margules & Usher, 1984).

Un exemple d'aplicació del model de ponderació additiva és *el Catàleg de protecció del paisatge de Santa Pau* (Bolòs & Mallarach, 1977). L'avaluació d'aquest municipi es va basar en tres criteris: geomorfologia volcànica, vegetació natural i patrimoni historicoartístic. Per als dos primers hom va establir una classificació de quatre valors nominals: excepcional, alt, mitjà i baix. Per al tercer, es van definir dos valors als quals es van fer correspondre uns cercles a l'entorn dels monuments catalogats, amb dos radis diferents segons el seu rang. L'agregació, per superposició, dels espais de nivell excepcional i alt, juntament amb espais de valor mitjà situats entremig, va generar el mapa d'espais naturals catalogats, elaborat a escala 1:10.000, al qual es va remetre la normativa –vegeu figura 28. Cinc anys més tard, les àrees que aquest catàleg va definir com d'interès geobotànic màxim van ser declarades com a reserves natu-

Figura 28. Esquema decisori simplificat del *Catàleg de protecció del paisatge del municipi de Santa Pau* (1977)



rals per la *Llei 2/1982 de protecció de la Zona Volcànica de la Garrotxa*.

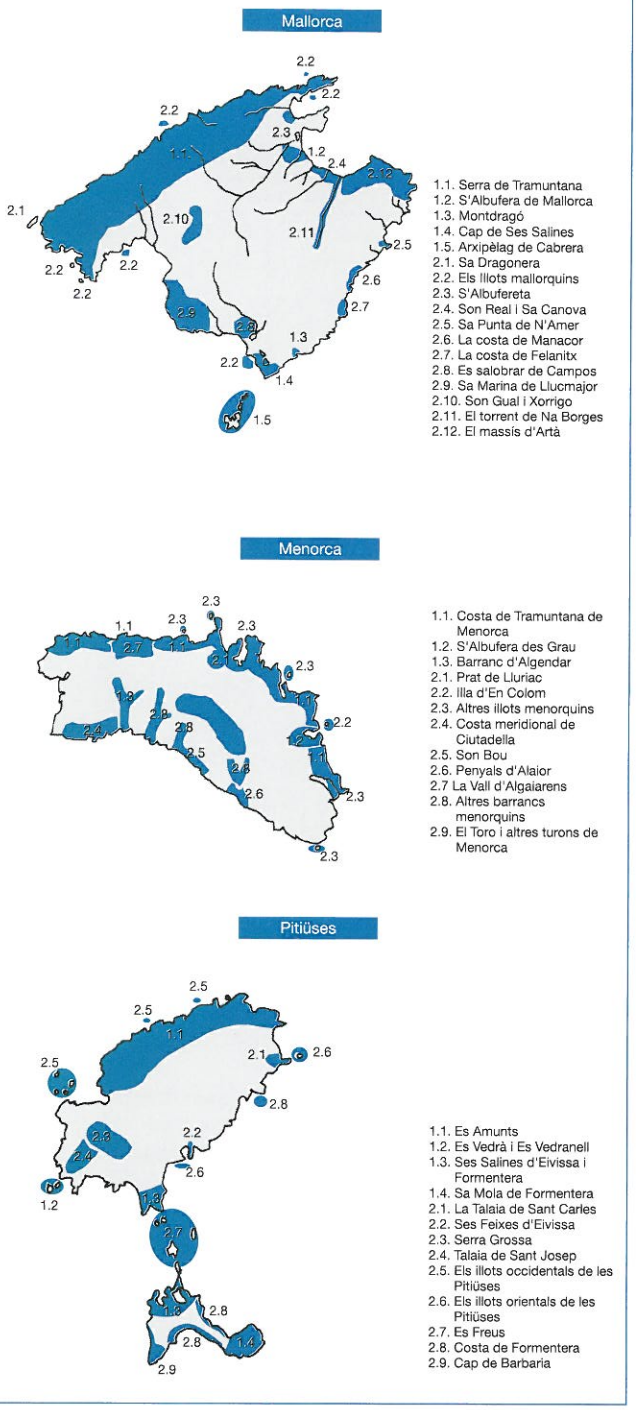
Un exemple més complex el dóna *l'Inventari d'espais naturals de protecció especial de les Illes Balears* (Mayol et al., 1984). El model d'avaluació –perquè malgrat el títol no es tractava de cap inventari– tenia dues parts principals: la primera consistia a elaborar cartografies temàtiques, amb sistemes de ponderació independents, i la segona analitzava les superposicions que se'n derivaven, seguint els mètodes promoguts per Ian McHarg (1969) i descrits més endavant.

Hom va elaborar, per a totes les Illes, set cartografies temàtiques: de geomorfologia, hidrologia, geologia, fauna, flora, vegetació i paisatge. Cadascuna disposava d'un sistema de ponderació particular, basat en un o més dels criteris següents: representativitat, singularitat, diversitat, raresa, vulnerabilitat i ús públic. El mètode d'avaluació més usat va ser el de ponderació additiva simple. A continuació s'examinen els sistemes d'avaluació de la flora i del paisatge.

El mapa temàtic de la flora recollia la distribució de les espècies endèmiques i d'especial interès científic. La seva ponderació es va fer assignant diferents valors als endemismes balears, als endemismes insulars acantonats, als que estan molt acantonats, a les espècies relictuals i a les espècies d'interès científic. La classificació d'una espècie en un grup determinat es va definir curosament en funció de les localitats on havia estat identificada. La seva àrea de distribució coneguda va ser allò que es va cartografiar i ponderar.

El mapa temàtic de la geologia valorava l'interès del territori insular en quatre graus –molt alt, alt, mitjà i baix– i per a cadascun d'ells es va indicar, prèviament, la llista dels elements que comprenien. Per exemple, les àrees d'interès més alt comprenien els jaciments fossilífers, els afloraments geològics únics o rars, les sèries estratigràfiques completes i ben conservades, els contactes entre materials d'èpoques geològiques diferents i les formacions geològiques espectaculars, com ara els complexos d'esculls marins. Les d'interès mitjà comprenien les àrees de recàrrega d'aqüífers, fossin per fissuració o per porositat. La resta era considerada d'interès baix.

Figura 29. Mapa dels espais naturals protegits a les Illes Balears.



La segona part de l'avaluació va consistir a superposar les set cartografies temàtiques obtingudes per tal d'identificar els espais on es distribuïen diversos nivells de valors per als diversos temes analitzats en cadascuna de les illes i, així, es van classificar els espais segons la seva importància. La figura 29 mostra la distribució dels espais naturals protegits de les Illes Balears.

Aquests dos exemples mostren fins a quin punt l'avaluació depèn dels criteris aplicats i de la ponderació que se'ls assigni. Avaluacions realitzades amb criteris diferents poden donar lloc a resultats diversos, igual com els donarien si canviessin les ponderacions que se'ls assignen.

Ara bé, quan els objectius de l'avaluació estan ben definits, les ponderacions són ben raonades i l'estandardització és ben concebuda, és probable que mètodes diferents donin resultats concordants. S'ha demostrat en diverses ocasions, com ara el cas de dues avaluacions forestals realitzades a Gran Bretanya. La primera avaluació es basava en els criteris d'estructura forestal, gestió forestal, àrea, morfologia i indicadors biològics, cadascun dels quals disposava del seu propi sistema de ponderació (Massey et al, 1977; Smith, 1984). La segona va aplicar quatre criteris principals: el substrat, l'estructura, la riquesa d'espècies i les espècies forestals, amb tres criteris complementaris: presència d'espècies rares a nivell nacional, l'àrea i hàbitats concurrents (Goodfellow i Peterken, 1981).

8.2. Models de valors ponderats

El models anomenats de valors ponderats constitueixen una variació dels models de ponderació additiva simple que consisteix a classificar i a jerarquitzar cada alternativa per a cadascun dels criteris emprats. Per exemple, un conjunt d'elements del patrimoni natural es podria classificar respecte als criteris de fragilitat, representativitat i raresa, aplicant una escala ordinal de valors que anés d'1 fins a 3, com es faria en el model precedent. La diferència és que, acte seguit, els criteris també es classifiquen de forma jeràrquica mitjançant una escala ordinal o nominal. Així, hom pot decidir que la fragilitat compti el triple que els altres dos criteris. Aleshores, la classificació s'obté en multiplicar la ponderació que rep inicialment cada criteri pel valor addicional que hom decideix assignar a cadascun d'ells. Els valors obtinguts d'aquesta forma són sumats, o multiplicats, entre ells per obtenir l'avaluació global de l'espai natural.

El punt més discutible és la utilització del *paràmetre de valor*, és a dir l'assignació d'un pes diferent a cada criteri, tota vegada que els resultats de l'avaluació hi solen ser molt sensi-

bles. En l'exemple precedent, si en lloc de decidir donar el valor 3 a la fragilitat s'hagués optat per donar-li el valor 2, i assignar el valor 3 a la raresa, el resultat obtingut hauria estat ben diferent.

La ponderació de criteris no és una operació gratuïta, ans justificada per dues raons. La primera és una resposta a la crítica que els mètodes d'addició simple agreguen valors heterogenis i desiguals, que no són comparables. Des d'aquest punt de vista, la defincició del paràmetre de valor té –en teoria, si més no– la funció de transformar els valors assignats a cada criteri en unitats de mesura més semblants, que poden ser agregades de forma legítima. La segona justificació s'aplica als casos en què s'empren molts criteris diferents, ja que és molt difícil, aleshores, que no existeixi cap dependència o correlació entre ells, de manera que alguns factors es comptabilitzin més d'una vegada sense voler-ho. Per exemple, el pendent d'un terreny pot estar correlacionat amb l'erosionabilitat del sòl i amb la inestabilitat geològica del vessant i, per tant, amb la fragilitat biològica. Si tots aquests factors fossin ponderats independentment com a criteris d'avaluació, el resultat podria resultar distorsionat en certes àrees. En aquest cas, el paràmetre de valor permet fer justícia a la incidència relativa de cada criteri en funció dels objectius de l'avaluació (Ortolano, 1984).

Els mètodes d'avaluació basats en valors ponderats tenen una altra aplicació menys coneguda, però força interessant, en aquells casos en què hi ha conflictes d'interessos o d'opinions. Quan diversos sectors socials discrepen sobre els resultats d'una determinada avaluació, normalment és perquè no estan d'acord en la importància relativa que tenen els criteris emprats. Aleshores, hom pot demanar a cada grup d'interessos la ponderació que consideraria més justa, per exemple, mitjançant enquestes, i es podria adoptar el promig obtingut en cada grup com a valor representatiu. Amb les dades obtingudes, l'avaluació s'efectua en paral·lel, per a cadascun dels grups d'interessos considerats separadament. Els resultats finals, lògicament divergents, són reflex dels diferents valors socials que es conjuguen en l'afer. El sentit i la magnitud de les discrepàncies són útils per emmarcar racionalment la negociació i per propiciar solucions pactades (Nijkamp, 1980). Aquesta forma de procedir ha tingut molta aplicació en la planificació territorial d'Anglaterra, on se la coneix amb el nom de *Matriu d'assoliment d'objectius* (*Goals-Achievement Matrix*) (Hill, 1968; McAlister, 1980).

Tot i que els models de valors ponderats han tingut una acceptació considerable, quan els criteris que s'empren són pocs i tenen escassa dependència els uns dels altres, l'ús de paràmetres de valor resulta metodològicament més discutible. Per això, se'ls ha arribat a criticar com a "mètodes d'agregació grollers basats en operacions numèriques no permeses amb números ordinals" que permeten obtenir els resultats que hom espera prèviament (Nijkamp, 1977). D'aquest risc, en deriva el nom apel·latiu de *mètodes dels valors esperats*, que els seus detractors els donen. S'han descrit procediments teòricament rigorosos per determinar aquests valors (Hobbs, 1980), però solen ésser molt difícils de posar en pràctica (Ortolano, 1984).

L'altra dificultat que aquests models pateixen és la magnificació de les incerteses. En efecte, el rang que cada criteri obté en l'avaluació d'un element natural està subjecte a incerteses diverses, com ja s'ha vist abans. Si el mètode que s'utilitza és l'additiu simple, totes elles reben igual consideració, de tal manera que les seves magnituds respectives no es veuen alterades. Per contra, en el cas que un dels criteris sigui multiplicat per un factor, les incerteses associades a aquell factor s'incrementen i la confiança en el resultat obtingut es veu reduïda de forma correlativa.

Un exemple d'aplicació del model d'avaluació de valors ponderats el dóna l'*Informe sobre el contingut, metodologia i programació dels plans especials de desenvolupament del PEIN* (Direcció General de Patrimoni Natural de Catalunya, 1993). Per tal d'establir prioritats en la redacció de plans especials de protecció hom va emprar tres criteris: (1) dinamisme socioeconòmic i territorial, (2) planejament urbanístic vigent/propietat del sòl i (3) conflictivitat de la delimitació provisional. Cada criteri es va valorar amb una escala ordinal de tres graus. Així, el primer criteri es va ponderar 1 si l'espai era poc dinàmic, 2 si era dinàmic i 3 si era molt dinàmic. El segon criteri es va ponderar 1 si el planejament urbanístic era gairebé complert o ja complert, 2 si era incomplert i 3 si era molt incomplert. El tercer criteri es va ponderar 0 si la delimitació era normal o no conflictiva (en relació amb el planejament urbanístic sectorial o amb els usos del sòl), 1 si era conflictiva i 2 si era molt conflictiva.

Acte seguit, els criteris es van jerarquitzar. És a dir, hom va decidir que el primer criteri valia el doble que els altres dos. Per tant, els valors obtinguts en primer criteri –assimilable al de *vulnerabilitat*– es van multiplicar per dos, per "entendre que és un dels més definidors per a la urgència de la planificació". La suma de les puntuacions obtingudes va permetre ordenar els espais naturals en quatre conjunts de prioritat, de mida semblant, que comprenien entre 17 i 24 espais cadascun. Finalment, el criteri de singularitat es va proposar, de forma optativa, per prioritzar novament els espais naturals a l'interior de cadascun dels grups prèviament obtinguts.

Algunes vegades hom considera necessari distingir entre criteris de *selecció* i criteris d'*avaluació* dels espais naturals. Aquest va ser el cas, per exemple, de l'*Avaluació de forests verges* realitzada a Suècia (Lofgren, 1987). El model va aplicar quatre criteris per a la selecció i tres grups de criteris d'avalua-

ció. Els quatre criteris de selecció eren: naturalitat, àrea mínima, àmbit natural i edat. El criteri d'àrea mínima variava segons la posició geogràfica de l'espai dins del país, des de 10 fins a 1.000 ha. El criteri d'edat també variava, segons els tipus de bosc, entre 100 i 170 anys. El d'àmbit natural estava lligat al criteri de dimensions. Una forest de petita extensió (< 50 ha) només era seleccionada si els seus límits eren naturals, per exemple, si corresponien a illes forestades enmig de rius o llacs, o a bosquetons enmig de torberes.

Els criteris d'avaluació es van classificar en tres categories: primaris, secundaris i terciaris. Els criteris primaris coincidien amb els criteris de selecció. Els criteris secundaris eren representativitat, diversitat, vulnerabilitat i continuïtat (definit, el darrer, de forma assimilable a naturalitat). Els criteris terciaris només es van emprar de forma excepcional, en aquells casos en què eren aplicables. Es tractava dels criteris de presència d'espècies amenaçades, de vàlua per a la recerca científica, de vàlua per a l'educació o les activitats recreatives i de vàlua com a banc genètic forestal.

La suma dels valors ponderats va permetre classificar les forests seleccionades en tres classes. Només les que corresponien a les dues primeres varen ser finalment incloses a l'inventari. La jerarquització dels criteris i la garbellada final responien al desig d'ajustar el nombre de forests seleccionades a un paràmetre d'àmbit crucial: a priori, hom esperava protegir unes 40 reserves naturals d'extensió compresa entre 5.000 i 10.000 ha.

8.3. Models disjuntius

Tant els models de ponderació additiva com els models de valors ponderats tenen en comú el fet de combinar les ponderacions de tots els criteris avaluats a fi d'obtenir una sola magnitud, simple, de valor ecològic, de valor de conservació o de valor patrimonial. Segons quina sigui la finalitat de l'avaluació, aquest és un objectiu volgut o, si més no, acceptable. En altres casos, però, pot resultar indesitjable.

Un dels problemes que pateixen tots els mètodes compensadors és que no reflecteixen adequadament les singularitats o les excepcionalitats. Així, per exemple, es podria donar el cas que els elements patrimonials que obtenen la màxima puntuació conjunta no tinguin la puntuació més elevada en cap dels criteris particulars. O a l'inrevés, també pot passar que alguns elements amb característiques excepcionals en algun criteri restin marginats pel fet d'haver obtingut una puntuació global baixa (Götmark et al., 1986). L'altre problema que pateixen aquests mètodes és que mesclen les dades objectives amb les subjectives de manera que fan molt dificultosa, o impossible, la utilització posterior, o en un altre context de valors, dels seus elements més objectius. Per superar ambdós problemes s'han desenvolupat els models d'avaluació no compensadors, també anomenats disjuntius o paral·lels pel fet que mantenen els valors assignats als diferents criteris al llarg de tot el procés, sense agregar-los.

L'esquema dels mètodes disjuntius és simple. Es basen en l'elaboració de taules, matrius o mapes que recullen els valors assignats a tots els elements naturals per a cadascun dels criteris, de tal manera que llurs valors no es perden ni es confonen en l'agregació. La selecció s'efectua en una etapa diferenciada, mitjançant una ponderació determinada que s'assigna a cada criteri de forma independent, i que tant pot ser un valor fix com un rang.

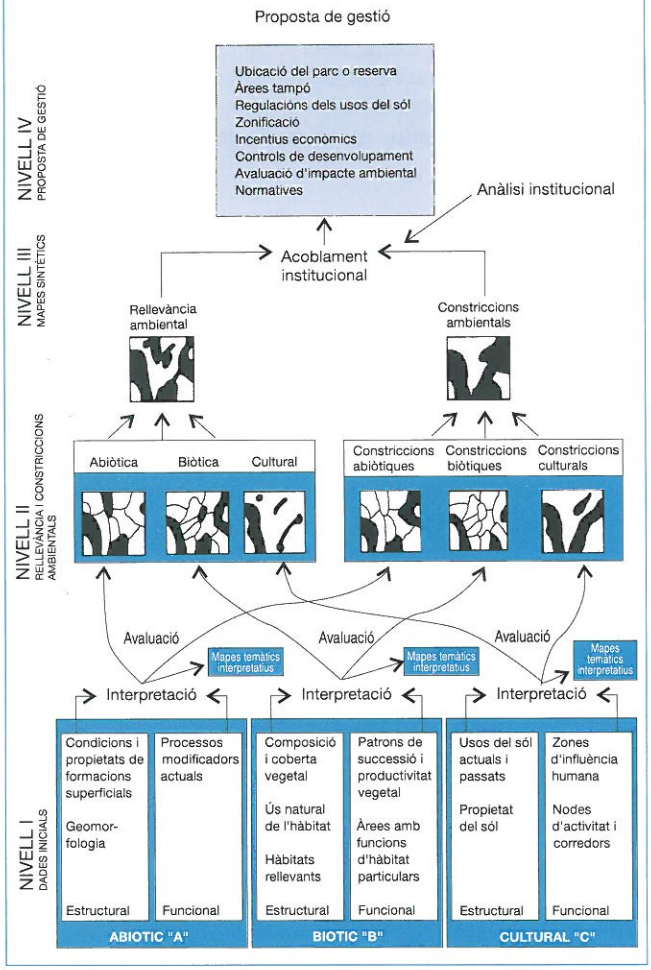
El procés de selecció té l'avantatge de ser explícit, flexible i de poder-se adaptar a circumstàncies socials, polítiques o econòmiques diferents sense haver de modificar les taules, les matrius o les cartes bàsiques de valors, generalment nodrides de paràmetres empírics. Els procediments de selecció poden ser molt diversos. Alguns donen prioritat als elements patrimonials que obtenen la màxima ponderació per a qualsevol criteri i el màxim nombre de criteris amb ponderació elevada (Goldsmith, 1987). Altres assignen un nivell determinat per a cada criteri (Wittig & Schreiber, 1983). D'altres, encara, adopten fórmules més complexes. Amb l'ús d'aquests models, per posar un exemple, l'espai natural que contingui més espècies vulnerables, apareixeria al primer cop d'ull com un espai rellevant, encara que la puntuació que obtingui per tots els altres criteris, com ara dimensions, vàlua paisatgística i recreativa sigui molt baixa.

Els mètodes disjuntius han estat menys utilitzats que els compensadors, malgrat que la seva transparència metodològica els podria fer molt útils. Les avaluacions promogudes Michel Godron, Ian McHarg i altres, als anys 1960, per a l'ordenació territorial i la planificació paisatgística (*landscape planning*), inspirades en principis ecològics, són característicament disjuntives, encara que de vegades s'agreguin els resultats a efectes de presentació visual. El seu interès i la gran difusió que han obtingut demanen que hom s'hi aturi un moments (figura 30).

Els cinc criteris inspiradors fonamentals de la planificació paisatgística de McHarg eren definits així:

(a) *Negantropia*: opció d'increment dels nivells d'ordre;
(b) *Apercepció*: capacitat de transmutar energia en informació i respondre-hi;
(c) *Simbiosi*: disposició cooperativa que requereix **b** i permet **a**;
(d) *Idoneïtat*: capacitat d'adequació, fruit de **b**, i
(e) *Opció per la salut enlloc de la malaltia*: evidència que existeix **d**, cosa que demana **a**, **b** i **c**.

Figura 30. Esquema de la metodologia de Ian McHarg (1969)

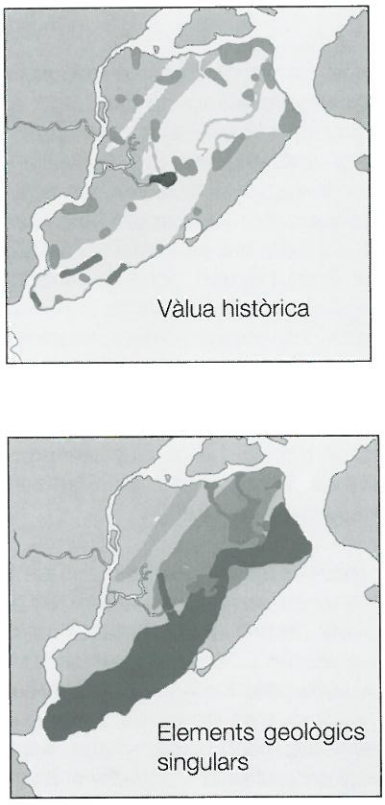


Els mètodes de la planificació paisatgística parteixen de la identificació dels aspectes clau del medi físic i natural, seguits d'extensos reconeixements que es tradueixen en cartografies temàtiques. Aquestes cartografies, elaborades en suports transparents, són ponderades en escales ordinals i llurs valors es grafien en trames més o menys fosques. La seva anàlisi s'efectua per superposició i, de la seva combinació, es generen els mapes de diagnosi i de proposta –veure figura 31.

La planificació que aquest arquitecte va dirigir per a l'illa de Staten, a la ciutat de Nova York, il·lustrada en el seu famós llibre *Design with Nature* (McHarg, 1969), mostra bé l'aplicació del mètode en l'avaluació del patrimoni natural. En aquest cas, hom va considerar vuit factors principals, els quals es varen subdividir en els seus components més rellevants, i van donar lloc a un total de 32 criteris diferents. Els vuit factors principals són els següents:

1. *Clima*: pol·lució atmosfèrica i oscil·lacions de marees;
2. *Geologia*: elements singulars, capacitat portant;
3. *Fisiografia*: elements singulars, paisatges terrestres de valor, paisatges aquàtics de valor, zones humides, platges de badia, drenatge superficial i pendent;
4. *Hidrologia*: conques hidrogràfiques, aqüífers, zones de recàrrega, navegabilitat marina, navegabilitat i vàlua recreativa de les aigües dolces;
5. *Edafologia*: drenatge dels sòls, erosió, capacitat d'assentament;
6. *Flora*: espai forestal, tipus de bosc, aiguamolls;
7. *Fauna*: hàbitats, espècies intramareals, espècies aquàtiques, espècies de boscos i conreus, espècies d'espais urbans, i
8. *Ús del sòl*: elements d'interès historicoartístic, elements de valor estètic, recursos recreatius actuals i potencials.

Figura 31. Cartografies temàtiques de l'illa de Staten, a Nova York. Segons McHarg (1969).



La superposició de diferents cartografies temàtiques condueix a l'elaboració dels mapes de diagnosi i de proposta

Cadascun d'aquests vuit criteris es va avaluar en una escala ordinal parcial –que anava d'1 fins a 5– respecte a les seves característiques pròpies, i cadascun d'ells va donar lloc a un mapa temàtic. Per separat, cada criteri també es va avaluar per a cinc usos del sòl diferents: conservació, lleure passiu, lleure actiu, urbanització residencial i urbanització comercial i industrial. En funció del criteri d'idoneïtat es van generar aleshores els cinc mapes de diagnosi corresponents, els quals mostraven, en una escala que anava de 5 fins a 1, les àrees que tenien diversos graus d'idoneïtat de cara l'acolliment de cadascun d'aquests usos. Els dos primers mapes corresponien, de fet, a una avaluació del patrimoni natural.

Per tal d'aprofundir en l'anàlisi de complementarietats i d'incompatibilitats, hom va agrupar els mapes de diagnosi a fi de generar tres nous mapes de diagnosi sintètica: el de conservació, el de lleure i el d'urbanització. Per tal de conservar la informació, sense agregar-la, hom va recórrer a l'ús de trames de colors diferents. La riquesa de matisos i la profunditat de l'anàlisi que llur combinació permet és veritablement extraordinària, superior a la de qualsevol altre mètode avaluador de l'època.

Els mètodes de la planificació paisatgística es van introduir a Catalunya a la segona meitat de la dècada dels setanta, sobretot en l'àmbit de la planificació urbanística i territorial (Folch & Camarasa, 1979; Mallarach & Riera, 1981). Algunes de les seves idees es van aplicar ja en l'elaboració dels primers plans especials de protecció d'espais naturals protegits, com ara els parcs naturals del Montseny (1977) i el de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac (1982), promoguts per la Diputació de Barcelona. A la dècada dels vuitanta, considerablement simplificats, aquests mètodes es van difondre en el planejament urbanístic de nombrosos municipis catalans. Un exemple el dóna l'*Estudi dels sistemes naturals del pla general de Sant Joan les Fonts* (Mallarch & Cañas, 1983), que comprenia vuit cartografies temàtiques d'anàlisi i cinc de diagnosi. La figura 32 en mostra l'esquema metodològic.

Durant la mateixa època, els mètodes de la planificació paisatgística es varen començar a aplicar en el planejament ambiental sectorial del país. Per exemple, l'estudi *Opcions de tractament dels residus sòlids de la comarca de la Garrotxa*, mitjançant una superposició de cinc cartografies temàtiques, seleccionava els llocs més idonis per acollir qualsevol de les alternatives de tractament considerades tenint en compte aspectes ecològics i ambientals, socials i econòmics. (Folch et al., 1980).

Els models d'avaluació disjuntius han tingut aplicacions de gran interès. L'*Avaluació dels espais naturals dels territoris del nord-oest del Canadà* (Smith, Nelson & Theberge, 1986), la *Selecció de reserves naturals forestals a Nova Escòcia, Canadà* (Goldsmith, 1987), i el *Mètode ràpid per a l'avaluació dels espais lliures en medis urbans per a la conservació de la natura*, a la República Federal Alemanya (Wittig & Schreiber, 1983) en són bons exponents. El darrer mètode, ràpid i eficient, és tan il·lustratiu, que mereix que se l'examini amb deteniment.

El mètode ràpid per a l'avaluació dels espais lliures en medis urbans esmentat es va basar en quatre criteris:

D: període de desenvolupament de la comunitat vegetal;
R: raresa i significació locals i supralocals dels biòtops considerats ;
H: funcions actuals o potencials com a hàbitats, i
A: àrea.

El primer criteri es va valorar així:

Període (en anys)	Valor de D
1-2	0
2-5	1
5-10	2
10-20	3
20-50	4
50-100	5
>100	6

La ponderació de la raresa es va definir segons les condicions següents:

Raresa	Valor de R
Hi ha molts biòtops similars en l'àrea urbana, algun a menys de 500 m	1
Hi ha diversos biòtops similars a l'àrea urbana, a una distància d'entre 500 i 1000 m	2
El biòtop equivalent més proper està a més 2 km, o només hi ha uns 10 biòtops semblants en tota l'àrea urbana	3
Només hi ha entre 1 i 4 biòtops similars en tota l'àrea urbana	4
Sense biòtops equivalents en l'àrea urbana, però n'hi ha d'equivalents en els municipis veïns, fins a un radi de 5 km	5
Sense biòtops equivalents en l'àrea urbana ni en els municipis veïns, però amb diversos (> 5) biòtops equivalents en tota l'àrea metropolitana	6
No hi ha més de 5 biòtops equivalents en tota l'àrea metropolitana	7

Noteu que en totes aquestes divisions, el terme "equivalent" es refereix a un valor equivalent o superior al de l'espai que s'avalua.

La valoració de la funció d'hàbitat es va adaptar a les característiques de cada zona urbana. En el cas particular de Düsseldorf, per exemple, era així:

Hàbitat	Valor de H
Quasi tot gespa o espais trepitjats	0
Quasi tot vegetació baixa, d'estructura uniforme, però no gespa	1
Dos estrats de vegetació diferents	2
Tres estrats de vegetació diferents	3
Quatre estrats de vegetació diferents	4

Aquesta puntuació s'augmentava un punt més si hi havia algun dels següents elements: cursos hídrics, arbres vells foradats, murs de pedra, roques, hàbitats en mosaic heterogenis o boscos madurs vinculats. Quan actuava com a biòtop connectiu d'altres espais naturals, podia rebre d'1 a 3 punts més segons llur qualitat.

El valor de les dimensions es va definir de la forma següent:

Àrea (en ha)	Valor d'A
< 0,1	0
0,1–1	1
1-5	2
5–10	3
10-25	4
25-50	5
50-100	6
100-200	7
>200	8

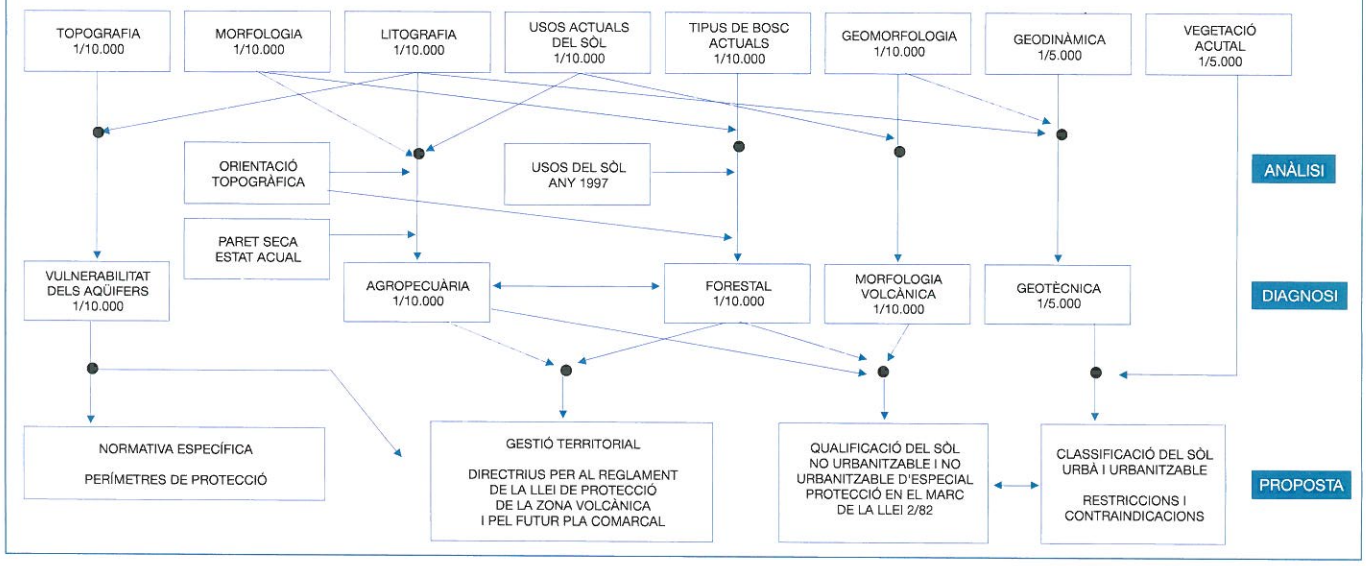
Com que aquestes quatre escales no són ordinals ni tenen la mateixa llargada (**D** =0 - 6; **A** =0 - 8; **R** =0 - 7; **H** =0 - 4) no seria legítim sumar-les ni multiplicar-les. Per això, els valors obtinguts per a cada criteri es van considerar aleshores en paral·lel per tal de no perdre informació.

El mètode d'avaluació havia d'ajudar a decidir quins espais naturals eren innegociables, quins podien ser negociats a canvi d'espais de substitució equivalents i quins es podien cedir a usos alternatius. Naturalment, les definicions d'espai "valuós" per quedar estalviat en el procés d'urbanització eren diferents per a cada àrea urbana. En el cas de la ciutat de Düsseldorf, una urbs relativament verda en el context d'aquell estudi, els espais naturals avaluats es varen considerar "valuosos" (innegociables) en el cas que tinguessin:

- 5 punts en almenys una de les escales **D**, **R** i **H** i també 1 punt en l'escala **A**, o bé;
- 4 punts en almenys dues de les tres escales **D**, **R** i **H** i 1 punt en l'escala **A**, o bé;
- almenys 3 punts en qualsevol de les tres escales **D**, **R**, **H** i 1 punt en l'escala **A**, o bé,
- 5 punts en l'escala **A** i almenys 2 punts en qualsevol de les altres tres escales.

El resultat va ser que es van definir com a espais naturals "innegociables" per Düsseldorf aquells que tenien més de 50 anys d'edat, més de 35 ha de superfície i que contenien biòtops únics a la ciutat. En altres ciutats alemanyes menys agraciades en espais naturals, els biòtops seleccionats tenien força menys qualitat i extensió (Wittig & Schreiber, 1983).

Figura 32. Esquema metodològic de l'*Estudi dels sistemes naturals del pla general de Sant Joan les Fonts.* Mallarach & Cañas (1983)



9. Models basats en índexs compostos quantitatius

Els models d'avaluació que utilitzen índexs compostos són freqüents en les ciències socials i econòmiques. En són exemples ben coneguts el coeficient intel·lectual, emprat en psicologia, o el producte interior brut, emprat en economia. La seva elaboració va exigir el desenvolupament d'una extensa base teòrica, la qual cosa ha contribuït a dotar-los d'una sòlida reputació i d'una ampla acceptació com a instruments fiables, amb independència de la validesa objectiva que puguin tenir. El producte interior brut, per exemple, ignora per definició el consum de recursos naturals i la degradació ecològica del medi ambient (Repetto, 1992), i, en conseqüència, la del patrimoni natural, és a dir, aspectes cabdals del capital real del país i de la qualitat de vida dels seus ciutadans. Per això, s'ha pogut dir amb tota raó que el fet que aquest índex pugi o baixi "hauria de deixar totalment indiferent a qualsevol persona assenyada" (Schumacher, 1984).

En canvi, els índexs compostos que s'han proposat per a l'avaluació del patrimoni natural disposen de menys base teòrica, han tingut un desenvolupament escàs, limitat a uns pocs components, entre els quals destaquen els medis aquàtics. Per això, aitals models han tingut una aplicabilitat més reduïda que els models basats en criteris múltiples, dels quals, manta vegades, són usats com a complement. A Holanda, un dels rars països on aquests models d'avaluació varen assolir un ample desenvolupament, varen caure en desús a les darreries dels anys setanta (Ploeg & Vlijm, 1978).

Per tal d'il·lustrar la varietat de models d'índexs compostos, s'exposen quatre exemples d'avaluació del patrimoni natural procedents de diversos països, seguits de tres grups d'índexs compostos quantitatius per a l'avaluació de la qualitat dels medis aquàtics, de la biodiversitat i del valor de conservació d'hàbitats, respectivament.

El primer exemple és el *Mètode Pickering d'avaluació ecològica per a la planificació territorial*. Aquest mètode, desenvolupat a Gran Bretanya, es basa en la premissa que el valor ecològic és inversament proporcional a l'impacte humà, de manera que el valor ecològic **(E)** i l'impacte humà **(H)** han de tendir a l'equilibri. La seva expressió matemàtica dóna lloc a una equació del tipus $\mathbf{E + H \rightarrow 0}$.

L'índex de valor ecològic es defineix de la forma següent:

$$\mathbf{E = \log [V^3 E R S] = (v_1^3 * e_1 * r_1 * s_1) + (v_2^3 * e_2 * r_2 * s_2) +...+ (v_n^3 * e_n * r_n * s_n).}$$

en el qual:

V = nombre d'horitzons de vegetació existents;
E = extensió de l'hàbitat (en hectàrees);
R = raresa (100-C), com un percentatge, essent **C = E / A**;
A = àrea del sistema (en quilòmetres quadrats), i
S = diversitat d'espècies presents.

La raó d'elevar a la tercera potència el nombre **V** és doble: primer, perquè com que el nombre d'estrats de vegetació és sempre molt petit –entre 1 i 5–, la contribució d'aquest factor seria desproporcionadament baixa, i, segon, perquè el mateix autor va dir que li semblava bé donar-li més pes (Spellerberg, 1992). Es tracta, doncs, d'un índex basat en valors ponderats.

L'índex de l'impacte humà del mètode Pickering ve definit així:

$$\mathbf{H = [\ 1{,}5 \log (P * t \text{ dies promig} / 2{,}5\ z)\ ] - 10}$$

en el qual:

P = nombre de persones ocupades;
t = promig de la durada de l'ocupació (en minuts/dia), i
z = zona d'ocupació (en hectàrees).

El segon exemple el forneix el *Model d'avaluació dels recursos ecològics regionals* en alguns dels estats occidentals dels EUA (Klopatek et al., 1981). Aquest model, usat per estimar la vàlua relativa d'espais naturals en regions naturals, parteix de quatre subíndexs compostos diferents, la suma dels quals dóna l'índex global segons l'expressió següent:

$$\mathbf{(OEI)_i = V_i + B_i + M_i + E_i}$$

OEI = índex ecològic global d'un espai determinat **i**;
$\mathbf{V_i}$ = valor de les comunitats vegetals de l'espai **i**;
$\mathbf{B_i}$ = valor de les comunitats ornítiques de l'espai **i**;
$\mathbf{M_i}$ = valor de les comunitats de mamífers de l'espai **i**, i
$\mathbf{E_i}$ = valor de les espècies amenaçades i en risc d'extinció de l'espai **i**.

Cadascun d'aquests valors és, al seu torn, un altre índex quantitatiu que està basat en quatre components. Així, per exemple, l'índex que valora les comunitats vegetals és un índex de raresa que s'avalua a quatre nivells escalars diferents, d'acord amb la fórmula següent:

$$\mathbf{V_i = \Sigma\ F_{nj}\ F_{rj}\ F_{bj}\ F_{tj}}$$

$\mathbf{F_{nj}}$ = 1 – (àrea del tipus de vegetació **j** al país / àrea total del país);

F_{rj} = 1 – (àrea del tipus de vegetació **j** a la regió / àrea total de la regió);
F_{bj} = 1 – (àrea del tipus de vegetació **j** a l'ecoregió / àrea total de l'ecoregió), i
F_{tj} = 1 – (àrea del tipus de vegetació **j** a l'espai / àrea total de l'espai).

En aquest índex, un valor proper a 1 indica que el tipus de vegetació és molt rar, mentre que un valor proper a 0 indica que és comú en qualsevol dels quatre nivells considerats. El valor total de les comunitats vegetals agrega els valors de tots els tipus de vegetació presents als quatre nivells esmentats.

El tercer exemple d'índex compost el dóna el *Model d'avaluació per dissenyar polítiques de finançament ambiental a l'Amèrica Llatina i el Carib,* orientat cap a la conservació del patrimoni natural, i desenvolupat pel Banc Mundial i el Fons Mundial per la Natura (WWF). Aquest model, creat per Olson i Dinerstein, s'aplica a nivell bioregional i consta de cinc components, cadascun dels quals és el resultat d'integrar els valors que la bioregió obté per a diversos criteris:

(1) representativitat, dimensions, integritat, connectivitat;
(2) riquesa d'espècies (diversitat), raresa i singularitat;
(3) sistemes protegits que ja existeixen, eficàcia de llur gestió i de la gestió dels recursos naturals al seu redòs;
(4) impactes de la demografia humana, densitat de poblament i plans de desenvolupament en curs, i
(5) ús del sòl, propietat del sòl, activitats econòmiques i altres variables polítiques i socials.

El model està dissenyat de manera que generi dos índexs diferents, un del potencial de conservació i l'altre del grau d'amenaça, tots dos valorats amb una escala ordinal que va de 0 a 60. La integració final d'ambdós índexs guia l'establiment de prioritats en la inversió dels fons d'aquests organismes internacionals per al medi ambient global, els anomenats fons verds (Paz, 1994).

El darrer exemple és una valoració de 444 zones humides espanyoles a partir de criteris botànics que es va dur a terme mitjançant dos índexs compostos quantitatius. El primer índex s'obté a partir de sumar els valors obtinguts en tres subíndexs: el de freqüència nacional, el de conservació, i el de freqüència europea; el resultat obtingut es divideix per tres. El segon índex combina un subíndex florístic i un altre de diversitat.

En el primer índex, cada subíndex disposa d'una escala ordinal de cinc graus. El subíndex anomenat de freqüència nacional valora la raresa dins l'àmbit espanyol de la Península Ibèrica i les Balears, des de la planta molt freqüent fins a la més rara. El subíndex de conservació valora la vulnerabilitat i l'amenaça, des de la planta que no està amenaçada fins a la que està en perill d'extinció. El subíndex de freqüència europea valora la raresa a nivell d'Europa, des de les plantes que són molt freqüents, distribuïdes per molts de països, fins a les que només s'han citat a Espanya (Cirujano et al., 1992).

Com ja s'ha dit abans, la majoria de mètodes basats en índexs compostos quantitatius tenen aplicació en àmbits més limitats que els models descrits anteriorment. Tot seguit se n'examinen tres grups representatius: els índexs d'avaluació de la qualitat de medis aquàtics, els d'avaluació de la biodiversitat, i els d'avaluació del potencial de conservació de certs hàbitats.

Els índexs biològics de medis aquàtics

Són índexs que valoren l'estat dels ecosistemes vinculats al medi aquàtic, els quals integren els processos ocorreguts en diversos moments –com ara abocaments esporàdics o desapareguts–, cosa que no permeten els índexs fisicoquímics, per exemple l'*índex simplificat de qualitat aquàtica* ISQA (Queral Torell, 1982), que es basa en mesures de temperatura, matèria en suspensió, oxidabilitat, oxigen dissolt a l'aigua i conductivitat elèctrica. Atesa la seva capacitat d'integració, els índexs biològics són generalment preferibles als fisicoquímics. La seva aplicació es va estendre a partir dels anys vuitanta.

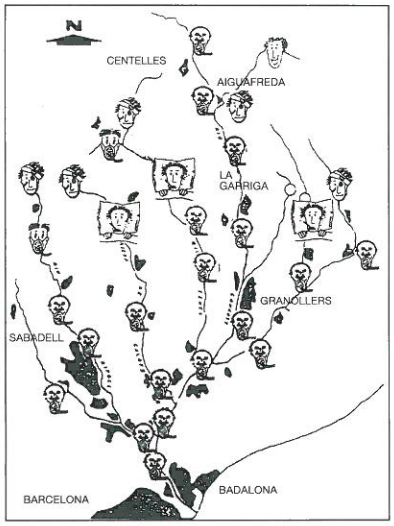
Exemples d'aquests mètodes són l'índex de tendència biòtica i els mètodes BMWP i BILL. L'índex de tendència biòtica (Woodiwiss, 1964) es basa en la presència d'espècies indicadores i compensa pel nombre d'espècies de certs grups d'organismes definits en relació amb la seva sensibilitat a la pol·lució orgànica. És un índex fàcil de calcular i resulta efectiu, motiu pel qual se n'han derivat diverses formes i modificacions, que han estat força emprades en l'avaluació d'hàbitats aquàtics (Spellerberg, 1992).

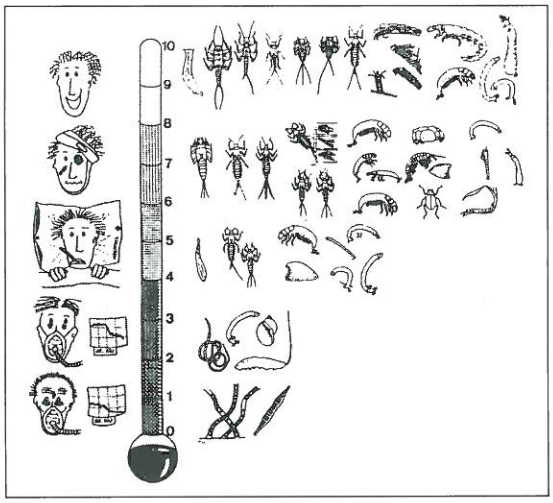
El BMWP i el BILL són dos índexs biològics basats en la determinació de macroinvertebrats, que són indicadors de la salut de l'ecosistema, i es poden emprar conjuntament (Campos, 1997). El *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Hellawell, 1978) és un indicador ràpid i pràctic per a l'avaluació de l'alteració dels cursos hídrics. La manca de claus de classificació adaptades a la fauna ibèrica va limitar l'aplicació d'aquest índex fins que Alba-Tercedor i Sánchez Ortega (1988) l'adaptaren per incloure-hi moltes de les famílies de macroinvertebrats aquàtics que són comunes a la Península Ibèrica.

El BILL, les sigles del qual equivalen a *Besòs i Llobregat,* es basa en el BMWP i atorga valors segons les espècies indicadores de la qualitat i en funció del nombre total que se'n detecta. L'índex determina el valor indicador dels organismes a

nivell de gènere o família –segons el grup de què es tracti– per simplificar la feina d'identificació (figura 33). Es va desenvolupar al Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona en l'avaluació de molts cursos hídrics, entre els quals hi ha els rius Besòs i Llobregat (Prat et al., 1983), i ha tingut considerable aplicació en d'altres rius, per exemple el Foix (Prat et al., 1983) o el Ser, afluent del Fluvià (Baserba, 1995).

Figura 33. Estat de salut dels cursos fluvials de la conca del Besòs l'any 1992.
Segons Prat & Rieradevall (1995).





La "salut" dels rius es pot mesurar segons la major o menor complexitat de les comunitats que s'hi allotgen. Els 5 nivells de salut corresponen a valors de l'índex biològic del Besós i Llobregat (BILL), que varia de 0 a 10.

Els índexs de biodiversitat

Aquests índexs provenen de la teoria de la informació (Margalef, 1957), una teoria matemàtica que tracta l'estudi de l'heterogeneïtat en sèries. Una de les seves aplicacions és la mesura de la biodiversitat. Dues formes comunes de mesurar-la són els índexs de Simpson i de Shannon-Weaver.

L'índex de biodiversitat de Shanon-Weaver s'aplica sovint per estimar el valor de conservació de certs hàbitats, sobretot en zones humides o que contenen avifauna aquàtica (Bezzel & Reichholf, 1974; Harris, 1984). Es defineix així:

$$H' = -\sum_i p_i \ln p_i$$

on p_i és la freqüència relativa de les **i** espècies.

L'índex Δ es va proposar per avaluar els espais naturals susceptibles de formar part de sistemes d'espais protegits (Chanter & Owen, 1976).

$$\Delta = \log (\beta N)$$

on **N** = nombre total d'animals, i $\beta = 1 - \lambda$, essent λ l'índex de diversitat de Simpson (1949), el qual es defineix així:

$$\lambda = \frac{\sum_i n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

on n_i = nombre d'individus de les **i** espècies, i **N** = nombres totals.

Els índexs de valor de conservació

Els índexs quantitatius de valor de conservació s'han proposat per a l'avaluació de zones humides com a àrees de nidificació per a l'avifauna (Nilsson & Nilsson, 1976).

$$VC = \sum_i \frac{n_i}{N_i}$$

on:

VC = valor de conservació;
n = nombre de parelles de les **i** espècies que existeixen a l'espai, i
N = població en parelles de les **i** espècies a l'Europa occidental.

La manca de dades disponibles sobre les poblacions de la majoria d'espècies a l'Europa occidental en limita l'aplicació, tot i que es podrien utilitzar altres àrees de referència, definides amb criteris bioregionals, com ara la península ibèrica o la serralada pirinenca.

L'índex del valor de conservació de l'hàbitat k ($\mathbf{V_k}$) es va proposar per comparar valors de conservació de poblacions individuals ($\mathbf{V_{ik}}$) o de diferents tipus d'hàbitats ($\mathbf{V_k}$) (Järvinen & Väisänen, 1978), i també per comparar diferents espais d'un mateix tipus d'hàbitat (Götmark et al., 1986). La seva formulació és així:

$$\mathbf{V_k} = \Sigma\, \mathbf{V_{ik}}$$

on $\mathbf{V_k}$ = el valor de conservació de les **i** espècies en l'hàbitat **k**; i

$$\mathbf{V_{ik}} = \frac{\mathbf{n_i A}}{\mathbf{N^2_i}}\, \delta_{ik}$$

n = dimensions de la població de les **i** espècies en una regió més petita, per exemple una part d'un país;
A = àrea d'aquesta regió;
N = dimensions de les poblacions de les **i** espècies en la regió més gran, per exemple diversos països, i
δ = densitat de les **i** espècies a l'hàbitat **k**.

L'anàlisi de validesa i fiabilitat dels quatre darrers índexs esmentats –dos de biodiversitat i dos de valor de conservació–, realitzada a Suècia, mostra que cap d'ells considera tots els aspectes rellevants per a l'avaluació de la fauna ornítica en els diferents espais estudiats, on predominen hàbitats de prats humits, dels quals hom disposava de censos complets. Els dos índexs basats en la biodiversitat mostraven poca correlació amb l'avaluació basada amb censos, mentre que els dos índexs basats en la raresa mostraven una millor correlació, tot i que estaven influenciats per les dimensions de l'espai (Götmark et al., 1986).

Les principals crítiques que s'han formulat contra els models d'avaluació del patrimoni natural basats en índexs compostos destaquen la manca de legitimitat en l'agregació de valors procedents d'escales diferents, assignats a criteris de naturalesa tan diversa i amb l'objectiu d'obtenir un sol índex de valoració (Ploeg & Vlijm, 1978; Wittig & Schreiber, 1983; Goldsmith, 1986; Gotmark et al., 1986; Nilsson, 1986, etc.).

El fet d'emprar llenguatge matemàtic els dóna un aspecte d'objectivitat que pot resultar enganyós. En donar a l'acabament un resultat tan simple com és una xifra els fa atractius per aquells que defugen la complexitat del món natural. En realitat, però, els valors numèrics assignats a cada paràmetre i llur successiva manipulació solen disfressar les característiques dels criteris avaluats, de manera que es fa molt difícil comprendre i modificar els judicis i els valors subjectius subjacents quan convé (Nilsson, 1986).

10. Altres models quantitatius

Una aproximació completament diferent per a la valoració ecològica va ser proposada per Puzachenko (1982) i elaborada posteriorment per Sankovskii (1992). Aquesta via intenta superar les dificultats que presenten els mètodes que utilitzen criteris múltiples i es basa en conceptes de la teoria de la informació (Margalef, 1957, 1963). En aquests models, la vàlua ecològica d'un espai natural es defineix de la forma següent:

$$VE = - \ln (p_i)$$

on **VE** és la vàlua ecològica i p_1, p_2,...,p_k són les freqüències, és a dir, les probabilitats assignades als diferents atributs de l'espai avaluat –geomorfològics, hidrològics, ecològics, estètics, etc.

Segons aquests mètodes d'avaluació, el valor ecològic dels espais naturals, de les comunitats o dels ecosistemes és proporcional a les probabilitats de desaparició associades a elements particulars d'aquests espais. Aleshores, el valor ecològic s'estima emprant dades de fragilitat relativa, unicitat, dimensions de la unitat de regeneració per a elements naturals definits, i intensitat de factors destructius, mitjançant la utilització de diverses funcions matemàtiques complexes. Així doncs, el valor ecològic d'un territori específic es calcula per agregació de tots els valors obtinguts en les funcions esmentades.

Malgrat l'atractiu conceptual d'aquests models, no es té coneixement que s'hagin pogut aplicar fins ara. El principal obstacle és la complexitat dels paràmetres inclosos en les equacions emprades, els quals exigirien desenvolupar uns procediments acceptables per a l'estimació quantitativa de la fragilitat, de l'àrea mínima viable, de la intensitat dels factors destructius externs, etc., cosa que, tal com s'ha vist abans, sol resultar molt dificultosa en general i, en certs casos, no sembla factible ara com ara.

Comparant-los amb els mètodes d'avaluació patrimonial basats en criteris múltiples, sembla obvi que el procediment que postulen és més complex i d'aplicabilitat més restringida. Com que no s'han pogut aplicar satisfactòriament encara, no s'ha produït tampoc una avaluació empírica per comparar els avantatges i els inconvenients que poden oferir aquests models respecte als models d'avaluació del patrimoni natural vigents, en circumstàncies diverses, tal com els seus defensors demanen (Sankovskii, 1992).

11. Models mixtes i altres

Tots els models que s'han descrit en els apartats anteriors es poden combinar de maneres diverses, donant lloc a models mixtes de trets molt variables. A continuació s'examinen dos exemples de models d'avaluació mixtes diferents: un combina fases quantitatives i qualitatives i l'altre és exclusivament qualitatiu.

El primer model és el que es va aplicar en una avaluació dels espais naturals de les Illes Balears per a la seva protecció (Morey et al., 1984), un model remarcable no sols metodològicament, ans pel fet d'haver constituït el suport científic de *la Llei 1/1991 d'Espais Naturals Balears*, juntament amb l'avaluació efectuada uns anys abans per l'ICONA (Mayol et al., 1984).

La *Prospecció integrada de les Illes Balears i Pitiüses* seguia l'esquema del mètode IRAMS (*Impact Recording and Minimization System*) proposat per González Bernáldez (1974) i modificat amb posterioritat per altres autors. Consta de cinc parts principals. La primera, qualitativa, selecciona 73 espais d'interès natural i en separa tres de valor excepcional. La segona, també qualitativa, assigna a cada espai natural una classe de les diverses possibles per a cadascuna de 55 variables diferents prèviament definides. La tercera, quantitativa, pondera cada variable en una escala ordinal parcial que va de 0 fins a 9. La quarta jerarquitza les variables i obté noves ponderacions per a cada espai natural. La cinquena agrupa els espais en tres conjunts per cada grup de variables i, finalment, produeix la classificació definitiva. A continuació s'examina cada etapa per separat.

La primera etapa de selecció, doncs, va permetre la identificació d'un conjunt d'espais naturals que sumen un terç del territori de l'arxipèlag. Tots els illots que envolten Mallorca, Menorca, Eivissa i Formentera –189 amb nom i 70 més sense nom– varen ser considerats, directament i sense excepció, com dignes de protecció per raons ecològiques, paisatgístiques i culturals, motiu pel qual no foren avaluats. La selecció de la resta d'espais es va basar en els criteris següents:

(1) els espais que en alguna ocasió han estat reclamats per protegir o considerats d'especial interès per algun autor o col·lectiu prestigiós;
(2) els espais naturals menys alterats o més naturals;
(3) els hàbitats i les comunitats aïllades amb valors geològics, biològics o culturals singulars;
(4) els espais d'interès faunístic i florístic: endemismes, alta diversitat, lloc de cria o refugi d'espècies ornítiques migradores o d'interès científic, i
(5) espais amb valors culturals: arqueològics, historicoartístics, folclòrics, pedagògics, etc.

Es tractava de criteris heterogenis que tenien per objecte mirar de no excloure d'antuvi cap espai natural interessant. De tot el conjunt d'espais –73 en total–, n'hi havia tres que ja destacaven tant dels altres per les seves dimensions i per la qualitat ecològica que varen ser classificats de dret com àrees singulars. Són la serra de Tramuntana de Mallorca, les serres dels Amunts d'Eivissa i l'arxipèlag de Cabrera. Els dos primers espais sumen prop del 43% de la superfície conjunta de tots els espais naturals seleccionats a les illes. El sistema d'avaluació es va aplicar, doncs, als 70 espais naturals restants.

La segona etapa va començar per identificar 55 variables respecte a les quals es va classificar cadascun dels 70 espais naturals seleccionats. Després, en funció dels objectius de l'avaluació, es varen definir diversos graus dins de cada variable. Tot seguit es va procedir a assignar a cada espai un grau de cada variable. El llistat complet de les variables avaluades, agrupades en conjunts, s'indica a la taula 9.

Arribats a aquest punt, es va procedir a ponderar cada variable mitjançant una escala ordinal homogènia de deu valors. El valor de ponderació adoptat com a final va ser el promig dels punts que els havien assignat els experts, en funció d'uns barems prèviament definits. En aquesta etapa hom va aplicar la *Tècnica de matrius de Leopold* (Leopold et al.,1971) per a l'avaluació d'impactes ambientals.

Quan s'empra un nombre tan alt de variables, hi sol haver dos problemes força comuns: la dependència i la relativa desigualtat entre elles. Per fer-hi front, tal com s'ha dit abans, s'acostuma a ponderar les classes obtingudes, unes respecte a les altres. Aquest fou l'objecte de la quarta etapa, que va aplicar, doncs, un model de valors ponderats, basat en l'anomenat *Mètode Batelle* (Dee et al., 1972). Els coeficients de multiplicació adoptats per a cada variable varen ser decidits conjuntament per l'equip multidisciplinar d'avaluadors. El resultat de multiplicar els coeficients pels valors de cada variable va donar lloc a les matrius valorades per a cada illa, com mostra la figura 34.

La cinquena etapa va produir tres conjunts d'espais naturals, agrupant els que tenien valors alts, mitjans i baixos per a cada grup de variables –abiòtiques, biòtiques, de contaminació/ degradació i culturals. Aquest procediment es va dur a terme separadament per a cada illa, considerant que cadascuna és una unitat biogeogràfica diferenciada. A partir d'aquesta classificació per grups es va procedir a la reclassificació definitiva, aquesta vegada en quatre grups de valor ambiental: extraordinari, molt alt, alt i mitjà. Els valors mitjans i baixos no apareixien perquè ja foren eliminats en la primera etapa de l'avaluació.

Taula 9. Variables analitzades a les Illes Balears en l'avaluació dirigida per M. Morey et al. (1987)

AMBIENT NATURAL
a) Abiòtic
1. Temperatura mitjana anual
2. Pluviometria mitjana anual
52. Zones climàtiques
53. Tipus de cavitats càrstiques
54. Litologia
55. Estabilitat de les platges
4. Classes geomorfològiques de l'interior
5. Tipus de costa
6. Manantials
7. Aigües continentals
8. Cursos d'aigua
11. Àrees de recàrrega d'aqüifers
50. Condicions de drenatge superficial
b) Biòtic
16. Tipus de vegetació dominant
17. Espècies vegetals endèmiques
18. Espècies vegetals interessants o amenaçades
19. Espècies animals endèmiques o quasi endèmiques
20. Espècies animals interessants o amenaçades
21. Comunitats vegetals endèmiques i/o interessants
58. Vegetació potencial

AMBIENT SOCIOECONÒMIC
a) Relatiu a població autòctona i en relació al municipi on pertany l'àrea
28. Nuclis de població (residents locals)
29. Increment de població (en relació al municipi)
35. Distribució de la propietat (en relació al municipi)
36. Distribució del treball (en relació al municipi)
37. Nivell d'atur total (en relació al municipi)
38. Nivell d'atur estacional (en relació al municipi)
39. Renda «per càpita» (en relació al municipi)
b) Relatiu al turisme i en relació al municipi on pertany l'àrea
30. Nombre de places en allotjaments d'hotel (en relació al municipi)
30.b Oferta extrahotelera. Nombre de places d'apartaments i xalets (en relació al municipi)
31. Tipus de turisme dominant (en relació al municipi)
32. Estacionalitat del turisme (en relació al municipi)
c) Relatiu als usos del territori i en relació exclusivament a l'àrea d'estudi
23. Usos minerals
24. Usos agrícoles (en relació al municipi)
25. Usos ramaders (en relació al municipi)
26. Usos cinegètics (en relació al municipi)
27. Usos industrials (en relació al municipi)
33. Ports esportius
34. Camps de golf
40. Xarxes viàries (que creuen el territori)
51. Condicions per a la construcció

CONTAMINACIÓ (EN SENTIT AMPLI, INCLOSA LA DEGRADACIÓ)
14. Contaminació de les aigües subterrànies
15. Estat de les aigües costaneres
22. Incendis (en relació al municipi)
41. Xarxa de clavegueram (en relació al municipi)
42. Depuradores (en relació al municipi)
43. Tractament de residus sòlids (en relació al municipi)
56. Sistemes de sanejament (en relació al municipi)

AMBIENT CULTURAL
44. Indrets d'interès geològic
45. Indrets històrics
46. Monuments històrics (o de valor històric, cultural o popular)
47. Monuments artístics
48. Restes arqueològiques
49. Recursos didàctics

És digne d'esment el fet que el nombre total d'espais naturals protegits per la Llei 1/1991 del Parlament Balear augmentés fins a 84 –sense comptar els illots ni els claps esparsos d'alzinar, els quals també van ser protegits de manera genèrica. La superfície conjunta d'aquests espais naturals equival al 37,5% del territori de l'arxipèlag, un percentatge que situa les Balears com la segona comunitat autònoma d'Espanya amb més territori protegit –si més no legalment–, darrera de les Illes Canàries, que hi tenen el 40,25%. Ara bé, a diferència de les Canàries, que contenen la concentració més gran de parcs nacionals de l'Estat, només tres espais naturals baleàrics disposen d'un rang de protecció especial: els parcs naturals de s'Albufera (1988) i Mondragó (1992), i el Parc Nacional Marítim i Terrestre de l'arxipèlag de Cabrera (1991).

El segon exemple, corresponent a un model d'avaluació mixte qualitatiu, és força anterior. Es tracta de la *Valoració ecològica i usos postulables per Andorra* (Folch et al., 1979), una avaluació que defineix dues grans categories de patrimoni natural: els espais de dedicació agrosilvícola preferent i els elements a protegir especialment.

La informació de base prové de dues cartografies temàtiques realitzades expressament a la mateixa escala –a 1:50.000–: la cartografia de litologia i geomorfologia –amb 12 classes de formacions rocalloses i 18 classes de formes–, i la cartografia de vegetació –amb 46 classes de vegetació diferents.

De tot aquest conjunt d'elements geològics i biològics cartografiats, i en funció d'una apreciació qualitativa de llur singularitat, obtinguda a partir dels criteris de raresa, interès científic i particular bellesa, hom va procedir a seleccionar aquells espais que s'integrarien en la categoria d'elements a protegir o en la d'espais de dedicació agrosilvícola. L'aplicació dels tres criteris esmentats es va efectuar qualitativament i a discreció de tres equips d'avaluadors, els quals varen fer servir tres criteris pel substrat geològic, quatre per les plantes i quatre més per la fauna. La valoració del darrer criteri de bellesa és difuminada i variable al llarg de l'obra.

Els dos conjunts d'elements patrimonials que varen resultar són els següents:

Figura 34. Exemples de matrius parcials de l'ambient natural biòtic de Mallorca. Els codis numèrics de la columna esquerra corresponen als que s'indiquen a la taula 9. Els codis de la fila superior corresponen als números adjudicats als diversos espais naturals avaluats. Segons M. Morey et al. (1987).

MATRIU DIRECTA

Àrees		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
Variables	16	4	12	9	12	6	5	9	14	16	15	3	3	6	5	5	5	3	3	3	6	12	5	5	16	16	16	6	3	3	3	2	3	8	3	8
	17	2	1	1	1	2	2	3	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	2	1
	18	2	1	1	1	2	2	1	1	1	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
	19	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	20	2	3	1	3	2	2	3	3	1	1	2	2	2	1	1	1	1	2	1	2	3	2	3	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1
	21	1	2	1	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1
	58	1	3	1	3	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

MATRIU VALORADA

Àrees		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35
Variables	16	5	6	3	6	7	7	3	6	1	8	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	7	7	1	1	1	7	7	7	7	9	7	8	7	8
	17	5	1	1	1	5	5	9	5	1	5	5	5	5	5	5	5	1	5	1	5	5	5	1	1	1	1	5	5	5	5	1	1	1	5	1
	18	5	1	1	1	5	5	1	1	1	5	1	5	5	1	1	1	1	1	1	5	1	1	1	1	1	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1
	19	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	20	5	9	1	9	5	5	9	9	1	1	5	5	5	1	1	1	1	5	1	5	9	5	9	1	1	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1
	21	1	9	1	9	9	1	1	1	1	9	9	9	9	1	1	1	1	1	1	9	9	1	9	1	1	1	9	1	1	1	9	1	1	1	1
	58	1	9	1	9	5	1	1	1	1	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9	1	5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Suma		23	36	9	36	37	25	25	24	7	30	33	33	33	17	17	17	13	21	13	33	40	21	33	7	7	7	33	17	17	17	23	13	14	17	14
TOTAL PONDERAT		36	65	14	65	62	38	38	37	12	47	54	54	54	22	22	22	18	30	18	54	69	30	58	12	12	12	54	22	22	22	36	18	19	22	19

(1) espais de dedicació agrosilvícola preferent, els quals comprenen les següents unitats: boscos subalpins densos de pi negre i avet, bedollars, boscos montans densos de pi roig, rouredes i freixenedes, conreus i prats de dall de fons de vall o de raiguer;

(2) elements a protegir especialment, que comprenen la proposta de dos possibles parcs naturals, un a Casamanya i l'altre als Pessons-Gargantillar-Estall Serrer, i també un seguit de localitats on hi ha singularitats naturals, tals com les comunitats vegetals de pinedes de pi negre amb sesleria blava, les rouredes i freixenedes, les mulleres de càrex i la vegetació fontinal i lacustre, els prats basòfils d'ussona i d'elina i les salzedes nanes de congesta. També inclou dos tipus d'elements geomorfològics: les morrenes de glaceres rocoses i els dipòsits glaciolacustres, que resulten excepcionals en el context andorrà.

El mapa d'avaluació grafia els espais de dedicació agrosilvícola preferent a escala 1:50.000. Dels dos parcs naturals proposats només dóna una poligonal orientativa. De la resta d'elements a protegir especialment dóna posicions aproximades amb signes convencionals. La llegenda també inclou els espais de dedicació pastoral extensiva preferent, però el mapa no els grafia. La fauna no té traducció en la valoració perquè s'indica que és més aviat pobra i banal en el context pirinenc, tot i que els invertebrats terrestres no hi són tractats.

Les propostes de conservació i de gestió de la majoria d'aquests elements patrimonials són genèriques. En el cas dels dos espais d'especial protecció, no s'insinua el model de gestió que els convindria ni s'indica la figura que els escauria.

A diferència de l'avaluació de les Illes Balears esmentada més amunt, la del patrimoni natural d'Andorra s'ha traduït, fins ara, en molt poques mesures de conservació concretes: l'establiment de les reserves de caça de la Serra d'Enclar i de Xixerella, i el règim de protecció estricta de la vall de Sorteny, dins de l'àmbit del Parc Natural de Casamanya proposat (Boada & Fernández, 1997).

Finalment, per no excloure cap opció del repertori de mètodes d'avaluació del patrimoni natural, escau fer esment del punt de vista dels detractors, és a dir, d'aquells avaluadors que consideren que tots els models d'avaluació exposats anteriorment són inherentment i ineluctablement subjectius. Partint d'aquesta premissa, recomanen que l'avaluació del patrimoni natural adopti la forma d'un procés de pensament lògic, desenvolupat al llarg d'unes línies mestres, totes les passes del qual, sense excepció, poden ésser expressades verbalment, sense haver de recórrer al llenguatge matemàtic (Nilsson, 1986).

12. Models basats en sistemes d'informació geogràfica

Els sistemes d'informació geogràfica (SIG) consten d'un potent maquinari, un programari i un seguit de procediments específics per capturar, tractar, manipular, analitzar, modelitzar i representar dades georeferenciades. Per treure'n tot el rendiment cal comptar amb professionals ben preparats i disposar de bases de dades idònies, les quals solen constituir el component més costós del sistema, tota vegada que cal generar-les, adaptar-les i actualitzar-les de forma periòdica. Iniciats a darreries dels anys 1960, els sistemes d'informació geogràfica van tenir un gran desenvolupament a partir de la dècada dels vuitanta i han anat multiplicant les seves aplicacions fins a l'actualitat. Destaquen especialment les aplicacions vinculades al patrimoni natural, al medi ambient i als recursos naturals, les quals han permès, per primera vegada, dur a terme anàlisis referenciades geogràficament en àmbits molt extensos, tant regionals, com nacionals o internacionals.

Aquests darrers anys, l'aplicació dels sistemes d'informació geogràfica en les etapes d'inventari, de planificació i de gestió del patrimoni natural ha esdevingut extensa i diversificada, tant en les administracions públiques, com en els centres de recerca i en empreses privades. Tots els models d'avaluació exposats en els capítols precedents es poden dur a terme mitjançant els sistemes d'informació geogràfica. Ara bé, la capacitat d'emmagatzematge, d'anàlisi i de manipulació de les bases de dades ingents pròpies d'aquests instruments ha fet possible un desenvolupament extraordinari de llurs dimensions analítiques i quantitatives georeferenciades, cosa que abans no era factible.

Als Estats Units, país capdavanter en l'aplicació dels SIG, destaquen quatre programes impulsats pel govern federal integrats en el programa MRLC (*Multi-Resolution Land Characteristics*): el GAP (*Gap Analysis Program*), l'EMAP (*Environmental Monitoring and Assessment Program*), el NAWQA (*National Water Quality Assessment) i el C-CAP (Coastal Change Analysis Program*). El propòsit del programa MRLC és desenvolupar un sistema d'àmbit nacional que permeti fer un seguiment geoferenciat de les característiques i dels processos ambientals a escales múltiples, per tal de fer el seguiment, identificar i avaluar els canvis ambientals del país (Shaw & Jennings, 1995).

Per la seva rellevància en l'avaluació patrimonial, s'examina tot seguit el programa GAP. Promogut pel *US National Biological Service* en col·laboració amb empreses, amb organitzacions no governamentals i amb organismes dels governs locals, estatals i federals, el GAP és l'esforç més ambiciós realitzat fins avui per conservar la diversitat biològica. La seva missió és desenvolupar informació sobre la biodiversitat del país per tal de permetre l'adopció de decisions més informades per part de planificadors, gestors, empresaris, etc. En conseqüència, tota la informació que el programa GAP genera esdevé de domini públic, via publicacions, CD-ROMs (*Compact Disc-Readable On Machine*), o via internet.

El model GAP s'ha difós en estats on ja existia un sistema d'espais protegits, normalment desenvolupat al llarg d'anys tot aplicant criteris diferents en les diverses etapes històriques. Mitjançant el GAP hom vol avaluar els dèficits d'aquests sistemes d'espais protegits i elaborar recomanacions o propostes que garanteixin la salvaguarda de la diversitat biològica. Ofereix considerables avantatges a escala bioregional, de conques hidrogràfiques o d'altres regions naturals –les escales de la diversitat γ– però ha tingut fins ara poca aplicació en l'avaluació del patrimoni natural d'àmbits més reduïts.

El seu nom juga amb el doble sentit del mot anglès *gap*, que vol dir buit o forat, alhora que és l'acrònim de *Gap Analysis for the Protection of biodiversity*. Amb un enfocament preventiu, proposa la identificació de les estratègies espacials més efectives per a la conservació a llarg termini de la diversitat biològica a nivell bioregional o estatal. D'altra banda, la comparança amb els espais naturals que ja disposen d'un tipus o altre de protecció permet detectar els buits del sistemes de protecció actual, i, per tant, definir els objectius cap als quals caldrà concentrar els esforços conservacionistes.

El GAP es basa en la premissa que l'eficiència en la salvaguarda de la biodiversitat a llarg termini creix gradualment en desplaçar l'atenció des de les espècies cap a les comunitats, els ecosistemes i els grans tipus de paisatges. Una premissa fonamentada en les teories ecològiques, que es veu reforçada pels efectes previstos a resultes de la perspectiva de canvi climàtic global (Rotmans et al., 1994). Postula assolir una representació adequada de tots els ecosistemes existents mitjançant sistemes d'espais naturals conservats o protegits, ja que es considera que, donades les tendències prevalents, els espais que no disposen de cap protecció legal que permeti garantir llur conservació a llarg termini es troben en situació de risc. S'entén que la conservació a llarg termini requereix que els ecosistemes es puguin sostenir per si mateixos (Scott et al., 1993).

Per exemple, a la regió sud-oest de Califòrnia, de clima i paisatge mediterranis, el GAP va identificar i va cartografiar la distribució de 17 comunitats vegetals amenaçades, la majoria de les qual es troben a les terres baixes o prop del litoral. Els boscos caducifolis de noguer negre (*Juglans nigra*), amb només un 6% de la seva superfície en propietats públiques, i en-

cara desigualment protegides, constitueixen la comunitat més amenaçada (Stoms & Davis, 1995).

L'anàlisi de forats o buits de protecció sol recolzar en les següents bases de dades:

- tipus de vegetació, normalment obtingut a partir de la classificació d'imatges espectrals de satèl·lits (Landsat, Spot, etc.), amb l'ajut de fotografies aèries, mapes de vegetació disponibles i treball de camp;
- distribució dels vertebrats terrestres coneguts, dels centres de riquesa específica per a diferents tàxons en cada tipus de vegetació i a cada regió natural, de centres d'endemismes, i estatus de protecció de les diverses espècies;
- distribució dels lepidòpters, com a grup indicador dels invertebrats terrestres;
- distribució de les espècies amenaçades, en risc d'extinció o sensibles;
- distribució dels espais gestionats per a la protecció de la diversitat biològica, tant públics com privats, classificats segons el grau de protecció a la diversitat biològica que ofereixen;
- distribució dels usos del sòl, de la propietat del sòl, el planejament urbanístic i territorial de més entitat, etc.;
- hidrografia i topografia;
- distribució dels sòls, geologia, i altres, i
- inventari nacional de zones humides.

Una vegada totes les dades necessàries són disponibles en els sistemes d'informació geogràfica, hom procedeix a la fase d'anàlisi, que s'adequa a les necessitats de cada cas. Dels elements comuns, destaca la distribució dels vertebrats –espècie per espècie, o grup per grup– obtinguda a partir d'uns models predictius, la qual, combinada amb la de la vegetació, permet inferir hàbitats i identificar localitats de valor per a la biodiversitat. Llavors, hom pot examinar els espais on es concentra la major diversitat d'espècies en general, o d'aquelles que estan amenaçades o en perill d'extinció, i comparar-la amb la distribució dels espais naturals protegits amb diferents nivells de protecció, per avaluar la proporció dels diferents hàbitats que contenen, o bé per analitzar el seu grau de connectivitat amb d'altres ecosistemes similars, etc.

Un altre pas més avançat és l'aplicació d'altres models o algoritmes per analitzar la viabilitat de les espècies o de les comunitats en les àrees d'hàbitat definides abans. Cada model sol oferir un cert nombre d'opcions que garantirien teòricament la conservació de la gran majoria d'espècies terrestres vertebrades, entre les quals es pot triar la que sembli més idònia en funció de criteris de gestió o de planificació. Per a la resta d'espècies cal dissenyar estratègies diferents, car se sol tractar d'espècies rares, endèmiques, o bé localitzades en indrets molt reduïts. La figura 35 mostra un esquema típic d'aquest model.

Si hom disposa de les bases de dades necessàries, l'anàlisi de buits de protecció es pot realitzar en un any. Permet elaborar diagnosis orientatives, però fiables, sobre l'eficiència dels sistemes d'espais protegits existents o proposats per a la conservació de la biodiversitat o de certs components en particular. L'any 1988 varen començar els estats d'Idaho, Oregon, Utah i Califòrnia i al moment d'escriure aquestes ratlles ja són 42 els estats que han iniciat o acabat el seu projecte GAP (Edwards, 1995).

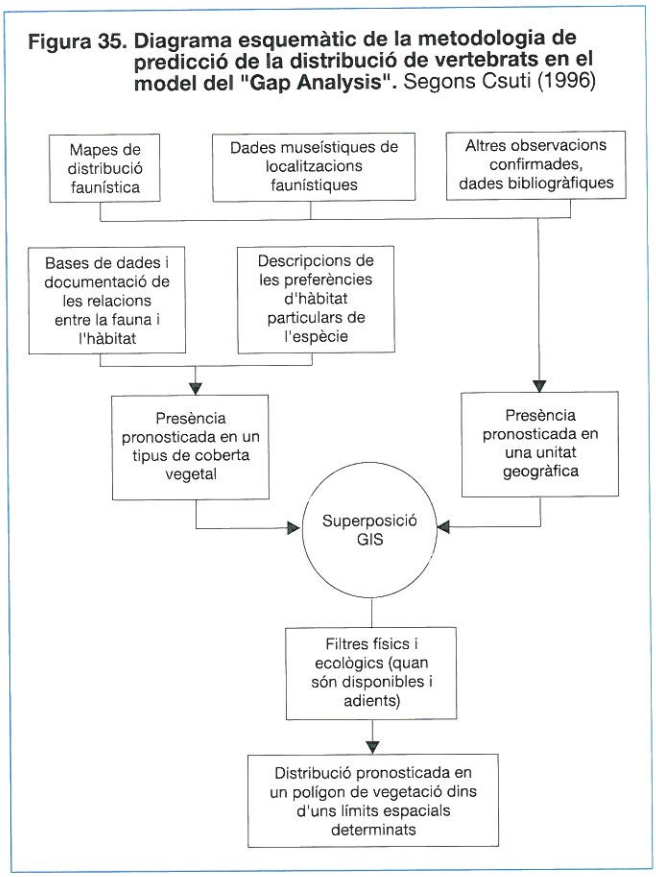


Figura 35. Diagrama esquemàtic de la metodologia de predicció de la distribució de vertebrats en el model del "Gap Analysis". Segons Csuti (1996)

Hom confia que el projecte GAP fornirà les avaluacions sobre la biodiversitat més detallades que mai hagin existit per al conjunt dels EUA (Edwards, 1995). Lògicament, la validesa d'aquestes avaluacions dependrà de la qualitat de les bases de dades, de la precisió dels models de distribució de fauna emprats i de la fiabilitat de les diverses premisses adoptades. Els

protocols del projecte GAP demanen avaluar quantitativament la validesa de les seves diverses bases de dades, així com les de llurs prediccions.

La qualitat de les cartografies de vegetació varia segons les metodologies emprades, segons el nombre de classes obtingudes i segons la mínima unitat cartografiable, però es demana que la seva validesa superi el 85%. Als estats de Nova Anglaterra, amb un mosaic paisatgístic comparativament petit, la cartografia de la vegetació s'ha generat amb un mètode que combina la videografia aèria i els sistemes de posicionament global (GPS) amb la classificació d'imatges satèl·lit espectrals. Amb aquest mètode hom va assolir un 89% de precisió en la cartografia de 42 tipus de vegetació, dels quals 30 corresponen a diferents tipus de forests (Slaymaker et al., 1996).

Lògicament, la precisió de les prediccions de distribució de vertebrats i invertebrats és més variable que la de la vegetació. A l'estat d'Utah, per exemple, la precisió de les prediccions efectuades en vuit parcs nacionals, dels quals hom disposava de bons inventaris faunístics, variava des d'un 70 % en el cas dels amfibis fins al 91% per als ocells. A l'estat d'Idaho, hom va assolir un 85% de precisió en la predicció de la distribució d'amfibis i rèptils (Edwards, 1995). A l'estat de Nou Mèxic, en canvi, la precisió va ser molt menor.

D'entre els sistemes d'avaluació dels espais naturals protegits destaca el que va desenvolupar el GAP d'Indiana, el qual combina tres mètodes diferents: una avaluació disjunta basada en sis criteris ecològics; una matriu que classifica el miler llarg d'espais protegits segons el tipus de protecció –conservació activa, conservació passiva, ús lleuger i ús intens– i la durada de la mateixa –vocació de permanència, més de 30 anys, menys de 30 anys, incerta–, i, en tercer lloc, un complet qüestionari adreçat a tots els gestors.

Probablement, els mapes de més significació política són aquells que classifiquen tots els espais en una escala de valors de conservació, amb una gradació de colors que mostra els hàbitats que no estan representats o que no ho estan prou en els sistemes d'espais protegits actuals. Els valors assignats a diferents àrees acostumen a ser traduïts a llegendes acolorides, la qual cosa facilita productes de gran qualitat gràfica i didàctica. Els sistemes d'informació geogràfica tenen, en efecte, un poder mediàtic considerable, ja que permeten mostrar molts elements diferents, combinats de formes diverses, a diferents escales, en seqüències dinàmiques de mapes, taules, gràfiques, etc. que poden ser projectats en pantalles o bé ésser impresos, a les escales desitjades i amb la gamma de colors o de trames més adients. Són aquestes característiques les que han ajudat a fer-los atractius a moltes audiències.

Alguns dels projectes GAP conclosos als EUA han impulsat propostes conservacionistes de gran entitat, que no s'haurien pogut elaborar abans per manca dels mitjans necessaris, com ara la xarxa interconnectada d'hàbitats naturals definida a Florida a partir d'una distribució d'espais protegits que optimitza la conservació d'espècies i de comunitats rares i en davallada (Cox et al., 1994). Escau destacar també el fet que hagin ajudat a formular diverses estratègies estatals de conservació de la biodiversitat científicament defensables, tals com les de Califòrnia, Florida, Missouri, Nevada, Oregon (George et al., 1996) i Wisconsin (Addis, 1995).

Ja s'ha parlat en un altre lloc del paper crucial que poden tenir els paràmetres d'àmbit en les avaluacions patrimonials. Un dels més delicats de definir és la proporció mínima de cada comunitat, ecosistema o paisatge que hom considera que hauria d'estar protegit o eficaçment gestionat per tal de garantir-ne la supervivència a llarg termini. La IUCN, per exemple, va proposar que es protegís com a mínim un 10% de cadascun dels tipus de vegetació indígena d'un país (Miller, 1984). Però aquesta xifra no és màgica ni té cap suport ecològic defensable, ja que les correspondències entre els límits dels països i els de les regions biogeogràfiques o els biomes són extremadament variables, encara que a Europa predominen les correspondències baixes. És a dir, la xifra pot ser útil només a efectes comparatius. D'altra banda, no sols les dimensions compten, sinó que la distribució espacial de les àrees protegides i llurs connexions biològiques té efectes notoris en les possibilitats de supervivència de nombroses comunitats i espècies.

En aquest sentit, els sistemes d'informació geogràfica poden ajudar també, puix que permeten avaluar els efectes de polítiques conservacionistes diferents i explorar els efectes de diferents paràmetres d'àmbit. A l'estat d'Idaho (EUA), per exemple, hom va avaluar les conseqüències que resultarien de diverses alternatives de distribució dels espais protegits que cobrissin, com a mínim, el 10% de l'àrea ocupada per cadascun dels 113 tipus de vegetació indígena, juntament amb el 10% de l'àrea de distribució pronosticada per a totes les espècies de vertebrats, amb l'objecte d'identificar-ne la distribució més eficient (Merill et al., 1995).

A escala europea, el Consell d'Europa va aprovar l'any 1985 la realització del programa CORINE (*COoRdination of Information on the Environment*) per tal d'inventariar, coordinar i comptabilitzar la informació mediambiental i els recursos naturals de la Unió Europea. El CORINE consta de diversos projectes sobre biòtops, vegetació natural, risc d'erosió del sòl, recursos hidrològics, emissions atmosfèriques, etc., tots ells recolzats en SIG. El *CORINE Land Cover* (1987), en concret, constitueix la capa corresponent a l'ocupació biofísica del sòl. A partir d'imatges satèl·lit i de fotografia aèria, hom va classifi-

car i cartografiar tot el territori comunitari en 64 classes de cobertes vegetals, moltes de les quals corresponen a mosaics, amb una unitat mínima cartografiable de 25 ha. El mapa de vegetació que en va resultar, a escala 1:100.000, va ser el primer mapa d'aquest estil complet de les terres catalanes. El *CORINE habitats* és en curs de realització. El format digital d'aquestes capes permet múltiples usos i aplicacions en els sistemes d'informació geogràfica.

Els sistemes d'informació geogràfica han estat instrumentals per elaborar diverses propostes d'estructura ecològica bàsica de la Unió Europea. Una d'elles recolza en un mètode de criteris múltiples: tres criteris ecològics –diversitat, raresa i localització– i un criteri de planificació –tots els espais naturals protegits que ja existeixen. El resultat va ser una xarxa d'espais de valor ecològic a escala europea que comprèn proporcions substancials dels estats membres, per exemple, el 38,2% de la superfície d'Espanya, el 28,7% de França, el 35,3% d'Itàlia i el 47,1% de Grècia (Bischoff & Jongman, 1993).

A l'estat espanyol s'han dut a terme nombroses avaluacions patrimonials recolzades en SIG durant la dècada dels anys 1990. Un exemple senzill és l'*Atlas de espacios naturales y recursos culturales de interés para el trazado de carreteras del Estado*, elaborat pel Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, un veritable inventari obert que comprèn tant els espais naturals mereixedors de protecció com aquells que ja són legalment protegits (Borrajo et al., 1993).

A Catalunya, els SIG van començar la seva aplicació en el camp ambiental de la mà de l'Institut Cartogràfic de Catalunya, organisme que ha generat en els darrers deu anys una quantitat molt notable de cartografies generals de referència i de suport en format digital, alhora que ha publicat nombrosos mapes de vegetació i d'usos del sòl obtinguts per classificació d'imatges espectrals (Institut Cartogràfic de Catalunya, 1992). L'any 1992, el Departament de Medi Ambient va impulsar el *Sistema d'Informació Ambiental de Catalunya* recolzat en sistemes d'informació geogràfica (Departament de Medi Ambient, 1995).

Des de l'òptica de l'avaluació del patrimoni natural, cal destacar la tasca del Servei de Planificació de l'Entorn Natural, que té en curs d'elaboració i d'integració diverses bases de dades sobre zones humides, hàbitats d'interès comunitari, espècies d'interès comunitari, flora i fauna de Catalunya, etc. En projecte hi ha l'elaboració de la *Cartografia temàtica del patrimoni natural* i el *Banc de dades de biodiversitat de Catalunya* (Secció de Plans i Projectes, DMA, 1996). D'altra banda, la planificació dels espais naturals inclosos en el PEIN ja s'efectua habitualment amb ajut dels SIG (Departament de Medi Ambient, 1995).

Les primeres aplicacions dels sistemes d'informació geogràfica en l'avaluació del patrimoni natural de tot Catalunya es tractaven de simples sobreposicions, com ara el mapa titulat *Vulnerabilitat de les connexions biològiques entre els espais d'interès natural*, obtingut a partir de la cartografia d'usos del sòl (1987) i de la delimitació d'espais naturals del PEIN. D'entre les primeres aplicacions que treuen més profit del potencial analític d'aquests instruments es poden esmentar les que s'han dut a terme a l'àrea metropolitana de Barcelona (Vendrell & Presmanes, 1993); a la Plana del Vallès (Diego et al., 1994); i a la regió perifèrica de Girona ciutat (Bru et al., 1997), les dues darreres inspirades en els mètodes de l'ecologia del paisatge.

A nivell d'inventaris, destaca l'*Inventari ecològic i forestal de Catalunya* que acaba d'elaborar el Centre de Rercerca Ecològica i Aplicacions Forestals, ja que integra les dades de més de 10.000 estacions de mostreig amb 34 variables: topografia, espècies presents, densitat, distribució per classes diamètriques, volum i producció de fusta i escorça del tronc, biomassa, edat, índex foliar, cabuda de la coberta, concentració d'elements importants (carboni, nitrogen, fòsfor, sofre, calci, magnesi i potassi), etc. El caràcter georeferenciat de la base de dades permet nombroses anàlisis a nivell de divisions administratives, de propietat del sòl, de regions naturals, etc. Un salt qualitatiu remarcable, doncs, en l'inventari i en la diagnosi dels espais forestals arbrats, els quals cobreixen el 40% de Catalunya (Gràcia, 1997).

Pel que fa als espais naturals de protecció especial, escau destacar el projecte VULCÀ, un sistema d'informació geogràfica molt manejable dissenyat per atendre les necessitats de gestió i de planificació del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, basat en el programa Miramón (Pons et al., 1996).

L'aplicació dels sistemes d'informació geogràfica en l'avaluació del patrimoni natural és previsible que segueixi creixent en el futur proper. La disponibilitat cada vegada més gran de bases cartogràfiques i temàtiques digitalitzades fa possible aplicar els models d'avaluació descrits anteriorment damunt de bases georeferenciades i interactives, des de l'escala municipal fins a la continental o global. Quan es tracta d'avaluar quantitativament bioregions o àmbits administratius extensos, els sistemes d'informació geogràfica ofereixen unes capacitats que els converteixen sovint en els instruments d'elecció. Cal advertir, tanmateix, que la qualitat visual dels seus productes i l'ús del llenguatge informàtic pot donar-los l'aparença d'una precisió i fiabilitat més grans de les que tenen realment. Cal, simplement, distingir la qualitat gràfica del producte, que sol ésser excel·lent, de la qualitat intrínseca de l'avaluació, que depèn, com s'ha vist abans, de molts factors que són independents del maquinari i del programari.

13. Conclusions

El lector que arribi fins ací després d'haver llegit els capítols anteriors ja haurà tret segurament les seves conclusions i les que ara s'exposen li poden semblar balderes o incompletes. Però com que hi haurà lectors que començaran a llegir aquest treball per les conclusions o que, per la raó que sigui, només llegiran aquesta part, m'ha semblat convenient resumir alguns dels punts generals de més interès.

L'aplicació de criteris racionals i explícits per a les avaluacions del patrimoni natural, sobretot quant a la identificació i a la selecció d'espais naturals, s'ha anat generalitzant durant els darrers decennis. En un procés gradual que va començar fa prop de vint anys, les avaluacions qualitatives s'han vist desplaçades per les avaluacions semiquantitatives o quantitatives. Un mètode quantitatiu, però, no és forçosament millor que un de qualitatiu, encara que pugui semblar-ho. Els números –com a signes– són més fàcils de manejar que els mots –com a símbols– però només poden captar la part de la realitat que és mesurable. La qualitat d'un model d'avaluació només es pot jutjar en funció dels seus objectius i de la seva adequació a la realitat ecològica i social que ha de servir.

Els estils de pensament estratègics i holístics, qualitatius, són determinants per abordar correctament els problemes de la conservació del patrimoni natural. Una vegada els problemes estan definits i ben perfilats, aleshores els mètodes positivistes, quantitatius, poden aportar un ajut molt estimable.

Les avaluacions del patrimoni natural es basen en els tres principals grups de criteris que es poden anomenar ecològics, culturals i de planificació/gestió. Els criteris ecològics acostumen a prevaler i són els únics sobre els quals existeix un consens generalitzat. Tanmateix, els criteris de planificació/gestió poden tenir, de vegades, una importància comparable, o fins superior en alguns plans concrets.

Els criteris ecològics més generalment usats són: diversitat, raresa, dimensions, naturalitat o integritat, representativitat, fragilitat o vulnerabilitat i connectivitat. Per a cadascun d'aquests criteris existeixen diverses accepcions, de vegades divergents, unes més adients que les altres per a diversos propòsits. La forma de mesurar els criteris presenta també una varietat considerable de mètodes i de tècniques. La més idònia no sols depèn de la qualitat i de la fiabilitat de les dades de base de què hom disposi, ans també de l'existència d'experts i de les dimensions de l'àmbit considerat.

Els criteris de planificació/gestió juguen un paper important a l'hora de la veritat, és a dir, quan s'han d'emprendre accions concretes de conservació, de protecció o de restauració. N'hi ha tres grups principals que vénen a ser indicadors de la necessitat, de la factibilitat i de l'eficiència. La majoria de criteris/indicadors disposen dels seus mètodes de mesura particulars, en el marc de les ciències socials, polítiques i econòmiques. Els criteris indicadors d'eficiència són els que s'han desenvolupat més en els darrers anys i els que tenen més potencial per reformar polítiques públiques contradictòries. Per aquests criteris, l'ús de l'economia ambiental sol conduir a resultats divergents en relació amb l'economia neoclàssica. La primera, més coherent amb els objectius de l'avaluació patrimonial, comença a desplaçar gradualment la segona. La prevalència de l'economia neoclàssica en les economies de mercat genera ineficiències i contradiccions molt greus que caldrà corregir si es vol conservar el patrimoni natural.

Els criteris culturals comprenen la categoria més ampla i diversa: hi ha criteris estètics, científics, educatius, recreatius, religiosos, historicoartístics i arqueològics, i simbòlics. Generalment juguen un paper secundari, complementari dels anteriors, però en certs casos es poden convertir en protagonistes, de forma inesperada. La majoria d'aquests criteris s'usen per a la valoració del patrimoni cultural, històric i artístic, des de fa temps i disposen de formes d'avaluació ben conegudes. Tant en llur definició com en llur aplicació, els criteris culturals depenen del context social, polític i cultural i mostren variacions d'un país a un altre.

En qualsevol cas, cal deixar clar que la selecció de criteris i d'accepcions, l'assignació de rangs i la tria de models d'avaluació són totes elles operacions subjectives, la idoneïtat de les quals depèn de l'art de l'avaluador i dels factors que condicionen la seva tasca.

Donades les dificultats que comporta l'elaboració correcta d'avaluacions del patrimoni natural per a la conservació, hi ha un cert risc que els resultats obtinguts puguin esdevenir artefactes amb poca significació real, si les premisses en les quals es basen no són prou vàlides. En conseqüència, és molt convenient que els criteris utilitzats siguin adequadament definits, que les raons per les quals s'utilitzen siguin exposades de forma explícita i que les premisses subjacents a cada mètode d'avaluació siguin clarament explicades. En cas contrari, hi ha dos perills principals: de cara al públic, el procés d'avaluació pot semblar una mena de cortina de fum per dissimular decisions preses segons prioritats diferents. De cara als experts i als gestors, sorgeixen problemes quan es volen efectuar comparances, afinar la metodologia, o aplicar els models avaluadors a altres nivells escalars o a altres elements naturals.

No existeix un mètode d'avaluació que sigui generalment acceptat com a millor que els altres de forma absoluta, sinó que la majoria dels models descrits tenen aspectes positius i negatius que els fan recomanables per a certes situacions i desaconsellables per a d'altres. És així que, per a cada situació, caldrà cercar el mètode més adient, que serà aquell que conjugui la idoneïtat, l'eficiència, la simplicitat i el fet que pugui ésser comprès, si més no de forma intuïtiva, tant pels polítics com pels sectors d'interessos directament implicats.

Els models no compensadors disjuntius o paral·lels ofereixen un conjunt d'avantatges metodològics molt estimables sobre els compensadors, motiu pel qual seria recomanable que fossin aplicats de forma més generalitzada. Això no obstant –o potser precisament per aquesta raó– els mètodes compensadors, formalitzats o no, deductius o inductius, continuen essent els que predominen en la majoria de països occidentals.

Els avantatges que ofereixen els mètodes vinculats als sistemes d'informació geogràfica poden ser molt importants, tant en termes de la qualitat gràfica com analítica, però cal tenir presents també les seves limitacions. En efecte, depenen de l'existència i de la disponibilitat de bones bases de dades digitalitzades, de personal entrenat per extreure'n el rendiment analític possible, de mitjans per mantenir actualitzades les bases de dades i per adquirir i mantenir l'utillatge informàtic adient. L'experiència del programa GAP dels Estats Units d'Amèrica és un bon exemple de la seva aplicació en la conservació de la biodiversitat. Les proves realitzades en algunes de les comarques més vulnerables i dinàmiques de Catalunya han mostrat aplicacions en diversos camps punters, com ara les avaluacions de representativitat, el disseny de franges tampó en ecosistemes amb diferents funcions o l'anàlisi i el seguiment de les connexions biològiques i paisatgístiques. Les possibilitats que ofereixen per avaluar aspectes del patrimoni natural de bioregions naturals o d'àmbits administratius més extensos aniran creixent a mida que hom disposi de més bases informatives en formats digitals idonis.

Els models compensadors de valors ponderats són més influïbles pel biaix dels avaluadors, però poden tenir altres aplicacions interessants, com ara la de caracteritzar posicions de grups d'interessos diferents i així ajudar en el procés de negociació i d'assoliment d'acords.

Els models basats en índexs compostos tenen una aplicabilitat més limitada, però ben establerta, en sectors determinats del patrimoni natural, com ara els ecosistemes aquàtics. És més fàcil que s'integrin a d'altres models d'avaluació, que no pas que fonamentin models quantitatius basats exclusivament en ells. Tenen l'inconvenient de semblar més objectius del que són en realitat, i de disfressar els judicis de valor subjacents amb el seu llenguatge matemàtic.

Finalment, hi ha els models quantitatius basats en la teoria de la informació. Tenen molta més complexitat conceptual i requereixen unes dades quantificades sobre molts elements naturals, dades que encara sembla prematur dir si es podran obtenir algun dia o no. De moment, només són una potencialitat incerta.

L'elecció de mètodes de criteris múltiples per a l'avaluació del patrimoni natural es pot guiar per diversos principis, que es poden resumir en nou, i que són els que hauria de complir el mètode d'avaluació seleccionat:

(1) s'hauria de basar en premisses que fossin intel·ligibles i fàcilment il·lustrables, és a dir, que poguessin ésser acceptades tant pels experts com pels polítics i la societat;

(2) per assolir el punt anterior, caldria que les premisses fossin validades lògicament i que es produïssin resultats que fossin comprensibles tant pels polítics com pel públic en general;

(3) hauria de fer explícits els valors i els judicis subjectius a fi de diferenciar amb claredat els components objectius de l'avaluació dels que es basen en judicis i en valors que poden ésser modificables;

(4) hauria de produir resultats consistents, és a dir, que fossin reproduïbles quan es donin les premisses suficients. Donat que les preferències subjectives per als diferents nivells de criteris, igual com per als criteris mateixos, poden variar enormement, el model ha de facilitar guies per estructurar aquests judicis a fi de facilitar-ne la reproducció;

(5) quan el model d'avaluació combina dades qualitatives i quantitatives és molt important que la metodologia permeti aquesta operació d'una forma raonable. Les dades qualitatives poden ésser transformades en valors numèrics en certs casos, però en altres no. En el primer cas, això comporta l'adopció de més premisses i una complexitat superior;

(6) hauria d'estimular la imaginació dels polítics i hauria de millorar la perspectiva de la decisió que calgui adoptar, tot i limitant al màxim acceptable la quantitat d'informació a considerar;

(7) hauria de permetre utilitzar informació provinent de diverses escales espacials, sense sucumbir als obstacles derivats de la dependència espacial d'alguns criteris, com ara el de raresa o el de diversitat;

(8) hauria de permetre la consideració d'alternatives diverses –tant separadament com en combinació– en diver-

sos territoris o nivells administratius, entre els quals cal fer esment dels corredors biològics i faunístics, o dels enllaços paisatgístics, i

(9) hauria d'autoavaluar la seva pròpia fiabilitat i caracteritzar les seves incerteses per tal de permetre'n refinaments ulteriors.

Al marge de tots els models esmentats abans, hi ha l'opció que l'avaluació del patrimoni natural adopti simplement la forma d'un procés de pensament lògic, al llarg d'unes determinades línies mestres, del qual totes les passes siguin expressades verbalment.

Relació de mètodes, de tècniques i d'exemples d'avaluació citats

Les cites que s'indiquen al costat de cada mètode o tècnica corresponen a l'autor que les ha definides o bé, quan s'escau, al que les ha aplicat o avaluat. La referència completa es dóna a la bibliografia.

Criteris ecològics

Diversitat biològica

- Índex de diversitat de Shannon-Weaver (1949)
- Índex de diversitat de Simpson (1949)
- Índex de riquesa d'espècies (Pielou, 1977)
- Índex d'espècies relictuals (Williams et al. 1993)
- Índex de riquesa de tàxons superiors (Williams et al., 1993)
- Índex de divergència cladística (Williams et al., 1993)
- Índex de dispersió taxonòmica (Williams et al., 1993)
- Mètodes basats en indicadors biològics (Stork, 1994)
- Diversitat bioregional d'hàbitats i d'espècies (Samson & Knopf, 1982)
- Directiva europea sobre la Conservació d'Hàbitats Naturals i de la Fauna i Flora Silvestres (1992)

Diversitat abiòtica

- Regionalització ecològica d'Holanda: ecoregions i ecodistrictes basats en criteris geològics, geomorfològics, hidrològics i edàfics (Klijn et al., 1995)
- Regionalització d'Austràlia (Margules, 1994)

Raresa

- Programa del patrimoni natural de The Nature Conservancy (1988)
- Unió Internacional per la Conservació de la Natura (1978, 1980)
- El medi natural a les comarques gironines. Estat de la qüestió (Fortià et al., 1993)
- Avaluació i jerarquització d'espais naturals (Gehlbach, 1975)
- Mètodes quantitatius per avaluar espais naturals ecològicament similars (Dony & Denholm, 1985)

Dimensions

- Teoria la biogeografia insular (McArthur & Wilson, 1967)
- Teoria de la dinàmica de les metapoblacions (Levins, 1969)
- Nombre d'espècies en funció de les dimensions. Fórmules empíriques de Preston (1962), de Williams (1973) i de Diamond (1976)
- Nombre d'espècies en funció de les dimensions, diversitat d'hàbitat, edat, heterogeneïtat de la matriu, aïllament, forma de les vores, alteració (Forman & Godron, 1986)
- Proporció perímetre/àrea (O'Neil et al., 1988; Harris, 1984)
- Dimensió fractal (Mandelbrot, 1983; Lovejoy, 1982)
- Proporcions d'hàbitats (Short & Williamson, 1986)
- Forma del mosaic d'hàbitat (Hagget et al., 1977)
- Requisits espacials de les mínimes poblacions viables d'espècies clau (Scott et al., 1993), de les mínimes poblacions viables i de les poblacions viables òptimes definides a nivell de comunitats naturals (Lovejoy & Oren, 1981)
- Dispersió i intensitat pol·líniques, criteris per definir les dimensions de les poblacions mínimes viables d'espècies vegetals rares (McClanahan, 1986)
- Proporcions de sistemes naturals a protegir i conservar: aproximacions quantitatives (Yablokob i Ostroumov, 1991)
- Proporcions territorials dels estats europeus incloses en la proposta de xarxa ecològica europea (Bischoff & Jongman, 1993)
- Proporció d'hàbitats alpins del Pirineu inclosos en la proposta espanyola de la Xarxa Natura 2000 (Ninot, 1997)

Naturalitat o Integritat

- Escala d'artificialitat (Long, 1974)
- Índex d'integritat biològica (Karr, 1981)
- Avaluació de la integritat dels ecosistemes segons els processos biòtics i abiòtics actius (Lammers, 1994)
- Avaluació de la integritat a diversos nivells estructurals: des de l'espècie al paisatge (Angermeier & Karr, 1994)
- Matriu d'artificialització de la vegetació/fragilitat del substrat del parc de Collserola (Arisó et al., 1985)
- Indicador quantitatiu de naturalitat dels parcs canadencs basat en el grau d'impacte de les activitats (Inter-Disciplinary Systems, 1980)
- Estudi integrat de l'illa de Formentera (Morey et al., 1992)
- Xarxa ecològica Europea E.ECO.NET (Unió Europea, 1993)
- Avaluació del grau de naturalitat dels boscos europeus segons criteris múltiples, jerarquitzats en funció del factor temps (Heiss, 1987)

Representativitat

- Inventari, classificació i informació del patrimoni natural de l'estat de Carolina del Nord (EUA) (Radford et al., 1981)
- Models quantitatius iteratius aplicats a les regions mediterrànies de Sudàfrica i Austràlia (Margules et. al, 1994; Rebelo, 1994)

- Opcions de conservació i anàlisi de decisions (CODA) (Pressey et al. 1994)
- Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya (Departament de Medi Ambient, 1993)
- Tipus representatius de natura als Països Nòrdics (Nordic Council of Ministries, 1983)
- Avaluació de la representativitat en el sistema d'espais protegits suecs (Götmark, 1992)
- Representativitat dels hàbitats de la directiva Hàbitats a la Xarxa Europea Natura 2000 d'Espanya (coordinat per Masalles i Ninot, 1997)

Fragilitat

- Riscos geològics a les comarques de muntanya de Catalunya (Corominas et al., 1993)
- Anàlisi de capacitat de càrrega o factors limitants: ambientals, físics, psicològics (Odum, 1971; Ortolano, 1984)
- Poblacions i espècies mínimes viables (Franklin, 1980; Frankel & Soulé, 1981)
- Hàbitats mínims viables (Lovejoy, 1980)
- Sistemes naturals viables/viabilitat d'espècies clau (Wilcox & Murphy, 1985; Soulé & Simberloff, 1986)
- Anàlisi probabilística de la vulnerabilitat de poblacions (Franklin, 1980)
- Anàlisi de vulnerabilitat de poblacions amb tècniques multivariants (Given & Norton, 1993)
- Avaluacions d'impacte ambiental: matriu de Leopold (1971); mètode Batelle (Dee et al, 1972); mètode Sphere (1974).
- Avaluació de la sensitivitat a l'alteració (Wright, 1977)
- Avaluació de la sensitivitat ecològica (Lajeuneuse et al., 1995)
- Valoració ecològica i usos territorials postulables per a Andorra (Folch et al., 1979)
- Llibre vermell dels vertebrats d'Espanya (Blanco, 1992)
- Avaluació de la vulnerabilitat dels ocells europeus de BirdLife International (Tucker & Heath, 1994)
- Mètode d'avaluació de la fragilitat i amenaça de 700 tàxons vertebrats de l'estat de Florida (EAU) (Millsap et al., 1990)

Connectivitat

- Índex gamma de connectivitat de la xarxa, i recull d'índexs quantitatius similars (Forman & Gordon, 1986)
- Aïllament dels mosaics d'hàbitat natural (Forman & Gordon, 1986)
- Dispersió dels mosaics d'hàbitat (Pielou, 1977)
- Experiències de corredors biològics als EUA (Mallarach, 1993)
- Connectivitat de biòtops a Alemanya (Campillo, 1995)
- Corredors biològics a l'Alt i el Baix Empordà (Fortià et al., 1994)
- Connexions biològiques a la comarca de la Selva (Agrupació Naturalista de Girona, 1994)
- Connexions biològiques entre els espais d'interès natural a la plana del Vallès (Diego et al., 1994)
- Connexions biològiques a l'àrea metropolitana de Barcelona (Vendrell & Presmanes, 1993)
- Projecte de via verda Sant Llorenç del Munt-Collserola (Fòrum Terrassenc, 1996)
- Xarxa ecològica nacional d'Holanda (Lammers, 1994)
- Xarxa d'espais naturals a la regió de Copenhaguen (Hansen & Moller, 1994)
- Xarxa ecològica europea (E.ECO.NET).

Criteris de planificació i gestió

Necessitat

- Identificació i selecció dels espais naturals del País Valencià (Direcció General d'Urbanisme, Comunitat Valenciana, 1995)

Factibilitat

- Anàlisi de concordances (Nijkamp, 1980)
- Avaluació qualitativa de polítiques ambientals conflictives (Nijkamp, 1980)
- Mètodes d'avaluació econòmica del patrimoni natural (Mitchell & Carson, 1989)
- Avaluació econòmica ambiental de la conservació dels boscos riberencs en cinc estats del Midwest, EUA (Lant & Tobin, 1989)
- Mètodes de valoració contingent (Constanza & Faber, 1984; Hoevenagel, 1994)
- Mètodes de costos de viatges (Freeman, 1979)
- Mètodes de dosi-resposta (Loomis, 1987)
- Mètodes de comportament preventiu (Mitchell & Carson, 1989)

Eficiència

- Avaluació de l'eficiència dels instruments de gestió del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa en la conservació de les reserves naturals (Junta de Protecció Zona Volcànica de la Garrotxa, 1991)
- Avaluació de l'eficiència del programa Àrees Ambientalment Sensibles de Gran Bretanya (Colman, 1995)
- Avaluació de l'eficiència en la política ambiental dels organismes dels EUA (National Research Council, 1993)
- L'eficiència en el Pla Castelló de gestió pesquera adaptativa (Suau, 1979)
- L'eficiència en el Pla de Rius Metropolitans de Barcelona (Vendrell et al., 1993)
- Les ecotaxes a Suècia i Dinamarca (Hawken, 1993)

Criteris culturals

Estètics o Paisatgístics

- Anàlisi de concordances (Nijkamp, 1980)
- Avaluació qualitativa per la gestió ambiental amb polítiques conflictives (Nijkamp, 1980)
- Mètode Delphi (Linstone & Turoff, 1972)
- Cartografia cognitiva (Eden et al., 1983)
- Models estadístics predictors de la qualitat estètica (Robinson et al., 1976)
- Mètode de gestió dels recursos visuals (US Federal Highway Administration, 1979)
- Procediment d'avaluació dels paisatges rurals (US Soil Conservation Service, 1980)
- Model d'estimació de la bellesa paisatgística (Daniel & Boster, 1976)
- Avaluació de la qualitat estètica de l'Albufereta d'Alacant (López et al., 1994)
- Avaluació de la qualitat estètica de les Illes Balears (Mayol et al., 1984)

Recreatius

- Natura i ecoturisme a Andorra (Palau & Argelich, 1996)
- Compilació de metodologies per a l'avaluació de l'impacte negatiu dels usuaris dels espais naturals (Graefe, Kress & Vaske, 1991)
- Avaluació dels usos recreatius, percepció social i degradació del medi natural de la Platja d'es Trenc (Mallorca) (Blàzquez, 1994)
- Aportació a l'oferta turisticorecreativa de la protecció dels espais naturals (Cals & Riera, 1988)

Científics

- Avaluació de la importància científica (Polanyi, 1962)

Educatius

- Avaluació del voluntariat del Parc Metropolità de Collserola (Franquesa et al., 1993)
- El turisme educatiu i de descoberta a Alemanya (Laux, 1990)

Religiosos

- Declaració de Patrimoni Mundial segons la UNESCO a Meteora i la península del Mont Athos (Grècia)
- Paratge Natural d'Interès Nacional de Poblet

Històrics, artístics i/o arqueològics

- Declaració de Menorca com Reserva de la Biosfera
- Proposta de parc natural a la Serra de Tramuntana de Mallorca (GOB-ADENA/WWF, 1996)
- Protecció de Ses Salines d'Eivissa i Formentera (1991)

Simbòlics

- Declaració del Parc Natural de la Muntanya de Montserrat (1987)
- Adquisició pública de la Fageda d'en Jordà (1981)

Els sistemes d'avaluació

Incerteses

- Tècniques probabilístiques d'avaluació de riscos ambientals (Preuss, P.W. et al., 1988; Rodricks, J., 1992)
- Calibració de la sensibilitat de les variables (Kates, 1987)
- Anàlisi Bayesiana o subjectiva de la probabilitat (Cyer & DeGroot, 1987)

Tècniques per assignar ponderacions als criteris

- Jerarquització categòrica i quantitativa directa (Hobbs, 1980)
- Estimació de proporcions (Ridgley et al., 1995)

Models basats en valors ponderats

- Matriu d'assoliment d'objectius de Hill (Hill, 1968; McAlister, 1980)
- Informe sobre el contingut, metodologia i programació dels plans especials de desenvolupament del PEIN (Direcció General de Patrimoni Natural de Catalunya, 1993)
- Avaluació de forests verges de Suècia (Lofgren, 1987)
- Anàlisi d'avaluacions discrepants (Nijkamp, 1980)

Models disjuntius

- Models de planificació paisatgística basats en superposar cartografies temàtiques (McHarg, 1969)
- Planificació paisatgística de l'illa de Staten, Nova York, EUA (McHarg, 1969)
- Mètode ràpid per l'avaluació ecològica d'espais lliures urbans (Wittig & Schreiber, 1983)
- Avaluació dels espais naturals dels territoris del nord-oest, Canadà (Smith et al., 1986)
- Selecció de reserves naturals forestals a Nova Escòcia, Canadà (Goldsmith, 1987)
- Els sistemes naturals del municipi de Sant Joan les Fonts (Mallarach & Cañas, 1983)
- Opcions de tractament dels residus sòlids a la comarca de la Garrotxa (Folch et al., 1980)

Mètodes d'índexs compostos

- Avaluació i importància de les plantes humides per a l'avaluació de les zones humides espanyoles (Cirujano et al., 1992)
- Mètode Pickering d'avaluació ecològica (Marsh, 1978)
- Índex del valor de conservació de zones humides (Nilsson & Nilsson, 1976)

- Valor d'hàbitat (Jarvinen & Vaisanen, 1978; Gotmark et al. 1986)
- Vàlua de conservació (Nilsson & Nilsson, 1976)
- BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Hellawell, 1978)
- Índex BILL per avaluar la qualitat biològica de les aigües (Prat et al., 1983-84)
- Tendència biòtica (Woodiwiss, 1964)
- Índex ecològic global (Klopatek et al., 1981)
- ISQA (*Índex Simplificat de Qualitat Aquàtica*) (Queral Torell, 1982)
- Índex biològic d'integritat (Karr, 1981)
- Índex de diversitat de Shannon-Weaver (1949)
- Índex de diversitat de Simpson (1949)
- Índex de riquesa d'espècies (Pielou, 1977)
- Índex d'espècies relictuals (Williams et al. 1993)
- Avaluació ecològica i sociopolítica per al disseny del finançament ambiental dels països de l'Amèrica Llatina i del Carib (Olson i Dinerstein, 1994)

Altres models quantitatius

- Models quantitatius basats en la teoria de la informació (Puzachenko, 1982; Sankovskii, 1992)

Models mixtes i altres

- Prospecció integrada –qualitativa i quantitativa– d'avaluació de les àrees naturals de les Illes Balears per a la seva protecció (Morey et al., 1984)
- Sistema IRAMS (*Impact Recording and Minimization System*) (González-Bernáldez, 1974)
- Valoració ecològica/qualitativa i usos postulables per a Andorra (Folch et al., 1979).
- Avaluació discursiva i lògica (Nilsson, 1986)

Models basats en sistemes d'informació geogràfica

- Anàlisi de buits per a la conservació de la biodiversitat (*GAP Analysis*) (Scott et al., 1993; Stoms, 1995)
- Anàlisi de forats de conservació de l'estat de Florida per assolir els objectius de conservació mínims per les espècies i comunitats rares i en davallada (Cox et al., 1994)
- Mètodes de cartografia de vegetació als estats de Nova Anglaterra (EUA) a partir de classificació d'imatges satèl·lit, els sistemes de posicionament global i la videografia aèria (Slaymaker et al., 1996)
- Estratègia per la conservació de la biodiversitat a l'estat de Wisconsin, EUA (Addis et al., 1995)
- Precisió de les prediccions de distribució de la fauna vertebrada en els anàlisis GAP dels estats d'Utah i d'Idaho (Edwards, 1995; Merill et al., 1995)
- CORINE cobertes vegetals de la Unió Europea (1987)
- Proposta d'estructura ecològica de la Unió Europea (Bischoff & Jongman, 1993)
- Vulnerabilitat de les connexions ecològiques entre els espais del Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya (Direcció General de Patrimoni Natural, 1992)
- Recuperació dels espais fluvials a l'àrea metropolitana de Barcelona (Vendrell & Presmanes, 1993)
- Connexions biològiques entre els espais d'interès natural del Vallès (Diego et al., 1994)
- Anàlisi i diagnosi dels espais lliures a la regió urbana i periurbana de Girona per a la conservació de la biodiversitat (Bru el al., 1997)
- Projecte Vulcà: SIG per a la gestió del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Pons et al., 1996)

Bibliografia esmentada

ADAM, J. (1996) Cost-benefit analysis. The problem, not the solution. *The Ecologist*, 26 (1): 2-4.

ADDIS, J. et al. (1995) *Wisconsin's Biodiversity as a Management Issue*. A report to the Department of Natural Resources Managers, Wisconsin, Madison.

AGRUPACIÓ NATURALISTA DE GIRONA (1994) *Estudi de la connectivitat entre els espais del PEIN i les serralades Litoral i Pre-litoral. Sector del llindar de Maçanet i conca de la riera de Santa Coloma.* Informe del Departament de Medi Ambient. Inèdit.

AGUILÓ, E. et al. (1981) *El turismo en las Baleares,* Consell General Insular. Conselleria d'Economia i Hisenda.

ALBA-TERCEDOR, J. y SÁNCHEZ ORTEGA, A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 55-56.

ALTABA, C.R. (1993) El problema de la extinción de especies. Fauna fluvial ibérica. *O.P.* 26: 86-95.

ÁLVAREZ, N. i MARTÍNEZ, A.R. (1994) La pèrdua de la biodiversitat en la pesca i l'agricultura. *Medi Ambient*, 12: 20-31.

AMIGÓ, J.J. (1983) *Réserve naturelle du complexe littoral de Canet-Saint Nazaire. Dossier scientifique. Proposition de classement. Rapport de présentation général*, Perpinyà, Association Charles Flahault. Secrétariat à l'Environnement et au Cadre de Vie.

ANGERMEIER, P.L. and KARR, J.R. (1994) Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience*.(44), 10: 690-697.

ANGILERI, V. and TOCCOLINI, A. (1993) The assessment of visual quality as a tool for the conservation of rural landscape diversity. *Landscape and Urban Planning*, 24: 105-112.

ANTONIETTI, A. (1989) Conservation of nature and the landscape in Switzerland. *Nature Tomorrow*. Council of Europe. Environmental Encounters Series, 7: 31-34, Strasbourg.

ARGUS, G.W. and WHITE, D.J. (1982) *Atlas of the Rare Vascular Plants of Ontario*, Ottawa Botany Division, National Museum of Natural Sciences.

ARISÓ, A. (1982) *La transformació del paisatge terrassenc*, Terrassa, Col.lecció Investigació i Estudi, 9. Xarxa de Biblioteques Soler i Palet de Terrassa.

ARISÓ, A.; GIL-VERNET, A.; IGLESIAS, L.; PLANAS, L. i SODUPE, M. (1985) *Proposta d'ordenació i gestió del Parc de Collserola. 1. Informació.* Barcelona, Corporació Metropolitana de Barcelona. Servei de Publicacions.

ARROW, K.J. AND FISHER, A.C. (1974) Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, 88, (2.)

ASSOCIATION GESTIONNAIRE DE LA RESERVE NATURELLE DE NOHÈDES (1997) *Bulletin de l'Association Gestionnaire de la Reserve Naturelle de Nohèdes*, núm. 10. Nohèdes.

BARRENO, A. (1994) La riqueza biológica de España. *Ecosistemas*, 8: 42-45.

BARRERO, E. (1984) Listado de plantas endémicas, raras o amenazadas en España. *Ambientalia*, 3. Madrid, Dirección General de Medio Ambiente.

BASERBA, C. (1995) Caracterització i qualitat de l'aigua del riu Ser. Juliol de 1993. *Vitrina*, 7: 19-27. Olot, Museu Comarcal de la Garrotxa.

BASTEDO, J.D.; NELSON, G. J. and THEBERGE, J. (1984) An ecological approach to resource survey and planning for environmentally significant areas: The ABC method. *Environmental Management*, 8: 125-134.

BEAUFORT, F. DE (1993) La situation des mammifères ménacés de l'Europe. Prevision pour les 20 ans à venir. Sofia, Conseil de l'Europe, *Séminaire sur la géstion des petites populations de mammifères ménacés. Rancontres Environnement*, 17: 19-22.

BECH, J.; QUANTIN, P et SÉGALEN, P. (1974) Sur la présence d'andosòls à Olot (Gérona, Espagne) *Comptes Rendus de l'Académie de Sciences de Paris*, 278, sér. D: 1341-1344.

BENNET G., (ed.) (1991) *Towards an Ecological European Network*, Anthem, Institute for European Environmental Policy.

BENNET, G. and CLYTERLINDE, R. (1995) A vision for nature in Europe. Maastrich, International Conference: *Conserving Europe's Natural Heritage: Towards an European Ecological Network*.

BEZZEL, E. and REICHHOLF, J. (1974) Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lobensräumen. *J. Orn,* 115, 50-61.

BISCHOFF, N.T. and JONGMAN, R.H. (1993) *Development of Rural Areas in Europe: the Claim for Nature*, Gravenhage, The Netherlands Scientific Council for Government Policy. Preliminary and background studies, V.78.

BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. (1992) *Libro rojo de los vertebrados de España*, Madrid, ICONA colecciones técnicas.

BLÀZQUEZ, M. (1989) *Els impactes ambientals de les instal.lacions turístiques a les Illes Balears.* Tesi de llicenciatura. Departament de Ciències de la Terra, Universitat de les Illes Balears. Inèdita.

BLÀZQUEZ, M. (1994) La platja d'es Trenc, un exemple d'espai natural sotmès a forta pressió recreativa informal, amb supressió dels llindars de capacitat de càrrega ecològica i recreativa. *El desenvolupament turístic a la Mediterrània durant el segle XX*, p. 117-126. XIII Jornades d'Estudis Històrics Locals.

BOADA, M. (1991) Un pomàrium a la regió del Montseny-Guilleries. *Revista de Girona,* 145: 80-83.

BOADA, M. (1993) *El massís del Montseny, en FORTIÀ R. et al. (coord). El medi natural a les comarques gironines: l'estat de la qüestió.*, Diputació de Girona, p. 427-462.

BOADA, M. i FERNÀNDEZ, J. (1997) *El medi ambient a Andorra.* En premsa.

BOLÒS, O. DE; PALUZIE, L. i MALLARACH, J.M (1977) *Catàleg de protecció del paisatge del terme municipal de Santa Pau.* Ajuntament de Santa Pau, document inèdit.

BOLÒS, O. de et al. (1988) Indrets particularment interessants i/o problematics i zones preservades o a preservar, en Folch, R. (coord.) *Natura: ús o abús?. El llibre blanc de la natura als Països Catalans*: 467-500, Barcelona, Ed. Barcino.

BONNICKSEN, T. M. and STONE, E.C. (1985) Restoring naturalness to national parks. *Environmental Management*, 9, 6: 479-486.

BORRAJO, J. et al. (1993) *Atlas de espacios naturales y recursos culturales de interés para el trazado de las carreteras del Estado*, Madrid, Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. Dirección General de Carreteras.

BRU, J. et al. (1995) *Reconocimiento, diagnóstico y planeamiento ambiental en los procesos de reestructuración urbana: propuesta metodológica y aplicación al área del "Pla Estratègic de Girona".* Universitat de Girona. Projecte CYCIT, AMB 95-0314. Inèdit.

BUNCE, R.G.; BARR, C.J.; CLARKE, R.T.; HOWARD, D.C. and LANE, A.M. (1996) Land classification for strategic ecological survey. *Journal of Environmental Management*, 47: 37-60.

CALLIZO, J. (1996) Potencialidades turísticas de las zonas interiores. *IV Jornadas de Geografía del Turismo. Los turismos del interior: una alternativa al desarrollo local*. Asociación de Geógrafos Españoles.

CALS, J. y RIERA, P. (1988) *La protección de los espacios naturales y su aportación a la oferta turística y recreativa*. Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona.

CAMARASA, J.; FOLCH, R. y MASALLES, R. (1979) *El patrimonio natural de la comarca de Barcelona*, Comisión de Urbanismo de Barcelona. Inèdit.

CAMARASA, J.M. (1982) Criteris per a la formació d'una xarxa d'espais naturals protegits a Catalunya (III) *Bases per a una política de protecció dels espais naturals a Catalunya*, Barcelona, CCP, DEPANA, p. 41-42.

CAMPENY, R., ROSELL, C. y STEFANESCU, C. (1995) Criterios para establecer zonas de interés faunístico. *Ecosistemas*, 8: 31-35.

CAMPILLO, X. (1993) *La gestió dels espais naturals protegits a Catalunya i les possibilitats de crear una xarxa de corredors biològics que els uneixin,* Barcelona, Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, informe inèdit.

CAMPILLO, X. (1995) *Connexió de biòtops a Alemanya: una nova estratègia territorial de conservació de la natura*, Barcelona, Departament de Medi Ambient de Catalunya. Informe inèdit.

CAMPOS, M. et al. (1997) *Estudi marc del riu Fluvià com a corredor de conservació. Propostes de gestió territorial integrades a un Sistema d'Informació Geogràfica,* Universitat de Girona, inèdit.

CARCELLER. X. (1985) La definició d'una xarxa d'espais naturals protegits a Catalunya. Ponència presentada a les *III Jornades sobre espais verds "El territori i el paisatge"*, Col.legi d'Arquitectes de Catalunya.

CARCELLER, X. (1995) El PEIN, sistema d'àrees naturals protegides de Catalunya. *Terra*, 24: 21-31. Barcelona, Institut Cartogràfic de Catalunya.

CAREW-REID, J.; et al. (1994) *Strategies for National Sustainable Development. A Handbook for their Planning and Implemenetation*, London, Earthscan, IUCN- IIED.

CARRERAS, J. et al. (1997) Mapa de vegetació de la Cerdanya, Barcelona, Institut Cartogràfic de Catalunya

CASTELLÓ, J.I. (1982) Criteris per a la formació d'una xarxa d'espais naturals protegits a Catalunya (II) *Bases per a una política de protecció dels espais naturals a Catalunya*, Barcelona, CCP; DEPANA. 38-40.

CASTELLS, A. y MAYO, M. (1993) *Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal*, Madrid, Ediciones Pirámide S.A.

CASTILLO, U. (1986) *Estudio cuantitativo de paisajes fluviales*, tesi doctoral, ETS Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. Inèdit.

CASTRI, F. DI (1989) Why conserve species' genetic heritage? *Nature Tomorrow. Council of Europe. Environmental Encounters Series*, 7: 4-13.

CAUWET, A.M. i AMIGÓ, J.J. (1989) *Les reserves naturals de la part oriental dels Pirineus: Balanç i perspectives,* comunicació presentada al II Congrés Internacional de Botànica Pirenenca, Jaca.

CENDREO, A. (1980) Bases doctrinales y metodológicas. *1ª Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio*, Madrid, Asociación Española de Geólogos.

CHANTER, D.O. and OWEN, D.F. (1976) Nature reserves: a customer satisfaction index. *Oikos*, 27: 165-167.

CIRUJANO, S. et al. (1992) *Criterios botánicos para la valorización de las lagunas y humedales españoles (península ibérica e islas baleares)*. ICONA-CSIC.

CLARK, B.D.; BISSET, R. AND WATHERN, P. (1980) *Environmental Impact Assessment. A Bibliography with Abstracts*, London, Mansell.

COETERIER, J.F. (1996) Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape. *Landscape and Urban Planning*, 34: 27-44.

COLLINGE, S.K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36: 59-77.

COLMAN, D. (1995) Comparative evaluation of environmental policies, en M. Whitby, M. (ed.) *Incentives for Countryside Management. The Case of Environmentally Sensitive Areas*, p.: 219-253, CAB International, Cambridge University Press.

COMAS, D. (1993) Un sistema d'informació geogràfica per a l'ordenació territorial de la Costa Brava. *Revista Catalana de Geografia*, 20 (7): 45-52.

CONNOR, E.F. and MACCOY, E.D. (1979) The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.

CONSEIL DE L'EUROPE (1992) Protéction du phoque moine de la Meditérranée -Aspects scientiphiques et techniques. *Rencontres Environnement*, 13, Anatalya.

CONSELL DE PROTECCIÓ DE LA NATURA (1994) *Memòria 1990-1993 del Consell de Protecció de la Natura.*, Barcelona, Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

CONSTANZA, R. and FABER, S. (1984) Theories and methods of valuation of natural systems: A comparison of willingness-to-pay and energy analysis based approaches. *Man, Environment, Space and Time,* 4: 1-38.

COROMINAS, J. et al. (1993) *Els riscos geològics a les comarques de muntanya de Catalunya*. Document inèdit. Cartografies de riscos a escala 1:50 000.

COSTANZA, R. (1994) Three general policies to achieve sustainability, en: Jansson, A.M. et al. (eds.) *Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach Sustainability*, Washington, Island Press.

COUNCIL OF EUROPE (1987) Workshop on the situation and protection of ancient natural and semi-natural woodlands in Europe. *Environmental Encounters Series*, 3.

COUNCIL OF EUROPE (1991) *The Two Networks of Protected Areas of the Council of Europe. Inventory and Cartography of Natural Biotopes in Europe*, Strasbourg, Directorate of Environmental and Local Authorities.

COUNCIL OF EUROPE (1993) *The European Network of Biogenetic Reserves*, Strasbourg, Directorate of Environmental and Local Authorities.

COUNCIL OF EUROPE (1995) Between the two extremes -dereliction and overuse: How shall the land be managed so as to benefit wildlife, the countryside and the landscape? *Council of Europe, Environmental Encounters*, 21.

COUNCIL OF EUROPE (1996) *The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. A Vision for Europe's Natural Heritage*, Amsterdam, Council of Europe, UNEP, European Center for Nature Conservation.

COX, J.; et al. (1994) *Closing the Gaps in the Florida's Wildlife Habitat Conservation System*, Tallahassee, Office of Environmental Services, Florida Game and Fresh Water Fish Commission.

CRIADO, J., MEJIAS, R. y MAYOL, J. (1991) Plan de recuperación del ferreret (*Alytes muletensis*) Documents tècnics de conservació. *Butlletí de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 34: 109-11.

CSUTI, B (1996) Mapping animal distribution areas for GAP analysis, *en SCOTT, J.M., TEAR, T.H and DAVIS, F.W. Gap Analysis: a Landscape Approach to Biodiversity Planning,* Maryland, American Society of Photogrammetry.

CYER, R.M. and DEGROOT M.H. (1987) *Bayesian Analysis and Uncertainty in Economic Theory*, Totowa, Rowman & Littlefield.

DANIEL and BOSTER (1976) Measuring landscape aesthetic: the scenic beauty estimation method. *USDA Forest Service Research Paper*, PM-167.

DEE, N; DROBY, N.L.; BATELLE MEMORIAL INSTITUTE, COLUMBUS LABORATORIES (1972) *Environmental Assessments for Effective Water Quality*, Washington DC, Environmental Protection Agency.

DELIBES, M. (1992) Status and conservation problems of the Iberian Lynx in Spain. The situation, conservation needs and reintroduction of lynx in Europe. *Council of Europe, Environmental Encounters*, 11: 30-35.

DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT. GENERALITAT DE CATALUNYA (1997) *Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya,* Barcelona, Departament de Medi Ambient.

DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT. GENERALITAT DE CATALUNYA (1993) *Legislació Ambiental de Catalunya*, Barcelona, Departament de Medi Ambient.

DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT. GENERALITAT DE CATALUNYA (1995) *Bases i aplicacions d'anàlisi territorial per a la gestió ambiental.* Documents dels Quaderns de Medi Ambient, núm. 1.

DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT. SECCIÓ DE PLANS I PROJECTES. GENERALITAT DE CATALUNYA (1997). *Programa 1997*. Inèdit.

DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT. SERVEI DE PLANIFICACIÓ DE L'ENTORN NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (1996) *Objectius, prioritats i organització*. Inèdit.

DEPARTAMENT DE POLÍTICA TERRITORIAL I OBRES PÚBLIQUES. GENERALITAT DE CATALUNYA (1993) *Pla General Territorial de Catalunya, 1: estudis d'informació i interpretació territorial*, Barcelona.

DEPARTAMENTO DE ORDENACIÓN TERRITORIAL, OBRAS PÚBLICAS Y TRANSPORTES DE ARAGÓN (1995) *Directriz parcial de ordenación territorial del Pirineo*. Projecte, cap. 1-8.

DIAMOND, J.M. (1976) Island biogeography and conservation: strategy and limitation. *Science*, 193: 1027-1029.

DIEGO, F.; MARTÍN, J. i RIBAS, J. (1994) *Connexions biològiques entre els espais d'interès natural del Vallès. Criteris de conservació*, Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Direcció General de Patrimoni Natural, Informe inèdit.

DIRECCIÓ GENERAL D'URBANISME I ORDENACIÓ TERRITORIAL. GENERALITAT VALENCIANA (1995) El patrimonio natural de la Comunidad Valenciana. *Plan de desarrollo urbanístico de la Comunidad Valenciana, Documento III: El Uso del Suelo en la Comunidad Valenciana* p. 43-53.

DIRECCIÓ GENERAL DE PATRIMONI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (1995) *Pla Especial de Protecció dels Tossals d'Isòvol i Olopte*, Barcelona, document inèdit.

DIRECCIÓ GENERAL DE PATRIMONI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (1995) *Pla Especial de la Platja de les Rojales*, Barcelona, document inèdit.

DIRECCIÓ GENERAL DE PATRIMONI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (1995) *Pla Especial de Protecció del Sorreig*, Barcelona, document inèdit.

DIRECCIÓ GENERAL DE PATRIMONI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (1993) *Informe sobre el contingut, metodologia i programació dels plans especials de desenvolupament del PEIN*, Barcelona, document inèdit.

DOMÍNGUEZ CASANOVA, F. (1993) Situación actual del plan de recuperación del lagarto gigante de El Hierro (*Gallotia simonyi*). *Séminaire sur les projets de retablissement d'espèces d'amphibiens et de reptiles. Conseil de l'Europe. Rencontres environnement*, 19: 31-33.

DONY, J.G. and DENHOLM (1985) Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology*, 22: 229-238.

EAGLES, P.F. (1980) Criteria for the designation of environmentally sensitive areas, en Barret, S.W. and Riley, J.L. (eds.) *Protection of Natural Areas in Ontario*, pp. 68-79, Working Paper 3, Toronto, Faculty of Environmental Studies, York University.

EAGLES, P.F. and McCAULEY, J.D. (1982) *The Rare Breeding Birds of Ontario*, Toronto, University of Waterloo Biology Studies

EAGLES, P.F. (1984) *Planning and Management of Environmentally Sensitive Areas*, London & New York, Longman.

EDEN, C.; JONES. S; and SIMS, D. (1983) *Messing About in Problems: an Informal, Structured Approach to their Identification and Management*, New York, Pergamon.

EDWARDS, T.C. JR. (1995) Data defensibility and Gap Analysis: response to Short and Hestbeck. *BioScience*, oct. 1995.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (1995) *Europe's Environment: the Dobris Assessment*, Council of Europe.

FANDOS, P. (1989) Distribución de la cabra montés en España. *Quercus*, 36.

FAO (1993) *La diversidad en la naturaleza. Un patrimonio valioso*. Roma.

FERGUSON, B.K. and FRADAY, R. (1983) Ecological performance standards for land development. *Biological Conservation*, 26: 193-213.

FEUCHTWANG, S. (1974) *An Anthropological Analysis of the Chinese Geomancy*, Taipei, Southern Materials Center Inc.

FOLCH, R. (COORD.) et al. (1980) *Opcions de tractament dels residus sòlids de la comarca de la Garrotxa*. Col.lecció: Estudis i Monografies, núm 4. Servei de Medi Ambient, Diputació de Barcelona.

FOLCH, R. (1981) *La vegetació dels Països Catalans*. Barcelona, Ketres Editora.

FOLCH, R. (COORD.) et al. (1ª ed.: 1978, 2ª ed.: 1988) *El llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans. Natura, ús o abús?*, Barcelona, Institució Catalana d'Història Natural, Editorial Barcino.

FOLCH, R. (COORD.) et al. (1979) *El patrimoni natural d'Andorra. Els sistemes naturals andorrans i llur utilització*, Barcelona, Editorial Ketres.

FORESTA, P. (1985) Natural regions for national parks: the Canadian experience. *Applied Geography*, 5: 179-194.

FORMAN, R.T. and GORDON, M. (1986) *Landscape Ecology*, New York, John Wiley & Sons.

FORMAN, R.T. and COLLINGE, S.K. (1996) The 'spatial solution' to conserving biodiversity in landscapes and regions, en DeGraaf, R.M. and Miller, R.I. (eds.) *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, pp. 535-568 New York, Chapman and Hall.

FORMAN, R.T. (1995) *Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge, Cambridge University Press.

FORTIÀ, R. (COORD.) et al. (1993) *El medi natural a les comarques gironines. L'estat de la qüestió*, Girona, Diputació de Girona.

FORTIÀ, R. (1994) *Definició d'una estructura de corredors biològics a la zona de l'Empordà*, projecte fi de Màster en enginyeria i gestió ambiental, Institut Català de Tecnologia-Universitat Politècnica de Catalunya.

FÒRUM TERRASSENC PER A LA PROTECCIÓ I ORDENACIÓ DEL MEDI NATURAL I DEL PAISATGE (1996) *Via verda Sant Llorenç-Collserola. Un element fonamental del Sistema d'Espais Lliures-Naturals del Vallès Occidental*, Terrassa.

FRANKEL, O.H. and SOULÉ, M.E. (1981) *Conservation and Evolution*, Cambridge Cambridge University Press.

FRANKLIN, I.R. (1980) Evolutionary changes in small populations, en Soulé, M.E. and Wilcox, B.A. (eds.) *Conservation Biology: an Ecological-Evolutionary Perspective*, p. 135-149, Massachusetts, Sunderland.

FRANQUESA, T. et al. (1991) Educación ambiental en espacios naturales protegidos. *Seminario sobre la gestión de espacios naturales protegidos*, La Laguna.

FRANQUESA, T.; CERVERA, M. i ESPIGULÉ, J. (1993) *Una nova relació amb la natura i la gent. L'experiència dels voluntaris de Collserola*, Barcelona, Monografies Psico-Socio Ambientals, 5. Universitat de Barcelona.

FRANQUESA, T. (1995) *El paisatge vegetal de la península del Cap de Creus*, Barcelona, Institut d'Estudis Catalans, Arxius de les Seccions de Ciències, CIX.

FREEMAN, A.M. (1979) *The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice*, Baltimore, John Hopkins University Press.

FULLER, R.J. (1980) A method for assessing the ornithological interest of sites for conservation. *Biological Conservation*, 17: 229-239.

GAMINI, H. (1996) *Ecotourism, Nature Conservation, and Research Methodologies for Planning*, Bundoora, Vic, La Trobe University.

GASPAR, C. and HEMPTINNE, J.L. (1992) La gestion des milieux humides: le cas des heteroptères. *Conseil de l'Europe, Rancontres Environnement*, 14: 43-46.

GEHLBACH, F.R. (1975) Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas. *Biological Conservation*, 8: 79-88.

GEORGE, S. et al. (1996) *Saving Biodiversity. A Status Report on State Laws, Policies and Programs*, Washington DC, Center for Wildlife Law, Defenders of Wildlife.

GERMAIN, J. (1995) *Les Nacions Unides i la conservació de la natura a la Mediterrània*, Barcelona, Centre d'Informació i Documentació Internacionals a Barcelona, CIDOB Edicions.

GERMAIN, J. (1996) Cap a una estratègia catalana per a la conservació i l'ús sostenible de la diversitat biològica. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 64: 6-12.

GIGON, A. (1983) Typology and principles of ecological stability and instability. *Mountain Research and Development*, 3: 95-102.

GILPIN, E. (1987) Spatial structure and population vulnerability, en Soulé, M.E. (ed.) *Viable Populations for Conservation*, p. 125-140, Massachusetts, Cambridge University Press.

GIRALT, M. (1996) *Líquens epífits i contaminació atmosfèrica a la plana i les serralades litorals tarragonines*, Barcelona, Institut d'Estudis Catalans.

GIVEN, D. and NORTON, D.A. (1993) A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation*, 64 (1): 57-66.

GLEASON, H.A. (1922) On the relation between species and area. *Ecology*, 3: 158-162.

GOB-ADENA/WWF (1996) *La Serra de Tramuntana: natura i cultura*. Seccions: Antiga xarxa de camins. El marjament.

GODRON, M. (1963) *Carte des régions naturelles du Marroc*, Rabat, Institut National de la Recherche Agronomique.

GOLDSMITH, F.B. (1975) The evaluation of ecological resources in the countryside for conservation purposes. *Biological Conservation*, 8: 89-96.

GOLDSMITH, F.B. (1983) Evaluating nature, en Warren, A. and Goldsmith, F.B. (eds.) *Conservation in Prespective*, p:233-246, John Wiley & Sons, Ltd.

GOLDSMITH, F.B. (1987) Selection procedures for forest Nature Reserves in Nova Scotia, Canada. *Biological Conservation*, 41: 185-201

GÓMEZ CAMPOS, C. y MALATO-BELIZ, J. (1985) The Iberian Peninsula, en Gómez Campos, C (ed.) *Plant Conservation in the Mediterranean Area.* p 47-70, The Hague, Dr W. Junk Publishers.

GÓMEZ-POMPA, A. and KLAUS, A. (1992) Taming the wilderness myth. *BioScience*, 42, 2: 271-279.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. et al. (1974) *Un système d'enregistrement et minimisation des impacts sur l'environnement*, Colloque International "Informatique et Environnement", Fondation Universitaire Belge, Arlon, Belgique.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. (1981) *Ecología y paisaje*, Madrid, Blume Ediciones.

GOODFELLOW, S. and PETERKEN, G.F. (1981) A method for survey and assessment of woodlands for nature conservation using maps and species lists: the example of Norfolk woodlands. *Biological Conservation*, 21: 177-195.

GORDI, J. (1993) La freqüentació dels parcs naturals a Catalunya. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 23:7-22. Universitat Autònoma de Barcelona.

GÖTMARK, F.; ÅHLUND, M. and ERIKSSON, M.O. (1986) Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Biological Conservation*, 38: 55-73.

GÖTMARK, F. and NILSSON, C. (1992) Criteria used for protection of natural areas in Sweden 1909-1986. *Conservation Biology*, 6, 2: 220-231.

GRÀCIA, C. (1997) Bosques de Cataluña: el inventario del CREAF. *Ecosistemas*, 20/21: 19-23.

GRAEFE, A.R.; KRESS, F.R. and VASKE, J.J. (1991) *Visitor Impact Management*, US National Parks & Conservation Association, 2 vol.

GROOMBRIDGE, B. (ed.) (1992) *Global Biodiversity: Status of Earth Living Resources*, Londres, Chapman & Hall

GÜLEZ, S. (1992) A method for evaluating areas for national park status. *Environmental Management*, 16 (6): 811-818.

HAGGET, P.; CLIFF, A. and FREY, A. (1977) *Locational Analysis in Human Geography*, New York, John Wiley & Sons.

HALFFER, G. (1994) Qué es biodiversidad?. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 62: 5-14.

HANSEN-MOLLER, J. (1994) Recreation, reproduction, and ecological restoration in the Greater Copenhagen region, en Cook, E.A. and VanLier, H.N.(eds.) *Landscape Planning and Ecological Networks*, p. 225-248, Amsterdam, Elsevier.

HARPER, J.L. (1981) The meanings of rarity, en Synge (ed.) *The Biological Aspects of Rare Plants Conservation,* New York, John Wiley & Sons.

HARRIS, L.D. (1984) *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*, Chicago, University of Chicago Press.

HAUSMAN, J.A. (ed.) (1993) *Contingent Valuation. A Critical Assessment*, Amsterdam, North Holland.

HAWKEN, P. (1993) *The Ecology of Commerce. A Declaration of Sustainability*, New York, Harper Busimess.

HEISS, G. (1987) Situation of natural and ancient, semi-natural woodlands within the Council of Europe's member states and Finland. *Council of Europe. Environmental Encounters Series*, 3: 51-64.

HELLAWELL, J.M. (1978) *Biological Surveillance of Rivers: a Biological Monitoring Handbook,* Stevenage, Water Research Centre.

HELLIVELL, D.R. (1969) Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3: 41-47.

HELLIVELL, D.R. (1971) A methodology for the assessment of priorities and values in nature conservation, *Merlewood Research and Development Paper*, 28.

HELLIVELL, D.R. (1973) An examination of the effects of size and isolation on the wildlife conservation value of wooded sites. I. Bird, II. Plants, *Merlewood Research and Development Paper*, 49.

HEWETT, J. et al. (1995) *European Environmental Almanac*, London, Institute for European Environmental Policy. WWF, Earthscan Pub.

HEYWOOD, V.H. (1994) The measurement of biodiversity and the politics of implementation, en Forey, , P.L.; Humphries, C.J. and Vane-Wright, R.I. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation*, Systematics Association Special Volume, 50: 15-22, Oxford, Claredon Press.

HILL, M. (1968) A goal-achievement matrix for evaluating alternative plans. *Journal of the American Institute of Planners*, 34: 19-28.

HILL, M.O. (1973) Diversity and evenness: An unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.

HOBBS, B.F. (1980) A comparison of weighting methods in power plant siting. *Decision Sciences*, 11 (4): 725-737.

HOEVENAGEL, R. (1994) A comparison of economic valuation methods, en Pething, R. (ed.) *Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues*, p. 251-270, Kluwer Academic Publishers.

HOHL, A. and TISDELL, C.A. (1993) How useful are environmental safety standards in economics? The example of safe minimum standards for protection of species. *Biodiversity and Conservation*, 2: 168-181.

HOLSINGER, K.W. (1995) Population biology for policy makers. *BioScience, Suplement Science and Biodiversity Policy*, p. S10-17.

HOYO, J. del et al. (1993) *Espais naturals dels Països Catalans*, Barcelona, Enciclopèdia Catalana.

HRUBY, T; CESANEK, W and MILLER, K. (1995) Estimating relative wetland values for regional planning. *Wetlands*. 15 (2): 93-107.

HUDSON, W.E. (ed.) et al. (1991) *Landscape Linkages and Biodiversity,* Washington D.C, Defenders of Wildlife-Island Press.

HUNSAKER, C.T. and CARPENTER, D.E. (ed.) (1990) *Environmental Monitoring and Assessment Program. Ecological Indicators,* USA Environmental Protection Agency. EPA/600/3-90/060.

HUNZIKER, M. (1995) The spontaneous reforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by locals and tourists. *Landscape and Urban Planning*, 31: 339-410.

HWANG, C. and YOON, K (1981) A multiple criteria evaluation typology of environmental management problems, en Haines and Chankong, (eds.) *Decision Making with Multiple Objectives*, p. 495-514, Berlin, Springer-Verlag.

INSTITUCIÓ CATALANA D'HISTÒRIA NATURAL (AUTORS DIVERSOS) (1977) Els sistemes naturals del delta de l'Ebre, *Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural*, 8.

INSTITUCIÓ CATALANA D'HISTÒRIA NATURAL (AUTORS DIVERSOS) (1994) Els sistemes naturals dels aiguamolls de l'Empordà, *Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural*, 13.

INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA (1992) *Mapa d'usos del sòl de Catalunya 1:250 000. Memòria explicativa*, Barcelona.

INTERDISCIPLINARY SYSTEMS LTD. (1980) *Report on Natural Areas of Canadian Significance in Natural Region 8* (Mackenzie Mountains Area in British Columbia, Yukon Territories, and Northwest Territories), Ottawa, Parks Canada.

IONESCU, O. (1993) The management of the brown bear (*Ursus arctos arctos*) in Romania. *Environmental encounters*, 17: 63-69.

IUCN (1978) *Catégories, objectifs et critères des aires protégés*, Morges, UICN.

IUCN; PNUMA and WWF (1980) *World Conservation Strategy. Living Resource Conservation for Sustainable Development.* Trad. catalana: *Estratègia Mundial per a la Conservació*, publicada al 1986 per la Diputació de Barcelona i al 1988 pel Parlament Balear.

IUCN (1983) *Liste de plantes rares, ménacées et endémiques en Europe*, Strasbourg, Conseil de l'Europe. Collection Sauvergarde de la Nature, 27.

IUCN; PNUMA i WWF (1992) *Caring for the Earth*. Trad. catalana: *Cuidem la Terra. Una estratègia per a viure de manera sostenible,* Barcelona, Departament de Medi Ambient.

IUCN (1993) *Draft IUCN Red List Categories for Evaluating the Status of Plants and Animals*, informe inèdit, citat per Holsinger, 1995.

IUCN et al. (1993) *Parcs for Life. Action Plan for Protected Areas of Europe*. Trad. castellana de ICONA (1994) *Parques para la vida. Plan de acción para las áreas protegidas de Europa*, Madrid, ICONA.

JÄRVINEN, O. and VÄISÄNEN, R. (1978) Habitat distribution and conservation of land bird populations in northern Norway. *Holoartic Ecology*, Vol 1: 351-161.

JOHNSON, N. (1997) *Biodiversity in the Balance: Approaches to Setting Geographical Conservation Priorities*, Washington D.C, Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund.

JONGMAN, R.H. (1994) A tentative ecological main structure for the European Community, en Van Lier, H.N. et al. (eds.) *Sustainable Land Use Planning*, p. 139-149, Amsterdam, ISOMUL 6E, Elsevier.

JONGMAN, R.H. and TOUMBIS, A.Y. (1995) *The Wider Landscape for Nature Conservation: Ecological Corridors and Buffer Zones.* MN2.7 Project report. European Center for Nature Conservation.

JONGMAN, R.H. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 32: 169-183.

JUNTA DE PROTECCIÓ DE LA ZONA VOLCÀNICA DE LA GARROTXA (1991) *Informe intern sobre la conservació de les àrees de reserva establertes per la Llei 2/ 1982 de protecció de la zona volcànica de la Garrotxa,* Olot, informe inèdit, Departament de Medi Ambient de Catalunya.

KARR, J.R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27.

KATES, R.W. (1987) *Risk Assessment of Environmental Hazard*, Chichester, John Wiley & Sons.

KEENEY, R.L.; and RAIFFA, H. (1976) *Decisions With Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*, New York, John Wiley & Sons.

KIESTER, A.R. et al. (1996) Conservation Prioritization Using GAP Data. *Conservation Biology*, 10: 1332-1342.

KILGORE, B.M. (1984) What is "natural" in wilderness fire management? *Proceedings, Wilderness Fire Symposium*, 15-18 November 1983, Missoula, Montana, E.U.A.

KLEIJER, G., BADOUX, S. and CORBAZ, R. (1991) Conservation and use of local varieties of cultivated plants in Switzerland. The conservation of wild progenitors of cultivated plants, *Environmental Encounters Series*, 8: 65-68.

KLIJN, F.; DE WAAL, R.W. and OUDE VOSHAAR, J.H. (1995) Ecoregions and ecodistricts: ecological regionalizations for the Netherlands' environmental policy, *Environmental Management*, 19, (6): 797-813.

KLOPATEK, J.M. et al. (1981) A hierarchical system for evaluating regional ecological resources. *Biological Conservation*, 20: 271-290.

KNOX, M. (1993) Their mother keepers. *Sierra*, March/April: 51-57, 81-83, 106.

KRUTILLA, J.V., (ed.) (1972) *Natural Environments: Studies in Theoretical and Applied Analysis*, Baltimore, John Hopkins Press.

L'HARMATTAN (1993) *Loving Them to Death? Sustainable Tourism in Europe's Nature and National Parks,* Federation of Nature and National Parks of Europe.

LAJEUNESE, D. et al. (1995) Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. *Environmental Management*, 19 (4): 481-495.

LAMMERS, W. (1994) A new strategy in nature policy: towards a national ecological network in the Netherlands, en Cook, E.A. and Van Lier, H.N. (eds.) *Landscape Planning and Ecological Networks*, p: 283-308, Amsterdam, Isomul, Elsevier.

LANDE, T. (1988) Genetics and demography of biological conservation. *Science,* 241: 1455-1460.

LANT, C.L. and TOBIN, G.A. (1989) The economic value of riparian corridors on Cornbelt floodplains: A research framework. *The Professional Geographer,* 41 (3): 337-349.

LANT, C.L. and ROBERTS, R.S. (1990) Greenbelts in the Cornbelt: riparian wetlands, intrinsic values, and market failure. *Environment and Planning*, 22: 1375-1388.

LAROE, E.T. et al. (1995) *Our Living Resources. A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of US Plants, Animals, and Ecosystems,* Washington D.C., National Biological Service.

LAUX, L. (1990) *Turismo educativo y de descubrimiento en la República de Alemania*, ponència presentada a la Conferència de la Federació Europea de Parcs Naturals i Nacionals d'Europa, Manzanares el Real.

LAWTON, J.H.; PRENDERGAST, J.R. and EVERSHAM, B.C. (1994) The numbers and spatial distributions of species: analyses of British data, en Forey, P.L., Humphries, C.J. i Vane-Wright, R.I. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation,* 50: 177-195, Oxford, Claredon Press.

LENZ, R.J. and STARY, R. (1995) Landscape diversity and land use planning: a case study in Bavaria. *Landscape and Urban Planning*, 31: 387-398.

LEOPOLD, A. (1949) *A Sand County Almanac and Schetches Here and There*. Round River, New York, Oxford University Press.

LEOPOLD, L.P. et al. (1971) *A Procedure for Evaluating Environmental Impact, US Geological Survey. Research Paper,* 645.

LEVINS, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin Entomological Society of America*, 15: 237-240.

LINDBERG, K. and HAWKINS, L., (eds.) (1993) *Ecotourism: a Guide for Planners and Managers,* North Bennington, Ecotourism Society.

LINSTONE and TUROFF. (1972) *The Delphi Method: Techniques and Applications*, Massachusetts, Addison-Wesley.

LLEONART, J. (1996) La pesca a Catalunya i la seva gestió. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 64: 135-158.

LLORENTE, G.A. et al. (1993) Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España. Séminaire sur les projets de retablissement d'espèces d'amphibiens et de reptiles. *Conseil de l'Europe. Rencontres Environnement*, 19: 83-92.

LOFGREN, R. (1987) Importance and value of a network of large protected woodlands. Workshop on the situation and protection of ancient natural and semi-natural woodlands in Europe. *Environmental Encounters Series*, 3: 29-35.

LONG, G. (1974) *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. Volums I & II, Paris, Ed. Masson.

LOOMIS, J. (1987) The economic value of instream flow: methodology and benefit estimates for optimum flows. *Journal of Environmental Management*, 24: 169-179.

LÓPEZ RAMON, F. (1993) Informes jurídicos sobre protección de la naturaleza en Aragón. *Naturaleza en Aragón*, 5 p: 40-62.

LÓPEZ, C.; RUÍZ, J.P. y MALLO, I.J. (1994) La evaluación participativa del paisaje en la práctica profesional. *II Congreso de Ciencia del Paisaje*, vol. 1: 91-100. Universitat de Barcelona-Fundació La Caixa.

LOVEJOY, T. and OREN, D. (1981) The minimum critical size of ecosystems, en Burges, R.L. and Sharpre, D.M. (eds.) *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*, p. 7-12, New York, Springer-Verlag.

LOVEJOY, S. (1982) Area-perimeter relation for rain and cloud areas. *Science*, 216: 185-187.

LUCAS, P.H.C. (1992) *Protected Landscapes. A Guide for Policy-Makers and Planners,* London, IUCN, Chapman & Hall.

LUCIO FERNÁDEZ, J.V. DE et al. (1994) *Espacios naturales protegidos del Estado Español,* Soto del Real, Sección del Estado Español de la Federación de Parques Naturales y Nacionales de Europa, Centro de Investigación Fernádez González Bernáldez.

LYNCH, J.F. and WIGHAM, D.F. (1984) Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, 28 (4): 287-324.

MALLARACH, J.M. i RIERA, M. (1981) Els estudis del medi ambient en la planificació urbanística i territorial. *CEUMT, La Revista Municipal* (Edició Catalunya), 36: 1-9.

MALLARACH, J.M. i CAÑAS, J. (1983) *Estudis del medi físic i natural del Pla general d'ordenació urbana del terme municipal de Sant Joan les Fonts,* documents i plànols inèdits, Ajuntament de Sant Joan les Fonts.

MALLARACH, J.M. (1990) La vialitat de la muntanya: un fenomen ambigu. *Espais*, 25: 32-39.

MALLARACH, J.M., ESTARELLAS, J. i GRAU, S. (1990) Restauració d'aiguamoixos en el domini de la roureda de roure pènol a la Garrotxa. *Vitrina*, 5: 25-38.

MALLARACH, J.M. (1993) *Estudi de diagnosi i aplicació al PEIN de les experiències sobre corredors biològics als EUA,* informe inèdit, Departament de Medi Ambient de Catalunya.

MALLARACH, J.M. (1994) El PEIN, la biodiversitat i els fils de la xarxa. *Revista de Catalunya*, 89: 24-34.

MALLARACH, J.M. (1995) Les xarxes de corredors ambientals als Estats Units d'Amèrica. El cas de la Regió Sud-est de Wisconsin. *Espais*, 39: 37-44.

MALLARACH, J.M. (1996) The Natural Areas Program of Catalonia, Spain. Rationale, Structure and Implementation Challenges. *Readings in Comparative and International Affairs,* ocasional paper 34.

MAN AND BIOSPHERE PROGRAM (1974). Task force on: Criteria and guidelines for the choice and establishment of biosphere reserves. *Man and Biosphere Program Report Series*, 22.

MANDELBROT, B. (1983) *The Fractal Geometry of Nature,* New York, WH Freeman and Co.

MANDER, J. (1991) *In the Absence of the Sacred. The Failure of the Technology and the survival of the Indian Nations*, Sierra Club Books, San Francisco. Trad. castellana d'Àngela Pérez (1996) *En ausencia de lo sagrado*, Palma de Mallorca, J.J. de Olañeta.

MARGALEF, R. (1957) La teoría de la información en ecología. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, 23 (13).

MARGALEF, R. (1963) On certain unifying principles in ecology. *American Naturalist*, 97: 374

MARGALEF, R. (1987) Divagacions sobre el concepte de conservació. *Arrel*, 19: 6-12.

MARGULES, C. and USHER, M.B. (1981) Criteria used in assessing wildlife conservation potential. A review. *Biological Conservation*, 4: 79-109.

MARGULES, C.R.; CRESSWELL, I.D. and NICHOLLS, A.O. (1994) A scientific basis for establishing networks of protected areas, en Forey, P.L., HumpHries C.J. and Vane-Wright, R.I. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation*, 50: 327-350, Oxford, Claredon Press.

MARKANDA, A. and RICHARDSON, J. (eds.) (1992) *The Earthscan Reader in Environmental Economics.* Londres, Earthscan Publications Ltd.

MARQUINES, J., NAVES, J. y PALOMERO, G. (1986) El problema de supervivencia de las pequeñas poblaciones de oso pardo: el caso de las poblaciones cantábricas. *Jornadas sobre la conservación de la naturaleza en España*, p.193-196. Ponencias y Comunicaciones. Ed. Consejería de Agricultura y Pesca - Agencia de Medio Ambiente del Principado de Asturias.

MARSH, P. (1978) Formula for the needs of man and nature. *New Scientist*, 77: 84-86.

MARSHALL, T. (1993) *Regional Planning in Spain: the Strange Case of Catalonia*, School of Planning, Oxford Brookes University.

MAY, R.M. (1975) Island biogeography and the design of wildlife preserves. *Nature*, 254: 117-18.

MAY, R.M. (1994) Ecological science and the management of protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 3: 437-448.

MAYOL, J. i MACHADO, A. (1992) *Medi ambient, ecologia i turisme a les Illes Balears*, Palma de Mallorca, Ed. Moll.

MAYOL, J. et al. (1984) *Inventari d'espais naturals de protecció especial de les Illes Balears,* inèdit, ICONA. Balears.

MCALISTER, C.M. (1980) *Evaluation in Environmental Planning*, Massachusetts, Massachusetts Institute of Technology Press.

MCARTHUR, R.H. and WILSON, E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*, Princeton, Princeton University Press.

MCCLANAHAN, T.R. (1986) Pollen dispersal and intensity as a criteria for the minimum viable population and species reserves. *Environmental Management,* 10 (3): 381-383.

MCHARG, I.L. (1969) *Design with Nature,* New York The American Museum of Natural History. Natural History Press.

MCKINNON, J. (1982) *National Conservation Plan for Indonesia*, Bogor, National Parks Development project of the FAO.

MCNEELEY, J.A. and MILLER, K.R. (eds.) (1984) *National Parks, Conservation and Development: the Role of Protected Areas in Sustaining Society*, Washington DC, Smithsonian Institution Press.

MCNEELEY, J.A. et al. (1991) *Conserving the World's Biological Diversity,* Gland, World Resources Institute, World Conservation Union, World Bank, Wildlife Fund, Conservation International.

MERRILL, T.; WRIGHT, R.G. and SCOTT, J.M. (1995) Using ecological criteria to evaluate wilderness planning options in Idaho. *Environmental Management*, 19: 815-825.

MILLER, A. (1984) Professional dissent and environmental management. *Environmentalist*, 4: 143-152.

MILLER, A. (1985) Technological thinking: Its impact on environmental management. *Environmental Management*, 9, (3): 179-190.

MILLER, R.I. and WHITE, P. (1986) Considerations for preserve design based on the distribution of rare plants in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Environmental Management*, 10: 119-124.

MILLSAP, B; et al. (1990) *Setting Priorities for the Conservation of Fish and Wildlife Species in Florida*. Wildlife Monographs, 111.

MINISTÈRE DU LOISIR DE LA CHASE ET DE LA PÊCHE DU QUÉBEC (1984) *La politique des Parcs du Québec*, Montréal, Gouvernement du Québec.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS DE ESPAÑA (1989) *Educación ambiental: situación española y estrategia internacional*, Madrid, Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE DE ESPAÑA (1995) *Estrategia nacional para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*, Madrid, Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda.

MINISTRY OF AGRICULTURE, NATURE MANAGEMENT AND FISHERIES OF THE NETHERLANDS (1990) *Nature Policy Plan of The Netherlands*, The Hague.

MIRALLES, J. et al. (1990) *La gestió del bosc a Catalunya*, Barcelona, Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Servei d'Ordenació i Gestió Forestal.

MITCHELL, R.C. and CARSON, R.T. (1989) *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method,* Washington DC, Resources for the Future.

MONGE, M. et al. (1983) *L'educació ambiental*. Quaderns d'ecologia aplicada, 6, Servei del Medi Ambient, Diputació de Barcelona.

MONTORI, A., LLORENTE, G.A. y FÈLIX, J. (1993) Estado y gestión de las poblaciones de *Testudo hermanni hermanni* del nordeste de la Península Ibérica. Seminaire sur les projets de retablissement d'espèces d'amphibiens et de reptiles. *Conseil de l'Europe. Rencontres environnement*, 19: 71-82.

MONTSERRAT, P. (1984) *Els ecosistemes pastorals. Els pasturatges*. Quaderns d'ecologia aplicada. Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona

MOREY, M. et al. (1984) *Espacios naturales de las Baleares. Evaluación de 73 áreas para su protección*, Palma de Mallorca, Govern Balear. Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del Territori.

MOREY, M. et al. (1992) *Estudio integrado de la isla de Formentera. Bases para un ecodesarrollo*, Madrid, Monografías de la Secretaría de Estado para Políticas del Agua y del Medio Ambiente.

MOSS, D. et al. (1991) *CORINE-Biotops -The Design, Compilation and Use of an Inventory of Sites of Major Importance for Nature Conservation in the European Community,* Luxemburg, Office for Official Publications of the European Community.

MÚGICA, M; FERNÁNDEZ SAÑUDO, P. i DE LUCIO, J.V. (1998) *Efectos socioeconómicos de los espacios naturales protegidos. Contribución al debate.* Villaviciosa, Congreso ESPARC'98.

MUNASINGHE, M. (1994) Economic and policy issues in natural habitats and protected areas, en Munasinghe, M. and Shearer, W. (ed.) *Defining and Measuring Sustainability. The Biogeophysical Foundations*, United Nations University & The World Bank.

NAIMAN, R.J. et al. (1972) General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers, en Bon P.J. et al. (ed.) *River Conservation and Management*, p. 93-123, John Wiley & Sons.

NASH, R. (1973) *Wilderness in the American Mind*, revised edition, New Haven, Yale University Press.

NASR, S.H. (1968) *Encounter of Man and Nature. The spiritual Crisis of Modern Man,* Londres, Allen & Unwin.

NASR, S.H. (1996) *Religion and the Order of Nature*, New York, Oxford University Press.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1993) *Setting Priorities for Land Conservation,* Washington DC, National Academy Press.

NICHOLSON, E.M. (1968) *Handbook to the Conservation Section of the International Biological Program*, Oxford, Blackwell.

NIJKAMP, P. (1977) *Theory and Application of Environmental Economics,* Amsterdam, North-Holland.

NIJKAMP, P. (1980) *Environmental Policy Analysis. Operational methods and Models,* Chichester, John Wiley & Sons.

NILSSON, S.G. and NILSSON, I.N. (1976) Valuation of south Swedish wetlands for conservation with the proposal of a new method for valuation of wetlands as breeding habitats for birds. *Fauna och Flora*, 71: 136-144.

NILSSON, C. (1986) Methods of selecting lake shorelines as nature preserves. *Biological Conservation*, 35: 269-291.

NILSSON, C. and GÖTMARK, F. (1992) Protected areas in Sweden: Is natural variety adequately represented? *Conservation Biology*, 6 (2): 232-242.

NINOT, J.M. (1997) Hábitats alpinos. *Ecosistemas*, 20/21: 84-91.

NOIRFALISE, A. (1987) *Map of the Natural Vegetation of the Member Countries of the European Community and the Council of Europe*, Luxemburg, Office of the Official Publications of the European Community.

NORDIC COUNCIL OF MINISTRIES (1983) *Representative Types of Nature in the Nordic Countries*. Lund.

NORTON, B.G., (ED.) et al. (1986) *The Preservation of Species: the Value of Biological Diversity*, Princeton University Press.

NOSS, R.F. (1993) Wildlife corridors, en Smith, D.S. and Hellmund, P.C. (eds.) *Ecology of Greenways. Design and Function of Linear Conservation Areas*, p. 43-68, Minneapolis, University of Minnesota.

NOSS, R.F. and COPERRIDER A.Y. (1994) *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*, Washington DC, Defenders of Wildlife, Island Press.

ODUM, E.P. (1971) *Fundamentals of Ecology*, Philadelphia, Saunders.

OLSON, C. y DINERSTEIN, J. (1994) *Evaluación de las potencialidades de conservación y grados de amenaza para las ecoregiones de América Latina y el Caribe: un análisis utilizando ecología de paisajes.* World Wildlife Fund, División Ambiental para América Latina del Banco Mundial.

O'NEIL, R.V. et al. (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:153-156.

OOSTERBROEK, P. (1994) Biodiversity of the Mediterranean region, en Forey, P.L.; Humphries, C.J. and Vane-Wright, R.I. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation*, p. 289-307, Oxford, Claredon Press.

ORGANITZACIÓ DE LES NACIONS UNIDES (1992) *Guia de l'Agenda 21. L'Aliança Global per al Medi Ambient i el Desenvolupament*, Barcelona, Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

ORGANITZACIÓ DE LES NACIONS UNIDES (1992) *Conferència de les Nacions Unides sobre el medi ambient i el desenvolupament*, Trad. catalana de les *Declaracions i Tractats adoptats a la Conferència de Rio de Janeiro*, Barcelona, Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

ORTOLANO, L. (1984) *Environmental Planning and Decision Making*, New York, John Wiley & Sons.

PALAU, A. y PALOMES, A. (1986) Los macroinvertebrados bentónicos como elementos de juicio para la evaluación de la calidad biológica del río Segre (Lérida, N.E. de España). *Limnetica*, 2: 205-215.

PALAU, J. i ARGELICH, J. (1996) *Natura i ecoturisme a Andorra: una opció de futur*, Andorra, Crèdit Andorrà.

PANAREDA, J.Mª et al. (1995) *El Montseny i el futur. estat i evolució dels sistemes naturals al Parc Natural del Montseny (Ecoauditoria, 1997-1995).* Diputació de Barcelona, Servei de Parcs Naturals.

PARÉS, E., (COORD) et al. (1993) *Espècies protegides de Catalunya*, Barcelona, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de Catalunya.

PASCUAL, J.A. y GARCÍA, M. (1994) Propuesta de sistema nacional de àreas protegidas costeras. *Amigos de la Tierra*, 7: 10-11.

PAZ y MIÑO, G. (1994) Criterios para invertir fondos verdes en Latinoamérica. *Ecosistemas*, 11: 51-53.

PEARCE, D. (1991) *Economic Valuation and the Natural World*, World Bank Report.

PEARCE, D. and MORAN, D. (1994) *The Economic Value of Biodiversity,* London, The Word Conservation Union, Earthscan Publications Ltd.

PENNING-ROSWELL, E.C. (1982) A public preference evaluation of landscape quality. *Regional Studies*, 16 (2): 97-112.

PENNISI, E. (1993) Filling the gaps. Computer mapping finds unprotected species. *Science News*, 144: 248-251.

PETERKEN, G.F. (1977) Habitat conservation priorities in British and European woodlands. *Biological Conservation*, 11: 223-236.

PETERKEN, G.F. (1981) *Woodland Conservation and Management*, London/New York, Chapman & Hall.

PETERS, R.L. and LOVEJOY, T.E. (1992) *Global Warming and Biological Diversity,* New Haven, Yale University Press.

PICKETT, S.T.; PARKER, V.T. and FIEDLER, P.L. (1992) The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level, en Fiedler, P.L. and Jain, S.K. (eds.) *Conservation Biology*, p: 65-88, Cambridge, The Society for Conservation Biology-Blackwell Science Inc.

PIELOU, E.C. (1977) *Mathematical Ecology*, New York, John Wiley & Sons.

PIERA, E. (1988) *El cas de l'Albufera*. Monografies, 6, Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports de la Generalitat Valenciana.

PIGEM, C. (1993) Pla rector d'ús i gestió del Parc Nacional d'Aigüestortes-Estany de Sant Maurici. *Espais*, maig-juny, p. 33-41.

PIMM, S.L. (1984) The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307: 254-283.

PINEDA, F.D. et al. (1991) Implementing EECONET. Case Study 2: Spain, en Bennet, G. (ed.) *Towards an Ecological European Network* p. 53-62, Arnhem, Institute for European Environmental Policy.

PLOEG, S.W.F. VAN DER and VLIJM, L. (1978) Ecological evaluation, nature conservation and land use planning, with particular reference to methods used in the Netherlands. *Biological Conservation*, 14: 197-221.

POLANYI, M. (1962) *Personal Knowledge. Towards a Post-Critical Philosophy*. The University of Chicago Press.

PONS, J. et al. (1996) *Projecte Vulcà. Sistema d'informació georgàfica per a la gestió del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa*, Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Institut Cartogràfic de Catalunya i Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). CD-ROM demostratiu.

PRAT, N.; PUIG, A. i GONZÁLEZ, G. (1983*) Predicció i control de les aigües dels rius Besós i Llobregat, II*. Estudis i Monografies dels Servei de Medi Ambient, Barcelona Diputació de Barcelona.

PRAT, N. et al. (1983-84) Chironoid longitudinal distribution and macroinvertebrates along the Llobregat river, NE Spain. *Mem. Amer. Ent. Society*, 34: 267-278.

PRAT, N. et al. (1985) *El Foix, entre l'eixutesa i la contaminació*. Estudis i Monografies, 11. Servei de Medi Ambient, Diputació de Barcelona.

PRAT, N. and WARD, J.V. (1994) The tamed river, en Margalef, R. (ed.) *Limnology Now: a Paradigm for Planetary Problems*, p:219-230, Elsevier Science, B.V.

PRAT, N. i RIERADEVALL, M. (1995) El Besòs, un riu a la UVI. *Siboc,* 11: 67-73

PRESSEY, R.L., BEDWARD, M. and KEITH, D. (1994) New procedures for reserve selection in New South Wales: maximizing the chances of achieving a representative network. en Forey, P.L. et al. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation*, p: 351-373, New York, Oxford Science Publications.

PRESTON, F.W. (1962) The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, 43: 185-215, 410-432.

PREUSS, P.W. et al. (1988) *The US Environmental Protection Agency's Guidelines for Risk Assessment*, Hazardous Waste Technology Monographs, Risk Assessment, Volume 1, Washington DC, Environmental Protection Agency.

PUZACHENKO, U.G. (1982) *The Substantiation of Ecological Value of Territory. Methods of Analysis of Human Settlements,* Moscow, Moscow State University, Department of Geography.

QUERAL TORELL, R. (1982) La calidad de las aguas de los ríos. *Tecnología del Agua*, 4.

RABE, F.W. and SAVAGE, N.L. (1979) A methodology for the selection of aquatic natural areas. *Biological Conservation*, 15: 291-300.

RABINOBITZ, D. (1981) Seven forms of rarity, en Synge (ed.) *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, New York , John Wiley & Sons.

RADFORD, A.E. et al. (1981) *Natural Heritage: Classification, Inventory and Information,* Chapel Hill, University of North Carolina Press.

RAPOPORT, E.H. (1982) *Aerography: Geographical Strategies of Species,* Oxford, Pergamon.

RAPOPORT, E.H. et al. (1986) The design of nature reserves: a simulation trial for assessing specific conservation value. *Biological Conservation*, 37: 269-290.

RAPPE, A. (1989) Genetic pollution. *Nature Tomorrow*. *Council of Europe. Environmental Encounters Series*, 7: 14-21.

RATCLIFFE, D.A. (1971) Criteria for the selection of nature reserves. *Advancement of Science*, 27: 294-296.

RATCLIFFE, D. (ed.) (1977) *A Nature Conservation Review.* Vol. 1, Cambridge, Cambridge University Press.

RAY, G.C (1975) Survey of critical marine habitats and requirements for their conservation. *Proceedings of the International Conference on Marine Parks and Reserves*, p. 15-19, Morges, IUCN Publication, New Series núm. 37.

REBELO, A.G. (1994) Using the *Proteacea* to design a nature reserve network and determine conservation priorities for the Cape Floristic Region, en Forey, P.L. et al. (eds.) *Systematics and Conservation Evaluation*, p: 375-396, New York, Oxford Science Publications.

REGUERO, M. DEL. (1994) *Ecoturismo: formas de turismo en el espacio rural*, Barcelona, Ed. Bosch.

REPETTO, R. (1992) Balance sheet. Incorporating natural resources in national income accounts. *Environment*, 34 (7): 12-44.

RIBA, O. i SERRA, J. (1993) El delta de l'Ebre, una àrea geològica amenaçada, *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 61: 117-133.

RIBAS, J. (1993) *Canigou, montagne sacrée des Pyrenées*, Ed. Loubatières.

RIDGLEY, M.A. and AQUATER TEAM (1995) Determining rural land-use: methodological primer and application to agroforestry in Italy. *The Environmental Professional*, 17: 209- 225.

RIESS, W. (1984) Integrated rural development in Bavaria. *Land Management for Conservation in National Parks (UK) and Equivalent Reserves*, p: 21-23.

ROBINSON, D.G. et al. (1976) *Landscape Evaluation*, University of Manchester.

RODRICKS, J. (1992) *Calculated Risks*, Cambridge, Cambridge University Press.

ROODMAN, D.M. (1996) Harnessing the market for the environment, en *State of the World 1996*, p. 168-187, Worldwatch Institute.

ROOME, N.J. (1984) Evaluation in nature conservation decision-making, *Environmental Conservation*, 11, 3: 247-252

ROTMANS, J.; HULME, M. and DOWNING, T.E. (1994) Climate change implications for Europe. An application of the ESCAPE model. *Global Environmental Change*, 4 (2): 97-124.

RUÍZ DE LA TORRE, J. (1985) Conservation of plant species within their native ecosystems, en Gómez-Campo, C. (ed.) *Plant Conservation in the Mediterranean Area*, p. 197-218, Dordkecht, W. Junk.

RUÍZ PÉREZ, M. y GONZÁLEZ VELA V. (1991) *Inventario de zonas de interés potencial para la red "NATURA 2000" en el Estado Español*, Madrid, ADENA-WWF.

RUIZ-OLMO, J. i AGUILAR, A. (1995) *Els grans mamífers de Catalunya i Andorra*, Lynx Ediions.

SAMSON, F.B. and KNOPF, F.L. (1982) In search of a diversity ethic for wildlife management. *Trans. Nat. Amer. Wild. Natural Resources Conference*, 47: 421-431.

SANKOVSKII, A. (1992) Towards evaluation of natural objects. *Environmental Management*, 16 (3): 283-287.

SARGENT, F.O. and BRANDE, J.H. (1976) Classifying and evaluating natural areas for planning purposes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31: 113-116.

SCHECHTER, M. (1979) A comparative study of environmental amenity valuations. *Environmental and Resource Economics*, 1: 129-155.

SCHUMACHER, E. F. (1973). *Small is Beautiful. Economics as if People Mattered,* Blond & Briggs, Ltd. Trad. castellana d'Oscar Margenet, *Lo pequeño es hermoso*, Barcelona, Blume Ediciones.

SCHUMACHER, E. F. (1984) Unidad o uniformidad? *Cielo y Tierra*, 9: 61-69.

SCOTT, J.M. et al. (1988) Beyond endangered species: An integrated conservation strategy for the preservation of biological diversity. *BioScience*, 37: 782-788.

SCOTT, J.M. et al. (1993) Gap Analysis: protecting biodiversity using geographic information systems. *Wildlife Monograph,* 123.

SECRETARÍA DE ESTADO DE MEDIO AMBIENTE Y VIVIENDA (1995) *Estrategia nacional para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica,* Madrid, Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente.

SEITZ W.K.; KLING, C.L. and FARMER, A.H. (1982) Habitat evaluation: a comparison of three approaches on the northern Great Plains. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference,* 47: 82-95.

SHAFER, C. (1994) Beyond park boundaries, en Cook, E.A: and Van Lier, H.N. (eds.) *Landscape Planning and Ecological Networks*, p. 201-223, Amsterdam, Isomul, Elsevier.

SHAW, D.M. AND JENNINGS M. (1995) Federal data bases of land characteristics, en LaRoe, E.T. et al. (eds.) *Our Living Resources* p. 467-468, Washington D.C, National Biological Survey.

SHEAIL, J. (1976) *Nature in Trust. The History of Nature Conservation in Britain*, Glasgow, Blackie.

SHORT, H.L. and WILLIAMSON, S.C. (1986) Evaluating the structure of habitat for wildlife, en Verner, J. et al. (ed.) *Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*: 97-104, Madison, University of Wisconsin Press.

SIMBERLOFF, D. (1978) Use of rarefaction and related methods in ecology, en Dickson, K.L., Cairns, J. Jr. and Livingstone, R. (ed.) *Biological Data in Water Pollution Assessment: Quantitative and Statistical Analyses*, Philadelphia, American Society for Testing & Materials.

SINDEN, J.A. and WINDSOR, G.K. (1981) Estimating the value of wildlife for preservation: a comparison of approaches. *Journal of Environmental Management*, 12: 11-125.

SLAYMAKER, D.M. et al. (1996) *Mapping Deciduous Forests in New England Using aerial Videography and Multitemporal LANDSAT Imagery*, Key Largo, Proceedings of the National Gap Analysis Conference.

SMITH, H. (1976) *Forgotten Truth. The Common Vision of the World's Religions*, San Francisco, Harper.

SMITH, P.G. and THEBERGE, J.B. (1986) A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental Management*, 10, 6: 715-734.

SMITH, P.G. and THEBERGE, J.B. (1987) Evaluating natural areas using multiple criteria: theory and practice. *Environmental Management*, 11: 447-460.

SMITH, P.G.; NELSON, J.G. and THEBERGE, J.B. (1986) *Environmentally Significant Areas, Conservation and Land Use Management in Northwest Territories,* Waterloo, Heritage Resource Centre, University of Waterloo, Technical paper, 1.

SMITH, S.D. (1984) *An Evaluation Method for Urban Open Spaces and its Relevance in Urban Nature Conservation,* Southampton University. Inèdit.

SOL, D. i SENAR, J.C. (1994) *Ecologia del gavià argentat: causes de la seva expansió i bases per a la planificació d'un programa de control,* Barcelona, Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.

SORG, C.F. and LOOMIS, J. (1985) An introduction to wildlife valuation techniques. *Wildlife Society Bulletin,*. 13: 38-46.

SOULÉ, M.E. (1973) The epistasis cycle: a theory of marginal population. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 165-187.

SOULÉ, M.E. and SIMBERLOFF, D. (1986) What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35 (1):19-40.

SOULÉ, M.E. (ed.) (1987) *Viable Populations for Conservation*, New York, Cambridge University Press.

SOULÉ, M.E. and GILPIN E. (1991) The theory of wildlife corridor capability, en Saunders, D.A. and Hobbs, R.J. (eds.) *The Role of Corridors*, p.3-8, Chipping Norton, Surreay Beatty & Sons.

SOULÉ, M.E. (1991) Theory and strategy, en HUDSON, W.E. (ed.) *Landscape Linkages and Biodiversity*, p: 91-104, Washington, D.C., Defenders of wildlife, Island Press.

SOUTHEASTERN WISCONSIN REGIONAL PLANNING COMMISSION (1985) *Twenty-five Years of Regional Planning in Southeastern Wisconsin*: 1960-1985, Wisconsin Waukesha.

SOUTHERN APPALACHIAN MAN AND BIOSPHERE COOPERATIVE (1996) *The Southern Appalachian Assessment. Summary Report*.

SPELLERBERG, I.F. (1981) *Ecological Evaluation for Conservation*, The Institute of Biology's Studies in Biology, 133, Bristol Edward Arnold Publishers, Ltd.

SPELLERBERG, I.F. (1992) *Evaluation and Assessment for Conservation*, London, Chapman & Hall.

SPHERE ENVIRONMENTAL CONSULTANTS, LTD. (1974) *Comparative Analysis of Platform Constructive Sites*.

STEBBINGS, G.L. (1980) Rarity of plant species: A synthetic viewpoint. *Rhodora* 82 (829) 77-86.

STOMS, D.M. and DAVIS, F. (1995) Biodiversity in the southwestern California region, en LaROE, E.T. et al (eds.) *Our Living Resources*, p: 465-466, Washington DC., National Biological Service.

STORK, N. (1994) Inventories of biodiversity: more than a question of numbers, en Forey, P.L. et al. (ed.) *Systematics and Conservation Evaluation*, 54: 81-100, Oxford, Clarendon Press.

SUAU, P. (1979) Un ejemplo de regulación de pesquerías. *Investigación pesquera*, 43: 21-29.

SUTHERLAND, W. and HILL, D.A., (ed.) (1988) *Managing Habitats for Conservation*, New York, Cambridge University Press.

TAINTER, J.A. and LUCAS, G.L. (1983) Epistemology of the significance concept. *American Antiquity*, 48: 707-719.

TANS, W. (1974) Priority ranking of biotic natural areas. *Michigan Botanist*, 13: 31-39.

TERRADES, J. (1978) Orientacions per a una gestió ecològica, en FOLCH, R. (ed) *Natura ús o abús? Llibre blanc de la natura als Països Catalans*, Barcelona, Institució Catalana d'Història Natural, Ed. Barcino.

TERRADES, J. (1988) Las reservas de la biosfera y los programas educativos y científicos. *II Seminari Internacional sobre Reserves de la Biosfera mediterrànies*. UNESCO, p. 113-117. Montseny-Montesquiu.

THE NATURE CONSERVANCY (1988) *Natural Heritage Program. Model Operation Manual*, Arlington, The Nature Conservancy.

THE NATURE CONSERVANCY (1993) *Tools for Conservation*, Arlington, The Nature Conservancy.

THEBERGE, J.B. (1989) Guidelines to drawing ecologically sound boundaries for National Parks and Nature Preserves. *Environmental Management*,13, 6: 695-702.

THOMAS, W.A.; GOLDSTEIN, G. and WILCOX, W.H. (1974) *Biological Indicators of Environmental Quality. A Bibliography of Abstract,* Michigan, Ann Arbor Science Publishers Inc.

TUBBS, C. R. and BLACKWOOD, J. W. (1971) Ecological evaluation for planning purposes. *Biological Conservation*, 3: 169-172.

TUCKER, G.M. and HEATH, M.F. (COORD.) (1994) *Birds in Europe: their Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 3. Birdlife International.

TURNER, M. G.; CONSTANZA, R. and SPRINGER, T. (1988) Market and nonmarket values of the Georgia landscape. *Environmental Management*, 12, 2: 209-217.

UDO DE HAAS, H. and VERTEGAAL,. C.T.M. (1991) *The Golden Fringe of Europe. Ideas for a European Coastal Conservation Strategy and Action plan*. Working Document, 22 p. European Coastal Conservation Conference, Leiden.

UK BIODIVERSITY STEERING GROUP (1995) *Biodiversity: the UK Steering Group Report. Volume 1: Meeting the Rio Challenge,* London, HMSO.

UK COUNTRYSIDE COMMISSION (1987) Lake District declaration. *International Symposium on Protected Landscapes*, UK Countryside Commission and Council of Europe.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993) *Environmental Monitoring and Assessment Program. Ecological Indicators*, Washington, EPA 600 3-90 060.

US FEDERAL HIGHWAY ADMINISTRATION (1979) *Visual Resource Management Model*. Research Paper.

US NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1993) *Setting Priorities for Land Conservation*. Washington D.C.

US SOIL CONSERVATION SERVICE (1980) *Assessment Procedures for Countryside Landscape.*

USHER, M.B. (1980) An assessment of conservation values within a large site of special interest in North Yorkshire. *Field Studies*, 5, 328-348.

USHER, M.B. (ed.) (1986) *Wildlife Conservation Evaluation,* London, Chapman & Hall.

VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J. and WILLIAMS, P.H. (1991) What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55: 235-254.

VENDRELL, J. y PRESMANES, S. (1993) La recuperación de los ámbitos fluviales metropolitanos de Barcelona. *O.P.* 26: 48-59.

VERGÉS, C. (1994) *L'economia de l'aigua a Catalunya*, tesi doctoral, Universitat de Barcelona.

VERICAD, J.R. i ALCOVER, J.A. (1988) Recessió dels mamífers indígenes, en FOLCH, R. (ed) *Natura ús o abús? Llibre blanc de la natura als Països Catalans*, Barcelona, Institució Catalana d'Història Natural, Ed. Barcino.

VIEJO, J.L. et al. (1990) The status of Iberian Lepidoptera listed in the appendices to the Bern Convention. *Colloquy on the Berne Convention invertebrates and their conservation. Council of Europe. Environmental Encounters Series*, 10: 42-45.

WEIZÄCKER, E.U. VON (1992) *Erdpolitik. Ökologiske Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt,* Dramstadt, Wissenschaftliche Suchgensellschaft. Trad. castellana de J. Gutiérrez (1993) *Política de la Tierra*, Madrid, Ed. Sistema.

WELLS, S. (1990) European non-marine mollusks under threat: Conservation priorities at the regional level. *Colloquy on the Berne Convention invertebrates and their conservation. Environmental Encounters Series*, 10: 48-51.

WELLS, S. and CHATFIELS, J. (1992) Conservation needs of threatened European non-marine mollusks with special reference to wetland species. *Council of Europe. Environmental encounters*, 14. *Conserving and Managing Wetlands for Invertebrates*: 49-61, Vaduz, Liechestein.

WHITTAKER, R.H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.

WILCOX, B.A. (1980) Insular ecology and conservation, en Soulé, M.E. and Wilcox B.A. (eds.) *Conservation Biology: an Ecological-Evolutionary Perspective*, p. 95-117, Sunderland, Sinauer.

WILCOX, B.A. and MURPHY, D.D. (1985) Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125: 879-887.

WILLIAMS, C.B. (1973) Area and number of species. *Nature*, 152: 264-267.

WILLIAMS, C.B.; VANE-RIGHT, R.I. AND HUMPHRIES C.J. (1993) Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Australian Journal of Systematic Botany*, 4: 665-679.

WILLIAMSON, M.H. (1973) Species diversity in ecological communities, en Bartlett, M.S. and. Hiorns, R.W. (ed.) *The Mathematical Theory of the Dynamics of Populations,* p. 325-335, London, Academic Press.

WILSON, E.O. and PETER, F. M., (EDS.) (1988) *Biodiversity*, Washington DC, US National Academy Press.

WITMAN, I.L. et al. (1971) *Design of an Environmental Evaluation System,* Columbus, Batelle Columbus Laboratories.

WITTIG, R. and SCHREIBER, K.F. (1983) A quick method for assessing the importance of open spaces in towns for urban nature conservation. *Biological Conservation*, 26, 1: 57-64.

WOODIWISS, F.S. (1964) The biological system of stream classification used by the River Trent Board. *Chemistry and Industry*, 14: 443-447.

WORLD WILDLIFE FUND FOR NATURE (WWF) (1991) *The Importance of Biological Diversity,* New Haven CT, Yale Press.

WRIGHT, D.F. (1977) A site evaluation scheme for use in the assessment of potential nature reserves. *Biological Conservation*, 11: 293-305.

YABLOKOB, A.V. and OSTROUMOV, S.A. (1991) *Conservation of Living Nature: Problems, Trends and Prospects,* Berlin, Springer-Verlag.

YLL, R. y PÉREZ-OBIOL, R. (1992) Instalación de los bosques deducida a partir del análisis polínico de un sondeo marino en el Delta del Ebro (Tarragona, España). *Orsis*, 7:21-30.

ZELENY, M. (1981) *Multiple Criteria Decision Making*, New York, McGraw Hill.

ZUBE, E.H. (1980) *Environmental Evaluation: Perception and Public Policy,* Cambridge, Cambridge University Press.

MEDI AMBIENT

Generalitat de Catalunya
Departament
de Medi Ambient

ISBN 84-393-4546-1

PAPER ECOLÒGIC