



La Matriu Territorial

Críteris ecològics i mètodes paramètrics per al tractament del territori com a sistema, la seva planificació i avaluació ambiental estratègiques

Joan Marull
DIRECTOR

Joan Pino
COORDINADOR

La Matriu Territorial

La Matriu Territorial

Críteris ecològics i mètodes paramètrics per al tractament del territori com a sistema, la seva planificació i avaluació ambiental estratègiques

Joan Marull
DIRECTOR

Joan Pino
COORDINADOR

Els treballs previs que han fet possible aquesta publicació han estat cofinançats per Barcelona Regional, el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, el Departament de Política Territorial i Obres Públiques i el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

Barcelona, novembre de 2008

Direcció

Joan Marull

Coordinació

Joan Pino

Col·laboradors

Jordi Carreras

Jordi Corominas

Josep Maria Mallarach

Ferran Rodà

Enric Tello

Andreu Ullied

Redacció

Joan Marull

Joan Pino

Cartografia

María José Cordobilla

© Del text: els autors

© Del les fotografies: Jordi Corominas i Albert Ferrè

DOI: 10.13140/2.1.3345.4404

*A les meves filles,
..perquè amb la seva mirada
puc percebre un món millor.*



Índex

Introducció	8	4.6. L'estructura del paisatge	197
1. Els criteris socioecològics	14	4.7. El servei ecosistèmic	213
<i>Resum</i>	15	4.8. La valoració del patrimoni natural	226
1.1. Introducció	16	4.9. La verificació de la metodologia	233
1.2. És el territori un sistema?	16	<i>Recapitulació</i>	241
1.3. El territori construït	20	5. La funcionalitat territorial	242
1.4. El planejament territorial	30	<i>Resum</i>	243
1.5. Els instruments de planificació	36	5.1. Introducció	244
<i>Recapitulació</i>	40	5.2. L'aproximació conceptual	244
2. Les eines d'ordenació	42	5.3. El plantejament metodològic	252
<i>Resum</i>	43	5.4. Les àrees ecològiques funcionals	258
2.1. Introducció	44	5.5. La fragmentació ecològica	273
2.2. Els sistemes de suport a la planificació	44	5.6. L'afectació urbana i d'infraestructures	280
2.3. La parametrització socioambiental	50	5.7. La connectivitat ecològica	286
2.4. Cap a un índex d'aptitud territorial?	57	5.8. La xarxa ecològica funcional	296
2.5. Les limitacions del mètode	63	5.9. La verificació de la metodologia	304
<i>Recapitulació</i>	66	<i>Recapitulació</i>	315
3. La vulnerabilitat del medi físic	68	6. El territori com a sistema	316
<i>Resum</i>	69	<i>Resum</i>	317
3.1. Introducció	70	6.1. Introducció	318
3.2. L'aproximació conceptual	70	6.2. Les bases conceptuals	318
3.3. El plantejament metodològic	82	6.3. L'aplicabilitat del model	327
3.4. La resiliència de les cobertes del sòl	88	6.4. L'aproximació paramètrica	334
3.5. La fragilitat del substrat	103	6.5. La verificació de la metodologia	344
3.6. Les aigües superficials i subterrànies	121	<i>Recapitulació</i>	352
3.7. La vulnerabilitat de la matriu territorial	139	7. L'aplicació del model	354
3.8. La verificació de la metodologia	145	<i>Resum</i>	355
<i>Recapitulació</i>	151	7.1. Introducció	356
4. El valor del component biològic	152	7.2. L'aplicabilitat del mètode	356
<i>Resum</i>	153	7.3. L'aplicació a escala regional	363
4.1. Introducció	154	7.4. L'aplicació a escala supramunicipal	377
4.2. L'aproximació conceptual	154	7.5. L'aplicació a escala local	385
4.3. El plantejament metodològic	165	7.6. Les directrius d'aplicació	496
4.4. L'interès intrínsec dels hàbitats	170	<i>Recapitulació</i>	400
4.5. L'interès corològic i biogeogràfic	183	Conclusions	402
		Referències	412

Introducció

Introducció

Ramon Margalef era un científic prestigiós, ja reconegut internacionalment, quan el vaig conèixer a finals dels vuitanta, en el meu primer curs de Biologia a l'Universitat Autònoma de Barcelona. De fet, llegir els seus llibres va influir decisivament en que decidís estudiar aquesta carrera. En efecte, el professor Margalef va ser un pioner mundial en l'estudi matemàtic de la complexitat dels sistemes naturals. Una de les principals aportacions que va fer a l'ecologia va ser aplicar les, en aquells temps, noves teories de la informació a l'estudi de la biodiversitat i, en relació amb això, cercar pautes generals en l'organització i el funcionament dels ecosistemes a partir dels coneixements aportats per altres disciplines, com ara la física¹.

Hi havia, doncs, una gran expectació entre els alumnes de primer curs davant la conferència inaugural que impartia Margalef. Abans d'hora la sala ja era plena, amb un xivarri impropï de l'acte, quan van entrar -tots en bata blanca- un nombrós grup de professors que, davant l'estupor general, es van apropar a saludar, amb tot el respecte, a un home, ja força gran, que feia temps estava esborrant la immensa pissarra de la sala d'actes sense que quasi ningú advertís la seva presència. Era Margalef i, en adonar-nos, es va fer un silenci sepulcral. Llavors, potser aprofitant el desconcert escènic, va començar immediatament la seva exposició agafant un senzill paper en blanc.

Margalef va plegar el paper aparentment a l'atzar, un cop i un altre i varies vegades més. Finalment, com un autèntic prestidigitador, el va desplegar i ens va ensenyar les marques deixades pels plecs, era obvi que en resultaven unes formes ordenades, similars a les branques d'un arbre. Llavors va començar a parlar-nos de determinisme i atzar, de pautes dins el

caos, de geometria fractal, de sistemes complexos, d'evolució biològica, etc. Tot, als nostres ulls, ben desgavellat, encara que d'alguna manera intuïem les fortes relacions que hi havia en tot "plegat". En qualsevol cas, varem sortir de la xerrada amb material per anar-hi pensant el curs sencer, i encara ara...

La ciència parteix d'una intuïció. En paraules d'Albert Einstein, del que possiblement ningú no en té cap dubte del seu rigor científic, els fets són els fets però la realitat és la percepció que tenim d'aquests². Així doncs, la realitat depèn dels ulls de l'observador. Cal, per tant, ser prudents, doncs la percepció dels fets que es succeeixen en un sistema complex, com ara el territori, pot no ser gens de fiar. En podem veure un exemple en un exercici de simulació no gaire complicat, fins i tot amb el mateix paper que va utilitzar Margalef en la seva exposició: quin gruix tindria un cop plegat cinquanta vegades?. De fet, la etimologia del terme "com-plicat" procedeix de l'acció de "plegar successivament". La major part de persones amb sentit comú contestarien que el gruix final serà força gran, de centímetres al menys. Algunes persones entrenades en aquests tipus de jocs dirien que resultaria un gruix enorme, de metres potser dirien els més atrevits. Només unes poques persones serien capaces de formular un model matemàtic correcte, on el gruix final es de 2^n pel gruix inicial, es a dir, de l'ordre de la distància de la Terra a la Lluna (uns 300.000 kilòmetres!). Evidentment, no hi hauria prou paper en el món per a fer els plecs³.

La raó de que la nostra intuïció sigui incapaç de percebre correctament una successió de fets produïts en un sistema no lineal força senzill com el descrit, es deu a que el nostre cervell està adaptat -mitjançant la selecció natural descrita per la teoria de l'evolució

¹ MARGALEF, R. 1980. *La biosfera, entre la termodinàmica y el juego*. Editorial Omega.

² OVERBYE, D. 2000. *Las pasiones de Einstein. La vida íntima de un genio*. Editorial Lumen

³ Les dinàmiques no lineals resulten contraintuitives: només plegant un paper cent vegades (2^{100}) assoliríem un gruix similar a la distància major coneguda, entre la terra i la galaxia més llunyana (ULIED & JORBA, 2003).

biològica proposta per Charles Darwin- a viure en un món ideal simplificat, útil a la nostra escala, en el que existeix una suposada proporcionalitat entre causes i conseqüències, i una tendència a l'equilibri de les coses. No som capaços, per tant, d'intuir la magnitud dels processos de creixement exponencial, de les progressions geomètriques. Per això, d'entrada estem mal posicionats per a treballar amb idees com ara la heterogeneïtat, el desequilibri, la multiplicitat o l'atzar, conceptes usuals en els sistemes complexos -d'aquí les dificultats que tenim per a intuir el comportament matemàtic dels sistemes subatòmics o cosmològics, posem per cas- però que percebem com a negatius i associem al desordre, la incertesa, la crisi i el caos. No obstant això, podem considerar -com axioma de partida- que la matriu territorial, l'espai on vivim, és un sistema complex.

Tanmateix, també és una il·lusió pretendre que les matemàtiques reflecteixin el món real. Al capdavall, els sistemes matemàtics són construccions mentals, amb totes les implicacions que aquest fet deu comportar. Les matemàtiques són, més aviat, un mitjà per a extreure'n conclusions de suposicions prèviament formulades, incloent-hi les regles d'inferència i els axiomes. Si es modifiquen els axiomes, canvia el model matemàtic i les conclusions que s'obtenen amb ell⁴. Les matemàtiques han descobert -com la resta de les ciències- que la veritat no es absoluta, sinó relativa. Un exemple conegut es refereix a la geometria euclidiana, que s'ocupa principalment de dibuixar figures, novament, en un paper, com ara el de Margalef. L'axioma diu -en essència- que dues rectes paral·leles, situades en un mateix pla, mai s'arribaran a trobar, sembla lògic. Però en una superfície esfèrica, com ara la Terra, els tres angles d'un triangle no sumen 180 graus i això dona lloc a una geometria molt diferent a l'euclidiana, amb implicacions transcendents en la concepció relativista actual de d'univers. És evident, doncs, que

⁴ MADDIX, J. 1999. *Lo que queda por descubrir. Una incursión por los problemas aún no resueltos por la ciencia, desde el origen de la vida hasta el futuro de la humanidad*. Editorial Debate.

si canvia la hipòtesi de partida -el territori és un sistema complex- canvien radicalment les regles matemàtiques associades amb ella.

La major part dels fenòmens naturals no són complicats sinó que, sobre tot, són complexos. La bellesa de la diversitat de formes que percebem a la natura està, sovint, associada a regularitats matemàtiques molt senzilles. Però, d'altra banda, els sistemes complexos són extremadament sensibles a les condicions inicials i, per tant, impredecibles: una lleugera modificació (el primer plec d'un paper doblegat reiterativament, posem per cas) pot donar lloc a una forma absolutament diferent aplicant, no obstant, el mateix algoritme. Etimològicament, "complex" ve de "teixit". Un paper és un teixit, una xarxa superposada de fils, sense anar més lluny: doblegant-lo el fem més complicat, però no pas més complex, perquè la complexitat la donen les fibres de cel·lulosa que s'ordenen i "enreden" en una matriu, diríem, de forma que el conjunt pren consistència en si mateix. De fet, estar "enredat" és estar "confós" per un sistema on causes i efectes no semblen, en aparença, estar relacionats. Per això, petits canvis en les condicions de partida o en les de l'entorn poden produir tota mena de canvis en l'evolució futura. Els sistemes complexos potser són deterministes però resulten indeterminables a la pràctica. Tanmateix, els desenvolupaments matemàtics en dinàmica no lineal -aplicables a quasi tots els camps de coneixement- permeten acotar aquesta impredecibilitat intrínseca dels sistemes naturals: alguna cosa podem saber⁵.

Tot això són teories, certament, però científiques, es a dir, corroborades pels fets. En el cas de la complexitat del territori construït podem veure, a tall d'exemple, el conegut increment exponencial del risc d'inundació degut a la urbanització del sòl. Un senzill model de previsió hidrològica permet comprovar que la impermeabilització del sòl disminueix la infiltració i

⁵ TERRADAS, J. 2006. *Biografía del mundo. Del origen de la vida al colapso ecológico*. Editorial Destino.

augmenta la velocitat d'escolament de l'aigua, amb la qual cosa el temps de retenció d'aquesta en una conca disminueix i els riscos d'inundació aigües avall augmenten, en efecte, exponencialment. En petites conques amb una elevada urbanització de les capçaleres (com ara les de la comarca del Maresme), els cabals màxims a la desembocadura poden ser sorprenentment elevats. La conseqüència de la impermeabilització del sòl en la infiltració de l'aigua és evident, però la magnitud que representa en termes de risc d'inundació i les implicacions en la planificació i la gestió del territori és molt més difícil d'intuir.

Però si els fenòmens naturals són complexos, com hem vist abans, encara ho són molt més els fenòmens socials. En aquest cas, individus, empreses, institucions, etc. prenen contínuament decisions per a col·laborar i/o competir en el territori, mitjançant una interacció enredada, en bucle. És evident que si no som capaços d'intuir acertadament quin és el gruix d'un paper doblegat cinquanta vegades, com podem planificar amb tanta ingenuïtat sobre les polítiques socials o ambientals més convenients, quan el sistema social és el més complex que coneixem? És aquí on les matemàtiques i els models de simulació poden ser de gran utilitat. Tanmateix, el que resulta més sorprenent d'aquests models és que aquesta complexitat pot generar, de vegades, un ordre autoorganitzat, un sistema amb propietats emergents. I el que resulta més preocupant és que aquest ordre no pot ser garantit en absolut⁶.

La ciència clàssica, basada en un mètode analític i reduccionista -com ara la mecànica newtoniana- està donant pas a una visió més sistèmica i probabilística -com ara la mecànica quàntica- per a poder explicar la nostra percepció dels fets. Segurament, en un futur, ambdues aproximacions seran necessàriament complementàries. En aquest context, el progressiu coneixement del funcionament dels sistemes

complexos ha posat en evidència la necessitat de gestionar la matriu territorial de forma global per tal de mantenir els processos que s'estableixen dins i entre els ecosistemes. Per a dur a terme aquesta tasca cal, però, un nou marc conceptual que permeti la comprensió i l'avaluació, a una escala espacial rellevant, d'aquests processos socioecològics.

Entenem la matriu territorial com el conjunt del territori i dels processos que hi tenen lloc. En altres paraules, ens referim a la base espaciotemporal resultant del medi físic, el component biològic, les seves relacions funcionals i les transformacions que l'activitat humana imprimeix en el sistema, expressada en formes concretes de paisatge. Seguint amb el símil del paper, s'ha dit (Jaume Terradas, comunicació personal), que el que es requereix per a gestionar la matriu territorial no és únicament enganxar *segells* en un *sobre* (declarar espais "naturals" protegits discrets, segons el sistema clàssic, i negligir la resta del territori), sinó que el que cal és, precisament, intervenir en el *sobre* (en la matriu, reconeixent -amb tot el que això significa- la seva complexitat estructural i funcional). En efecte, el manteniment de la biodiversitat i els processos ecològics associats depèn, en gran mesura, de com tractem la matriu biofísica sobre la que s'assenten els plans urbanístics i les infraestructures que es volen desenvolupar, perquè constitueix la major part del nostre paisatge i, també, perquè el que afecta a la matriu afectarà, més aviat que tard, a la flora i fauna que es pretén conservar, així com -cal no oblidar-ho- els serveis ecosistèmics que ens proporciona i dels que no en tenim substituïts.

Des d'una concepció funcional del territori, s'analitzen les implicacions a diverses escales del model de mosaic territorial desenvolupat per l'ecologia del paisatge. Es parteix dels principis proposats per Richard Forman⁷ que, un cop adaptats a un àmbit ecopaisatgístic mediterrani, poden aportar criteris

⁶ GELL-MANN, M. 1995, *El quark y el jaguar: aventuras de lo simple y lo complejo*. Editorial Tusquets.

⁷ FORMAN, R.T.T. 1995b. *Some general principles of landscape and regional ecology*. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.

d'utilitat en l'ordenació dels espais oberts a Catalunya. El paisatge és, en efecte, un element destacat de la nostra dimensió perceptiva. En un context evolutiu, dinàmic i històric, representa una amalgama entre natura, cultura i societat. De fet, la conca mediterrània és un mosaic de paisatges antropogènics amb molts anys d'antiguitat, on es troba una de les zones del planeta remarcable per la seva biodiversitat. Per això, resulta absolutament desitjable la integració dels assentaments humans en l'estructura del paisatge.

El paisatge pot ser vist des d'una perspectiva històrica com l'expressió territorial del metabolisme que qualsevol societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten. Un dels camins per a entendre "quan", "cóm" i "per què" la intervenció humana canvia la configuració de la matriu territorial, consisteix en analitzar els principals fluxos energètics i materials de l'intercanvi metabòlic de l'economia amb el seu entorn ambiental, i en identificar els impactes ecològics que s'imprimeixen en el sistema⁸. En efecte, com mai abans la matriu territorial es vertebrava a partir de la ciutat. Això instaura una important tensió entre l'espai obert i l'espai urbà, que es pot simplificar en la coneguda -i anacrònica- dicotomia entre camp i ciutat.

El repte consisteix, per tant, en disposar de conceptes i eines d'ordenació del territori que ens permetin fer compatible el necessari desenvolupament urbanístic i d'infraestructures que requereix el país, amb la preservació dels processos ecològics bàsics i el manteniment d'una acceptable qualitat paisatgística i ambiental. Per abordar aquest problema, es realitza una aproximació matemàtica al model de mosaic territorial i es proposa la seva aplicació -com a metodologia de suport- en els processos de planejament territorial i d'avaluació ambiental estratègica. En definitiva, el que es pretén és contribuir a canviar els enfocaments en política de conservació de la natura i gestió del territori, introduint

la idea de que el que cal no és només "protegir" espais aïllats, sinó preservar el territori com a sistema, d'una forma integral. I això vol dir, fonamentalment, que cal introduir el concepte de *matriu territorial* com una premissa bàsica en els processos de planificació urbanística i territorial.

En poques paraules, la complexitat del territori construït no ens ha d'aterrorir sinó que, simplement, l'hem d'acceptar amb tota humilitat. Per això mateix, els models de simulació social i territorial més valuosos són els que no ens amaguen ni dissimulen la seva complexitat. Ben al contrari, són els que ens ajuden a absorbir-la, a prendre decisions aplicant el principi de la prudència i a explicar-les, reconeixent el grau d'incertesa essencial que comporten, en qualsevol cas, perquè del que es tracta és de facilitar la major participació ciutadana i el major coneixement de causa en les decisions polítiques que afecten el govern del territori. D'aquest territori discontinu, fragmentat, en xarxa i fluxos especialitzats, que és més complex del que pensàvem, encara que l'explicació de la seva complexitat pugui ser més senzilla del que sembla i els instruments per a ordenar-la assombrosament simples.

Una de les primeres conclusions quan vaig entrar a treballar, a finals dels noranta, a Barcelona Regional, agència pública de desenvolupament urbanístic i d'infraestructures, va ser la clamorosa manca de criteris i mètodes contrastats per a l'avaluació d'impacte ambiental dels plans d'incidència territorial, a escala regional⁹. Aquest llibre respon a una proposta de Josep Acebillo -llavors director i actualment conseller delegat de l'agència- de fer una síntesi dels projectes de recerca aplicada, que ell mateix va impulsar, sobre noves metodologies paramètriques per a la planificació i l'avaluació ambiental estratègica, que han donat lloc a una incipient corrent de pensament en la que s'han

⁸ MARTINEZ ALIER, J. & SCHLÜPMANN, K. 1991. *La ecología y la economía*. Fondo de Cultura Económica, México.

⁹ ACEBILLO, J. & R. FOLCH (ed.). 2000. *Atlas Ambiental de l'Àrea de Barcelona. Balanç de recursos i problemes*. Editorial Ariel & Barcelona Regional.

integrat diferents experts sectorials. En definitiva, el treball vol donar resposta a una realitat objectiva: la necessitat de disposar d'eines i conceptes que contribueixin a fer compatible el desenvolupament econòmic amb el manteniment dels sistemes naturals i agraris que configuren el territori construït. El llenguatge quantitatiu i cartogràfic dels models elaborats facilita la comunicació dels resultats als planificadors, sent molt útil la realització de successives iteracions per a comprovar els efectes associats a diverses alternatives o escenaris.

El llibre que teniu a les mans s'estructura en set capítols. El primer consisteix en un posicionament conceptual que vol recollir les principals aportacions dels diferents experts que s'han anat integrant en el projecte, respecte la definició del territori com a sistema. El segon tracta del plantejament metodològic adoptat per a transposar en eines matemàtiques útils els criteris abans exposats. Els següents capítols (tercer, quart i cinquè) es pot dir que són el nucli del treball doncs es desenvolupen tot un seguit de mètriques -per tal d'analitzar el medi físic, el component biològic i les seves relacions funcionals- sobre les quals s'ha estructurat l'estudi de la matriu territorial. El sisè fa una aproximació paramètrica al model emergent de matriu territorial, en base als criteris i mètodes elaborats. El capítol setè presenta diversos assaigs d'aplicació de les metodologies desenvolupades, en el marc de l'avaluació ambiental estratègica de plans urbanístics i d'infraestructures. Com que s'entén que poden haver-hi diferents nivells de lectura, el llibre s'ha dissenyat de forma modular mitjançant una breu introducció als diferents conceptes, seguida d'un plantejament metodològic més detallat, la necessària formalització matemàtica en requadres i, finalment, l'expressió cartogràfica dels resultats. El lector pot escollir, sense problemes, el nivell d'aprofundiment que l'interessi més.

El projecte va néixer amb el propòsit de tractar una problemàtica complexa, com és la matriu territorial, mitjançant estudis científics transdisciplinars. Cal

esmentar la col·laboració de Josep Acebillo, Miquel Sodupe, Joana Llinàs, María José Cordobilla i Jac Cirera (arquitectes, geògrafes i ambientòleg; Barcelona Regional), Joan Pino i Ferran Rodà (ecòlegs; Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), Josep Maria Mallarach (geòleg; consultor ambiental), Ramon Folch, Laura Reñaga i Irene Martín (socioecòleg, enginyera de forests i ambientòloga; ERF-Gestió i Comunicació Ambiental), Jordi Corominas (geòleg; E.T.S. d'Enginyers de Camins de la Universitat Politècnica de Catalunya), Jordi Carreras i Albert Ferré (botànics; Centre Especial de Recerca de Biodiversitat Vegetal de la Universitat de Barcelona), Guillem Terradas i José Manuel Pérez (biòleg i físic; Geodata), Andreu Ulied (enginyer de camins; MCRIT), Enric Tello (historiador; Departament d'Història i Institucions Econòmiques, Universitat de Barcelona) i Manuela Garcia (matemàtica; Facultat de Matemàtiques de la Universitat de Barcelona). Tots ells han nodrit -i en bona part son coautors- les diferents parts del llibre, si bé cal advertir que la forma de presentar-les, les opinions expressades i els errors que se'n puguin detectar són responsabilitat meua. A nivell institucional, Barcelona Regional i el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals han aportat la major part dels recursos necessaris per a desenvolupar els treballs. El Departament de Política Territorial i Obres Públiques i el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya han finançat parcialment el projecte. L'Institut Cartogràfic de Catalunya ha cedit nombroses bases cartogràfiques. Sense la participació de totes aquestes persones i institucions aquest llibre no hauria estat possible.

Joan Marull
Camallera, agost de 2008

1. Els criteris socioecològics

Resum

El paisatge pot ser vist des d'una perspectiva històrica com l'expressió territorial del metabolisme que qualsevol societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten. Un dels camins per a entendre "quan", "cóm" i "per què" la intervenció humana canvia la configuració de la matriu territorial, consisteix en analitzar els principals fluxos energètics, materials i d'informació que resulten de l'intercanvi metabòlic de l'economia amb el seu entorn ambiental, i en identificar els impactes ecològics que s'imprimeixen en el sistema. El territori és, per tant, una construcció socioecològica. En efecte, sobre una matriu biofísica els humans hem aixecat un espai que configura diferents paisatges, que al seu torn es percebeixen de formes diferents segons els diversos observadors. Una part més o menys considerable del territori està integrada per l'espai ocupat, en el que s'aixequen edificacions i infraestructures, en tant que la major part del territori sol correspondre, encara avui, al concepte d'espai obert. La conciliació dels interessos específics de cadascun d'aquests dos usos es presenta com un tema de la major transcendència en territoris amb una forta presència humana. Condueix això a considerar la matriu territorial com un sistema complex adaptatiu, un model conceptual emergent que aporta nous criteris ecològics i eines matemàtiques d'anàlisi, que s'han demostrat útils en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica de plans urbanístics i d'infraestructures.

Mots clau

Matriu, territori, sistema, planejament.

1.1. Introducció

Els fets són els fets però la realitat és la seva percepció. En efecte, la percepció de la realitat depèn dels ulls de l'observador que tendeix a veure-la en funció dels seus propis interessos. Un pintor percep la llum on un pagès preveu la collita o un passejant contempla el paisatge. Els tres tenen raó, perquè les seves realitats són diferents: el pagès viu de l'agricultura, el pintor explota la seva sensibilitat, mentre que el passejant es complau en gaudir de l'entorn. Per això, encara que tothom estigui d'acord en conservar els "valors naturals", el que per a uns és convenient pels altres és nefast: el passejant gaudeix mirant les flors que destorben al pagès, al mateix temps que la pluja estival que tant aprecia el pintor és contrària a les labors de la sega. I el cas és que la pluviometria, les roselles i el blat formen part d'una matriu territorial per tots tres compartida. Així doncs, no són les percepcions sinó els fets els que s'han de gestionar amb cautela. En definitiva, el territori és un sistema complex que és resisteix a tota percepció reduccionista¹⁰.

1.2. És el territori un sistema?

No hi ha res més difícil que demostrar una obvietat: és el territori un sistema?. Els axiomes són indemostrables per definició. Només poden ser desacreditats pels fets, però al començament del raonament no són demostrats, sinó simplement admesos com a punt de partida¹¹. En realitat, els mecanismes de raonament són menys racionals del que es podria suposar, la qual cosa és comprensible

¹⁰ FOLCH, R. (coor.). 2003. *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona.

¹¹ EUCLIDES definia els axiomes com "el què és evident per si mateix".

si tenim en compte que pensem amb el cervell, òrgan que té la funció principal de controlar fisiologies i no preguntar-se per l'origen del univers. En poques paraules: quina és la base neural del teorema de Gödel?¹² Penrose creu que la incapacitat de decisió matemàtica (el nostre pensament conté components no "computables") és conseqüència d'una intervenció, fins ara inadvertida, de la mecànica quàntica (amb totes les seves incerteses associades) en el funcionament del cervell a nivell de neurones¹³. La crua realitat és que, de moment, ningú no té una idea convincent -demostrable- de quines són les implicacions de tot això. En qualsevol cas, sempre és bo instal·lar-nos en el dubte respecte les nostres percepcions, doncs evita incórrer en falses seguretats.

Òbviament, el territori és un sistema. Un sistema és un conjunt d'elements relacionats de forma que constitueixen una estructura funcional amb propietats emergents, inexplicables per la simple aposició de les característiques inherents a les seves parts. Només cal alçar la vista per adonar-se de que el territori és precisament això. És justament mirant el territori, paisatge disponible a l'origen de l'home, quan potser algú va percebre per primera vegada la pròpia noció de sistema, idea -axioma- que pretén explicar la sorprenent ocurrència en l'espai i el temps -també relatiu als ulls dels que els contempla-, dels diversos elements i fenòmens interrelacionats que configuren la realitat territorial.

Podem recrear paisatges de "territoris" que, d'acord amb les actuals convencions, no eren encara pròpiament territoris, en la mesura de que no hi havia aprehensió ni regiment humans (podem representar

¹² GÖDEL demostrà en el seu famós teorema que cap axioma formal de les matemàtiques pot ser alhora consistent i contingut. Això implica que, per definició, les matemàtiques, com a sistema lògic, no poden explicar, com llavors es pretenia, la totalitat de l'univers.

¹³ PENROSE, R. 1991. *La nueva mente del emperador*. Editorial Mondadori.

el paisatge juràssic, posem per cas). Però eren, en efecte, paisatges, composicions espaciotemporals d'aquelles realitats extintes. En origen, quan l'home alça la mirada i percep la complexitat del món que l'envolta, intenta comprendre-la de la única forma possible, es a dir, abraçant-la en la seva totalitat. Etimològicament "comprendre" ve de "comprimir", tanmateix al reduir la complexitat que volem entendre a l'estudi de les seves parts, les propietats emergents del sistema global s'esvaeixen, com quan estrenyem aigua amb les nostres mans. És per això que la nostra percepció del paisatge va ser, primer que res, expressada de forma holística, mitjançant els sentiments i l'art¹⁴.

Fins que la ciència no és capaç de tractar el concepte de paisatge, de concebre'l de forma sistèmica com un algoritme, no ens adonem de que precisament és l'aspecte que percebem del territori, la representació de la realitat que ens envolta. La ciència no tracta del "perquè" sinó del "com" i, encara que no en sabem les causes, la natura també pot expressar-se (apart de mitjançant la pintura o la poesia, posem per cas) amb les matemàtiques. Neix, llavors, la mètrica del paisatge. Territori i paisatge passen a ser conceptes correlatius: el territori, un sistema; el paisatge, un algoritme. Tot això construït sobre la matriu biofísica, sense la qual estaríem parlant senzillament d'un món virtual, imaginari: les matemàtiques poden descriure formalment infinits universos, però nosaltres -en principi- només hi vivim en un.

La matriu territorial és un sistema complex adaptatiu. Un sistema és, com s'ha dit, qualsevol conjunt d'elements que poden diferenciar-se del medi en el que es troben -encara que sigui per decisió subjectiva de l'observador- i que actuen interactivament. El sistema esdevé complex quan el nombre d'elements i/o la quantitat d'interaccions són tan elevats que la seva percepció esdevé pràcticament impossible. Un

¹⁴ WAGENSBERG, J. 1985. *Ideas sobre la complejidad del mundo*. Editorial Tusquets.

sistema complex es pot considerar adaptatiu quan adquireix informació sobre el medi i la seva interacció amb aquest, identifica regularitats de la informació adquirida, elabora un esquema funcional o model i, finalment, actua en el món en base a les seves prediccions. Dit d'altra manera, un sistema complex adaptatiu conviu amb diferents esquemes de futur, que competeixen entre ells, sobreviuen el més útils i es milloren en base a l'encert de les seves prediccions al confrontar-les amb la realitat¹⁵.

Definim la *matriu territorial* com el conjunt del territori i dels processos que hi tenen lloc. En altres paraules, ens referim a la base espaciotemporal resultant del medi físic, el component biològic, les seves relacions funcionals i les transformacions que l'activitat humana imprimeix en el sistema, expressada en formes concretes de paisatge¹⁶.

1.2.1. La matriu biofísica

La consideració de la matriu biofísica és fonamental com a premissa conceptual del territori com a sistema i en adoptar un model territorial sostenible, tant pel que fa a la definició d'objectius en el planejament, com per a les decisions espacials i temporals que comporta. La matriu biofísica es refereix al conjunt de vectors abiòtics (clima, substrat, etc.) i biòtics (flora, fauna, etc.) i les relacions que s'estableixen entre ells, que conformen el suport espaciotemporal subjacent a tot el territori. És -hauria de ser- el primer condicionant de qualsevol operació urbanística o d'infraestructures.

¹⁵ GELL-MANN, M. 1995. *El quark y el jaguar: aventuras de lo simple y lo complejo*. Editorial Tusquets.

¹⁶ El concepte de *matriu territorial* s'aplica a la totalitat d'un territori, si bé és important destacar -per tal d'evitar confusions terminològiques- que en el camp de la planificació el terme sovint es refereix als espais oberts no protegits. Un concepte relacionat, aplicat específicament a escala de paisatge, és el de *matriu del paisatge*, desenvolupat als capítols 5 i 6.

Per tant, els atributs bioclimàtics, geològics, geomorfològics, hidrogeològics i ecosistèmics que conformen els elements essencials d'aquesta matriu no són obviats. Certament, hi ha aspectes de difícil modificació, com són el clima, les característiques del substrat o, fins i tot, els principals trets geomorfològics del relleu. Però altres elements d'aquesta matriu poden ser modificats -i molt- per la intervenció humana. El problema no rau en la modificació de la seva estructura, sinó en la falta de criteri -per desconeixement o menysvaloració- del seu funcionament. És llavors quan apareixen nombroses disfuncions ambientals: inundacions d'àrees no desitjades, pèrdua o contaminació de recursos hídrics, processos erosius o dificultats per a la connectivitat biològica, posem per cas.

Les activitats antròpiques que s'assenten sobre la matriu biofísica interaccionen amb els seus elements tot generant efectes -parametritzables- per addició, iteració, fragmentació, connexió, etc. Per això, és necessari considerar la matriu biofísica, amb aspectes relativament estables i altres de canviants per la pròpia activitat humana, en cadascuna de les fases de la planificació territorial, perquè la seva resposta -modelitzable- no és sempre la mateixa en funció de la situació de partida, així com les capacitats i les limitacions que la pròpia transformació imposa. Conèixer i reconèixer les possibilitats i limitacions de la matriu biofísica com a premissa de partida és un component capital per a una planificació sostenible.

D'altra banda, l'extrema anisotropia territorial (és a dir, la distribució diferencial en l'espai de propietats físiques diverses, com ara el relleu, la geologia o el clima) és una característica fonamental de la matriu biofísica a Catalunya (IMATGE 1) i, per tant, s'hauria de traduir en una planificació no igual per a tot el territori. L'heterogeneïtat bioclimàtica i ecosistèmica associada a aquesta anisotropia biofísica exigeix, també, una gestió del territori prou diferenciada. En efecte, l'aspecte fragmentat dels territoris antropitzats no ha d'emascarar la matriu biofísica subjacent sinó que,

ben al contrari, hauria de condicionar els plans urbanístics o d'infraestructures.

La integració de les intervencions antròpiques en la matriu biofísica és, doncs, una garantia d'estabilitat. Tanmateix, el procés de globalització i la dispersió banalitzada dels assentaments urbans, així com la moltes vegades inexistència de consideració del paisatge, entre d'altres, han generat una tendència a la definició de solucions homogènies i lineals que no s'ajusten a les característiques del territori català. La matriu territorial s'ha definit, precisament, com la base resultant de les interrelacions entre la matriu biofísica i les transformacions per l'activitat humana. En la percepció del planificador (segurament diferent a la realitat del pintor, el pagès o el passejant), ve a ser el territori que es proposa modificar, per a generar la matriu territorial de la següent transformació.

IMATGE 1. Visió en fals color de Catalunya. L'alta anisotropia de la matriu territorial -física, biològica i funcional- exigeix una gestió del territori espacialment diferenciada (Satèl·lit DMSP, 2000).



1.2.2. La matriu territorial

És un fet que, durant segles, la matriu biofísica es va imposar als humans ja que, als nostres ulls, semblava totpoderosa. Avui, en canvi, la majoria de paisatges a la conca mediterrània estan sotmesos per territoris molt transformats, fins al punt que els accidents geogràfics són percebuts -per molts planificadors i no diguem promotors- com a simples noses constructives que senzillament cal superar mitjançant ponts, túnels o rebaixos correctius. El que començà essent una tímida i lleugera transformació adaptativa d'un incommensurable sistema complex, ha esdevingut una activitat prepotent, banal i autònoma.

Igualment, els models socioeconòmics dels segles XIX i XX consideraven que la matriu biofísica era aliena als processos productius, fins al punt que alguns dels seus components essencials (com ara l'aigua, el sòl o el clima) eren béns d'ús lliure, factors irrelevantes en l'agoritme econòmic. Tanmateix, i avui més que mai, aquests serveis pretesament secundaris tenen un valor enorme ateses les pressions ambientals (canvi climàtic, recursos minvants, incendis forestals, inundacions, etc.). Diversos estudis ja fa temps que suggereixen que els serveis ecosistèmics no són precisament una part menor del balanç econòmic complet de l'ús del territori¹⁷.

El resultat històric de les interrelacions entre la matriu biofísica i les transformacions produïdes per l'activitat humana és el que denominem matriu territorial, essent el paisatge una de les principals expressions d'aquestes interrelacions. Es pot acceptar que, de forma esquemàtica, la seqüència processalment correcta seria: i) matriu biofísica inicial (*paisatge preantròpic*); ii) transformació "lleu" de la matriu biofísica en matriu territorial (*paisatge antropitzat*); iii)

¹⁷ CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON P. & M. VAN DEN BELT. 1997. *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, 387 (15). 253-260.

transformació "prepotent" de la matriu territorial (*paisatge degradat*); iv) compromís "prudent" entre transformació i gestió funcional de la matriu territorial (*paisatge sostenible*). La sostenibilitat es situaria, per tant, en la superació de la penúltima fase -model desenvolupista-, per a entrar amb decisió a la darrera.

La continua interacció entre els condicionants biofísics i les estratègies de transformació del territori fan que la matriu territorial no sigui, en absolut, immutable (IMATGE 2). Els canvis històrics en els usos del sòl, la juxtaposició de sistemes i xarxes, les modificacions ambientals (des d'un transvasament a la regeneració d'un aqüífer), generen una nova matriu territorial amb "memòria històrica"¹⁸, que interacciona amb les noves propostes d'ordenació. El territori, per tant, presenta preexistències variables amb diferents nivells de consolidació, i genera un sistema evolutiu, amb diferents graus de llibertat, que cal conèixer i integrar a l'origen de les decisions transformadores. Es tracta, en definitiva, d'un sistema complex adaptatiu.

IMATGE 2. Visió en fals color de la mediterrània occidental. Les bases de dades satel·litàries s'han convertit en eines fonamentals en els estudis d'evolució de les cobertes del sòl, de gran interès per a les anàlisis ambientals i la gestió del territori (Satèl·lit Meteosat MSG-1; ESA, 2003).



¹⁸ SAGAN, C. 1980. *Cosmos*. Editorial Planeta.

1.3. El territori construït

El territori és l'espai conformat pels humans, percebut en termes de paisatge. En general, no hi ha pròpiament territori sense transformació antròpica¹⁹, però menys encara sense matriu biofísica subjacent. Sobre la matriu biofísica (clima, substrat, sòl, relleu, hidrografia, vegetació, fauna, etc.) opera, doncs, la capacitat transformadora humana, cada cop més important. De fet, si considerem -com ha de ser- l'home com a part de la natura, la matriu territorial no deixa de ser la percepció humana de la matriu biofísica -més o menys complexa- en la que hi vivim.

En efecte, el nostre món s'ha tornat urbà. Les ciutats neixen, fa uns 9.000 anys, com un artifici natural de l'espècie humana²⁰. Les urbs són sistemes complexos, amb propietats emergents, que aporten importants avantatges adaptatives. La ciutat és un sistema ecològic i social que constitueix l'àmbit existencial d'una part cada cop més significativa de la espècie humana. En efecte, la població mundial creix molt ràpid, però la urbana relativament molt més, en especial al Tercer Món. Comporta, en definitiva, uns fluxos de materials i d'energia, regits per la informació i sotmesos, òbviament, a una escala ètica de valors.

1.3.1. L'ecologia urbana

És la ciutat un ecosistema? Els sistemes ecològics estan regits per regularitats de la natura descrites per la física i formalitzades mitjançant les matemàtiques. Podem sintetitzar aquestes regularitats en quatre principis bàsics, del tot aplicables a les ciutats: a) el primer fa referència al conegut principi de conservació

¹⁹ Avui dia encara podem tenir la noció de territoris remots no antropitzats amb eines adequades (per exemple, mitjançant imatges de satèl·lit). Hi ha considerables extensions del planeta on l'acció antròpica és imperceptible.

²⁰ SHANE, O.C.III & M. KÜÇÜK. 1998. *The World's First City*. Archaeology, 51 (2). 43-47.

de l'energia que diu que aquesta no es crea ni es destrueix, únicament es transforma²¹; b) el segon principi manifesta que quan l'energia es transforma aquesta es dissipa en formes de menor qualitat (menys organitzades)²², el que suposa la irreversibilitat dels successos en el temps i una tendència universal cap a la homogeneïtat i el desordre²³; c) aquesta tendència general a l'entropia genera fluxos d'energia que són localment aprofitats per sistemes dissipatius, els quals s'autoorganitzen, generen estructures -que incrementen la complexitat interna del sistema- i augmenten el desordre general del medi on es troben²⁴; d) els sistemes dissipatius estan sotmesos a la selecció natural, només persisteixen -i tenen l'oportunitat d'evolucionar- els que millor s'adapten a un medi sempre canviant, projectant la seva informació cap al futur.

Per tant, la complexitat en el territori apareix inevitablement, com a conseqüència de la dissipació d'energia a l'espai -amb la consegüent construcció d'estructures organitzades- i la successió històrica regida per la selecció natural. Mai les condicions inicials són idèntiques, cada procés de reconstrucció és diferent i, tanmateix, sempre queda memòria dels successos passats; així és com evoluciona el territori construït, a partir d'estructures preexistents.

La mesura de la complexitat i la seva evolució es basa en la teoria de la informació i, de fet, es pot considerar com el principal indicador del coneixement

²¹ Relacionem energia i matèria segons la famosa equació d'EINSTEIN:
 $E = mc^2$
On E és energia, m matèria i c velocitat de la llum.

²² Segons l'expressió matemàtica proposada per CLAUDIUS:
 $\Delta G = \Delta H - T\Delta S$
On ΔG és la diferència d'energia lliure, ΔH el canvi d'entalpia (calor), T la temperatura i ΔS la variació d'entropia. Segons BOLTZMANN $T\Delta S$ equival a la mesura del desordre produït en el sistema.

²³ PRIGOGINE, I. 1997. *El fin de las certidumbres*. Editorial Taurus.

²⁴ SCHRÖDINGER, E. 2006 (6 ed.). *Que es la vida?*. Metatemas. Editorial Tusquets.

urbà, entenent que sintetitza tant la densitat d'informació en el sistema com la seva diversitat. És, també, una mesura de la informació organitzada, perquè cadascun dels elements de la ciutat portadors d'informació s'adaptin contínuament al medi per a no desaparèixer²⁵.

Des d'un punt de vista físic²⁶, les ciutats són sistemes oberts allunyats de l'equilibri que s'autoorganitzen a canvi de produir increments en els nivells de desordre -o entropia- en el medi que les envolta. Es a dir, que importen contínuament energia del medi i la dissipen en formes menys eficients (en termes de pèrdua estructural del paisatge, contaminació de l'atmosfera, l'aigua i el sòl, disminució de la biodiversitat, etc.). Sense aquesta important entrada continua d'energia les ciutats no podrien augmentar el seu ordre intern, per això es consideren estructures altament dissipatives. Les ciutats depenen, per tant, d'uns fluxos energètics -i materials- que provenen, en últim terme, dels sistemes naturals que les sostenen²⁷.

Al seu torn, els sistemes naturals es basen principalment en l'energia solar (d'alta qualitat) per a renovar-se i, doncs, aporten recursos sempre limitats. A escala global, com que des de la dècada dels noranta es *consumeix* per sobre dels *ingressos*, es redueix el *capital* natural²⁸. Per tant, hem de garantir els mecanismes de renovabilitat energètica dels

²⁵ La complexitat es pot mesurar mitjançant la fórmula de SHANNON:

$$H = \sum P_i \log_2 P_i$$

On H és el nombre de bits d'informació per element i P_i és la probabilitat d'ocurrència.

²⁶ El punt de vista físic explica una part de la realitat. Les ciutats "generen" moltes coses més, tant tangibles com intangibles, com ara els valuosos béns culturals i/o artístics.

²⁷ Amb les facilitats de transport aquests sistemes poden ser molt llunyans. Per exemple, a les grans urbs catalanes, l'urani que fan servir les centrals nuclears pot venir del Zaire o Canadà; el gas natural de Sibèria o Argèlia; la carn d'Argentina, el peix de les costes de Namíbia, la roba esportiva de Xina, i la fusta d'Escandinàvia o dels països tropicals.

²⁸ Vegeu els informes anuals del World Watch Institute. En línia: <http://www.worldwatch.org>

sistemes autòtrofs dels que depenem i mantenir la seva informació organitzada, tot evitant explotar-los per sobre de la seva *capacitat de càrrega*²⁹.

Reduir la pressió sobre l'entorn no ha de suposar una reducció de la complexitat urbana, el que suposaria comprometre el seu futur. Certament, s'accepta que, en general, una disminució de l'energia en un sistema compromet la seva organització interna. Però també s'ha demostrat que els sistemes més simples depenen més fortament dels nexes energètics i, a mesura que els sistemes es fan més complexos, l'energia té un paper més secundari en benefici de la informació, que passa a ser el nexa organitzador principal del sistema. Augmentar la informació organitzada és, per tant, l'estratègia urbana per a competir en el món, que hauria de substituir bona part de l'estratègia basada en el consum de recursos. En efecte, una major complexitat urbana proporciona una posició d'avantatge en relació a d'altres sistemes més simplificats (la informació es multiplica, l'energia es suma), doncs augmenta clarament la funcionalitat i l'estabilitat de la ciutat. Aconseguir un model urbà que incorpori un increment de l'organització interna i, alhora, una disminució de la pressió sobre l'entorn suposa, per tant, un important avanç per a resoldre el repte de la sostenibilitat³⁰.

En conseqüència, les ciutats han de ser elements destacats en un estudi funcional complet de la matriu territorial, principalment en relació als fluxos d'energia i matèria i com aquests canvien amb el temps. D'altra banda, cal relacionar l'estructura espacial dels factors físics, biològics, socials i econòmics amb el funcionament global del sistema urbà. Finalment, convé que ens plantejem de quina manera la nostra comprensió -i aplicació- del concepte de territori com a sistema pot ajudar-nos a millorar la qualitat de la

²⁹ TERRADAS, J. 2001. *Ecologia urbana*. Editorial Rubes.

³⁰ RUEDA, S. 2002. *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una visió de futur més sostenible*. Agència Local d'Ecologia Urbana de Barcelona. Ajuntament de Barcelona.

nostra vida i la del medi del que depenem.

Que la ciutat no sigui autosuficient no significa que sigui necessàriament insostenible, els dos conceptes són diferents però sovint es confonen. Les ciutats són heteròtrofes, com els humans que les hem creat, pretendre altre cosa és il·lusori. En efecte, la ciutat importa energia, aigua, aliments i matèries primeres d'una ampla perifèria, el que la converteix en un element vertebrador -o desestructurador, segons els casos- de la matriu territorial. D'altra banda, la ciutat exporta grans quantitats de productes residuals, el que la converteix en un important agent contaminant per a una reduïda perifèria i, també, contribueix significativament al canvi global. Tot això comporta la necessitat de considerar la xarxa de sistemes urbans (IMATGE 3), on hi viu bona part de la humanitat- com una estructura socioecològica dinàmica, que cal gestionar globalment, d'una forma integrada amb el seu entorn.

IMATGE 3. La mediterrània occidental de nit. Es pot percebre clarament la densa xarxa de sistemes urbans connectats per infraestructures lineals (Satèl·lit DMSP; NASA GSFC, 2000).



1.3.2. L'ocupació del sòl

El paisatge pot ser vist des d'una perspectiva històrica com l'expressió territorial del metabolisme que qualsevol societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten. Un dels camins per a entendre "quan", "cóm" i "per què" la intervenció humana canvia la configuració de la matriu territorial, consisteix en analitzar els principals fluxos energètics i materials de l'intercanvi metabòlic de l'economia amb el seu entorn ambiental, i en identificar els impactes ecològics que s'imprimeixen en el sistema³¹. En efecte, com mai abans la matriu territorial es vertebrava a partir de la ciutat. Això instaura una important tensió entre el paisatge agroforestal -l'espai obert- i el paisatge construït -l'espai urbà-, que es pot simplificar en la coneguda -i anacrònica- dicotomia entre camp i ciutat.

L'espai obert

L'estudi dels balanços energètics de diversos sistemes territorials arreu del món ha posat de manifest el considerable deteriorament que el consum massiu de combustibles fòssils (energia d'alta qualitat provinent del sol i emmagatzemada per essers vius autòtrofs en molècules altament estructurades) i altres *inputs* industrials, han provocat en el rendiment energètic dels paisatges agroforestals contemporanis. Aquests balanços ecològics revelen que després de l'augment espectacular dels *inputs* externs, i de les pèrdues energètiques inherents a la transformació del territori (construcció d'estructures, dissipació d'energia de baixa qualitat, etc.), subjeu un important procés de canvi en els usos del sòl: la creixent desintegració funcional entre el conreu, la ramaderia i l'activitat forestal. Tanmateix, s'ha explorat molt poc la relació entre els grans canvis produïts en el metabolisme

³¹ TELLO, E. 2004. *La petjada ecològica del metabolisme social: una proposta metodològica per analitzar el paisatge com a humanització del territori*. Manuscrits, 22.

social i les transformacions coetànies experimentades en el paisatge agroforestal mediterrani³².

Cal, per tant, una aproximació transdisciplinària per a posar a prova la hipòtesis segons la qual després del deteriorament de la productivitat energètica dels sistemes agroforestals -posteriors a la anomenada “revolució verda”-, i la crisi coetània d'un món rural que ha perdut la seva capacitat mil·lenària de gestionar el territori, subjeu una notable pèrdua d'eficiència territorial³³, associada a un important canvi en la composició i l'estructura del paisatge. Alguns estudis pretenen contribuir a l'anàlisi dels canvis ocorreguts a la matriu territorial en relació a les forces motores socioeconòmiques i la pèrdua de la seva funcionalitat ecològica. Una conclusió a la que arriben aquests treballs és que cal un major diàleg entre ciències naturals i socials, per a fonamentar en una reflexió històrica comú el desenvolupament de nous criteris i mètodes amb els que abordar un planejament més sostenible del territori³⁴.

En el passat, les societats agràries organitzaven els usos de la matriu territorial en diferents gradients d'intensitat, però sempre de forma summament integrada, perquè d'això depenia la seva pròpia subsistència. Les poblacions humanes no només vivien *en un* territori, sinó *del* territori que habitaven. La única forma de contrarestar les considerables pèrdues en la transformació energètica que implicava la ineficient bioconversió animal, de la que depenien

³² CUSSÓ, X., GARRABOU, R., & E. TELLO. 2006. *Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-70: flows, energy balance and land use*. Ecological Economics, 58. 49-65.

³³ Definim l'eficiència territorial com les formes d'aprofitament econòmic de la matriu territorial que aconsegueixen satisfer millor les necessitats humanes de la gent que hi viu mantenint, a la vegada, el millor estat ecològic dels seus paisatges.

³⁴ MARULL, J., PINO, J., TELLO, E. & J.M. MALLARACH. 2006. *Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): relaciones con el uso sostenible del territorio*. Áreas. Revista Internacional de Ciencias Sociales, 25. 105-126.

per a obtenir força motriu i fertilitzar els conreus, era integrar al màxim el contingent ramader en els diversos espais agrosilvopastorals. En una economia de base orgànica depenent en última instància -i quasi per complet- de la fotosíntesis per a obtenir qualsevol tipus de producte, com més gran era la densitat de població més necessari resultava gestionar l'espai amb la màxima eficiència territorial.

L'explotació a gran escala dels combustibles fòssils del subsòl va permetre superar aquella antiga dependència de la bioconversió animal: l'ús integrat del territori va deixar de ser una necessitat. Però la pèrdua d'aquella antiga *necessitat* havia de comportar també l'abandonament de la seva *virtut*? Ambdós aspectes han succeït al mateix temps, el que no significa que un fora resultat necessari de l'altre. Aclarir aquest punt resulta indispensable quan el deteriorament ambiental que ha comportat a llarg termini l'abandonament de l'ús agrosilvopastoral integrat del territori ens urgeix a plantejar-nos recuperar la virtut de l'eficiència territorial en un context social, econòmic i ambiental molt diferent.

Demostrar una possible relació causa-efecte entre la pèrdua d'eficiència energètica i els canvis en la estructura i la funcionalitat del paisatge és complex doncs també ha d'incloure altres factors significatius. En els processos històrics oberts els nexes causals no són fàcils d'establir ni es poden entendre de forma determinista³⁵. No obstant això, el canvi de model energètic pot haver tingut una clara derivada sobre els usos agraris, forestals i ramaders del territori, que han anat simultàniament units a d'altres importants transformacions en la forma de vida i l'ocupació del sòl per part de la societat contemporània.

El model socioeconòmic actual és responsable, sens dubte, de l'espectacular creixement urbanístic produït en els darrers cinquanta anys en la major part de les àrees metropolitanes mediterrànies i també de la

³⁵ PRIGOGINE, I. 1997. *El fin de las certidumbres*. Editorial Taurus.

crisis coetània del sistema agroforestal tradicional. Ambdós processos han originat una important devaluació conceptual del territori entès com a sistema, que a la pràctica ha passat a ser considerat poca cosa més que un “solar disponible”. Aquesta pèrdua gradual del *valor* del territori implica una despreocupació general en la seva gestió, només incipientment recuperada en alguns indrets.

Arribats a aquest punt, sembla necessari recuperar la visió del paisatge des de la perspectiva històrica del metabolisme social. A mitjans del segle XIX la major part de la producció final d'energia, incloent-hi el combustible i els *inputs* principals per a reproduir el sistema (llavors, fertilitzants, força motriu, etc.), provenien directa o indirectament de la fixació de energia solar en el propi territori. La situació actual és radicalment diferent: la immensa majoria dels fluxos metabòlics entren i surten del territori, servint aquest de simple suport inert. Per aquest motiu, entre d'altres, una part creixent de l'energia solar fixada en la biomassa local acaba essent purament residual, i s'acumula en un territori mancat d'una gestió integrada. La pèrdua de qualitat de vida, la proliferació de nombrosos riscos ambientals (geotècnics, hidrològics, incendis forestals, etc.) i una difusió més generalitzada dels contaminants dificultant el seu confinament i tractament, generen costos econòmics i preocupacions sociopolítiques en augment. La necessitat d'afrontar aquesta crisi socioambiental del nostre temps ha afavorit, al seu torn, el ressorgiment de l'economia ecològica i un interès creixent per a definir i avaluar els serveis ambientals del territori³⁶.

Encara que mantenint la seva inèrcia, el model desenvolupista actual comença a veure's obligat a considerar, en efecte, les implicacions socials i ambientals a mig i llarg termini de la clamorosa absència d'una gestió territorial sostenible. És en aquest nou context socioeconòmic i ambiental que

recuperar la virtut de l'*eficiència territorial* torna a ser una necessitat inexcusable. Creiem que aquest canvi és difícil però possible, precisament perquè qualsevol hipotètica relació causa-efecte entre el model econòmic i la gestió territorial ha estat sempre més dèbil del que en principi podria semblar-nos. Tanmateix, existeixen al menys dues condicions per a portar-ho a terme: i) els preus de las energies no renovables ha d'augmentar fins fer de nou rentables els usos integrats i ecològicament eficients de l'espai agroforestal; ii) el planejament territorial i, en general, les polítiques públiques que incideixen sobre la matriu territorial (agrícoles, forestals, etc.) han d'afavorir-ho. Estudis com el present aspiren a contribuir modestament a aquest procés aportant criteris i metodologies adients.

L'espai urbà

El món ha incrementat exponencialment els seus índexs d'urbanització. La humanitat ha passat de tenir un 90% de població rural a principis del segle XX, a quasi un 50% de població urbana a començaments del segle XXI (a Europa s'arriba al 75%)³⁷. Aquest procés ha continuat en la societat postindustrial i en la de la informació, ja que la ciutat ha augmentat el seu poder com a centre de serveis -activitat terciària-, captant l'excedent de mà d'obra industrial en aquest sector i profunditzant encara més en la substitució de llocs de treball rurals per urbans; abandonant, al seu torn, la necessitat de gestionar un territori que, cada cop més sovint, passa a ser considerat pràcticament com un espai inert per on transcorren els fluxos d'energia, matèria i informació cap a les ciutats.

En un context d'internacionalització de l'economia i de competitivitat entre sistemes urbans, l'explosió metropolitana de les últimes dècades i la fragmentació del territori produïda per les xarxes de transport, ha provocat una important desestructuració del territori,

³⁶ GEORGESCU-ROEGEN, N. 1996. *La ley de la entropía y el proceso económico*. Fundación Argentina.

³⁷ EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2006. *Urban sprawl in Europe - The ignored challenge*. Informe 10/2006. EEA. Copenhagen. En línia: <http://reports.eea.europa.eu>

la pèrdua de cohesió social i estrès ambiental a la ciutat, el malbaratament de sòl, energia i recursos, l'explotació desmesurada dels ecosistemes locals, regionals i globals, per a mantenir una organització i complexitat clarament diferent a la que hi havia a les ciutats conegudes anteriorment. Es comprova, per tant, que els conflictes no són únicament interns al sistema urbà sinó que traspassen abastament els seus límits, cada cop més difosos, impactant superfícies més extenses de la matriu territorial i compromentent la seva viabilitat funcional en el temps.

Certament, l'evolució del territori construït ha produït un augment en l'organització general del sistema, però sense maximitzar aquesta recuperació d'entropia en termes d'informació (com generalment succeeix en els sistemes naturals). En altres paraules, el model actual d'ocupació del territori basat en les grans aglomeracions urbanes o megàpolis, tendeix a incrementar la complexitat del conjunt de l'espai urbà -simplificant, però, les parts que el constitueixen- i a consumir grans quantitats d'energia, materials i sòl, sense obtenir a canvi un augment equivalent d'informació organitzada, en un procés negatiu social i ambientalment de retroalimentació positiva³⁸.

És una evidència que, en línies generals, l'ocupació urbana del sòl no s'ha basat en un planejament que tingués en compte l'augment de la complexitat de la ciutat -entesa com increment de contactes, intercanvi i comunicació- procurant explotar els sistemes dels que depèn sense sobrepassar la seva capacitat de càrrega; sinó que, ben al contrari, s'ha posicionat en un model en el que l'objectiu principal de les forces socioeconòmiques que el determinen és competir en l'explotació dels recursos locals i globals. El resultat és una ciutat que es difumina en el camp, tot ocupant superfícies cada cop més extenses del territori i generant, a més, una fragmentació de la matriu territorial en un espai cada cop més simplificat i

degradat ambientalment. És la ciutat dispersa, que té tota mena de serveis (residència, indústria, àrees comercials, universitats, parcs, etc.), però en un espai separat funcionalment i segregat socialment, que requereix una densa xarxa de comunicacions de tota mena i multiplica el consum desaforat de recursos.

Tot això condueix a considerar els diferents patrons urbans, que en essència són: a) la *ciutat densa*, com ara la desenvolupada tradicionalment a Europa i que encara es pot advertir clarament en el casc antic de moltes ciutats contemporànies europees; b) la *ciutat difusa*, basada en el model anglosaxó de ciutat-jardí, que ha estat amplament desenvolupat a Nord Amèrica i profusament seguit durant les darreres dècades a Europa. El model dens es torna extremadament ineficient en termes energètics quan la ciutat supera uns límits de grandària, llavors genera importants disfuncions ambientals i la qualitat de vida dels ciutadans es ressenteix notablement. Tanmateix, el model dispers acaba essent encara pitjor -a igualtat de població- perquè consumeix quantitats ingents de sòl, és insostenible ambientalment (gestió de residus, consum d'energia, augment del transport privat, contaminació) i tendeix a la segregació social.

S'han destacat diversos aspectes que expliquen bona part de la insostenibilitat del model actual d'ocupació urbana del sòl: el consum de territori com si es tractés d'un recurs il·limitat, l'explotació de l'entorn per sobre de la seva capacitat de càrrega, la dissipació d'energia en forma de contaminació i desestructuració funcional de la matriu territorial. Per parlar únicament dels impactes socioambientals fora dels límits urbans. El futur model de ciutat sostenible social, econòmica i ambientalment hauria de ser d'estructura compacta, moderadament densa, multifuncional, heterogènia i diversa. Aquest model permetria un augment de la complexitat en les seves parts internes, bàsic per a mantenir cohesió social i una estructura econòmica competitiva, alhora que es consumeix menys sòl, energia i altres recursos, i permet gestionar d'una forma integrada els sistemes agrícoles i forestals.

³⁸ És l'anomenat principi de la Regna Roja -del llibre *Alicia en el país de las maravillas* de CAROLL, L. (pseudònim del matemàtic DOGSON, C.L.)- que ha de córrer constantment per a mantenir-se en el mateix lloc.

De fet, integrat en el paisatge agroforestal tradicional mediterrani s'ha desenvolupat durant els darrers segles un altra patró urbà, anomenat de *ciutat mixta*, que es força compacta, permet un elevat grau d'informació organitzada i assoleix un nivell acceptable de sostenibilitat i cohesió social. És un model similar al desenvolupat històricament en d'altres parts del món, basat en la configuració d'una xarxa de nuclis urbans de tamany contingut que s'han mantingut en el temps aprofitant els excedents que els hi proporcionaven els sistemes rurals del seu entorn³⁹. Es tractaria d'analitzar quins són els factors que després dels canvis socioeconòmics ocorreguts en els darrers cinquanta anys podrien constituir la base d'una nova sostenibilitat. En definitiva, el model que s'adopti haurà de permetre competir amb altres regions urbanes reduint alhora el consum de recursos tot augmentant, encara més, la seva complexitat.

En bona part de les regions històriques d'arreu del món, amb baix creixement de la població i llargs períodes econòmicament acceptables, es va saber dissenyar amb el paisatge, tal i com propugna McHarg⁴⁰. Quan la societat rural es va haver d'articular amb una societat urbana incipient, llavors es va produir una lleu estructuració del territori, de fàcil correspondència amb un model de sostenibilitat. En el cas de la gran capacitat de desenvolupament urbanístic actual, aquesta integració podria veure's ajudada per les noves tecnologies (sanejament, informació, etc.). Es disposa, en efecte, d'instruments metodològics avançats per a saber de quina manera s'ha d'actuar i en quines parts de la matriu territorial és possible assumir segons quins riscos. Tanmateix,

³⁹ No es poden obviar fets històrics on la ciència i la tècnica hi tenen un paper cabdal. Per exemple, que els creixements de la població mundial i de les urbs (a partir del s. XVII, bàsicament) són efecte, directe o indirecte, de la revolució científica i de la industrialització subsegüent, iniciada a Europa i impulsada gràcies als recursos procedents -a gran escala- de les colònies. El neocolonialisme contemporani segueix la mateixa tendència.

⁴⁰ MCHARG, I. 1969. *Proyectar con la Naturaleza* (ed. 2000). Editorial Gustavo Gili.

la qüestió essencial és que l'adopció de tècniques i mètodes per a la gestió dels condicionants ambientals és condició necessària però de cap manera suficient. Cal, també, un canvi conceptual, un nou paradigma de societat urbana integrada en un entorn rural.

Es tracta d'un model teòric recolzat actualment per la majoria d'urbanistes de la sostenibilitat⁴¹, que pretén descentralitzar les grans aglomeracions urbanes, per a recobrar l'escala humana dels barris, potenciant la seva complexitat interna i disminuint el consum d'energia, principalment la destinada al transport. El model proposa una gran *regió urbana* entesa com una fragmentació de la megàpolis, mitjançant una mena de procés fractal, que resulta en múltiples ciutats intermèdies, compactes, complexes, integrades en el seu entorn rural històric. D'aquesta manera, es pretén assolir competitivitat econòmica, qualitat de vida a les ciutats i funcionalitat territorial, garantint un bon estat ambiental. S'evita, per tant, la urbanització difosa en el paisatge, possibilitant el màxim aprofitament de les energies rurals, sense la pressió de buidat funcional del territori provocat per les megàpolis.

Existeix, doncs, una important corrent de pensament que encoratja a fer un esforç sistemàtic cap a un model emergent de territori, l'estratègia del qual es fonamenta en potenciar un augment de la complexitat disminuint el sistema dissipatiu sempre que sigui possible (reducció del consum d'energia, d'emissions, etc.); argumentant que no hi ha solució al sistema metropolità sense una articulació integral de l'espai urbà en la matriu territorial de la que forma part.

El cas de la regió metropolitana de Barcelona

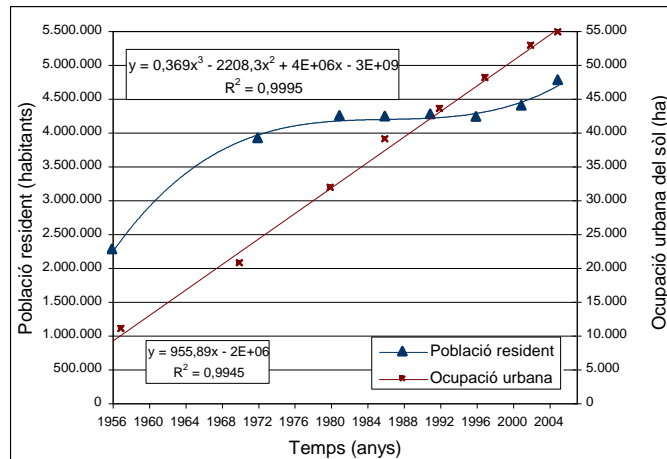
L'explosió urbana produïda en l'espai circumdant a Barcelona, encara que s'ha dut a terme dia a dia i l'hem pogut veure amb la naturalitat del que ens és quotidià, té una proporció considerable. La regió

⁴¹ PESCI, R. 1999. *La ciudad de la urbanidad*. Fundación Centro de Estudios de Proyección Ambiental. La Plata, Argentina.

metropolitana de Barcelona és un dels territoris més urbanitzats d'Europa. Amb una superfície d'unes 320.000 ha i uns 4,8 milions d'habitants, presenta una densitat de 1.500 habitants per km². Tanmateix, encara conserva un conjunt d'espais naturals de gran interès, així com una remarcable diversitat ecològica i paisatgística⁴². No hauria d'estranyar, per tant, que sigui un dels territoris on es concentren més impactes i pressions sobre el medi ambient d'Europa⁴³.

Una de les principals causes d'aquest problema ha estat el vertiginós creixement urbanístic que s'ha donat en forma difusa per una gran part de la regió, amb les corresponents xarxes d'infraestructures. En efecte, des de 1972 fins a 2005 l'ocupació urbana del sòl va augmentar, de manera constant, de 22.000 ha fins a 55.000 ha. En el mateix període la població va augmentar un 18 %, amb una certa tendència a l'estabilització fins l'any 1996, que tanmateix ha repuntat en els darrers anys (FIGURA 1).

FIGURA 1. Ocupació urbana del sòl i població resident a la regió metropolitana de Barcelona, en el període 1956-2005 (Pla Territorial Metropolità de Barcelona, 2001; Direcció General d'Universitats, 2006; Institut d'Estadística de Catalunya, 2006).

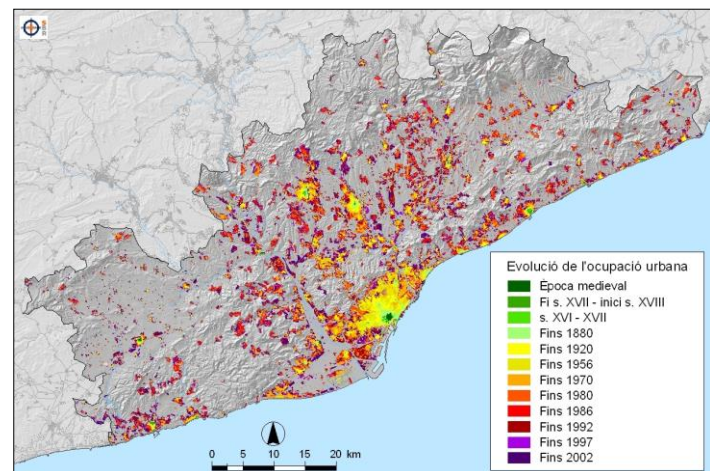


⁴² La regió metropolitana de Barcelona inclou més de 40 hàbitats d'interès comunitari (Directiva 67/97/CE).

⁴³ AGÈNCIA EUROPEA DEL MEDI AMBIENT. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report, 2. EEA, Copenhagen, Denmark.

Segons el darrer mapa d'usos del sòl elaborat a la regió metropolitana de Barcelona⁴⁴, l'ocupació urbana del territori metropolità l'any 1997 era de 52.000 ha, de les quals 22.000 ha corresponen a zones residencials de baixa densitat⁴⁵. És a dir que el ritme de transformació dels espais naturals i agraris, lluny de disminuir, continua sent molt intens, de l'ordre de 1.000 ha/any (sense comptar les infraestructures), per la qual cosa les pressions i els impactes ambientals derivats de l'actual model d'ocupació del sòl, clarament insostenible, són cada cop més rellevants (MAPA 1). El resultat és que, actualment, el 60 % del sòl urbà residencial a la regió metropolitana correspon a "ciutat difusa", on hi viu només un 16 % de la població. Aquest fet ha estat el resultat de considerar la major part del sòl com un "solar disponible" o, el que és el mateix, com un recurs natural il·limitat (MAPA 2).

MAPA 1. Evolució de l'ocupació urbana del sòl a la regió metropolitana de Barcelona (Pla Territorial Metropolità de Barcelona, 2001; Institut Cartogràfic de Catalunya, 2005).



⁴⁴ BARCELONA REGIONAL & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA. 2001. *Mapa d'usos del sòl de l'Àrea Metropolitana de Barcelona* 1:25.000.

⁴⁵ La 2a edició del Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya, elaborat pel CREA i basat en ortoimatges de l'any 2.000, és més recent i precís però no disposa d'un tractament equivalent respecte els espais oberts i les tipologies urbanes. Consultable en línia: <http://www.crea.uab.es/>

En definitiva, els espais urbans, els assentaments periurbans, i les infraestructures que els connecten, segreguen els espais forestals i agropecuaris en milers de bocins, cada vegada mes petits, menys funcionals, més desconnectats els uns dels altres. I això sense parlar d'un gran nombre d'impactes indirectes provocats pels espais urbans, com ara l'emissió de contaminants atmosfèrics, sorolls, aigües residuals, abocaments de residus industrials i domèstics, etc. que afecten negativament, d'una o altra manera, tots els sistemes naturals. En cas de seguir la mateixa tendència d'ocupació urbana del sòl, cada cop s'afectaran més superfícies vulnerables ecològicament, ja que quedaran menys àrees del territori aptes per a la urbanització i, per tant, la magnitud dels impactes negatius al medi ambient i el patrimoni natural serà cada vegada més important⁴⁶.

Gran part del creixement urbanístic s'ha recolzat en plans deficients, com a mínim des del punt de vista ecològic, o simplement s'ha produït al marge del planejament. L'antic Pla General Metropolità de 1976, esmenat nombroses vegades, ha quedat hores d'ara completament superat. L'addició dels 164 plans urbanístics vigents dels municipis que configuren la regió metropolitana, resulta en unes 17.800 ha més de sòls urbanitzables, de les quals s'estima que 7.590 ha corresponen a residencial de baixa densitat (43 % del planejament). Això significa que el sòl urbà podria arribar a cobrir un 22 % del territori i afectar una superfície quasi el doble d'extensa com a conseqüència de l'actual model d'ocupació del sòl, en el que històricament han predominat consideracions econòmiques locals, molt per sobre de l'interès comú en el que es basen les valoracions ambientals, les quals, en la majoria dels casos, operen en àmbits supramunicipals.

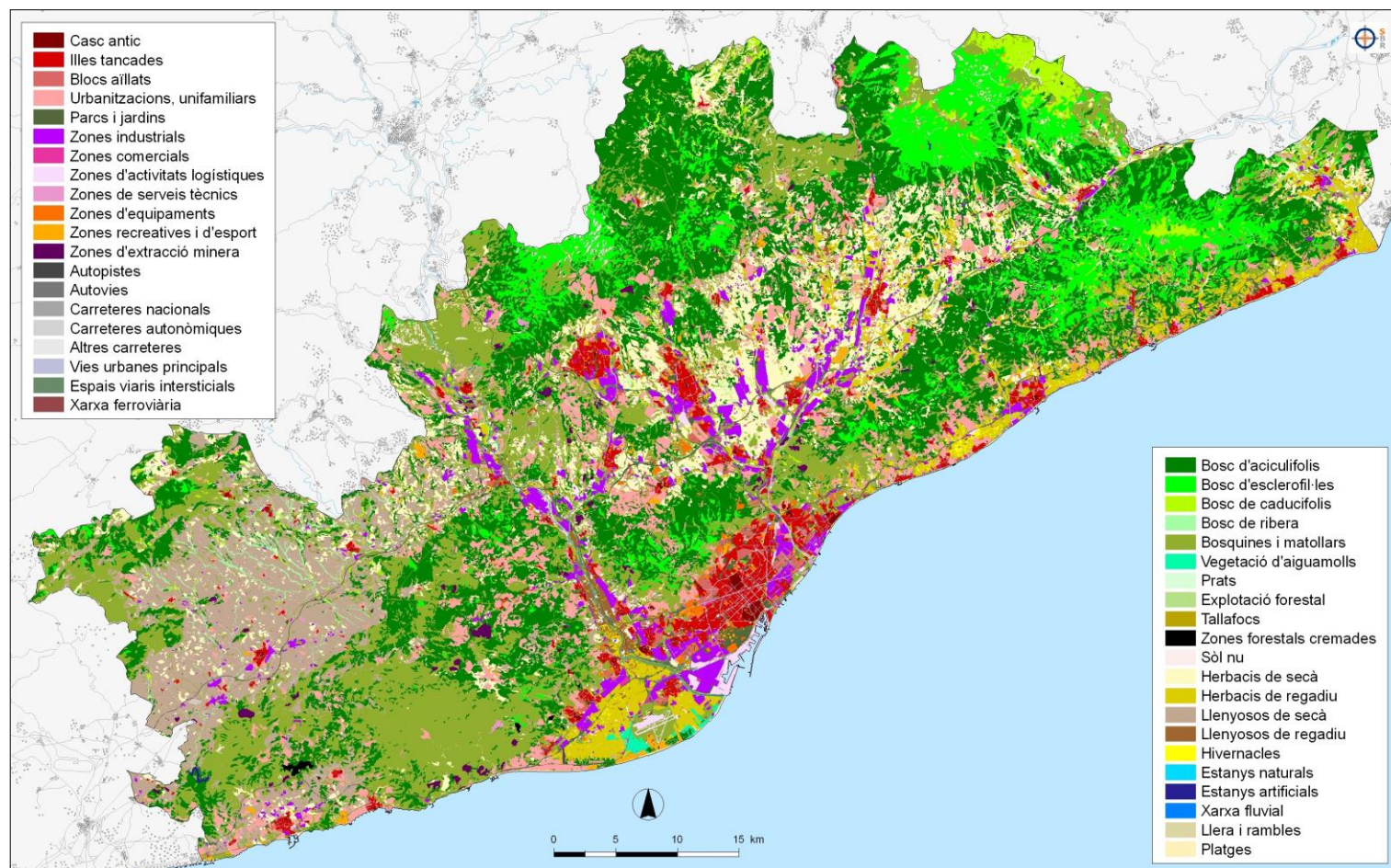
Lamentablement, en un context de manca o d'ineficàcia de la planificació territorial, i d'incapacitat d'integració de polítiques sectorials i ambientals -que es pretén corregir actualment-, s'ha generat una forta dinàmica destructiva de la coherència estructural del paisatge, del funcionament de la matriu territorial i, també, de la bellesa -encara que subjectiva- i la identitat d'una bona part de la regió metropolitana. En efecte, la major part dels creixements urbanístics i d'infraestructures dels darrers anys han seguit devorant els cada cop més escassos connectors ecològics metropolitans i ocupant superfícies amb evidents riscos geotècnics o àrees inundables, posem per cas, accelerant una tendència que avança ràpidament en direcció oposada a la que totes les directrius nacionals i internacionals coincideixen en que seria necessari adoptar. És el resultat d'un procés conegut com "urban sprawl" o desgavell urbà⁴⁷.

Planificar amb criteris de sostenibilitat demana redreçar aquestes tendències. Per això, qualsevol planejament metropolità sostenible hauria d'atorgar una atenció especial al tractament dels espais fronterers i intersticials dels sistemes urbans i periurbans, donar un tractament integrat als espais que encara són susceptibles de ser recuperats, evitar les zones més vulnerables a l'actuació urbanística, preservar les zones de valor ecològic, configurar un sistema de xarxes ecològiques funcionals connectades amb els espais naturals protegits i també amb els grans espais lliures urbans. En definitiva, és necessari reconèixer el sistema d'espais oberts com un element estructurador del territori de primer ordre, que facilita uns serveis ambientals i ecosistèmics que no tenen substituïts, motiu pel qual han de ser conservats i gestionats amb visió de futur.

⁴⁶ MARULL, J. 2003. *La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis*. FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. CUIIMP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 141-158.

⁴⁷ PAÜL, V. & M. TONTS. 2005. *Containing Urban Sprawl: Trends in Land Use and Spatial Planning in the Metropolitan Region of Barcelona*. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48: 7-35.

MAPA 2. Usos del sòl a la regió metropolitana de Barcelona (Barcelona Regional i Institut Cartogràfic de Catalunya, 2001).



1.4. El planejament territorial

Si considerem la matriu territorial com un sistema complex adaptatiu, és lícit plantejar-nos una pregunta no gens innocent: cal un planejament territorial?

L'activitat transformadora de l'home pretén crear un nou ordre que no sabem explicar ni, encara menys, mesurar. Només tenim una lleugera intuïció de certes regularitats subjacents en el que fem⁴⁸. Aquesta paradoxa es fa encara més evident donada la creixent complexitat dels fenòmens territorials que es donen avui en el món. Mentre que la nostra comprensió dels fenòmens naturals -físics, biològics, funcionals-, encara que molt limitada, ens ha permès desenvolupar teories científiques i elaborar models matemàtics predictius que hem aplicat mitjançant la tecnologia moderna -de l'enginyeria mecànica a la enginyeria genètica-, què podem dir de la nostra comprensió dels fenòmens territorials?

El fet objectiu és que l'antropització del món continua inexorable. Si bé és cert que a nivell d'individu hem aconseguit disminuir la sensació d'incertesa respecte el nostre entorn immediat (en els països que anomenem desenvolupats), també és una realitat que percebem globalment un territori més caòtic i sotmès a una progressiva especialització i segregació dels fluxos de transport de persones, informació, recursos i residus, que entren en conflicte en totes parts i en cap lloc en concret. És tracta d'un món cada cop més semblant a una mena de noosfera. En definitiva, les dinàmiques de la globalització econòmica i tecnològica ens condueix a formes d'urbanització cada cop més discontinua: les activitats més pròximes geogràficament tendeixen a separar-se i les activitats

⁴⁸ ALEXANDER, C. 2003. *The Nature of Order. An Essay in the Art of Building and the Nature of the Univers. I. The Phenomenon of life*. Center of Environmental Structure, Berkeley.

més allunyades s'apropen, amb costos creixents en termes d'impacte ambiental i cohesió social.

A mitjans del segle passat, la complexitat del món construït encara semblava assumible, fins el punt que alguns científics es van atrevir a proposar la seva reordenació global mitjançant models d'enginyeria social (és el cas del psicòleg conductista americà Burrhus Frederic Skinner⁴⁹, o del enginyer rus Piotr Palchinsky⁵⁰). Hi havia, en efecte, una gran confiança en la capacitat científica per a entendre la complexitat del món. Amb els primers ordinadors de gran capacitat de càlcul disponibles, l'enginyer Jay Forrester va desenvolupar models de previsió de futur -mitjançant dinàmica no lineal- a escala planetària, que van arribar a les mateixes conclusions que els primers pensadors ecologistes americans de l'època sobre els límits del creixement humà⁵¹: l'esgotament de recursos i la contaminació serien catastròfics per a la humanitat si no es prenen mesures urgents per a canviar el model econòmic i social⁵². Posteriorment, a partir dels anys setanta i vuitanta, la fe en la capacitat de l'anàlisi científic i la previsió de dinàmiques socials i territorials es va reduït considerablement, així com la confiança en l'aprovació de plans i programes a mitjà i llarg termini, per no parlar de l'efectivitat dels governs i les polítiques públiques, des de llavors en qüestió.

Actualment, els models de simulació social i territorial

⁴⁹ SKINNER va fer una proposta d'enginyeria social, plasmada en el llibre *Walden Dos*, la "ciutat perfecta", potser l'última de les utopies socials. El poder polític era responsabilitat exclusiva dels anomenats planificadors, enginyers competents encarregats d'asegurar la felicitat dels ciutadans.

⁵⁰ PALCHINSKY va dirigir una institució soviètica -GOSPLAN- encarregada de la planificació centralitzada a la URSS. Basant-se en sistemes d'equacions lineals optimitzaven, aplicant l'algoritme anomenat *Simplex*, les produccions a les fàbriques segons patrons de consum dels ciutadans.

⁵¹ D'altra banda ja preconitzats per: MALTHUS, T.R. 1798. *Un assaig sobre el principi de població* (1985 ed.). Edicions 62, Barcelona.

⁵² Com es sabut, les previsions científiques sobre el futur del món desenvolupades per FORRESTER i, posteriorment, per altres científics, van influir decisivament en les recomenacions del Club de Roma.

més valuosos són els que es basen en la nova ciència de la complexitat. Es tracta d'eines matemàtiques que ens ajuden a prendre decisions interdisciplinars, tot aplicant el principi de la prudència, i a explicar-les, reconeixent amb humilitat el grau d'incertesa essencial que comporten, en qualsevol cas, perquè del que es tracta és de facilitar la participació ciutadana i el coneixement de causa en les decisions polítiques que afecten el govern del territori. D'un territori que és més complex del que pensàvem, encara que l'explicació de la seva complexitat pugui ser més senzilla del que semblava i els instruments per a ordenar-la assombrosament simples.

La ciència moderna, doncs, ha rebut una severa cura d'humilitat: s'està tornant més sàvia. Sembla que han passat els temps dels planificadors totpoderosos que pretenien saber-ho tot; de la mateixa manera que ara coneixem millor el funcionament subtil dels sistemes complexos -com la matriu territorial- amb les seves propietats emergents i capacitat d'autoregulació intrínseca. Tanmateix, s'ha demostrat abastament que els factors principals (*driving forces*) que operen en el territori, en forma de fluxos de materials, energia i informació, han de ser regulats per a que no generin importants disfuncions en el sistema -en forma d'impactes ambientals i desigualtat social-, pel que han de ser òbviament sotmesos (mitjançant processos democràtics i participatius) a una escala ètica de valors socioambientals.

Existeix una important corrent de pensament -amb pocs exemples pràctics, cal remarcar-ho- per a canviar les relacions tendencials entre el creixement urbanístic i la matriu biofísica sobre el que s'assenta, que es basa, fonamentalment, en el coneixement i la prudència. Aquest model proposa descentralitzar les grans ciutats de forma semblant a un procés fractal, en centres compactes, diversos, connectats en xarxa. Es tracta d'actuar en el territori lleument, sense prepotència; significa diversificar, articular, evitar externalitats negatives, descentralitzar, difondre. Cal advertir que la dispersió es considera, en canvi, un

profund equívoc, doncs implica un insostenible consum de sòl, energia i altres recursos. D'acord amb l'urbanista Ruben Pesci, és extremadament difícil pretendre governar la incertesa de la complexitat, per això proposa "adaptar-se a navegar amb levitat, com amb les tècniques que es fan servir en un veler". Per aconseguir-ho, segurament, es necessiten "noves audàcies cap a una nova llibertat"⁵³.

1.4.1. La planificació i el planejament

Planificar significa redreçar tendències. La planificació territorial consisteix en un procés d'integració de diversos instruments i accions, de naturalesa diversa, tant de caire espacial com no espacial, per tal de conformar, a gran escala, el territori i les activitats que s'hi desenvolupen. El planejament territorial, en canvi, és refereix al conjunt d'accions i instruments de planificació que tenen una concreta dimensió en l'ordenació de l'espai físic; és a dir, equival a la transcripció a una escala mitjana de la planificació.

En aquest context, la planificació territorial defineix el desenvolupament de sistemes i xarxes que s'assenten sobre la matriu biofísica (plans urbanístics, infraestructures viàries, etc.) de vegades modificant-la (transvasaments hidrològics, erosió edàfica, etc.), i sempre interaccionant (per addició, fragmentació, connexió, etc.), tot generant efectes que cal analitzar com a factors claus en la planificació. De fet, en regions altament antropitzades, com ara la conca mediterrània, l'ordenació del territori (*regional planning*), l'ordenació urbana (*urban planning*), el paisatgisme (*landscape architecture*), la planificació ambiental (*environmental planning*) o l'ecologia del paisatge (*landscape ecology*) constitueixen disciplines amb tantes connexions entre elles que són difícils de distingir i, per tant, es poden entendre, de manera

⁵³ PESCI, R. 2000. *Del Titanic al velero*. Editorial Ambiente & Fundación Centro de Estudios de Proyección Ambiental. La Plata, Argentina.

integrada, com un conjunt d'eines per a una planificació transdisciplinària de la matriu territorial.

Fins ara -val a dir que amb comptades excepcions-, la matriu territorial ha estat una mera conseqüència d'aplicar certes polítiques (fiscals, agràries, forestals, energètiques, etc.). Es a dir, s'ha projectat la transformació del territori però no pas els resultats ambientals d'aquesta transformació. En general, arribar a disposar d'una determinada matriu territorial configurada de forma deliberada, no és encara un objectiu projectual. Determinades corrents de pensament ho proposen i avancen decididament cap aquest nou concepte de projectar la matriu territorial, juntament amb els projectes constructius, però encara són una excepció. El planejament territorial sostenible hauria d'introduir aquest nou plantejament conceptual.

Els processos de planificació que s'han portat a terme a Catalunya durant les darreres dècades, han posat de manifest la gran distància que hi ha entre els instruments de planificació i planejament, d'una banda, i la metodologia de treball amb la realitat espacial i territorial d'una altra. Aquesta circumstància genera disfuncions que poden arribar a posar en risc les opcions de desenvolupament i, fins i tot, la mateixa funcionalitat del territori. Això, essent cert, no deixa de resultar paradoxal, doncs la intenció del mateix fet planificador, tal com s'havia entès algunes dècades enrere, era justament fer convergir tots els vectors i totes les sensibilitats⁵⁴. Però, a la pràctica, la rigidesa i el biaix han tingut un pes excessiu. La planificació, doncs, ha esdevingut no sostenible.

Per raons que tenen explicació històrica, però no pas justificació lògica, han primat uns determinats paràmetres de la realitat i s'han descartat uns altres. Els paràmetres seleccionats pràcticament sempre han estat els econòmics, fet que es pot entendre, mentre que els paràmetres socials, i encara més els

ambientals, han estat molt deixats de banda, fet que ja costa més de comprendre. Alguns d'aquests paràmetres pertanyen a dominis més o menys intangibles (la bellesa, la identitat, etc.), però uns altres (com ara destruir aqüífers o propiciar l'erosió) formen part de la mateixa equació econòmica del territori, la qual cosa ha fet caure la planificació en incoherències evidents.

Els efectes de la planificació no sostenible, des de la concepció d'estratègies de desenvolupament fins al planejament urbanístic (IMATGE 4), han estat clars a Catalunya. Es tracta, en part, d'una limitació dels instruments de planificació i una manca d'unificació de criteris. No obstant, en el fons de la qüestió subjeu la divergència d'objectius i mètodes per a la intervenció en el territori, que es reproduïxen no pas per l'objectivitat o l'estratègia, sinó per les tendències socioeconòmiques. Cal, per tant, dissenyar noves fórmules i instruments de planificació, però mentrestant és necessari avançar cap a la planificació sostenible, mitjançant la concepció i la intervenció sistèmica de la matriu territorial.

IMATGE 4. Urbanització difusa a la pineda de Castelldefels, al delta del Llobregat. L'expansió de la tipologia d'habitatge unifamiliar com a residència permanent ha significat l'ocupació d'extenses àrees, amb els consegüents conflictes ambientals i paisatgístics.



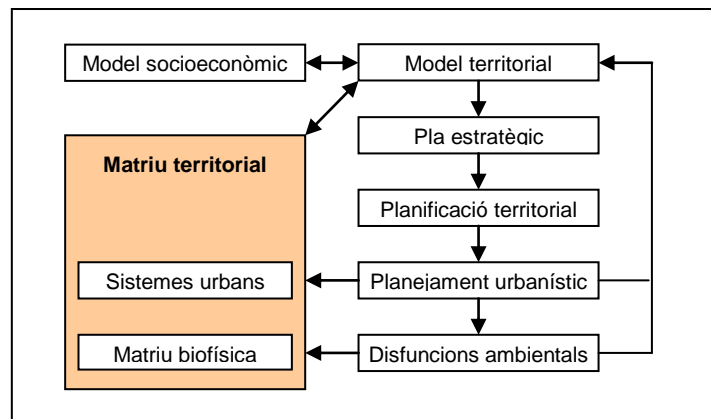
⁵⁴ FOLCH, R. 2004. *La planificació metropolitana concurrent*. Col·lecció Prospectiva. Pla Estratègic Metropolità de Barcelona.

1.4.2. La planificació sostenible

La matriu territorial, entesa com un sistema dinàmic, que inclou les dimensions espaciotemporals i la seva naturalesa biofísica i antròpica, cal que sigui tractada com a una evidència -axioma- de base, el que hauria de condicionar, tant el model de desenvolupament socioeconòmic com el model territorial, així com la formulació de plans i programes d'incidència territorial i, òbviament, donar directrius clares per a l'execució de projectes urbanístics i d'infraestructures.

Entenem per planificació territorial sostenible quan als objectius socioeconòmics tradicionals, s'incorporen objectius socioambientals i es considera la matriu territorial com a premissa ineludible per a concretar les decisions espacials d'una planificació estratègica (FIGURA 2). Per tal d'assolir la sostenibilitat cal, doncs, integrar els processos de planificació estratègica amb els de planificació territorial i ambiental, així com el planejament urbanístic. Aquesta integració s'ha de fer, a més, considerant les matrius biofísica i territorial en cadascuna de les fases del procés planificador. Sense oblidar altres aspectes importants, com ara les implicacions derivades de la petjada ecològica⁵⁵.

FIGURA 2. Esquema bàsic per a una planificació sostenible (elaborat a partir de FOLCH, 2004).



⁵⁵ REES, W. & M. WACKERNAGEL. 1996. *Our Ecological Footprint*. The New Catalyst, Bioregional series, Canada.

Els plans que desenvolupen el model territorial, que concreten els seus objectius en funció dels condicionants biofísics i espacials poden, no obstant, generar disfuncions ambientals que afectin o modifiquin el territori de manera no desitjada. Aquestes disfuncions han de ser corregides, si és possible, o han de fer descartar determinades opcions si no són acceptables per al manteniment funcional del sistema. Per a tancar el cercle, la definició del model de desenvolupament, no pot ser aliena ni a la matriu territorial ni a les disfuncions ambientals crítiques que podria generar. La planificació sostenible s'hauria de fonamentar, per tant, en un procés de retroalimentació, basat en el coneixement.

Així, doncs, els plans territorials i urbanístics esdevenen eines per al diàleg entre els objectius socioeconòmics, per una banda, i les capacitats funcionals del territori, per una altra. Es tracta de superar la idea de que el millor planejament és el que no produeix disfuncions, sinó que és el que aconsegueix objectius socioambientals preestablerts. Per tant, el concepte de matriu territorial no només és una premissa bàsica, sinó que també esdevé una dimensió estratègica, tant per les seves característiques morfològiques (anisotropia, dispersió, discontinuïtat, etc.), com pels seus atributs funcionals (interdependència, autoorganització, especialització, etc.). En conseqüència, l'expressió territorial de les oportunitats que identifica la planificació es concreten a través del planejament urbanístic que, tanmateix, mostra una clara insuficiència instrumental. El model socioeconòmic que s'adopti és un factor de base que condiona el procés de planificació i el planejament. Les estratègies de desenvolupament i els objectius territorials han d'incorporar, necessàriament, el component socioambiental i abordar-se des d'una perspectiva sistèmica.

Per a procedir a la planificació sostenible cal, per tant, tenir una comprensió sistèmica del territori. Aquest punt de vista holístic implica la necessitat d'abordar la planificació des d'una òptica integradora de les visions

i les estratègies sectorials de planificació de sistemes i xarxes des del moment mateix de la seva formulació. D'altra banda, els plans a una escala territorial concreta han d'avaluar els fenòmens sobre els que incideixen a l'escala adequada.

El tractament sistèmic del territori

El tractament sistèmic del territori implica abandonar els processos de mera juxtaposició de sistemes (residencial, productiu, comunicacions, energètic, etc.), la qual cosa comporta una nova visió estratègica i planificadora dels fluxos, les relacions, les vores i les superposicions. Els sistemes urbans són discontinus, mentre que la matriu en la que s'assenten és contínua; alhora, cadascun dels subsistemes territorials no genera efectes neutrals, ni sobre la resta de subsistemes, ni sobre la matriu territorial. En definitiva, la sectorialització de les estratègies i de la planificació, malgrat que es tracti d'una necessitat metodològica possiblement irresoluble, s'ha d'abordar des d'una òptica relacional per a que sigui efectiva. Cal avaluar permanentment els efectes sinèrgics i additius sobre la matriu territorial generats per la juxtaposició de xarxes, que poden posar en risc els objectius socioeconòmics, o bé que, simplement, desaconsellen determinades alternatives.

Aquest aspecte és especialment rellevant amb relació al disseny de la xarxa d'infraestructures lineals. Si bé cal tenir en consideració les relacions i els efectes sinèrgics (en negatiu o en positiu) dels diferents subsistemes territorials amb la matriu subjacent i entre ells, és igual d'important considerar tots els subsistemes. N'hi ha alguns que sovint no han merescut consideració en la planificació. Així, el sistema energètic (de producció i distribució) i el sistema de tractament de residus són dos casos clars de com, en major o menor grau, no es transposen sobre la matriu ambiental els elements necessaris per a assolir els objectius estratègics.

No es pot menystenir, però, el fet que cadascun dels subsistemes de la matriu territorial presenta diferents graus de llibertat. És clar que aquestes "xarxes de geometria variable" -concepte aplicable tant des del punt de vista socioeconòmic com espacial-, compten amb preexistències que generen nodes fixes o interrelacions que cal satisfer, la qual cosa redueix les alternatives, però no les fa obviabls.

Les diferents escales territorials

L'escala no és una circumstància dimensional, sinó una categoria territorial, perquè no dona la mida de les coses, sinó el caràcter dels fenòmens. No s'ha de reescalar falsament una determinada variable per tal de que no ultrapassi les dimensions del territori considerat, sinó que s'ha d'abordar a nivell supraterritorial, si aquesta és la seva escala real. La completa presentació de les diferents variables que caracteritzen un determinat territori exigeix recórrer simultàniament a diversos àmbits escalars, de manera que un espai no es representa plenament amb un sol mapa o plànol, sinó amb una sèrie coherent. Els fenòmens d'escala territorial correcta han d'incloure subfenòmens d'escala de proximitat igualment adequada. Cal, per tant, integrar aquests tres factors: l'escala fenomenològica, l'escala de planificació i l'escala de gestió.

En tot cas, el problema no és la representació inadequada sinó la incorrecta comprensió dels fenòmens territorials representats. De fet, la modesta dimensió del territori català en el seu conjunt, per no parlar de les seves reduïdes regions o comarques, indueix a considerar qüestions de gran abast com si aquestes fossin comprensibles a escales més petites. Això té unes conseqüències molt negatives a l'hora de prendre decisions de planejament o de gestió. Per tant, l'elecció de l'escala adequada a l'hora de representar i comprendre un fenomen és determinant. En territoris petits, això duu a vegades a concloure que un atribut funcional ultrapassa l'abast d'aquest territori. Una bona política territorial, aleshores, ha de

trobar fórmules concertades per a cercar solucions interterritorials, si el fenomen té caràcter de problema. A Catalunya, territori relativament petit, això no és de cap manera una qüestió menor.

La creixent transversalitat de les anàlisis i projectacions territorials duu sovint a haver de treballar alhora amb categories fenomenològiques diferents, la qual cosa planteja un problema de compatibilització d'escals. Ens remetem, com a exemple, al cas dels corredors o connectors biològics (vegeu capítol 5), que no tenen sentit, si no és a la seva correcta escala macroterritorial, però que no es poden projectar adequadament, si no és a escala microterritorial o fins biològica. L'espai, per tant, presenta una subdimensió escalar, de manera que, a efectes de projectació territorial, cal tenir en compte el temps, l'espai i l'escala.

El marc legal de la planificació i el planejament sembla configurar una estructura d'encapsulament dels plans que hauria de donar resposta a aquest concepte de representació escalar òptima del fenomen. Ara bé, això no és així perquè es produeixen diverses disfuncions bàsiques:

i) *Els falsos reescalats en la planificació territorial.* La Planificació Territorial General no ha de reescalar processos funcionals que superen l'àmbit català per tal de mantenir-se, fictíciament, en el marc competencial, en comptes d'abordar el marc real d'algun dels fenòmens i plantejar, així, les opcions possibles dins el marc competencial. Igualment, cal que el Planejament General fixi algunes normes pròpies atenent els casos analitzats a l'escala adequada, de manera que sigui una referència real per als plans sectorials i parcials.

ii) *La inadequació d'àmbits de presa de decisions.* En absència de plans territorials (parcials i sectorials) que podrien abordar els fenòmens a escales adequades en la fase de transposició territorial d'estratègies (localització d'infraestructures ambientals, indústries,

grans equipaments, etc.), les decisions territorials es prenen en l'àmbit municipal. Per consegüent, el territori es planifica des d'una escala inadequada i des d'un àmbit administratiu al qual no li correspon prendre decisions "territorials". Això no significa que els municipis no siguin agents centrals per a l'aplicació de la planificació sostenible, ben al contrari.

iii) *La inadequació o inexistència de plans sectorials.* Pel que fa als plans territorials sectorials, o bé no existeixen o bé estan formulats des de l'Estat (sense competències en l'ordenació territorial, però amb una gran capacitat d'incidència sobre el territori a través de plans com el hidrològic, d'infraestructures, de costes, etc.). Altres plans en què l'administració catalana té competències fins ara no s'han desenvolupat o desplegat (plans territorials parcials, del litoral, de residus, energètic, etc.), encara que actualment s'hi està posant remei.

La manca d'organismes administratius que gestionin el territori a l'escala adequada -supramunicipal-, fa encara més difícil, tant la presa de decisions, com la gestió i avaluació de la planificació territorial i l'adequació del planejament urbanístic. Per tant, la qüestió de l'organització territorial de l'administració és rellevant per a una gestió escalar adequada dels fenòmens. En conseqüència, cal establir un procés d'integració dels diferents processos oberts per a la definició de les estratègies socioeconòmiques i ambientals. També convé dotar-se d'instruments de concertació territorial i urbanística, seguint el procés de planificació sostenible, a les escales adequades. No obstant això, cal abordar la qüestió a curt termini amb els instruments actuals i preparar a mig termini un canvi metodològic i instrumental profund.

1.5. Els instruments de planificació

Per tal d'afrontar de manera sostenible la planificació del territori cal consensuar el model socioeconòmic de desenvolupament i la seva expressió espacial. Aquest compromís entre el metabolisme social i l'eficiència territorial pot semblar complex en un entorn d'incertesa i, sovint, de confrontació d'interessos. Igualment, es pot convenir que aquests dos factors -la incertesa i la confrontació d'interessos- són precisament els motors habituals i històrics del progrés. Per tant, ni es poden negligir ni tampoc hi ha temps per a esperar un procés de consens ideològic en relació al model territorial que serà necessari en un futur proper. Tanmateix, es pot començar per concretar on posar els èmfasis funcionals que cal tenir en compte a l'hora de planificar la matriu territorial. El canvi de prioritats és rellevant per avançar cap al planejament sostenible.

Així caldria focalitzar l'acció planificadora sobre els límits admissibles d'impacte en el medi, més que no pas en la disposició de les activitats en l'espai; sobre els ritmes i els processos de transformació, en lloc del tipus de transformació; sobre el control de les xarxes d'interrelació, i no tant en el control dels elements individuals; sobre les fronteres i les vores, més que no pas sobre els espais centrals ja definits; sobre la integració de les diferents escales geogràfiques, àmbits sectorials i horitzons temporals, en lloc de la interpretació de fenòmens en una escala errònia; sobre la participació dels actors socioeconòmics i polítics que intervenen en els processos de transformació del territori, i no tant en la lògica de negociació puntual d'agents econòmics i socials.

De manera semblant, les opcions espacials sostenibilistes han de tenir present que la gestió necessita una escala que ultrapassa la dels actuals municipis; la planificació ha de tenir en compte l'heteromorfisme territorial que s'ha d'aplicar

convenientment sobre l'espai; el creixement urbanístic no ha de ser entès com un mer increment en superfície; l'estructura territorial ha de permetre la gradual disminució de la mobilitat obligada, la qual ha de ser confiada més als sistemes col·lectius que no pas als individuals; el manteniment de l'espai obert és la millor estratègia en un territori congestionat.

En definitiva, si bé ens trobem en un temps de transició on els paradigmes del model econòmic clàssic conviuran encara amb els nous paradigmes sostenibilistes i, per tant, és possible que hi hagi dificultats per a consensuar tant les estratègies de desenvolupament com la seva expressió espacial, no és menys cert que és possible, i necessari, incorporar urgentment els canvis de prioritats i enfocaments abans esmentats.

1.5.1. Els instruments polítics

D'acord amb Margalef, la major part dels plans i programes d'incidència territorial a Catalunya no van incorporar adequadament els aspectes ambientals⁵⁶. Les directrius genèriques de la nova llei urbanística catalana, tot i que representen un pas en la bona direcció, resulten clarament insuficients. Cal disposar d'uns objectius de sostenibilitat pel conjunt del país, els quals podrien desprendre's de l'Agenda 21 de Catalunya que es troba en curs d'elaboració. Aquest document estratègic ha de constituir un acord bàsic entre la societat, els polítics, els gestors públics i els sectors científics sobre el model territorial que es vol pel país. També caldrà assolir un consens científic per tal de valorar la magnitud i la naturalesa dels impactes en relació als objectius estratègics de sostenibilitat. De la mateixa manera, l'elaboració dels propers plans territorials parcials i els futurs plans de mobilitat ofereix una magnífica oportunitat per a incorporar l'avaluació ambiental estratègica en els procediments

⁵⁶ MARGALEF, R. 2003. *Acceptació de la medalla d'or de la Generalitat (7.10.2003)*. Generalitat de Catalunya.

de planificació territorial. L'aplicació d'aquest instrument s'hauria de dur a terme mitjançant un procediment integrat, rigorós i eficient.

Certament, els principis sostenibilistes es comencen a recollir a la legislació. La llei d'urbanisme de Catalunya (2002) recull la necessitat d'abordar el planejament des d'una òptica sostenibilista, segons els tres elements claus que haurien de ser els objectius de qualsevol planificació urbanística i territorial: racionalitat, eficiència i integració a la matriu biofísica considerant els fluxos socials, econòmics i ambientals. Es pot dir que, per primer cop, aquests conceptes queden transcrits en una norma legal⁵⁷. La Llei de mobilitat (2003) s'expressa en termes similars i encara avança un pas quan afirma que un dels objectius que han de satisfer les polítiques de mobilitat a Catalunya és la integració de les polítiques de desenvolupament urbà i econòmic amb les de mobilitat, de manera que es minimitzin els desplaçaments habituals i es garanteixi l'accessibilitat amb el mínim impacte ambiental.

A escala europea, malgrat que s'hi pugui constatar un rerefons de prudència per la manca de competències de la UE sobre l'ordenació del territori, cal destacar el model de treball que proposa l'Estratègia Territorial Europea⁵⁸, que implica la importació en la planificació espacial de mètodes característics de la planificació estratègica, sobre la base del consens, la participació i la definició d'objectius mesurables. Igualment, l'Estratègia Europea de Desenvolupament Sostenible advoca per un procés similar. De fet, el signe més esperançador de que encara es poden canviar les tendències territorials més insostenibles a Catalunya ve, una vegada més, d'Europa. En efecte, després

⁵⁷ La llei d'urbanisme de Catalunya (2/2002) recull en els articles 3 i 9 la utilització racional del territori i el medi ambient, la configuració de models d'ocupació del sòl que evitin la dispersió, afavoreixin la cohesió social i consolidin un model de territori globalment eficient.

⁵⁸ La Estratègia Territorial Europea proposa un model de ciutat densa i compacta, la conservació i protecció del patrimoni natural i construït, o la potenciació de les xarxes de ciutats mitjanes integrades en el seu entorn.

d'anys de negociacions, el juny del 2001 es va aprovar la Directiva europea 2001/42/CE sobre l'avaluació dels efectes de determinats plans i programes en el medi ambient, dita avaluació ambiental estratègica⁵⁹. L'avantprojecte de llei d'avaluació ambiental de plans i programes de Catalunya ha quedat retingut, a data d'avui, però degut a que ja es disposa d'una llei a nivell estatal⁶⁰, és previst que pugui ser tramès ben aviat al Parlament. Amb independència d'aquest procés, la Generalitat ja ha incorporat un procediment propi d'avaluació ambiental en el procés d'elaboració dels primers plans territorials parcials.

La incorporació de l'avaluació estratègica d'impacte ambiental en el planejament territorial, urbanístic i d'infraestructures, ofereix una sèrie de dificultats metodològiques pròpies, ben diferenciades de les que planteja la de projectes i obres que fins ara eren regularment avaluats. Clarament, com més fort és el component estratègic, més diferenciada és la metodologia. En efecte, després d'anys d'aplicar l'avaluació d'impacte ambiental a nombrosos projectes i obres, s'han fet paleses les limitacions d'aquest mètode, atès que la majoria d'alternatives reals només poden plantejar-se a un nivell superior al dels projectes avaluats, és a dir, a nivell de plans, programes o polítiques, els quals, molt sovint, no integren adequadament els factors ambientals⁶¹.

⁵⁹ Segons l'article 13, la Directiva 2001/42/CE s'hauria d'haver transposat en l'ordenament jurídic dels estats membres de la UE abans de juliol del 2004. Això no obstant, la Generalitat de Catalunya continua, a data d'avui (2006) i fora de termini, els treballs jurídics i les negociacions polítiques per a estudiar la forma més efectiva de transposar-la.

⁶⁰ La llei estatal 9/2006, del 28 d'abril, d'avaluació ambiental estratègica, estableix l'obligació de realitzar una avaluació mediambiental dels plans i programes de les administracions públiques, durant el procés de preparació i adopció dels mateixos, de forma anterior a la seva aprovació.

⁶¹ MALLARACH, J.M. (ed.). 2003. *La introducció de l'avaluació ambiental estratègica en l'ordenació territorial*. Segones Jornades d'Avaluació d'Impacte Ambiental del Planejament Urbanístic i Territorial. Col·lecció Diversitas. Universitat de Girona.

L'experiència en relació a l'aplicació del procediment d'impacte ambiental a projectes i obres ha demostrat que una avaluació ambiental estratègica feta en el moment adequat, és a dir, en les primeres fases de desenvolupament dels plans o programes, hauria afavorit la resolució de molts conflictes socials i/o ambientals. Atesa la concentració demogràfica i d'activitats econòmiques que hi ha a Catalunya, el principal repte es dona en l'avaluació d'impacte ambiental del Pla Territorial Metropolità de Barcelona, en curs d'elaboració, i del seu planejament territorial derivat. La nova orientació que vol donar a la planificació territorial el Govern de la Generalitat de Catalunya i la coincidència temporal amb l'obligatorietat d'aplicar la nova directiva europea semblen, per tant, una oportunitat immillorable per a optimitzar els procediments d'avaluació ambiental i redreçar les tendències territorials clarament insostenibles que predominen a la regió metropolitana de Barcelona⁶².

Tanmateix, seria una greu ingenuïtat pensar que la simple aplicació d'una avaluació ambiental serà suficient per a garantir la correcta aplicació dels principis de sostenibilitat en la planificació territorial i urbanística a Catalunya. Es necessita una major transversalitat en els processos de decisió entre tots els agents socials, econòmics, tècnics i polítics, així com trobar fórmules eficaces per a incorporar la ciutadania a la presa de decisions en els moments i les escales oportunes. Cal, en definitiva, un important esforç per a canviar la concepció que encara existeix en determinats àmbits professionals i administratius, poc habituats a donar entrada en els seus camps de treball tradicionals a persones amb formacions diferents que representen i/o defensen altres interessos i, en aquest sentit, les noves metodologies de parametrització socioambiental poden resultar d'una gran utilitat.

⁶² FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.

1.5.2. Els instruments tècnics

A part de l'evolució natural de les metodologies de planificació, cal avançar i posar a punt un conjunt d'eines que facilitin la integració de la capa espacial i les diferents alternatives en el procés de planificació sostenible ja des del moment de la definició d'objectius estratègics. L'evolució tecnològica ha permès comptar amb eines instrumentals que revolucionen els processos de planificació i que permeten incorporar elements objectius per a la presa de decisions. Des del punt de vista territorial, els sistemes d'informació geogràfica (SIG) aporten aquestes capacitats i cal incorporar-los decididament –si no normativament– a les diferents escales de planejament. La capacitat d'anàlisi d'alternatives i de prospectiva territorial que ofereix el treball amb SIG són avui dia imprescindibles per a la determinació i objectivació de les opcions espacials. La informació disponible georeferenciada comença a constituir un corpus consistent, però és necessari donar-li coherència i aprofundir en la sistematització, l'ampliació i l'ús.

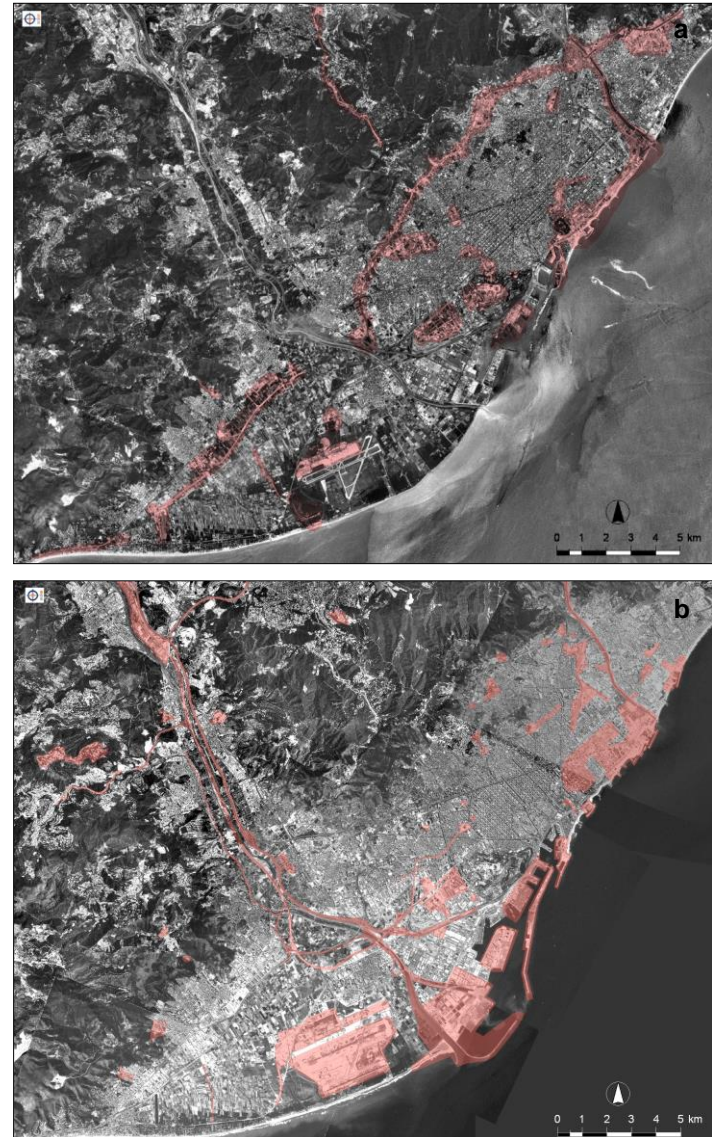
El progressiu creixement, funcionalitat i abaratiment de les prestacions dels satèl·lits com a fornidors d'imatges, combinats amb la millora dels programaris per al seu tractament i integració en SIG, permeten assumir la teledetecció com un instrument que cal integrar al planejament. Igualment, la teledetecció esdevé una eina de gran potència per al seguiment de l'evolució històrica del territori (IMATGES 5 i 6). La capacitat per obtenir i processar imatges, obre nous horitzons per a una anàlisi de detall de les dinàmiques territorials (desenvolupament de la construcció, seguiment dels espais periurbans, anàlisi de l'evolució del paisatge i dels canvis d'usos del sòl, vinculació permanent dels mapes de planejament i la realitat física, etc.). També esdevé una eina que facilita la consideració de la matriu biofísica ja que permet la inducció de molts paràmetres que abans requerien treballs de camp detallats i analítiques costoses

(avaluació de l'evapotranspiració, localització dels sistemes naturals, efectes de la impermeabilització, seguiment de zones inundables, etc.).

Igualment, el creixement de la capacitat dels ordinadors en el tractament de la informació i el nivell actual de desenvolupament de programaris de modelització matemàtica del territori, dels fluxos i dels recursos, ofereixen eines amb una gran capacitat d'anàlisi prospectiva. La modelització és una eina molt poderosa, tant per a la presa de decisions, com per la seva funció explicativa que facilita la visualització i l'intercanvi conceptual entre diferents percepcions del territori, així com l'avaluació de les accions empreses. En el mateix calaix d'incorporació de la tecnologia en sistemes de suport a la planificació (SSP) cal posar-hi el desenvolupament d'indicadors territorials i ambientals com a elements d'anàlisi i seguiment de les orientacions estratègiques. Així com els indicadors econòmics gaudeixen d'una llarga tradició i una provada efectivitat, els indicadors territorials i ambientals són joves i encara inestables. No obstant això, és fonamental incorporar aquests índexs en el procés de planificació (vegeu capítol 2).

A més de les eines tecnològiques, és fonamental, abans que res, incorporar una perspectiva transdisciplinària en el nou model emergent d'ordenació del territori (capítol 6). Si bé s'ha avançat en els plantejaments pluridisciplinàries, encara cal aprofundir en les aproximacions transdisciplinàries, és a dir, les que no sumen destreses sectorials, sinó que generen una aproximació global per interacció entre les sectorials. D'aquesta manera, els equips amb tasques relacionades amb l'estudi del territori han d'establir processos creuats de discussió i anàlisi que permetin abordar amb major seguretat els efectes i relacions entre el metabolisme social i el funcionament ecològic de la matriu territorial.

IMATGES 5 i 6. Canvis a la matriu territorial de l'àrea metropolitana de Barcelona segons interpretació d'imatges satel·litàries (sensor HRV del satèl·lit SPOT, fotografies NASA-Johnson Space Center). Principals transformacions urbanístiques i d'infraestructures en el període preolímpic (1986-1992; a) i des dels jocs Olímpics fins ara (1992-2007); b). S'aprecia la creixent capacitat transformadora de l'home, a una escala espaciotemporal sense precedents.



Recapitulació

Ramon Margalef va establir el fonament teòric per a entendre que la sostenibilitat del desenvolupament és una funció directa de la complexitat, i inversa de la dissipació d'energia. A la biosfera, l'augment de l'entropia va associat a l'adquisició de complexitat mercès al fet que els sistemes vius aprofiten la radiació solar com si es tractés -en paraules de Margalef- d'una mena de "llibreta d'estalvis termodinàmica" que uneix al mer subministrament d'energia un mecanisme addicional "que la fa servir per augmentar la informació, complicar-se la vida i escriure la història".

Quan l'augment de l'energia dissipada disminueix la complexitat del sistema, la degradació ambiental és sempre un resultat palpable d'aquella estratègia de malbaratament que ha estat anomenada en ecologia com el principi de la Regna Roja (en al·lusió al personatge d'*Àlícia al país de les meravelles*): córrer cada cop més per a seguir al mateix lloc. Margalef considera que l'acumulació d'informació en uns punts es sustenta sempre en l'explotació d'altres espais de menor complexitat i major producció. Però aquesta relació d'interdependència pot establir-se de formes diverses. Un model espacialment heterogeni permet, per exemple, mantenir units llocs més madurs i organitzats amb altres més simples i productius, en una estructura reticulada capaç de garantir l'estabilitat del sistema. Els mosaics agroforestals dels paisatges tradicionals de la Mediterrània són un bon exponent.

Fernando González Bernáldez, pioner de l'ecologia del paisatge a la Península Ibèrica, considerava que el món rural tradicional cerca mantenir un cert equilibri entre explotació i conservació, mitjançant diversos gradients d'intervenció humana en el territori. El procés d'explosió metropolitana (*urban sprawl*) amb un model de conurbació dispersa esdevé, tal com recorda Salvador Rueda, un exemple diametralment oposat que sustenta la seva competitivitat maximitzant l'entropia que es projecta a l'entorn.

L'estratègia d'augmentar la complexitat, sense incrementar -fins i tot disminuint- el sistema dissipatiu, és l'alternativa a l'actual model de desenvolupament.

Això suggereix la importància d'analitzar l'intercanvi d'energia, matèria i informació entre les societats humanes i els sistemes naturals que les sustenten, per tal d'identificar millor quins són els mecanismes que associen la dissipació d'energia amb l'increment o deteriorament de la *complexitat* dels sistemes ecològics, entesa com la capacitat per acollir espècies i processos (i, en conseqüència, amb la qualitat ambiental). Pensem que una bona part de la resposta rau en el que anomenem *eficiència territorial*.

Les metodologies per avançar en aquesta recerca han de ser transdisciplinars, i ja es troben disponibles en diversos camps, com els de l'economia ecològica i l'ecologia del paisatge. L'economia ecològica estudia la comptabilitat dels fluxos i balanços biofísics, així com l'apropiació humana dels recursos naturals (petjada ecològica). L'ecologia del paisatge, al seu torn, proposa mètriques per analitzar la coherència estructural i funcional del paisatge. Llavors el paisatge pot ser entès des d'una perspectiva històrica, com l'expressió territorial del metabolisme que la societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten, obrint la porta a una visió evolutiva -ecològica i econòmica- dels canvis en la matriu territorial.

L'enllaç entre l'economia ecològica i l'ecologia del paisatge es relaciona amb el gir que estan experimentant arreu del món les polítiques ambientals. En aquest sentit, l'Estratègia Mundial de la Conservació ja va introduir -el 1980- la idea de que la *conservació* implica l'ús sostenible, prudent i responsable dels recursos i dels serveis ambientals de tot el territori, que no es pot confondre amb una mera "preservació" d'algunes unitats aïllades on es limiti o deixi d'haver-hi intervenció humana. Aquest enfocament de les polítiques ambientals obliga a posar en el centre del planejament territorial l'estat ecològic de la matriu territorial, entesa com a sistema.

2. Les eines d'ordenació

Resum

Si considerem el territori com un sistema complex, podem triar un model ecosistèmic per a estudiar-lo. D'acord amb aquest model, la matriu territorial -i el paisatge- serien sistemes organitzats en nivells jeràrquics de complexitat que dependrien de la seva escala espaciotemporal. A fi d'entendre aquesta organització de la complexitat, no considerem apropiada la utilització de metodologies analítiques reduccionistes, sinó que creiem necessària una aproximació holística, que tingui en compte els factors principals que caracteritzen el territori globalment, d'una forma integrada. Les ciències ambientals, en la mesura que representen la irrupció del saber naturalístic en l'ordre tecnocientífic, han de fer un esforç en parametritzar els fenòmens ambientals per a incorporar-los com un factor més en la matriu d'elements que manipula el planificador, més interessat en el "quant" i el "com" que no pas en el "potser". En aquest context, es descriu una estructura jeràrquica, modular i transparent de mètriques amb aplicació cartogràfica, que constitueix la base d'una proposta per a quantificar l'aptitud del territori en relació al desenvolupament urbanístic i d'infraestructures. Per a concretar aquestes eines d'ordenació territorial utilitzarem, doncs, l'aproximació sistèmica emprada en les ciències ecològiques, la qual cosa ens permetrà transferir les teories actuals sobre el medi biofísic en eines matemàtiques útils per a una planificació territorial sostenible.

Mots clau

Metodologies, índexs ecològics, aptitud territorial.

2.1. Introducció

Les eines d'ordenació de la matriu territorial que es proposen es basen en un sistema d'índexs que tenen per objecte analitzar el medi físic, biològic i funcional. La síntesi d'aquests algoritmes convergeix en un índex que avalua de forma sistèmica l'aptitud del territori per a desenvolupar determinats plans i programes. L'interès eminentment pràctic dels algoritmes obtinguts es basa en que no sols descriuen la situació actual sinó que també permeten modelitzar la que resultaria de diversos escenaris, de forma que poden tenir una aplicabilitat directa en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica. La fiabilitat dels índexs socioambientals depèn del coneixement en l'elaboració de l'algoritme, de l'exactitud de les dades emprades i de la transparència i recalculabilitat dels paràmetres en què es basen. Es pot dir, doncs, que representen una interfície entre la complexitat de la matriu territorial i les necessitats del planificador, però cal no oblidar que els índexs ajuden a comprendre i seguir el comportament dels fenòmens, però no són un isomorfisme. És necessari, per tant, conèixer la fiabilitat de l'aproximació matemàtica al menys en tres aspectes: la complementarietat de la informació de partida, la robustesa dels paràmetres emprats i la coincidència raonable dels resultats amb altres estudis independents realitzats sobre el terreny.

2.2. Els sistemes de suport a la planificació

Després de la pèrdua de confiança en els sistemes de planificació informatitzats durant els anys setanta i vuitanta, en els darrers anys s'han desenvolupat un nombre creixent de models, sobretot vinculats a temes ambientals, a partir de sistemes d'informació geogràfica (SIG), i oberts a la interacció amb usuaris experts o fins i tot a públic en general, com a

instruments de participació ciutadana. A diferència dels primers sistemes de planificació, més centrats en models de previsió i concebuts només com a "eines d'anàlisi", els sistemes actuals s'entenen com a serveis d'informació, coneixement i participació. Aquesta evolució és paral·lela a la pròpia evolució informàtica, dels primers grans ordinadors "main frames" destinats a executar treballs de càlculs intensius, als ordinadors personals interconnectats per Internet.

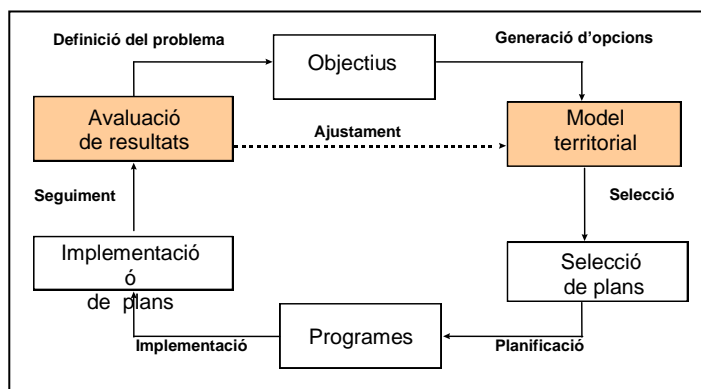
Un dels problemes fonamentals per a construir sistemes de suport a la planificació (SSP) és que els models de previsió requereixen en molts casos de programaris informàtics sofisticats, de difícil accés i temps de càlcul elevat. Els models es basen sovint en formulacions matemàtiques complexes i gestionen grans volums de dades. Habitualment, els temps d'execució poden ser d'hores i els outputs dels models poden ser grans volums de dades. En definitiva, la dificultat dels models més avançats restringeix el seu ús a persones expertes en el propi model. En menor grau, l'accés a un sistema d'informació amb suport geogràfic i dinàmic també suposa una dificultat.

L'interès de facilitar l'ús de sistemes d'informació i de models avançats a experts i decisors, i més en general a ciutadans interessats, rau, principalment, en el valor dels models com eines d'anàlisi i aprenentatge. La utilització interactiva de models permet a l'usuari confrontar les seves intuïcions amb els resultats del model. Aquesta experiència d'aprenentatge és especialment valuosa en el cas de la planificació, donat que rarament és possible considerar la societat i el territori com "laboratoris" en els que assajar diferents polítiques (això al marge d'altres consideracions ètiques). Així, els models de predicció informatitzats poden esdevenir eines de coneixement insubstituïbles.

En el cas de les administracions públiques, hi ha una exigència democràtica de consens i transparència, i

les decisions han de poder explicar-se i negociar-se en base a criteris tan objectius i equànimes com sigui possible. Els SSP s'adrecen precisament a ajudar a definir i precisar millor els arguments que justifiquen la necessitat d'adoptar, mantenir, modificar o suprimir una determinada política, i a comunicar-los d'una forma el més precisa possible, i no tant a descobrir solucions impensades o a "substituir" el caràcter finalment humà d'una determinada decisió (FIGURA 3).

FIGURA 3. Esquema d'un sistema de suport a la planificació (SSP) aplicat a l'avaluació de plans i programes (elaborat a partir de VAN DER LOOP; Oficina de planejament, Govern d'Holanda).



Els mètodes racionals de presa de decisió

La qüestió fonamental és que el nostre benestar present i futur, fins i tot la mera supervivència, i més en general la satisfacció dels nostres objectius, depèn de la capacitat que tinguem d'anticipar els esdeveniments del món que ens envolta i actuar, prendre les decisions, en conseqüència.

Un dels objectius del coneixement científic és ajudar-nos a anticipar els esdeveniments del món. Així com la filosofia és un esforç racional per entendre, o al menys plantejar les preguntes fonamentals sobre la condició humana, el "mètode científic" es basa en observar i analitzar el món atentament, formular teories sobre el seu comportament, i modificar (perfeccionar) les teories quan les seves prediccions es demostren equivocades (imprecises). Aquesta

metodologia pressuposa l'existència d'unes mesures objectives i quantitatives del món "real" i, en base a teories generades en el seu origen de forma intuïtiva, construeix i verifica experimentalment models matemàtics per a preveure les seves evolucions.

Un SSP no és més que una eina científica d'ajuda a la decisió; bàsicament, proporciona tres elements d'ajuda al planificador que estudia la idoneïtat d'adoptar una decisió o una altra: a) informació sobre la situació actual; b) models matemàtics o lògics per a obtenir la millor comprensió possible sobre els impactes potencials de les decisions en estudi; c) mètodes per a integrar tota aquesta informació en una avaluació de les decisions, que pot consistir en un ranking, una taula multicriteri, o la selecció d'una o d'un conjunt d'elles a partir d'una regla de decisió predefinida.

Un SSP és, en definitiva, un cas particular de sistema de suport a la decisió. Es tracta d'una eina d'ajuda per a prendre una decisió racional, i encara incompleta: la definició de les decisions alternatives a estudiar, i els objectius que es pretenen assolir, han de ser adoptats, en general, pel propi planificador, tenint en compte els principals actors territorials. Malgrat les seves limitacions per a la presa de decisions (degut a que la informació disponible és insuficient, els models de previsió simplistes i/o poc explicatius, els criteris d'avaluació arbitraris bé que explícits, etc.) el SSP, igual que la democràcia, és el pitjor dels mètodes possibles, a excepció de tota la resta.

En aquest sentit, durant els darrers anys ha tingut lloc un canvi radical de plantejament en relació als SSP. Mentre a l'inici dels anys seixanta i setanta tenien un component "tecnocràtic" dominant, els SSP dels anys vuitanta i sobretot a partir dels noranta tenen un component "participatiu" preponderant (es tracta de sistemes amigables sobre ordinadors personals o Internet, pensats com a eines de comunicació, discussió i negociació entre actors territorials i decisors). El desafiament dels SSP de principis del

nou segle és integrar models científics avançats en sistemes amigables i interactius amb els usuaris, i esdevenir eines d'aprenentatge i comunicació per part de ciutadans, planificadors i polítics.

Què és un sistema d'informació?

Una persona informada és aquella que és capaç de donar sentit a totes les dades difuses que contínuament percep del seu entorn; per a fer-ho ha d'integrar-les en una estructura comuna que les interconnecti, contextualitzant-les. En el context del planejament, definim un sistema d'informació com un equip de processament de bases de dades, que selecciona i controla la qualitat de les variables més rellevants, estima aquelles variables no disponibles però necessàries, interrelaciona cartografia i dades estadístiques en estructures georeferenciades, documenta fonts i protocols de manteniment i organitza el conjunt d'informació del sistema d'acord amb una estructura temàtica, geogràfica i temporal determinada. L'objectiu és disminuir la incertesa en la presa de decisions, mitjançant el subministrament d'informació per a que sigui utilitzada eficientment.

Un sistema d'informació necessàriament ha de tenir una estructura "orientada a objectes", basada en definir classes d'entitats (segons les seves afinitats), atributs (característiques específiques de cada classe) i mètodes (comportament de les classes en funció de les seves relacions). Aquesta estructura ha de ser única en el sistema d'informació i compartida per tots els models d'anàlisi que l'utilitzin. En definitiva, la programació orientada a objectes pretén ajudar a representar diferents escenaris del món "real".

Les entitats de l'estructura de dades es defineixen en base a criteris topològics: una topologia adient ha de poder suportar models espacials (pertanyença, intersecció, etc.), xarxes (connexió) i models dinàmics (episodis temporals). La base de dades pot desglossar-se en taules, cadascuna associada a una classe d'entitats. Convencionalment, cada taula

presenta en files (registres) tots els objectes de la classe i en columnes les variables associades. Tot i que els arxius de dades puguin emmagatzemar-se en formats binaris (i el concepte de "taula" es perdi) aquesta estructura en taules referenciades a objectes és la més convenient per facilitar a l'usuari del sistema la comprensió del conjunt de bases de dades a la seva disposició.

Què és un model de previsió?

L'objectiu d'un model de previsió és crear nova informació a partir de la ja existent. Típicament representa escenaris futurs a partir d'un escenari actual, i aporta coneixement sobre el funcionament del sistema que s'està analitzant. Des d'un punt de vista científic, el coneixement adquirit sobre el sistema es formalitza en una teoria general, s'expressa en una formulació matemàtica i és vàlida a través de l'experimentació o la observació. Tanmateix, la complexitat intrínseca dels sistemes ecològics i socials, com ara la matriu territorial, fa que aquest mètode de coneixement resulti difícilment aplicable en rigor (en relació a l'experimentació, posem per cas).

A tall d'exemple, un model de previsió típic podria ser una previsió dels viatges V_{ij} entre dues zones (i, j) situades a una distància d_{ij} . Donat un escenari demogràfic (P_i, P_j), el model pot preveure l'impacte en la distribució de viatges V_{ij} d'una determinada política de transports (per exemple, la millora de la carretera entre i,j que reduiria la distància en temps entre les zones d_{ij})⁶³.

Els resultats dels models de previsió, per tal d'integrar-se en un sistema de planificació i servir de suport a la decisió, han de complir, en principi, tres condicions bàsiques de tipus pràctic:

⁶³ El model podria expressar-se seguint una formulació gravitatòria convencional, com segueix:

$$V_{ij} = k * P_i * P_j / d_{ij}$$
On k és un factor ajustat a partir de les dades de situació actual o precedent.

i) *Han ser robustos*. Per a poder servir de base a una avaluació posterior. És a dir, han d'oferir resultats deterministes i poc sensibles a canvis marginals en les variables del model. Aquesta exigència fa que els models hagin de garantir la unicitat i l'estabilitat d'una solució d'equilibri.

ii) *Han de produir solucions versemblants*. Per tant, s'han de poder calibrar a partir de la situació real o, si això no és possible, com sovint succeeix en sistemes complexes, validar-se mitjançant coneixement expert.

iii) *Han de ser explicatius* del fenomen que modelen. Sempre que sigui possible, han de basar-se en una teoria general sobre el comportament del sistema, més que no pas en el simple ajust estadístic d'una formulació qualsevol en base a les dades disponibles.

Models de previsió que siguin robustos poden emprar-se per a l'avaluació si els resultats semblen prou versemblants per a ser acceptats, malgrat que no tinguin cap capacitat explicativa. En canvi, models de gran poder explicatiu poden tenir problemes per a ser aplicats en l'avaluació quan no assegurin ni la unicitat ni l'estabilitat de les seves previsions, malgrat aquest comportament complex sigui comparable a molts fenòmens reals (l'avaluació, per definició, pretén establir mesures objectives de comparació).

En general, un model de previsió pot construir-se a partir de tres mètodes (o d'una combinació d'ells):

i) *Base teòrica* de caràcter científic (com ara la mecànica de Newton o l'evolució biològica de Darwin).

ii) *Regles heurístiques* inicialment sense suport teòric (per exemple les lleis potencials de Zipf⁶⁴) o de criteris

experts o de bona pràctica basats en l'experiència d'analistes, validats estadísticament.

iii) *Ajustos estadístics* basats en dades preexistents (emprant regressions lineals o mètodes més avançats com ara xarxes neuronals).

Qualsevol que sigui la font de coneixement i el procés de modelització, l'estructura d'un model es pot sempre descomposar en aquests components:

1. Base de dades sobre la situació actual: *inputs*.
2. Teoria científica o regles heurístiques o mètode estadístic, que bàsicament defineixen el "domini de coneixement" del model a construir.
3. Formalització matemàtica resultant (variables independents, paràmetres, variables dependents).
4. Implementació informàtica del model.
5. Base de dades resultant: *outputs*.
6. Presentació dels resultats.

D'altra banda, les variables emprades en els models poden desglossar-se en: a) les que representen escenaris externs (variables independents); b) les que mostren els plans i programes avaluats (variables independents); c) els paràmetres definits en la formulació (en principi ajustats estadísticament); d) les que són el producte d'impactes potencials de plans i programes (variables dependents). Sintèticament, les variables independents del model representen escenaris i polítiques a estudiar, i els paràmetres s'ajusten estadísticament per a calibrar les variables dependents que representen els impactes.

En les ciències socials, la capacitat de previsió del sistema a mig i llarg termini, i també la capacitat d'explicació, és més limitada que en les ciències naturals, i encara molt més que en ciències físiques, que estudien sistemes de menor complexitat relativa. Així com els models basats en la mecànica quàntica tenen gran capacitat de previsió, o els models basats en l'evolució biològica gran capacitat explicativa, els models de previsió del comportament humà (per

⁶⁴ ZIPF, G. K. 1949. *Human Behavior and the principle of least effort*. Cambridge. Addison-Wesley Press.

exemple, en relació a les pautes de consum, localització, mobilitat, etc.) és molt més limitada. D'altra banda, quan els models han d'emprar-se per a suportar processos de decisió, necessàriament han de ser robusts i estables: En conseqüència, han de produir el mateix resultat cada vegada que s'executen en iguals condicions, i petites modificacions en les dades no han de tenir grans repercussions en els resultats per a poder ser d'utilitat en la planificació del territori.

Tanmateix, la necessitat de produir solucions estables està en contradicció amb la realitat complexa dels sistemes ecològics i/o socials (vegeu capítol 1), constituïts per les decisions simultànies de multitud d'agents que tenen objectius no sempre explícits i que adapten les seves decisions al llarg del temps en base a un coneixement imperfecte del sistema on es mouen. En aquests sistemes complexos adaptatius (modelitzables a través de formulacions dinàmiques no-lineals i estocàstiques) les evolucions poden ser tan estables, com periòdiques, complexes o caòtiques.

Per tal de modelitzar l'equilibri aparent dels sistemes socials, les hipòtesis de partida dels models econòmics, per exemple, es basen en suposar que els agents estan perfectament informats i són racionals, capaços d'optimitzar les seves utilitats (quan en realitat tenen informació parcial i més que optimitzar utilitats pretenen satisfer mínimes condicions en un procés més adaptatiu que racional). A tall d'exemple, els models de localització i de mobilitat es basen en hipòtesis similars, poc versemblants però robustes. Per tal d'augmentar la fiabilitat dels models socials, cal passar per un procés de calibració estadística en base a les dades de la situació de partida; per tant, només si les polítiques provoquen un canvi marginal i l'equilibri es pot reproduir a curt termini, els resultats dels models són relativament fiables.

Què és un model d'avaluació?

Per tal d'avaluar l'interès d'adoptar un projecte o una determinada política, el mètode d'avaluació més simple seria definir una sèrie de criteris d'avaluació i uns indicadors per a valorar els criteris. Els valors d'aquests indicadors han de procedir tant com sigui factible dels models de previsió de les actuacions i dels models d'impacte sobre el medi, però poden haver casos on no hi hagin models disponibles o fiables i calgui recórrer a valors experts o heurístics. En qualsevol cas, els indicadors han de ser explícits.

Per agregar els valors dels indicadors, es construeix una matriu on, per a cada alternativa de decisió (o projecte), es llisten valors resultants per a cada indicador. En el cas que tots els indicadors tinguin la mateixa importància i que tots els indicadors siguin quantitius, una simple suma dels valors dels indicadors dona una mesura consistent de l'interès relatiu de cada alternativa; en cas que els indicadors tinguin diferent rellevància o que alguns siguin qualitius o categòrics, la mesura d'agregació requereix una traducció quantitativa i una suma normalitzada i ponderada pels pesos relatius.

En el cas dels indicadors d'un sistema de suport a la planificació el mètode d'avaluació és més complex:

1. Les alternatives de decisió (plans, programes) no tenen criteris d'independència clars i presenten diferents valors segons s'agrupin o com es realitzin al llarg del temps.
2. Hi ha incertesa sobre el pes relatiu de cada criteri, fins i tot sobre la seva comparabilitat. Sovint, resulta impossible fixar valors numèrics.
3. Pot haver-hi diferents índexs o indicadors per a definir un sol criteri.
4. Hi ha incertesa sobre les valoracions dels criteris, per exemple perquè la base teòrica dels models darrera les valoracions és feble o la informació en la que aquests es basen no es del tot fiable.

5. La regla de decisió pot no ser la búsqueda de la solució òptima. Pot ser la més equilibrada entre valoracions, la que no tingui cap valoració excessivament incorrecta, etc.

D'entre els criteris d'avaluació esmentats, n'hi ha un (el criteri cost-benefici) que pretén integrar tota la resta quan és possible traduir-los en termes monetaris. Així, hi ha criteris establerts per monetaritzar externalitats ambientals o socials (per exemple, en un cas extrem, el preu associat a la vida humana s'ha arribat a determinar en 1 milió d'euros, equivalent al promig de la quota de l'assegurança de vida que una persona està disposada a pagar per cobrir el seu risc de mort), o per fixar preus per recursos no existents (com ara preus ombra). No obstant, les limitacions d'aquest mètode (tan intrínseques com instrumentals) són substancials, i reconegudes, fins i tot, pels economistes neoclàssics.

Més en general, l'anomenada Teoria de la Decisió estudia tot el procés de definició i adopció de decisions basats en entorns d'incertesa científica (sobre les valoracions dels criteris) i política (sobre la definició dels criteris i de les seves importàncies relatives, sobre l'adopció d'una regla de decisió per consens, que resulti exitosa en un procés de negociació obert i participatiu). En el cas de decisions simples, és possible modelitzar el propi procés de decisió amb un Sistema Expert capaç d'inferir la decisió òptima, tal i com ho faria un decisor perfectament racional.

El motiu més habitual de fracàs d'aquests sistemes és sobredimensionar la importància dels aspectes formals, científics i tecnològics per sobre dels diferents actors territorials o de les capacitats de gestió, posem per cas, desenvolupant sistemes excessivament costosos de posar en marxa i poc adaptats a les demandes reals dels futurs usuaris, que acostumen a preferir una resposta ràpida suficientment satisfactòria que esperar un temps indeterminat per una resposta hipotèticament òptima.

Els tipus d'actius que integren sistemes com els descrits són, en definitiva, els següents:

1. *Gestió de dades*. Implementació de bases de dades alfanumèriques i cartogràfiques necessàries per a fer un seguiment de l'estat actual de les variables descriptors.
2. *Informació d'estat*. Informació sobre l'escenari actual i les evolucions passades (dades estructurades en índexs o indicadors significatius per a identificar situacions que poden requerir endegar actuacions o projectes, i que permeten avaluar el seu impacte).
3. *Resposta i previsió*. Bases i eines de coneixement capaces de generar nova informació (típicament models matemàtics produint previsions sobre l'impacte futur de les actuacions, o sobre les evolucions de l'entorn, però també índexs o indicadors comparatius i qualitius).
4. *Anàlisi decisional*. Criteris d'avaluació i regles de decisió de les actuacions (típicament models multicriteri integrant objectius globals i particulars, per a plans a mig i llarg termini; models d'optimització de recursos per a la gestió a curt termini).
5. *Comunicació*. Sistema de divulgació i presentació als professionals (polítics, tècnics, periodistes, etc.) i eventualment ciutadans.
6. *Administració*. Gestió del sistema. Processos de producció, protocols de transferència i manteniment. Seguretat i confidencialitat.

2.3. La parametrització socioambiental

Encara que els indicadors territorials de base naturalística sempre tindran una base subjectiva, o si més no experta -tots els índexs i indicadors la tenen, de fet-, calen indicadors socioambientals i paisatgístics que estableixin llindars a partir dels quals sigui o no recomanable efectuar segons quina actuació. Diem que no és tolerable un L_{eq} (nivell equivalent de soroll) de 65 dBA i ajustem les mesures de control acústic a aquest sostre, tot i que cada persona percep el soroll de manera diferent, i que entre 64 dBA (tolerable) i 66 dBA (intolerable) no hi ha una diferència qualitativa ni quantitativa sensible. Però fins que no es parametritza el concepte L_{eq} i el límit 65 dBA, no es pogué abordar la regulació acústica, per més informacions qualitatives sobre els trastorns que ocasionava “un excés de soroll”.

Passa el mateix amb qualsevol altre paràmetre d'enginyeria ambiental. Per això, en el cas de la matriu territorial, hem d'acabar essent capaços de saber quina és la concreta àrea mínima que ha de tenir un espai forestal o un refugi faunístic per no ser víctima de la insularització; quina és la dimensió de la xarxa ecològica bàsica per a mantenir els fluxos d'energia, matèria i informació entre els sistemes naturals, quin és el cabal ecològic exacte en m^3s^{-1} per a garantir les exigències limnològiques d'un tram fluvial; quina és la inclinació màxima tolerable d'un talús d'argila o de marga; o quina és la relació inequívoca d'espècies bioindicadores la presència de les quals autoritzi o impedeixi de fer segons quina emissió, posem per cas.

Una de les dificultats reals d'avançar per aquest camí és la diferència que hi ha entre el que podria anomenar-se “objectivitat relativa” i el que es podria qualificar de “subjectivitat coherent”. Per exemple, és relativament objectiu dir que l'aigua bull a 100°C i es congela a 0°C, encara que les diferències de pressió

baromètrica i/o d'altitud fan impossible precisar aquests llindars. Per contra, amb un criteri de subjectivitat coherent podria establir-se que l'aigua és freda si es troba per sota dels 20°C, que és tèbia si està entre 20 i 35°C, i que és calenta si es troba per sobre dels 35°C, encara que entre aquests intervals no es produeixi cap fenomen diferent. Cal, per tant, incorporar el coneixement expert.

En efecte, els indicadors territorials de base naturalística quasi sempre es trobaran en aquesta segona situació, és a dir que hauran de ser “coherentment subjectius”. Els índexs socioecològics que tot seguit es desenvolupen (vegeu capítols 3, 4 i 5), precedits de diverses aproximacions conceptuals prèvies que més endavant expliquem, vindrien a ser un factor de correcció “coherentment subjectiu” a la insuficient “objectivitat relativa” a què s'arriba simplement superposant capes d'informació poc jerarquitzada o no prou dotada d'intenció socioambiental i projectual.

2.3.1. L'aproximació conceptual

En els darrers anys, s'han realitzat importants contribucions a la discussió sobre quina hauria de ser l'orientació⁶⁵ i els objectius⁶⁶ de l'avaluació ambiental estratègica del planejament territorial. Una de les dificultats clau es refereix a la complexitat analítica associada a la comparació dels impactes ambientals resultants de diferents plans o programes alternatius. Aquest fet implica la necessitat de desenvolupar metodologies paramètriques que permetin estudis comparatius rigorosos i eficients entre diferents matrius territorials projectades, mesurant tant els impactes directes com els acumulatius.

⁶⁵ SADLER, B. & R. VERHEEM. 1996. *Strategic Environmental Assessment - status, challenges and future directions*. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of The Netherlands, The Hague.

⁶⁶ BONDE, J. & A. CHERP. 2000. *Quality review package for SEA of land-use plans*. IAPA 18, 99-110.

La nostra aproximació conceptual es basa en el coneixement científic actual de la naturalesa, que pot resumir-se en la definició d'un univers no homogeni, dinàmic, multiescalar i organitzat jeràrquicament⁶⁷. Segons aquesta hipòtesi, la naturalesa es considera un sistema que pot ser estudiat i descrit prenent en consideració les seves característiques estructurals - components amb propietats intrínseques, per exemple-, les seves característiques funcionals -com les interrelacions entre distints elements espacials- i la seva organització jeràrquica. Aquesta concepció és particularment apropiada per a l'estudi d'una realitat tan complexa com és la matriu territorial, resultat de la interacció de fenòmens físics, biològics i antròpics, que actuarien a distintes escales espaciotemporals.

El paisatge, i també la matriu territorial en què s'assenta, pot definir-se des de diversos punts de vista, que depenen de la disciplina de coneixement utilitzada⁶⁸. No obstant això, d'acord amb l'aproximació conceptual de la naturalesa apuntada anteriorment, el paisatge seria una part de la superfície del planeta constituïda per una complexitat de sistemes formats per l'activitat de les roques, l'aigua, l'aire, les plantes, els animals i els humans, formada per entitats identificables territorialment. Una definició més recent considera el paisatge -i la matriu territorial- com una àrea heterogènia de la Terra composta per un grup d'ecosistemes interrelacionats que es repeteixen pel territori seguint pautes semblants⁶⁹.

Per tant, si considerem el territori com un sistema complex, podem triar un model ecosistèmic per a

⁶⁷ PRIGOGINE, I. & I. STENGERS. 1984. *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*. Bantam, New York.

⁶⁸ VINK, A.P.A. 1983. *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, New York.

⁶⁹ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

estudiar-lo⁷⁰. D'acord amb aquest model, la matriu territorial -i el paisatge- serien sistemes organitzats en nivells jeràrquics de complexitat que dependrien de la seva escala espaciotemporal. A fi d'entendre aquesta organització de la complexitat, no considerem apropiada la utilització de metodologies analítiques estrictes, sinó que creiem necessària una aproximació holística que tingui en compte els factors principals que caracteritzen el territori globalment, d'una forma integrada. En conseqüència, per a desenvolupar el nostre treball utilitzarem l'aproximació sistèmica utilitzada usualment en les ciències ecològiques, la qual cosa ens permetrà transferir les teories actuals sobre ecologia del paisatge en eines matemàtiques útils per a una planificació territorial sostenible.

La definició de les mètriques

Les posicions exhibides pels autors dels diversos índexs socioambientals existents són prou diferents. Per començar, no sembla que hi hagi coincidència plena a l'hora de delimitar els conceptes d'índex, d'indicador i fins i tot de paràmetre. Nosaltres, sense fer-ne bandera, adoptem la posició següent:

i) Un *paràmetre* és un element variable limitat generalment a una o unes poques dimensions. Són els elements bàsics dels fenòmens analitzats, capitals però poc expressius en ells mateixos.

ii) Els *indicadors*, en canvi, són combinacions de diversos paràmetres presos de tal manera que forneixen una informació quantitativa capaç de tenir sentit qualitatiu. Sempre són elements sectorials que solen respondre, en general de manera lineal, als increments o decrements dels paràmetres que els integren i dels que en depèn la fiabilitat.

iii) Els *índexs* són algorismes encara més complexos, construïts sovint combinant indicadors, que solen respondre simultàniament a diverses dimensions o

⁷⁰ MAY, R.M. 1989. *Ecological Concepts*. Blackwell, Oxford.

variables i a llurs interaccions, la qual cosa acostuma a donar-los un comportament no lineal.

La realitat és que, tant en termes ambientals com sostenibilistes, disposem de multitud de paràmetres, de força indicadors i de poquíssims índexs. A més, la majoria dels índexs disponibles són opacs. L'usuari en desconeix el mecanisme de càlcul o no pot recalculer ell mateix l'índex quan en varien alguns paràmetres. Com mostrem més endavant, nosaltres optem per la *transparència* i per l'*encapsulació*, és a dir per construir sota els ulls de l'usuari índexs d'índexs que representin successius nivells jeràrquics d'integració. Així entesos, els índexs vénen a ser "caixes d'eines" de lliure utilització: nosaltres en proposem un determinat ús intencionat, però l'usuari sap i pot valorar sempre què hi ha sota de la nostra proposta i fins i tot pot emprar els components d'acord amb la seva escala de valors.

La bondat dels índexs socioambientals depèn, en definitiva, del coneixement implícit en l'elaboració de l'algorisme, de la fiabilitat de les dades emprades i de la transparència i recalculabilitat dels paràmetres en què es basen⁷¹. Han de representar una interfície amigable entre la més o menys confusa complexitat de la realitat, no sempre fàcil de percebre amb claredat i rapidesa, i les necessitats pràctiques de l'usuari. Això sense oblidar que els índexs ajuden a jerarquitzar i seguir el comportament dels fenòmens, però ni en són un isomorfisme, ni en la majoria de casos recullen la totalitat de la variació del fenomen que volen parametritzar.

2.3.2. Els algorismes de càlcul

La recerca de noves metodologies paramètriques per a l'avaluació ambiental estratègica de la gestió

⁷¹ ANDREARSEN J.K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & N.C. SLOSSER. 2001. *Considerations for a terrestrial index of ecological integrity*. Ecological Indicators, 1. 21-35.

territorial a Catalunya que tenim en curs es fonamenta en el desenvolupament de tres índexs socioecològics bàsics que permetin avaluar l'impacte de diferents actuacions transformadores sobre el medi físic, biològic i funcional. L'objectiu principal d'aquests treballs és disposar d'eines matemàtiques dissenyades per a ser utilitzades en l'avaluació d'impacte ambiental de plans i programes sobre la matriu territorial⁷². L'interès pràctic dels algorismes obtinguts es basa en què no sols descriuen la situació actual, sinó que també permeten predir la que resultaria de diversos escenaris.

Certament, l'encert dels índexs és conseqüència directa de l'algorisme de càlcul emprat, però també i potser sobretot dels paràmetres que l'integren. En efecte, la selecció experta dels paràmetres és fonamental per tal que l'algoritme triat representi el fenomen estudiat amb un grau de versemblança adient⁷³. Tanmateix, no es persegueix tant la precisió de l'algorisme, com la utilitat de l'eina modelitzadora dels escenaris territorials, el grau de precisió de la qual ha de ser sempre proporcional a la magnitud de l'impacte ambiental que es pretén considerar.

Els algorismes de càlcul han de relacionar els paràmetres més significatius de manera que facilitin la diagnosi del fenomen estudiat i permetin una valoració qualitativa de l'impacte ambiental que poden tenir els plans d'incidència territorial analitzats. En el cas que presentarem d'avaluació de l'aptitud del territori per a desenvolupar plans urbanístics i d'infraestructures, aquesta valoració es fa mitjançant una discretització en seqüències dels resultats quantitius procedents de la interacció dels paràmetres que inclou l'algoritme. S'incorpora, per

⁷² MARULL, J. 2005. *Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica*. Ecosistemas, 14 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

⁷³ STOMS, D., McDONALD, J.M. & F.W. DAVIS. 2002. *Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves*. Environmental Management, 29. 545-558.

tant, la interpretació experta en els resultats del model. Això proporciona una sèrie d'índexs parcials prou eloqüents i aparentment senzills, d'acord amb una escala que va d'1 a 10. Al seu torn, l'expressió cartogràfica de l'índex global encara reagrupa més els valors de l'escala i els atribueix una intuïtiva gamma de colors que van del verd fins al vermell, tal com s'explica al lloc corresponent (vegeu apartat 2.4.).

Els models desenvolupats graviten en una sèrie d'índexs compostos que, de fet, són meres simplificacions d'una realitat, com és la matriu territorial, tan extraordinàriament complexa que les seves múltiples interaccions resulten molt difícils de concebre. Per tot això, cal subratllar que els valors numèrics que ofereixen aquests índexs són pròpiament qualitius i tenen un valor essencialment relatiu, per la qual cosa la seva utilitat radica, bàsicament, en permetre comparacions quantitatives recolzades en representacions cartogràfiques.

La manca de tradició d'avaluació ambiental estratègica aplicada a la planificació i gestió territorials en el nostre país dificulta l'obtenció de dades georeferenciades precises que permetin una parametrizació adequada dels fenòmens socioambientals. Un dels principals avantatges del mètode aplicat és que té unes necessitats de bases de dades relativament modestes. Un altre avantatge significatiu és la seva transparència. En efecte, les fórmules en que es basen els models són explícites, i totes les seves constants i variables es poden ajustar a condicions locals particulars, amb l'ajuda de dades empíriques. Per aquesta raó, els models són susceptibles de ser refinats progressivament, a mesura que els paràmetres bàsics dels seus components clau es van coneixent millor.

L'expressió cartogràfica dels índexs

Una manera d'utilitzar els índexs és preparar-ne mapes que expressin cartogràficament la disposició dels seus valors sobre el territori. És obvi que aquests

mapes tindran una precisió proporcionada a la de representació. Tanmateix, una utilització immediata d'aquests mapes consisteix a incorporar-los a un sistema d'informació geogràfica (SIG) i obtenir les superposicions de capes i interseccions que s'estimin oportunes. Però, en tot cas, aquesta explotació mereix alguns comentaris específics. Una cosa és superposar mapes d'informació contínua i una altra és interseccionar mapes d'interval críticament discrets, com seria el cas dels mapes obtinguts a partir dels índexs.

Altrament, no és igual superposar mapes que generar un de nou per intersecció ponderada d'informació cartogràfica prèvia. El tractament gràfic adequat pot resoldre un mal efecte perceptiu, i en tot cas els sistemes de càlcul del SIG poden informar-nos del nombre, superfícies, etc. d'àrees intersecades, però les clàries obtingudes segurament no serien gaires. Ens trobaríem davant d'un cas de procediment objectiu, carregat d'informacions, però pobre de coneixements subjectivament significatius.

Una cosa ben diferent seria interseccionar els mapes escollits a fi d'obtenir un nou document la llegenda del qual interpretés les interseccions, és a dir que reagrupés interseccions de significació equivalent i que discernís entre interseccions aparentment semblants. Novament, aquí, resulta capital el criteri de l'expert, capaç de saber què es vol aclarir amb la intersecció. Cal insistir sobre aquest punt: anar mesclant mapes no és necessàriament un exercici d'objectivitat, sinó tal vegada de manca d'objectius. L'explotació que ens proposem de fer amb els mapes procedents dels índexs ho té molt en compte.

El tema de l'adequació escalar no és tampoc una qüestió menor. L'escala no dona la mida de les coses, sinó el caràcter dels fenòmens (vegeu capítol 1). Per això hi ha d'haver una bona correlació entre les escales de representació escollides i les dimensions dels elements i fenòmens representats. Un píxel molt petit pot permetre ampliacions molt grans, però això no equival necessàriament a millores en els

rendiments escalars, ni en la quantitat d'informació, sinó en la qualitat gràfica. El desitjable seria, per tant, una bona escala amb una bona qualitat gràfica, sense, però, confondre les dues coses.

Hi ha més qüestions relatives a la representació cartogràfica⁷⁴. Una de les més significatives és la gamma cromàtica de representació dels conceptes identificats a la llegenda. Una escala de colors equívoca pertorba la percepció d'una llegenda correcta, fins i tot una molt ben feta discretització d'interval·ls. Altrament, una cosa és la exactitud dels resultats i una altra els l·lindars de tall cromàtic que els discerneix (verd, groc, vermell, etc.). En efecte, una cosa és anar afinant la qualificació (4; 4,2; 4,23...) i una altra establir un l·lindar (suspens és per sota de 5). En mapes com els que es proposen en la present línia de treball, això és important, doncs un error en el color de tall pot fer percebre com a equivalents situacions significativament distintes.

En un context de dèficit d'informació georreferenciada a l'escala de treball i en absència de metodologies específiques per a tractar aquesta problemàtica amb profunditat, s'ha optat per a desenvolupar uns índexs basats fonamentalment en una anàlisi topològica de les millors bases de dades disponibles. Totes les anàlisis s'han portat a terme mitjançant sistemes d'informació geogràfica (SIG), especialment amb els programaris ArcGis i MiraMon. Els processos informàtics inclouen estructura ràster o vectorial, en funció dels objectius de l'anàlisi topològic.

La metodologia proposada, potser amb petites variacions, pretén ser vàlida per a qualsevol àmbit territorial en un context ecopaisatgístic mediterrani. Un altra propietat remarcable del mètode és que no requereix d'una base de dades extensiva. Precisament, cal remarcar que tot l'estudi es fonamenta en una anàlisi matemàtica de la distribució

espacial de relativament poques capes temàtiques. Això es una avantatge important per a aquells territoris amb una base de dades incompleta o deficient en quant a diversitat ecològica. Per tant, es molt important la qualitat de les dades originals i, òbviament, conèixer el grau d'error de la metodologia emprada.

D'altra banda, la metodologia està dissenyada per a ser emprada en la planificació del territori i l'avaluació ambiental estratègica, es a dir, per a treballar a escales pròpies de planejament territorial ($E \geq 1:25.000$). Per a estudis de major detall, evidentment calen mètodes diferents, així com possiblement dades empíriques complementàries.

La formulació i la notació utilitzada

En ser la pròpia metodologia un dels objectius del present treball, s'ha considerat necessari descriure formalment tot el procés matemàtic. A més, com aquest estudi també vol ser aplicat a la planificació territorial, s'entén que pot haver-hi nivells d'interès diferenciats. Es per això que la formulació matemàtica s'ha mirat de resumir en quadres, per tal de facilitar-ne una lectura més fluida.

Tot l'estudi es fonamenta en una anàlisi matemàtica de la distribució espacial de diverses capes temàtiques. És important, per tant, descriure els conceptes topològics utilitzats en el procés de treball. S'expressa la superfície total de la matriu territorial (X) com la reunió evident dels seus punts. D'aquesta manera, la superfície queda distribuïda en una primera capa bàsica de punts. Es realitza un primer agrupament basat en la pertinença de cada punt a una única classe definida en el mapa temàtic. Punts propers amb idèntica tipologia conformen superfícies aïllades a dins del pla.

Mitjançant aquest procés s'obté una superfície general, formada per un entramat de subconjunts o àrees que apleguen grups de punts propers. Cada

⁷⁴ MONMONIER, M. 1996. *How to lie with maps*. The University of Chicago Press.

tipologia queda definida com la reunió del número total de superfícies, que poden trobar-se distants unes de les altres, però amb punts caracteritzats per una classificació comuna. El procediment clarifica el treball d'estudi ja que superfícies més o menys grans i més o menys distants poden ser tractades a partir de característiques comunes. D'aquesta manera, s'obté la superfície distribuïda en una segona capa de superfícies segons una reclassificació del mapa temàtic corresponent.

El procés es repeteix segons l'estudi que es pretengui realitzar. Es consideraran nous agrupaments en zones més grans, de manera que una, dues o més tipologies quedin contingudes en una única nova classe més general. Novament, aquestes superfícies obtingudes, agrupen zones que poden trobar-se prou distants entre sí però agrupades per la finalitat comuna desitjada. I així, reiteradament, s'obtenen en aquest procés conjunts d'extensions del terreny, més o menys distants, distribuïdes en terceres, quartes o més capes d'estudi.

Es pot destacar com s'utilitza un procés de *contenció* reiterada, on cada contenció representa el pas a una nova capa de distribució. Això és, punts del terreny continguts en la tipologia corresponent, conjunts de tipologies continguts novament en les agrupacions que siguin definides, i, finalment, tots ells continguts a la superfície general. Cada contenció o nou estrat comporta també alguns aspectes interessants:

- i) Possibilitats de connexió directa entre extensions distants però amb classe comuna o, pel contrari, absència directa de connexió entre punts en capes iguals i classe diferent.
- ii) Possibilitats d'establiment clar d'un sistema ponderat d'afinitats entre classes, afinitats que seran directes i per tant remarcaran la viabilitat d'una connexió entre punts de classes diferents però tipologia general comuna.

La contenció és expressada amb el símbol \subset i s'utilitza reiteradament per a destacar aquest procés de distribució del terreny en estrats, i d'assenyalar les possibilitats de connexió entre capes i subcapes. Es pot despendre que, de manera paral·lela al procés de contenció, es realitza també en cada nova capa un procés d'agrupament de punts en subàrees, així com nous reagrupaments per tal d'obtenir superfícies més generals associats a cada nova capa.

En aquest procés simultani de contencions i reunions, es viatja del concepte de punts al de superfície total. Inversament, durant el procés de definició del conjunt contenidor i fragmentació, es viatja del concepte de superfície total al concepte de punt. Per aquest procés, es pot parlar del que s'anomena en topologia un recobriment complet de la superfície total a estudiar (estrictament es parlaria d'un cobriment per oberts o tancats de l'espai), això és, que tot punt del pla pertany necessàriament a una única tipologia, de manera que queda totalment ubicat en alguna classe de les noves capes de classificació i, per tant, el total de la superfície X queda caracteritzada. El fet de que cada nova classificació recobreixi per si sola totalment l'espai, és la que garanteix que la superfície total pugui ser expressada no ja com la reunió dels seus punts, sinó com la reunió de les classes obtingudes en cada nou nivell d'agrupament, restringint que cada nova classe pugui ser expressada com a reunió de les subàrees que la integren.

La formulació ha pretès destacar en cada quadre dels inclosos en el present treball, el concepte de superfície obtinguda com a reunió de punts, subàrees o superfícies més o menys extenses, més o menys properes, però amb característiques comunes i amb possibilitats de connexió entre elles, així com també el concepte de camins de contenció i camins de connexió. A la notació anterior de superfícies contingudes unes en les altres, s'afegeix una nova expressió al voltant de superfícies que no són més que agrupaments i nous reagrupaments. La formulació, que es repeteix en l'estudi, permet

destacar el procés de reagrupament o bé de fragmentació de l'espai segons interessos comuns.

D'altra banda, aquesta reunió de zones té una altra característica afegida i subtil. És el fet que s'anomena en formulació de conjunts com una *reunió* disjunta, això és, que tot punt no pot pertànyer a més d'una classe en un mateix nivell. Per això, la formulació es refereix sempre a reunió de superfícies emprant el símbol \varnothing , reservat a la reunió disjunta de conjunts. El fet de que cada punt pertanyi de manera única i obligada a una classe en cada nivell diferent d'estructuració de la matriu territorial, implica que cada superfície no té punts en comú amb qualsevol altra en una mateixa capa. El símbol reservat per a la intersecció és \cap .

Per altra part, la característica afegida de que la reunió sigui disjunta aporta rigor al plantejament metodològic. Ara l'espai queda caracteritzat per la fragmentació i l'aïllament estricte de cada zona. La formulació pretén destacar i reflectir fidelment el caràcter aïllat de les zones i, per tant, la importància - a nivell ecològic- d'establir, per exemple, connexions entre unes i altres. La formulació doncs, en aquest cas, si bé complica la comprensió d'alguns aspectes, pot ajudar a formalitzar i deixar ben paleses característiques importants i intuïtives del terreny.

D'aquesta manera, la *contenció* de conjunts uns en altres, unit a l'expressió de la superfície com a *reunió* de les seves parts, conformen un agrupament de l'espai -del territori- uniforme, estratificat i elegant que la formulació matemàtica ha volgut destacar (processos de contenció i reunió es succeeixen en la major part dels quadres mostrats en el procés metodològic). Aproximació conceptual i metodològica que conflueixen, per tant, en el tractament de la matriu territorial com a sistema.

Definició de la topologia

Sigui X la matriu territorial, es a dir, la superfície total del terreny que es vol estudiar.

Considerem (X, T) on X és la superfície topològica i T és la topologia.

Considerem T com una topologia discreta (tot subconjunt de X és obert de T).

$$T = F(X) = \{V \text{ és obert de } T, V \subset X\}$$

D'aquesta manera, es pot veure com tot punt de X és alhora obert i tancat i que tot subconjunt de X és també obert.

Per propietats, podem definir operacions -com ara reunions i interseccions- assegurant que obtindrem oberts de la topologia.

A més, podem assegurar que la superfície de la matriu territorial així definida és contínua i metrizable.

2.4. Cap a un índex d'aptitud territorial?

L'avaluació d'aptitud territorial és un procés mitjançant el qual es determina la idoneïtat d'una extensió del terreny determinada per a un ús concret⁷⁵. Inicialment, aquesta eina va ser desenvolupada com a recurs tècnic destinat als planificadors, ja que els hi proporciona una visió holística de l'entorn a partir d'una sèrie de factors espacials independents, que posteriorment calia concretar. D'acord amb Stoms⁷⁶, l'avaluació d'aptitud territorial és una anàlisi multicriteri dependent del context i, cal remarcar-ho, està basada en els criteris d'experts que, en última instància, sempre són els que -necessàriament- han de definir els factors més rellevants a tenir en compte, els seus valors òptims i les diferents ponderacions que cal aplicar en els algorismes de càlcul⁷⁷.

2.4.1. El plantejament conceptual

Des dels treballs pioners de McHarg⁷⁸, l'avaluació d'aptitud territorial, amb una ampla varietat de metodologies generades en diversos països occidentals, s'ha utilitzat en el planejament del territori. La gran acceptació de les aplicacions SIG, aconseguida en els darrers anys, ha permès el desenvolupament d'aproximacions espacials

⁷⁵ STEINER, F., MCSHERRY, L. & J. COHEN. 2000. *Land Suitability Analysis for the Upper Gila River Watershed*. Landscape and Urban Planning 50. 199-214.

⁷⁶ STOMS, D., McDONALD, J. M. & F. W. DAVIS. 2002. *Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves*. Environmental Management, 29. 545-558.

⁷⁷ JIANG, H. & R. EASTMAN. 2000. *Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS*, International Journal of Geographical Information Science, 14. 173-184.

⁷⁸ MCHARG, I. 1969. *Proyectar con la Naturaleza* (ed. 2000). Editorial Gustavo Gili.

explícites, basades en paràmetres cartogràfics que permeten caracteritzar la superfície de la terra⁷⁹ però, tanmateix, no han pogut proporcionar millores significatives en una de les restriccions més notables d'aquests mètodes: la falta de metodologies estàndard. Tot seguit se'n fa una justificació del mètode proposat i es concreta en una proposta d'algorisme unificador.

La justificació del mètode

De fet, les dificultats més importants per assolir aquesta normalització corresponen a la selecció i la definició conceptual dels indicadors i al model matemàtic que els relaciona⁸⁰. En alguns casos concrets (com ara la capacitat dels sòls agrícoles), l'avaluació pot respondre a un raonament inductiu directe (obtingut en determinats centres de recerca agronòmica), però no és el cas habitual quan s'avalua l'aptitud territorial per a la gestió del medi ambient o la planificació del territori. En general, no hi ha cap mesura independent ni directament observable de l'aptitud que pugui ser utilitzada com a realitat territorial per a validar o calibrar els models teòrics i aquest fet determina en gran mesura la dependència del context en la selecció d'atributs i la seva combinació en algorismes.

Conscients d'aquestes dificultats, el treball en curs vol donar resposta a una realitat objectiva: la necessitat de disposar de metodologies paramètriques per a l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes. Certament, encara falta molt per a que la integració dels criteris ecològics i paisatgístics en el planejament regional, municipal i sectorial, permeti assolir un nivell acceptable de sostenibilitat a

⁷⁹ FABOS, J. GY., GREENE, C. M. & S. A. JOYNER. 1978. *The Metland Landscape Planning Process: Composite Landscape Assessment, Alternative Plan Formulation, and Plan Evaluation*. Massachusetts Agricultural Experiment Station, University of Massachusetts, Amherst.

⁸⁰ ANDREARSEN J. K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & N.C. SLOSSER. 2001. *Considerations for a terrestrial index of ecological integrity*. Ecological Indicators, 1. 21-35.

Catalunya⁸¹. El que es pretén és posar a l'abast dels planificadors mètodes contrastables per tal d'avaluar l'impacte ambiental del creixement urbanístic i d'infraestructures en el país, a escala territorial.

L'estructura metodològica desenvolupada conflueix en un índex de caràcter integrador (l'índex d'aptitud territorial, *IAT*), que avalua de forma sistèmica l'aptitud que la matriu territorial té per acollir determinats plans i programes. Aquest índex holístic és, per tant, el màxim exponent del mètode d'anàlisi exposat en el present capítol. L'objectiu final de l'algoritme és proporcionar una eina auxiliar al planejament territorial, suficientment eloqüent per a poder ser utilitzada de forma interactiva per planificadors i polítics. L'ús d'aquest índex holístic no pressuposa, però, la no utilització dels índexs i els sub-índexs parcials que el conformen. Sovint, aquests seran de gran ajuda per a matisar les conclusions obtingudes de l'anàlisi de l'*IAT*.

La justificació d'incorporar un nou índex a la bateria de metodologies paramètriques conegudes a nivell internacional -com ara l'índex de sostenibilitat⁸² o la petjada ecològica⁸³, per citar alguns dels més rellevants- rau en la necessitat de disposar d'una eina que faciliti criteris objectius a l'hora de decidir l'emplaçament geogràfic concret d'una actuació i, també, en determinar, de forma quantitativa i cartogràfica, l'efecte associat a les diferents alternatives avaluades a escala regional.

La proposta d'un algoritme unificador

⁸¹ MARGALEF, R. 2003. *Acceptació de la medalla d'or de la Generalitat* (7.10.2003). Generalitat de Catalunya.

⁸² ESTY, D. & P.K. CORNELIUS. 2002. *Environmental Performance Measurement*. The Global Report 2001-2002. World Economic Forum.

⁸³ REES, W. & M. WACKERNAGEL. 1996. *Our Ecological Footprint*. The New Catalyst, Bioregional series, Canada.

L'*IAT* ha estat concebut amb un disseny quantitatiu i cartogràfic intencionadament senzill, malgrat la seva complexitat interna, amb l'objectiu de proporcionar una eina de fàcil utilització per a la planificació territorial. L'*IAT* s'organitza al voltant d'un sistema jeràrquic d'eines matemàtiques dissenyades amb el clar propòsit d'obtenir un valor global per a cada punt (o píxel) de la matriu territorial (*X*). Es basa en la integració de tres factors que representen aspectes del territori que no són precisament independents: el medi físic, el component biològic i la seva dimensió funcional⁸⁴. Aquests factors, al seu torn, es mesuren per mitjà de tres índexs ecològics principals anomenats, respectivament, índex de vulnerabilitat del territori (*IVT*), índex de valor del patrimoni natural (*IVPN*) i índex de connectivitat ecològica (*ICE*), descrits al capítols 3, 4 i 5. L'*IAT* es va construir d'acord amb una estructura paramètrica elaborada per a l'avaluació ambiental estratègica (FIGURA 4), segons el següent algorisme unificador:

L'índex d'aptitud territorial (*IAT*)

$$IAT = 1 + 5 [\log (\Delta + 1) / \log K_{\Delta}]$$

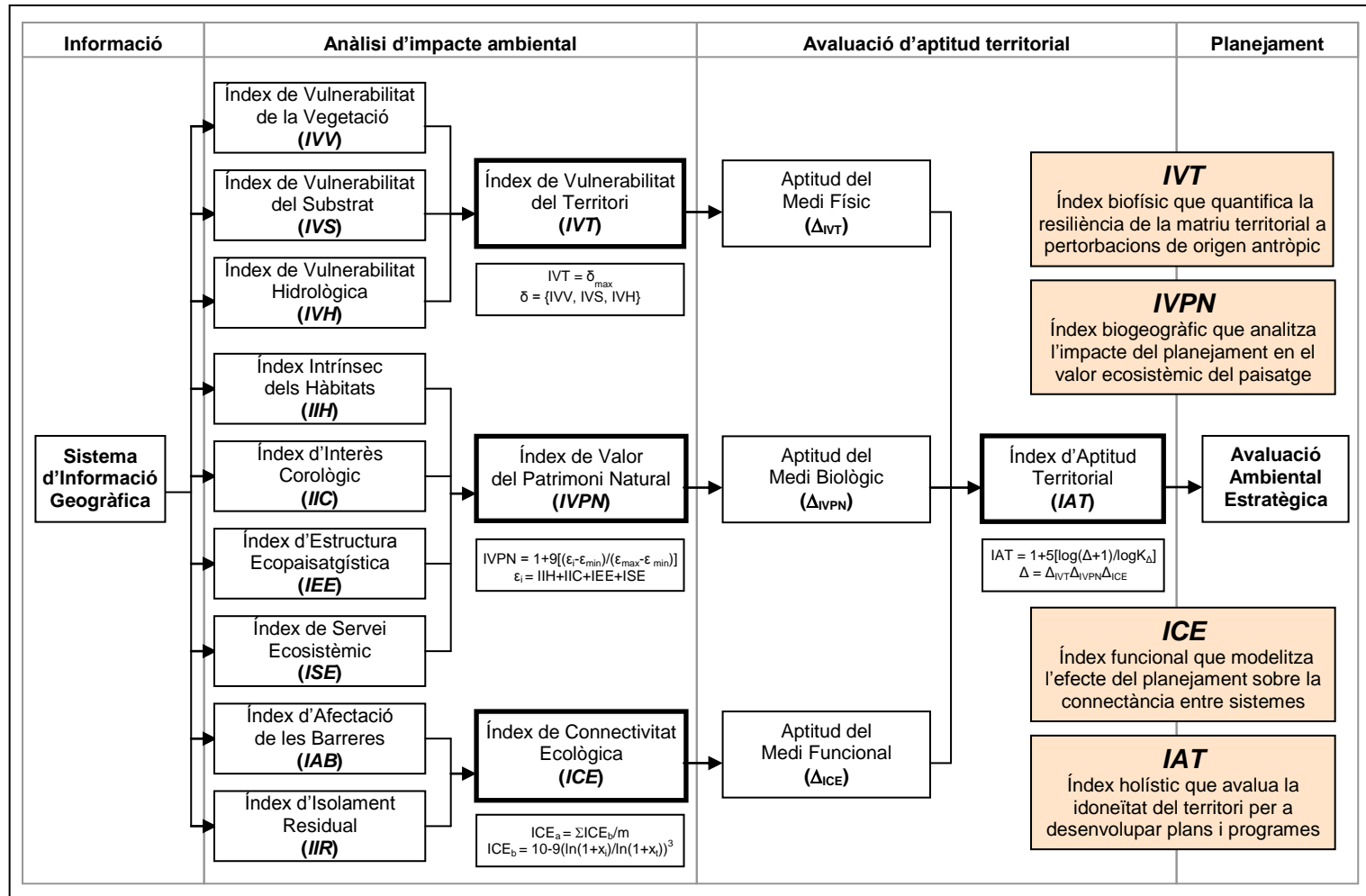
$$\Delta = \Delta_{IVT} \Delta_{IVPN} \Delta_{ICE}$$

On Δ és el valor de l'aptitud de la matriu territorial (*X*), entès com la base espacio temporal resultant de l'aptitud medi físic (Δ_{IVT}), el component biològic (Δ_{IVPN}) i les seves relacions funcionals (Δ_{ICE}). $K_{\Delta} = \log 65$, és una constant que permet relativitzar els valors possibles de l'índex a la distribució teòrica normal d'aquests.

Per tal d'obtenir el valor d'aptitud (Δ) de la matriu territorial, es proposa una primera aproximació construïda a partir d'un procediment de càlcul en el que intervenen les variables que tot seguit es descriuen de forma sumària:

⁸⁴ MARULL, J., PINO, J., MALLARACH, J. M. & M.J. CORDOBILLA. 2007. *A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas*, Landscape and Urban Planning, 81. 200-212.

FIGURA 4. Esquema metodològic per a utilitzar les eines paramètriques en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes d'incidència territorial.



i) L'*aptitud del medi físic* (Δ_{IVT}) valora el territori pel que fa als impactes contextuals que les perturbacions d'origen antròpic poden ocasionar a la biosfera, la litosfera i la hidrosfera. Permet identificar les àrees amb major capacitat per suportar l'agressió i/o recuperació en front als efectes potencialment negatius de plans urbanístics o d'infraestructures (capítol 3).

i) L'*aptitud del medi biològic* (Δ_{IVPN}) quantifica el territori pel que fa a impactes directes ocasionats per l'activitat d'origen antròpic. D'aquesta manera permet als planificadors identificar les àrees de menor valor relatiu respecte aspectes biològics, ecològics i paisatgístics, o avaluar els impactes associats a diferents alternatives (capítol 4).

ii) L'*aptitud del medi funcional* (Δ_{ICE}) consisteix en una avaluació estratègica de la connectivitat ecològica terrestre, basada en els principis de l'ecologia del paisatge i en l'aplicació del model de connectivitat ecològica, combinant corredors ecològics i encaixos paisatgístics que permeten relligar les àrees ecològiques funcionals identificades (capítol 5).

2.4.2. L'aplicació en el planejament

L'*IAT* proposa, mitjançant la integració de les bases de dades existents en sistemes d'anàlisi complexos, la síntesi d'una sèrie d'algoritmes ecopaisatgístics. Es genera un mètode d'anàlisi que, a part de donar un valor global per a cada punt del territori, determina quin aspecte -físic, biològic, funciona - pesa més en dita valoració. D'aquesta manera, es posa a l'abast del planificador tota la informació ambiental significativa a la matriu territorial, per tal d'assessorar en els processos de presa de decisions. No es perd, per tant, la informació substancial que aporten els índexs parcials.

La metodologia, intencionadament senzilla en la seva expressió quantitativa i cartogràfica, pretén ser una

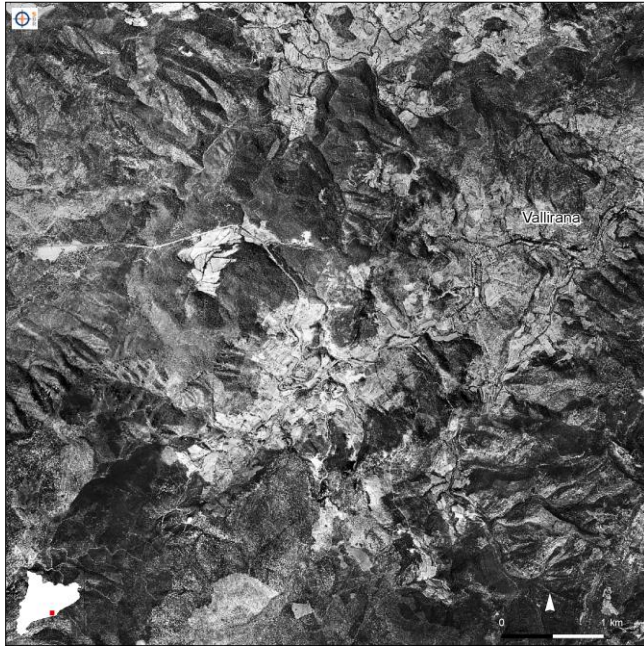
eina intuïtiva, de fàcil utilització en la gestió i el planejament del territori. Per això, els resultats de l'índex s'expressen mitjançant una escala simplificada (6 = apte,... 1 = no apte). Complementàriament, l'expressió cartogràfica (6 = verd,... 1 = vermell), ajuda a visualitzar els efectes previsibles associats a diverses alternatives, amb una utilitat clara en els processos de participació pública (TAULA 1).

TAULA 1. Índex d'aptitud territorial (*IAT*), criteris d'actuació i pautes de projectació que s'hi associen.

<i>IAT</i>	Nivell d'aptitud	Criteris d'actuació	Pautes de projectació
6	Apte	Relació cost benefici: baixa	Correcció d'impacte: ordinària
5	Moderadament apte	Mesures constructives moderades	Correcció d'impacte: moderada
4	Poc apte	Relació cost benefici: mitjana	Correcció d'impacte: alta
3	Molt poc apte	Mesures projectuals moderada i constructiva alta	Correcció d'impacte: molt alta
2	Extremadament poc apte	Relació cost benefici: alta	Correcció d'impacte: extrema
1	No apte	Mesures projectuals i constructives molt altes	No es recomana cap actuació

La finalitat de l'*IAT* és ajudar als planificadors a minimitzar els efectes deleteris de les actuacions projectades. Cal destacar que l'índex no desqualifica o homologa plans urbanístics o territorials, simplement alerta de les seves conseqüències ambientals. En determinats casos, l'índex mostra clarament la inconveniència d'executar una actuació o requereix mesures de correcció d'impacte molt altes, fins el punt que la fan inviable, però aquesta és la excepció. En general, l'*IAT* permet quantificar i cartografiar amb criteris homogenis aspectes ecològics prou coneguts pel coneixement expert local i, fins i tot, pel sentit comú (IMATGES 7 i 8), de forma interactiva amb els plans avaluats. La seva aplicació automàtica no és desitjable ja que, certament, cal valorar altres factors territorials, però l'assistència que proporciona en el procés de decisió pot ser important.

IMATGES 7 i 8. Urbanització difusa a la serra de l'Ordal (1957-2003). L'expansió de l'habitatge unifamiliar va ser especialment intensa a partir dels anys setanta, fins i tot en àrees amb forts pendents. Els nivells més baixos d'aptitud territorial demanarien mesures de correcció d'impacte molt altes, o no construir-hi.



Quan l'/AT resulta útil és en estudis previs d'avaluació d'alternatives, mentre que en fases projectuals ajuda a decidir cauteles o a programar mesures de prevenció, correcció o compensació, sempre des d'un punt de vista possibilista. En base al tipus de projecte analitzat (urbanístic, viari, ferroviari, etc.) i al paràmetre que pesi més en el valor final de l'índex, es podran decidir les mesures projectuals o constructives necessàries, reduint sensiblement els marges d'aleatorietat en les estimacions sobre l'aptitud territorial de plans i programes.

L'/AT, encara que es tracta d'un índex complex, no pretén en cap cas valorar la totalitat dels factors ambientals a tenir en compte en el planejament territorial, sinó que es centra en conceptes bàsicament relatius a l'ecologia del paisatge. El mateix paisatge, com s'ha comentat anteriorment (veure capítol 1), pot ser concebut des d'altres punts de vista, si es vol més subjectius o intangibles, que, encara que importants, no es consideren en el present treball.

L'/AT i els índexs i subíndexs que l'integren no pretenen ser cap exercici d'excel·lència acadèmica. Ben al contrari, estan dissenyats per a ser usats com a elements d'anàlisi territorial i, doncs, com eines auxiliars del planejament i l'avaluació ambiental estratègica (veure capítol 7). Tampoc no pretenen proporcionar anàlisis ni propostes finalistes sobre el territori, sinó proporcionar un punt de partida suficientment homogeni i objectiu que en faciliti les posteriors matisacions fruit d'estudis més detallats que, per força, l'hauran d'acompanyar.

En aquest sentit, no es persegueix tant la precisió de l'algoritme, com la utilitat de l'eina modelitzadora dels escenaris territorials, el grau de precisió de la qual ha de ser proporcional a la magnitud de l'impacte ambiental que es pretén considerar. Amb l'ajut d'aquests índexs, l'avaluador pot determinar la magnitud dels fenòmens per tal de percebre'ls de la manera més intel·ligible i comparable possible a l'hora

d'emetre'n un judici. Tot i això, cal que els planificadors siguin prudents a l'hora de realitzar inferències socioecològiques a partir dels valors dels índexs quan aquests avaluen plans territorials alternatius⁸⁵.

Els algoritmes de càlcul han de relacionar els paràmetres més significatius de manera que facilitin la diagnosi del fenomen estudiat i permetin una valoració qualitativa de l'impacte que poden tenir els plans i programes analitzats. Cal advertir, però, que els models desenvolupats graviten entorn d'una sèrie d'índexs compostos que, de fet, són meres simplificacions d'una realitat tan extraordinàriament complexa que les seves múltiples interaccions resulten difícils -o gairebé impossibles- de concebre. Per tot això, s'ha de subratllar que els valors numèrics que ofereixen aquests índexs tenen un valor relatiu, per la qual cosa la seva utilitat radica, essencialment, en permetre comparacions quantitatives recolzades en representacions cartogràfiques⁸⁶.

Un dels principals avantatges del mètode observat és que té unes necessitats de bases de dades relativament modestes, respecte els resultats que genera i les aplicacions que ofereix. Un altre avantatge significatiu és la seva transparència. En efecte, les fórmules en que es basen els models són explícites, i totes les seves constants i variables es poden ajustar a condicions locals particulars, amb l'ajuda de dades empíriques addicionals. Per aquesta raó, els models són susceptibles de ser refinats progressivament, a mesura que els paràmetres bàsics dels seus components clau es van coneixent millor.

En resum, l'estructura jeràrquica, modular i transparent del mètode permet determinar, per a qualsevol punt de la matriu territorial (X), quin dels factors considerats té més pes en l'expressió final de l'índex, mitjançant els valors obtinguts en els índexs parcials, en els indicadors i en els paràmetres que el constitueixen. En resulta, per tant, una valoració contínua, realitzada amb criteris homogenis per a tota l'àrea d'estudi.

Una primera proposta d'avaluació de l'aptitud de la matriu territorial (IAT), mostra la combinació de les tres variables principals considerades (Δ_n) segons una senzilla escala compresa entre l'1 i el 6, redefinint els valors originals d'impacte ambiental dels índexs principals que les constitueixen. Aquests són: l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT) per a l'aptitud del medi físic; l'índex de valor del patrimoni natural ($IVPN$) per a l'aptitud segons el component biològic; i l'índex de connectivitat biològica (ICE) per a l'aptitud respecte la funcionalitat territorial. En els següents capítols es descriuen amb detall aquests índexs, s'utilitzen per a elaborar una aproximació paramètrica a un model territorial ecosistèmic i, finalment, s'apliquen en l'avaluació ambiental estratègica de plans urbanístics i d'infraestructures a diverses escales de treball.

⁸⁵ CORRY, R. C. & J. I. NASSAUER. 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning*, 72: 265-280.

⁸⁶ MARULL, J. 2003. *La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis*. FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. CUIIMP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 141-158.

2.5. Les limitacions del mètode

Les dues dècades posteriors a la irrupció amb força de l'ecologia del paisatge a Europa⁸⁷ han presenciat desenvolupaments sense precedents, en la teoria i la pràctica, que han portat l'anàlisi espacial i la modelització territorial al capdavant de la recerca ecològica⁸⁸. Tot i això, les grans expectatives de que els índexs del paisatge millorarien la comprensió i la predicció dels processos ecològics no han resultat sempre del tot satisfactòries. En aquest sentit, s'han identificat tres grans tipologies de problemes: les deficiències conceptuals en els models d'anàlisi del paisatge, les limitacions inherents als algorismes i, finalment, l'ús inapropiat dels índexs⁸⁹.

A nivell conceptual es reconeix que la recerca d'índexs ecològics relacionats amb la planificació i el disseny d'alternatives segons diferents escenaris territorials, requereix molta més informació sobre les complexes relacions que existeixen entre patrons i processos⁹⁰. En aquest sentit, per exemple, una anàlisi estructural i funcional de la transformació del paisatge a la comarca del Vallès durant els últims 150 anys, emprant les metodologies paramètriques desenvolupades, demostra una important pèrdua d'*eficiència territorial* (vegeu capítol 1) associada als canvis d'usos del sòl, i constata la coincidència temporal amb els canvis ocorreguts en el model

⁸⁷ NAVEH, Z. & A.S. LIEBERMAN. 1984. *Landscape Ecology: Theory and application*. Springer-Verlag, New York, USA.

⁸⁸ WU, J. & R. HOBBS. 2002. *Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis*. *Landscape Ecology*, 17. 355-365.

⁸⁹ LI, H. & J. WU. 2004. *Use and misuse of landscape indices*. *Landscape Ecology*, 19. 389-399.

⁹⁰ OPDAM, P., FOPPEN, R. & C. VOS. 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology*, 16. 767-779.

socioeconòmic i el seu rendiment energètic global⁹¹. Aquesta mena d'estudis suggereixen, en definitiva, la necessitat d'establir un major diàleg transdisciplinar entre ciències naturals i socials, que permeti fundar en una reflexió històrica comú el desenvolupament de nous criteris i mètodes amb els quals abordar un planejament més sostenible del territori.

A nivell metodològic cal assenyalar que per a ser d'utilitat als planificadors els índexs han de resultar tan vàlids com exactes a l'escala de presa de decisió⁹². Les capacitats dels sistemes d'informació geogràfica permeten iteracions successives per a examinar els impactes ambientals associats a cada opció de planejament. L'escala utilitzada per a desenvolupar mètodes paramètrics per a l'avaluació ambiental estratègica permet avaluacions d'impacte ambiental a nivells territorials (regionals o comarcals) és a dir, a l'escala dels plans territorials parcials i dels plans territorials de coordinació. Per contra, aquesta metodologia constitueix només un marc de referència a nivell de la planificació local (municipal), que requereix avaluacions a una escala més detallada, semblant a les utilitzades en el disseny de projectes, les quals normalment requereixen dades empíriques addicionals. Cal, per tant, conèixer les limitacions inherents al mètode emprat i no forçar-ne aplicacions a escales o àmbits pels quals no és apropiat.

L'encert dels índexs és conseqüència directa de l'algorisme de càlcul emprat i dels paràmetres que l'integren⁹³. La selecció experta dels paràmetres i dels

⁹¹ MARULL, J., PINO, J., TELLO, E. & J.M. MALLARACH. 2006. *Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): relaciones con el uso sostenible del territorio*. Áreas. *Revista Internacional de Ciencias Sociales*, 25. 105-126.

⁹² THOMPSON, C.M. & K. MCGARIGAL. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hubson River, New York (USA). *Landscape Ecology*, 17. 569-586.

⁹³ ANDREARSEN J. K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & N.C. SLOSSER. 2001. *Considerations for a terrestrial index of ecological integrity*. *Ecological Indicators*, 1: 21-35.

algoritmes de combinació són, per tant, fonamentals per a que l'índex resultant representi el fenomen estudiat amb un grau de versemblança adient. També és clau la disponibilitat i qualitat de la informació de base. L'índex d'aptitud territorial (*IAT*) no és una excepció a aquesta norma, i les bases de dades utilitzades en condicionen el resultat final i, doncs, l'ús que se'n pot fer.

Els índexs i subíndexs inclosos sota l'estructura metodològica de l'*IAT* proporcionen una primera valoració de l'aptitud per al desenvolupament urbà i d'infraestructures a Catalunya amb criteris homogenis i sense apriorismes, com ara els que es derivarien de la selecció i aplicació de criteris *ad hoc*; o de considerar de forma diferencial els espais protegits i la resta del territori. Tot i que en tots els índexs que integren l'*IAT* es va fer servir la informació més actual i precisa de què es disposava, l'algoritme es veu limitat per una sèrie de factors que cal tenir presents per a una correcta interpretació dels resultats:

i) Selecció de les variables. L'*IAT* valora l'aptitud del territori per a desenvolupar plans urbanístics o d'infraestructures segons un conjunt de variables físiques, biològiques i funcionals⁹⁴. Això vol dir que, com és obvi, no hi són contemplades altres variables (relatives per exemple a la qualitat atmosfèrica, a determinats fluxos de matèria i energia, a la capacitat productiva de conreus i boscos, etc.) que, lògicament, també hauran de ser incorporades en els processos de decisió.

ii) Disponibilitat d'informació. La qualitat d'informació de base per a calcular la vulnerabilitat del medi físic⁹⁵ (vegeu capítol 3) ha afectat especialment la capacitat

de resolució de l'índex pel que fa al valor de conservació dels cursos fluvials, així com també a la vulnerabilitat dels aqüífers (de la qual es disposa d'informació de qualitat només per alguns d'ells). Tampoc s'ha comptat amb informació prou consistent sobre els sòls i les formacions superficials, que s'han hagut d'inferir a partir de mètodes indirectes.

iii) Homogeneïtzació de la informació. L'ús de la cartografia dels hàbitats de Catalunya com a base per a la valoració del component biològic⁹⁶ (vegeu capítol 4) ha permès tractar el territori de forma homogènia. No obstant, la utilització d'aquesta cartografia ha focalitzat l'anàlisi en els hàbitats i no en altres nivells d'organització (espais naturals, espècies, etc.) que, en alguns casos, podrien tenir una baixa correlació entre ells. Cal, per tant, complementar la interpretació de l'*IAT* amb el coneixement expert d'altres components de la biodiversitat a fi d'incorporar-hi, encara que qualitativament, d'altres criteris rellevants (refugis de fauna coneguts, rutes migratòries continentals, etc.).

iv) Generalització de la informació. La manca d'informació precisa per al conjunt del territori sobre les poblacions dels diversos organismes i la seva mobilitat a través del paisatge va aconsellar l'adopció d'una opció metodològica generalista (*top-down*) en el desenvolupament del model de connectivitat ecològica⁹⁷ (veure capítol 5) i, en conseqüència, es parteix d'un índex holístic no dissenyat per a abordar la problemàtica d'espècies concretes.

Quant als algoritmes de combinació d'aquesta informació, cal tenir present que, com a tot índex pretesament sistèmic, la reducció de les diverses

⁹⁴ MARULL, J. 2005. *Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica*. Ecosistemas 14 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

⁹⁵ FOLCH, R. & J. MARULL (dir.). 2004. *L'Índex de Vulnerabilitat de la matriu Territorial (IVT₂): Desenvolupament conceptual i cartogràfic per a Catalunya*. Departament de Política Territorial i Obres Públiques i Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

⁹⁶ MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M.J., LLINÀS, J., RODÀ, F., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 115-138.

⁹⁷ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2005. *A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area*. Landscape and Urban Planning, 71. 243-262.

variables que integren l'IAT a una única dimensió escalar pot comportar l'aparició d'artefactes simplement per un excés de simplificació (vegeu capítol 6). Cal recordar que més enllà d'una valoració homogènia per a tot el territori, l'IAT ofereix una estructura jeràrquica d'índexs (IVT, IVPN i ICE) i de subíndexs que poden ser -i han de ser- consultats per tal d'afinar o matisar la valoració resultant de l'índex global, ja que tots ells recullen dimensions molt diferents del territori.

D'altra banda, cal reconèixer que l'aproximació paramètrica adoptada en el model ecosistèmic desenvolupat (vegeu capítol 6) es basa en múltiples criteris ecològics però és, en rigor (i contradient parcialment el paràgraf anterior) reduccionista. Entre els aspectes que aquest model conscientment no té en compte (i que resulten essencials en la planificació territorial i urbanística) hi ha l'ample ventall de valors del patrimoni cultural tangible (històric, artístic, arqueològic, etc.) i intangible (estètics, identitaris, simbòlics, espirituals, etc.) que a la pràctica tenen més suport social (i legal, sovint) que els aspectes que aborden els índexs i que estan a la base de moltes de les decisions que s'adopten.

És necessari adoptar una actitud prudent respecte els resultats obtinguts mitjançant els mètodes paramètrics proposats, essent conscients de les seves limitacions. De fet, aquestes metodologies pretenen el que d'entrada percebíem com a impossible, és a dir, reduir a una xifra unidimensional una realitat multidimensional com és la matriu territorial (vegeu capítol 1). Per altra part, el rigor de la formalització matemàtica i la complexitat tècnica dels models computacionals elaborats, sovint s'ha de combinar -per força- amb el "judici expert", amb el qual hem d'assignar valors "subjectius" a bona part dels paràmetres i constants que encara no coneixem prou.

La fiabilitat dels índexs territorials desenvolupats depèn del coneixement implícit en l'elaboració de l'algorisme, de l'exactitud de les dades emprades i de

la transparència i recalculabilitat dels paràmetres en què es basen. Han de representar una interfície amigable entre la complexitat de la "realitat", no sempre fàcil de percebre amb claredat i rapidesa, i les necessitats de l'usuari. Això sense oblidar que els índexs ajuden a jerarquitzar i seguir el comportament dels fenòmens, però no són -ni pretenen ser-ho- una representació exacta de la matriu territorial.

En conseqüència, els criteris i mètodes que es presenten poden ser progressivament millorables -quan les bases de dades i les capacitats tècniques així ho permetin- però en tot cas ja són eines d'ordenació del territori aplicables, disponibles per a gestors i planificadors. En efecte, els índexs han de poder avaluar de forma precisa l'impacte potencial de diferents plans urbanístics i d'infraestructures, però sempre en proporció al grau d'afectació territorial que suposen aquesta mena d'actuacions. Per tant, l'aplicació de les metodologies desenvolupades s'ha de basar en el principi de la prudència, acceptant el grau d'error que comporta -com qualsevol altre mètode- la seva utilització.

Es requereixen, per tant, mecanismes per tal de conèixer la fiabilitat de l'aproximació matemàtica i, per aquest motiu, s'ha inclòs un apartat de verificació de la metodologia en cadascun dels capítols relatius als índexs parcials (capítols 3, 4 i 5), l'índex global -IAT- i la seva aplicació per a desenvolupar una proposta sistèmica de model territorial (capítol 6). Tanmateix, un model matemàtic es considera més robust quan sobreviu al contrastar-lo repetides vegades amb la realitat. En conseqüència, per a posar a prova l'ús de les noves metodologies paramètriques emprades en desplegar el model de mosaic territorial, s'han dut a terme diverses aplicacions -a nivells territorial i local- en casos concrets d'estudi (vegeu capítol 7).

Recapitulació

En relació a l'avaluació ambiental estratègica s'han desenvolupat a Catalunya una sèrie de metodologies paramètriques que tenen per objecte determinar la vulnerabilitat del territori en front a diferents actuacions transformadores, estudiar el valor del patrimoni natural i analitzar els processos de fragmentació i de connectivitat ecològica. L'estructura metodològica elaborada conflueix en un índex de caràcter integrador, que avalua de forma sistèmica l'aptitud del territori (*IAT*) respecte diferents plans amb potencial transformador. La utilitat dels algorismes es basa en que, a més de descriure la situació actual permeten predir i, per tant, comparar, la situació que resultaria de diversos escenaris.

El mètode es fonamenta en una aproximació holística a l'ecologia del paisatge. El llenguatge quantitatiu i cartogràfic facilita la comunicació dels resultats obtinguts, amb un avantatge afegit molt significatiu: l'agilitat en que es poden dur a terme successives iteracions per a comprovar l'efecte que diferents plans o mesures correctores poden tenir sobre el medi ambient. Primeres aplicacions d'aquestes eines d'anàlisi -s'han realitzat diverses avaluacions de plans urbanístics i d'infraestructures a diferents escales de treball- han demostrat la seva utilitat pràctica i, el que és molt important, la interacció, tan conceptual com tècnica, amb els planificadors i responsables polítics que, en definitiva, són els principals usuaris.

Tot i això, cal advertir de la necessitat de ser prudents a l'hora d'utilitzar correctament els índexs territorials en l'avaluació ambiental de plans i programes. Per a ser d'utilitat els algorismes han de ser tan vàlids com exactes a l'escala de presa de decisió. D'altra banda, la fiabilitat dels índexs és conseqüència tant de l'algoritme de càlcul emprat com dels paràmetres que l'integren. Cal, doncs, advertir del risc de construir eines d'ordenació del territori basades exclusivament en el coneixement expert, així com de voler-les aplicar a escales diferents a les que han estat generades.

Els sistemes d'informació geogràfica (SIG) tenen el potencial de facilitar l'avaluació ambiental estratègica a totes les escales, tant pel que fa a la selecció prèvia d'opcions de localització segons variables territorials significatives, com l'aplicació d'índexs ambientals amb les consegüents anàlisis dels efectes de diverses alternatives o escenaris. Tanmateix, l'*IAT* no pretén, en cap cas, fornir anàlisis ni propostes finalistes sobre el territori, sinó proporcionar un punt de partida suficientment homogeni i objectiu que en faciliti posteriors matisacions fruit d'estudis complementaris de camp que, per força, l'han d'acompanyar.

Durant els darrers anys s'han desenvolupat sistemes de suport a la decisió (SSP) a partir dels SIG, sobretot vinculats a temes ambientals complexos, per a la interacció amb usuaris experts o com instruments de participació ciutadana. L'exigència democràtica de consens i transparència fa que les decisions s'hagin d'explicar i negociar en base a criteris objectius. Els SSP s'adrecen justament a definir i precisar els arguments que planteja un determinat pla o programa, i a comunicar-los d'una forma entenedora, i no tant a descobrir solucions impensades o a "substituir" el caràcter finalment humà d'una determinada decisió.

Calen uns objectius estratègics de sostenibilitat pel conjunt del país, que podrien sorgir de l'Agenda 21 de Catalunya. També cal assolir un consens científic per a valorar la magnitud i naturalesa dels impactes en relació aquests objectius. En els plans i programes s'ha d'incorporar l'avaluació ambiental estratègica en els processos de decisió. Llavors, l'aplicació d'eines d'ordenació territorial s'ha de dur a terme mitjançant un procediment integrat, rigorós i eficient. El debat de fons de les polítiques de sostenibilitat està, però, en la percepció de límits no fàcilment objectivables. En aquest sentit, la majoria de plans i Agendes 21 locals requereixen, apart d'una base científica objectiva, una anàlisi dels principals actors territorials i de les seves interrelacions, acceptant la diversitat de percepcions, per a una correcta governança de la sostenibilitat.

3. La vulnerabilitat del medi físic

Resum

La matriu territorial es fonamenta, abans que res, en el medi físic. Premissa conceptual bàsica en un model territorial sostenible, tant pel que fa a la definició d'objectius en el planejament, com per a les decisions espacials i temporals que comporta. Es tracta, per tant, del primer condicionant de qualsevol operació urbanística o d'infraestructures. En efecte, els atributs bioclimàtics, geomorfològics, hidrogeològics -en definitiva, ecosistèmics- que conformen els elements essencials de la matriu territorial no són obviabls. És cert que hi han aspectes de difícil modificació, com són el clima, la geologia o el relleu. Però també és veritat que el medi físic no és immutable i que pot ser modificat per la intervenció humana. El problema no rau en la modificació de la seva estructura, sinó en no preveure el seu funcionament. És llavors quan apareixen nombroses disfuncions ambientals, com ara inundacions, contaminació de recursos hídrics o processos erosius. En aquest context, l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT) proposa una síntesi de les principals variables biofísiques que configuren el territori, entès com un sistema complex constituït per la biosfera, la litosfera i la hidrosfera. L'índex pretén quantificar i cartografiar la resiliència potencial del territori en front de diferents actuacions transformadores. L'estudi inclou una anàlisi crítica de la metodologia, una avaluació de la fiabilitat de les dades de partida i els resultats obtinguts i, finalment, una proposta d'aplicació en l'ús sostenible del territori.

Mots clau

Vulnerabilitat, geologia, hidrologia, vegetació.

3.1. Introducció

L'avaluació de la vulnerabilitat del medi físic es basa en una síntesi de les principals variables biofísiques que configuren la matriu territorial, entesa com un sistema complex constituït per la biosfera, la litosfera i la hidrosfera. El mètode pretén quantificar la resiliència potencial del territori com a conseqüència del desenvolupament de diferents actuacions transformadores, com ara plans urbanístics o d'infraestructures. L'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT) constitueix un sistema jerarquitzat de quinze paràmetres que generen sis indicadors que s'integren en tres índexs parcials per a fondre's en l'índex global. D'aquesta manera, l'IVT es pot entendre com un "índex d'índexs" que expressa el valor màxim dels índexs parcials que el configuren però que, alhora, permet conèixer l'indicador i, fins i tot, el paràmetre que l'afecta amb major significació. En efecte, l'encapsulació i transparència de l'algoritme facilita la informació necessària per a valorar l'impacte territorial d'una actuació i, segons quin sigui el factor predominant en la expressió final de l'índex, dissenyar les mesures projectuals o constructives necessàries.

3.2. L'aproximació conceptual

La vulnerabilitat es defineix com la fragilitat de la matriu territorial front una pertorbació i la dificultat de refer-se dels seus efectes adversos. Els mètodes per a destriar la fragilitat del medi físic a pertorbacions causades per agents antròpics de les ocasionades per agents naturals, són poc aplicables en àmbits paisatgístics intensament transformats com els de la conca mediterrània⁹⁸. En general, la vulnerabilitat augmenta quan l'element avaluat és rar o té una baixa

capacitat d'adaptació o recuperació⁹⁹. És des d'un punt de vista territorial que definim tres aproximacions a la vulnerabilitat: la resiliència de les cobertes del sòl, la fragilitat del substrat, i la fragilitat de les aigües superficials i subterrànies.

La vulnerabilitat de les cobertes del sòl és bàsicament funció de la seva estructura, de la composició i de la resiliència. Sol dependre de la fragilitat dels elements clau o dels que són més abundants. Si es considera de forma sistèmica, aquesta vulnerabilitat també dependrà de les interaccions entre els diferents components, és a dir, dels fluxos de matèria, energia i informació que hi tenen lloc. En qualsevol cas, la pertorbació antròpica d'un ecosistema sol produir una nova organització, generalment més simple¹⁰⁰.

La vulnerabilitat del substrat es pot entendre a partir de dues dimensions conceptuals: La fragilitat del patrimoni geològic i l'alteració dels processos, en particular, el desmantellament dels vessants per l'acció de l'erosió i els esllavissaments, els quals poden condicionar, al seu torn, aspectes com la qualitat de les aigües o l'establiment de la vegetació en els llocs on succeeixen. Aquests fenòmens no són gens infreqüents a Catalunya, principalment a les àrees de muntanya¹⁰¹.

La fragilitat del patrimoni geològic es refereix als elements singulars (formes, dipòsits, estructures, jaciments fossilífers, etc.), la vulnerabilitat dels quals és funció de factors tan diversos com ara les dimensions o la facilitat d'accés.

⁹⁸ GIGON, A. 1983. *Typology and principles of ecological stability and instability*. Mountain Research and Development, 3. 95-102.

⁹⁹ MARGULES, C. & M.B. USHER. 1981. *Criteria used in assessing wildlife conservation potential. A review*. Biological Conservation, 4. 79-109.

¹⁰⁰ MARGALEF, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions de la Universitat de Barcelona.

¹⁰¹ COROMINAS, J. (dir.), 1993. *Els riscos geològics a les comarques de muntanya de Catalunya*. Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya. Inèdit.

La vulnerabilitat dels sòls (que inclou les formacions superficials) és també de gran importància. Depèn de les característiques intrínseques (gruix, textura, etc.), de les propietats ambientals (clima, pendents, etc.) i també de les pràctiques culturals (agrícola, forestal, etc.). Per altra part, la vulnerabilitat de les aigües es defineix com la fragilitat dels sistemes límnics, que són el fenomen amb veritable consistència territorial. En superfície, és l'espai limnofluvial; en profunditat, són els aqüífers i els aqüítards. Totes aquestes variables ambientals són -haurien de ser- claus en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica de plans urbanístics i d'infraestructures.

3.2.1. Les variables del medi físic de consistència territorial

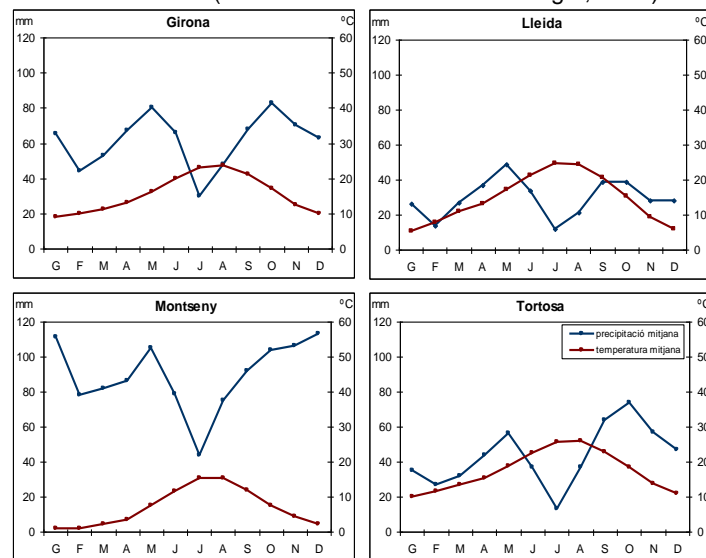
La vulnerabilitat de la matriu territorial es pot entendre a partir de dues variables físiques principals: la geologia i la hidrologia. Es tracta de dos factors "naturals" estretament relacionats entre ells i, també, amb una tercera variable antròpica de tipus biofísic: les cobertes del sòl. A son torn, aquestes tres variables s'integren en dues matrius abiòtiques de rang superior: el clima i l'orografia. Tots aquests factors interactuen transversalment i, en definitiva, permeten avaluar les tres variables ambientals de consistència territorial: la vegetació, el substrat, l'aigua i, per tant, la matriu territorial.

La matriu climàtica

Factors d'ordre astronòmic, meteorològic i geogràfic configuren la matriu climàtica d'un territori. Els dos primers tenen a veure amb dues funcions directament relacionades amb la latitud: l'altitud del sol sobre l'horitzó i la durada del dia. D'ells depèn el règim anual de la radiació solar incident en el límit superior de l'atmosfera sobre el territori, que en el nostre domini presenta una ondulació senzilla, amb un màxim en el mes de juliol i un mínim localitzat en el

mes de desembre, que caracteritzen l'estacionalitat tèrmica del clima a Catalunya¹⁰². El tercer factor, la geografia, modula el clima de Catalunya, que és de tipus mediterrani (FIGURA 5).

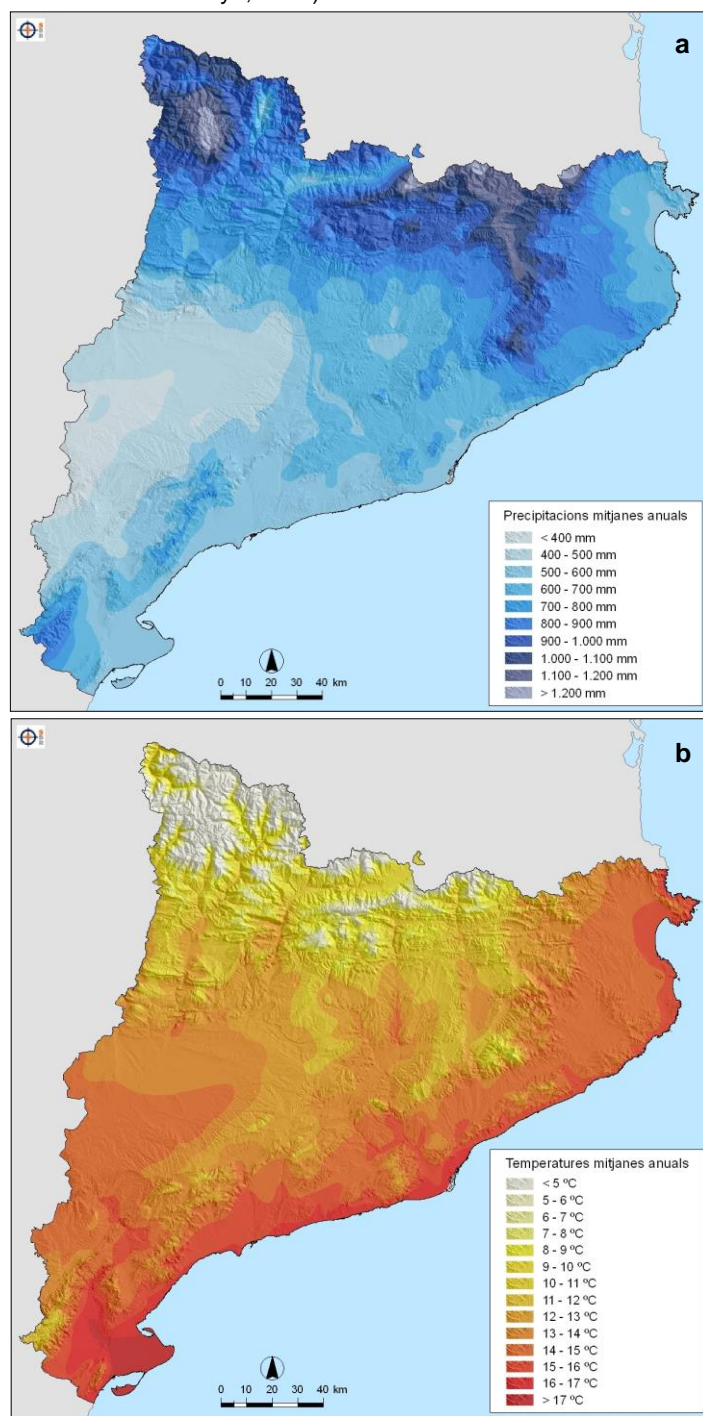
FIGURA 5. Diagrama ombrotèrmic -temperatura i pluviositat- a diverses estacions (Instituto Nacional de Meteorología, 2001).



Els Pirineus i zones afins presenten un clima característic d'alta muntanya, amb mínimes per sota dels 0°C, precipitacions anuals per damunt de 1.000 mm i neu abundant a l'hivern (MAPES 3 i 4). A la costa, el clima és més suau i temperat, amb temperatures que augmenten de nord a sud, inversament a la pluviositat (Girona rep una mitjana de 803 mm de pluja anual, mentre que Tarragona uns 525 mm).

¹⁰² Servei Meteorològic de Catalunya. En línia: <http://www.meteocat.com/index.html>

MAPES 3 i 4. Precipitacions mitjanes anuals (a) i temperatures mitjanes anuals (b) a Catalunya, en un període de 40 anys (Atlas Climàtic de Catalunya, 1996).



L'interior, allunyat del mar, mostra un clima continental mediterrani, amb hiverns freds i estius molt calorosos (Lleida recull una precipitació anual de 388 mm). Les temperatures màximes es produeixen el mes de juliol, amb una mitjana que oscil·la entre els 26°C de la costa i els 32°C de l'interior, mentre que les mínimes de gener oscil·len entre 0°C de mitjana a l'interior i 6°C a la costa. De tot plegat en resulta, en conseqüència, una elevada anisotropia territorial i paisatgística per al conjunt de Catalunya.

La localització de Catalunya en el context de la circulació general atmosfèrica en l'hemisferi nord explica les configuracions climàtiques més freqüents. En primer lloc cal destacar la influència semipermanent de l'anticicló subtropical atlàntic. És durant els mesos càlids quan la seva incidència és més notable, tot i que en els mesos centrals de l'hivern es donen permanències anticiclòniques. Les baixes pressions associades al front polar, deixen sentir els seus efectes sobre el territori en els períodes en què el cinturó d'altres pressions es troba en latituds baixes (mesos freds) i la circulació zonal (en el sentit dels paral·lels), i subzonal adquireix un clar predomini. Aleshores, les masses d'aire oceànic, les porcions frontals que les separen i les baixes pressions associades, arriben sense dificultat.

Cal esmentar també, en primer lloc, l'anticicló continental europeu, d'hivern, centrat a la Rússia europea i a Sibèria, que pot modificar l'esquema general de pressions a tota Europa, i que en no pocs casos enllaça amb l'anticicló subtropical atlàntic, constituint una potent barrera per a la progressió de la dinàmica del front polar; i, en segon terme, les baixes pressions continentals nord-africanes d'estiu, produïdes per l'intens escalfament superficial (que afecta també la Península Ibèrica). Aquestes depressions tèrmiques suposen en els mesos càlids un potencial inestabilitzador de les capes baixes atmosfèriques, que es resol en fenòmens tempestuosos considerables.

La singularitat meteorològica de Catalunya ve determinada, també, pel diferent comportament energètic de la Mediterrània. Cal destacar la capacitat generadora de baixes pressions d'aquesta mar, de manera que es pot parlar d'un front mediterrani semipermanent davant de la massa d'aire continental. El contrast tèrmic entre mar i continent és també responsable d'un dels fenòmens més característics de Catalunya, el règim de brises, que afecta de manera diversa segons cada entorn geogràfic regional, i que està present de diferent forma segons l'època de l'any i l'estructura meteorològica a gran escala. S'ha de fer referència igualment a l'activitat tempestuosa de tardor, produïda per la invasió d'aire relativament fred sobre una Mediterrània calenta i humida, energèticament sobreescalfada en els mesos d'estiu, i que té com a conseqüència manifestacions meteorològiques de vegades espectaculars, com les tempestes, les riuades o les llevantades a la costa.

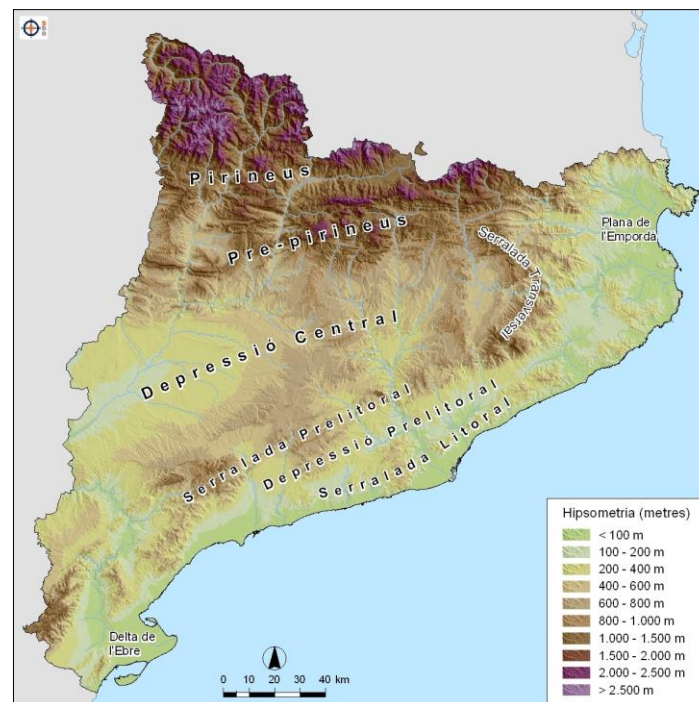
La matriu topogràfica

El territori català presenta una heterogeneïtat de relleu considerable, ja que en una superfície relativament petita podem trobar des de planes deltaïques amb pendents gairebé imperceptibles, a serralades amb pendents pronunciats en les que els agents meteorològics, fonamentalment els aiguats, actuen modelant amb intensitat el paisatge edàfic i geològic. Les grans unitats de relleu a Catalunya són els Pirineus-Prepirineus, la Depressió Central o de l'Ebre i el Sistema Mediterrani Català, a més de les planes litorals i la Serralada Transversal (MAPA 5)¹⁰³.

Els Pirineus són la unitat de relleu més important de Catalunya. És al llarg del període Terciari i, més concretament, amb el plegament Alpí quan té lloc la formació d'aquesta serralada. Degut a les característiques de la seva formació, la disposició actual dels Pirineus presenta una franja central de

roques ígnies i metamòrfiques corresponents al sòcol primari, que forma el Pirineu Axial, flanquejada a banda i banda per la cobertora replegada de roques sedimentàries del Secundari i Terciari, que forma el Prepirineu. És a la seva part central on es registren les cotes més altes. A partir del cim de l'Aneto (3.404 m), s'allarga cap a la Mediterrània fins enfonsar-se en aquest mar pel Cap de Creus.

MAPA 5. Unitats de relleu principals a Catalunya (Institut Cartogràfic de Catalunya, 2006).



Les Serralades Costaneres o Sistema Mediterrani estan situades a l'orient de Catalunya i agafen una direcció nord-est-sudoest, paral·lela a la costa. Les Serralades Costaneres són les restes del gran massís Catalano-Balear que, després de l'emersió del Pirineu, tancava el gran golf marí terciari pel sud-est. A les darreries de l'orogènia alpina, la major part del massís es submergí i només en restà emergida aquesta franja de terreny, plegada i fracturada. Dues fractures paral·leles facilitaren l'ensorrament d'un bloc intermedi per on penetrà l'aigua tot formant un petit i

¹⁰³ Institut Cartogràfic de Catalunya. En línia: <http://www.icc.es/portal/>

estret golf, que, poc a poc, s'anà reblint. Per això, s'han distingit tres subunitats: les Serres Prelitorals (més interiors, de major altitud), les Serres Litorals (de menor altitud, molt erosionades per l'acció dels rius) i, entre ambdues serralades, la fossa tectònica anomenada Depressió Prelitoral.

Un dels trets geològics més característics de les Serralades Costaneres és la gran diversitat de materials de totes les eres geològiques que les constitueixen. La meitat septentrional dels sistemes muntanyosos, aproximadament des del riu Llobregat cap al nord, es formada, quasi exclusivament, per materials antics de l'Era Primària; mentre que a la meitat sud hi predominen els materials secundaris i terciaris, més recents. Al fons de la depressió intermèdia trobem materials terciaris i quaternaris, provinents de l'erosió de les muntanyes properes que han anat reblint la fossa tectònica des del moment de la seva formació, en el període Terciari superior.

La diversitat de materials té les seves conseqüències en l'estructura del relleu. A la meitat nord, el rocam és constituït majorment per granit i esquistos, ambdues roques pertanyents al sòcol rígid de la serralada. En produir-se l'orogènia alpina, aquestes roques es resistiren a plegar-se i es van esquarterar donant lloc a una estructura de fracturació, que és la que predomina en aquest sector, sobretot en la part més oriental. Hi ha blocs deprimits (com els de la Selva i el Gironès), per on passen les principals vies de comunicació cap a França, i altres enlairats (com el del Montseny o el de les Gavarres). A la meitat meridional, en canvi, els materials més abundants són els sedimentaris, sobretot secundaris, i l'estructura del relleu és, bàsicament, de plegament, amb algunes fractures que es produïren en les últimes fases de l'orogènia alpina i que aixecaren uns blocs (com el de les Muntanyes de Prades) i n'ensorraren d'altres (com la depressió de Móra).

La Depressió Central s'estén entre els Prepirineus i les Serralades Costaneres, obrint-se cap a ponent. És

una successió d'altiplans (entre 800 i 1.000 m) que van perdent alçada (fins els 100 m) cap a l'oest fins arribar a la Depressió de l'Ebre. Limitant aquestes alçades, s'estenen conques d'erosió excavades pels rius en trobar-se materials tendres del tipus argiles i margues (com la Conca de Barberà o la Plana de Vic). Els sediments que omplen la Depressió mostren el trànsit progressiu de condicions de sedimentació en ambient marí profund, a marí som i, finalment, ambient continental. De la fase de sedimentació marina hi trobem calcàries i, sobre tot, margues gris-blavenques indicadores d'una sedimentació tranquil·la. La retirada progressiva del mar cap al NW, genera unes condicions d'aigües restringides on l'evaporació afavoreix la precipitació de potents dipòsits de sals (sòdiques, potàssiques i guixos). Finalment, en establir-se l'ambient continental, els sediments provenen fonamentalment de l'erosió dels Pirineus. Els rius transporten una gran càrrega sòlida que dipositen en cons de dejecció de grans dimensions, formats en un primer moment per acumulacions de graves, sorres i llims, que després van esdevenir en els conglomerats, gresos i limolites vermelles, característics de la Depressió.

Els materials que conformen aquesta unitat de relleu es disposen en capes horitzontals o suaument basculades, degut a haver-se format amb posterioritat a l'orogènia alpina. Això fa que el seu paisatge es dibuixi com un tipus de relleu on les capes dures de gresos i calcàries, desguarnides totalment o parcial de les més tendres per l'erosió, esdevenen extensos planells de pendent suau pel cantó inclinat (cap a l'Ebre) mentre que pel cantó oposat a la inclinació, la capa dura es resol en un abrupte graó, d'acusat pendent, fins i tot acinglerat (Plana de Vic, Conca d'Ódena o la Segarra).

En aquells emplaçaments on els cursos d'aigua han trobat potents masses de materials tendres (margues o argiles), s'han obert amples conques d'erosió amb petits turons com a únics relleus sobresortints. Els vessants d'aquests turons margosos presenten un

aspecte profundament aixargallat, molt característic, amb absència total de sòl i vegetació (*bad-lands*). De fet, per tota la Depressió Central hi ha mostres de relleu diferencial, però precisament és a la perifèria (i pertanyent a altres unitats de relleu) és on es troben els millors exemples: els relleus de conglomerats de Sant Llorenç de Munt, Montserrat, Montsant i les serres de Turb o de Comiols, són casos ben clars de materials durs aïllats per l'erosió.

3.2.2. La valoració del medi físic

Les primeres iniciatives a escala mundial sobre protecció del medi físic es varen produir a mitjans dels anys vuitanta. A l'any 1989 es va crear la Llista Indicativa Global de Llocs Geològics (GILGES) i el 1991 es va dur a terme la primera Reunió Internacional de Conservació del Patrimoni Geològic. D'aquesta reunió en va sortir la Declaració de Digne (França) sobre la necessitat de conservació del patrimoni geològic.

L'any 1993 es va concebre GEOSITES, un projecte promogut per UNESCO i IUCN, fonamentat en la valoració dels llocs d'interès geològic que formen part de la Llista del Patrimoni Mundial així com en el desenvolupament d'una nova base de dades (IUGS-GEOSITES), que parteix de l'anterior GILGES, la qual inclou més d'un centenar d'espais d'especial interès geològic d'arreu del món. El projecte GEOSITES s'organitza mitjançant grups de treball d'àmbit regional. A Europa, el forma l'Associació Europea per a la Conservació del Patrimoni Geològic (ProGEO), el representant del qual, a l'Estat espanyol, és la Sociedad Geológica de España, i més concretament la seva Comisión del Patrimonio Geológico¹⁰⁴. De forma independent, a l'any 1978 es va iniciar el projecte "Inventario Nacional de Puntos de Interés

Geológico", d'abast estatal, el qual va ser absorbit pel projecte de cartografia Magna de l'Instituto Geológico y Minero de España i ha romàs inacabat.

El coneixement, identificació, valoració, protecció i restauració del patrimoni geològic de Catalunya ha anat sempre molt endarrerit respecte del patrimoni biòtic. Les raons d'aquest fet són múltiples, històriques, socials i culturals, com també l'escassa cultura geològica que té la nostra societat, i el poc paper que té la geologia en l'ensenyament obligatori, o d'altres imputables a un col·lectiu professional majoritàriament orientat a les activitats productives, extractives o vinculades a l'enginyeria. I aquells que es dediquen a la ciència pura, i tenen interès en la conservació, conscients de la vulnerabilitat del medi físic i dels impactes tan severos que ha sofert -sobretot a l'escala de jaciments o afloraments- han preferit, normalment, evitar-ne la divulgació, per prudència¹⁰⁵.

D'altra banda, el Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya (PEIN), elaborat a darreries dels anys vuitanta -sense SIG-, es proposà establir una xarxa d'espais naturals biològicament coherent, amb l'objectiu de configurar una mostra representativa de tota la dilatada diversitat ecològica del país. Així, va aplicar els seus criteris bàsics (diversitat, representativitat) i complementaris (singularitat, fragilitat) bàsicament a les comunitats vegetals. El medi físic fou considerat com "una línia secundària", com ho foren la fauna, el paisatge i d'altres aspectes.

En relació a la protecció del patrimoni geològic, el marc legal català rellevant es redueix a dues lleis, la d'espais naturals¹⁰⁶ i la del patrimoni cultural català¹⁰⁷.

¹⁰⁵ MALLARACH, J.M. 1996. *La gestió del patrimoni geològic. El cas de la garrotxa*. Revista de Girona, 174. 91-93.

¹⁰⁶ La llei 12/1985 de 13 de juny d'espais naturals, esmenta el medi físic al seu article 9. Això no obstant, a diferència dels nombrosos espais naturals protegits que s'han establert per protegir espècies de la flora i de la fauna, encara no s'ha fet cap declaració d'aquest tipus amb la finalitat expressa de protegir elements de la gea, pedres o fòssils.

¹⁰⁴ La Comisión del Patrimonio Geológico es va crear l'any 1995. En línia: http://www.sociedadgeologica.es/comisiones/p_geologico.html

L'eficàcia proteccionista d'ambdues normes en relació al medi físic ha estat molt escassa. S'ha reconegut que manca una normativa marc del patrimoni natural, que integri tots els elements geològics i paleontològics que requereixen protecció, independentment del seu grau de relació amb la història de l'home i amb el medi biològic. La futura llei de patrimoni natural-biodiversitat de Catalunya té previst posar-hi remei.

Seguidament es fa un repàs dels principals components d'aquest medi físic, dels seus valors i les seves afectacions principals. Aquests components són: les formacions superficials i les cobertes del sòl, les aigües superficials i subterrànies i, finalment, la protecció del patrimoni geològic.

Les formacions superficials i les cobertes del sòl

Les formacions superficials es troben en la base de la productivitat dels sistemes, tant naturals com antròpics. En efecte, els sòls són una peça clau en els cicles de nutrients, dels que depèn la productivitat vegetal (tant agrícola com forestal) i, doncs, l'alimentació de la Terra i, en bona part, l'equilibri climàtic. Des del punt de vista local i més estrictament antròpic, els sòls mantenen físicament les activitats humanes i són utilitzats com a eines i, sovint, com a sumidors dels productes excedents de l'activitat urbana o industrial. En zones densament poblades el sòl es veu sol·licitat per diferents usos, sovint incompatibles entre ells. Una gestió raonable del sòl passa per ordenar les utilitzacions presents o predictibles amb un criteri multifuncional, basat en assentar cada ús en el sòl que presenta la màxima capacitat per acollir-lo i la mínima vulnerabilitat davant dels impactes que se'n desprenguin.

S'entén per *aptitud* el conjunt de característiques d'una unitat de sòl que la fan apte per permetre el correcte desenvolupament de l'ús a implementar (fertilitat per a ús agrari, bona capacitat per a una via de transport, etc.), en tant que el concepte de *vulnerabilitat* defineix la fragilitat del sòl davant d'agressions derivades d'un ús concret. Cal remarcar que, a grans trets, els usos urbans i vials, i alguns dels industrials, comporten la irreversible inhabilitació dels sòls afectats, mentre que l'activitat forestal, agrària o de conservació, gestionades correctament, suposen usos no necessàriament hipotecadors de la potencialitat dels sòls.

A Catalunya, el 4,73 % del sòl està destinat a usos urbans, el 30,65 % és ocupat per boscos, el 31,27 % per matollars, gramenets i deixius, i el 32,54 % per conreus. L'extensió de la superfície urbana i industrial ha crescut en els darrers anys a costa dels sòls agrícoles, tot envaint fonamentalment les valls i les planes. A més, el planejament urbanístic fa preveure la requalificació a urbanitzables de noves superfícies, cosa que sens dubte voldrà dir un retall addicional del sòl agrícola. Tanmateix, els sòls de Catalunya són poc coneguts, a manca d'una cartografia detallada de la seva distribució, característiques i vulnerabilitat. Deixant a part la problemàtica associada als sòls actualment ocupats per zones de residència o industrials, cal referir-se a la situació dels sòls no irreversiblement ocupats. La problemàtica de la degradació edàfica és complexa i l'erosió i la contaminació apareixen com els fenòmens degradatius més importants i extensos.

La vulnerabilitat d'un sòl davant la contaminació ha de ser entesa des d'una doble perspectiva. *In situ*, suposa una limitació per a l'ús del propi sòl contaminat però, a més, es refereix a la capacitat d'aquest sòl per transferir contaminants cap a altres medis (especialment l'aquàtic) i als essers vius. A banda d'aquesta vulnerabilitat "actual", cal considerar la vulnerabilitat "potencial", en el càlcul de la qual s'han d'afegir factors com la possible modificació de

¹⁰⁷ La llei 9/1993 de 30 de setembre de patrimoni cultural català inclou en el seu objecte de protecció els béns que per llur valor paleontològic mereixen una protecció especial. En les seves normes específiques integra el patrimoni arqueològic, els elements geològics i paleontològics relacionats amb l'ésser humà, però no la resta, que són la gran majoria.

les propietats del sòl que permeten l'alliberament de contaminants acumulats en èpoques pretèrites¹⁰⁸.

Els plaguicides mal aplicats afecten negativament la qualitat biològica del sòl i la qualitat de l'aigua, amb incidència en la xarxa alimentària. L'aplicació de fertilitzants minerals és especialment intensa en els conreus de regadiu, i la seva aplicació en quantitats excessives, en formes químiques incorrectes o en moments inadequats, pot generar un increment de salinitat, acidificació i fins incorporació de metalls pesants. Transmesos a les lleres dels rius, generen risc d'eutrofització, amb el consegüent perill per a la salut humana per ingestió de nitrats. El mal ús dels residus ramaders té conseqüències semblants a les derivades del mal ús dels fertilitzants minerals, a les quals cal afegir el risc d'aportar sals solubles, acidificació del sòl, introducció de patògens o de compostos orgànics, com hormones i antibiòtics.

Tradicionalment, les explotacions agrícoles i ramaderes han conviscut de forma integrada en el territori. Per exemple, els residus ramaders han constituït l'adob utilitzat dins de la pròpia explotació agrícola. Avui dia, la segregació de les dues activitats fa que els residus ramaders siguin tinguts en compte com allò del que el ramader ha de desfer-se. Atès que el transport encareix notablement el valor d'aquests productes, es tendeix a reutilitzar-los prop del seu lloc d'origen. Però hi ha un important desequilibri entre l'extensió agrària a adobar i el volum de residus produïts, de manera que nombroses àrees agrícoles no poden assumir els residus que generen.

Els sòls agrícoles són adobats habitualment també amb altres dos tipus de residus procedents, aquest cop, de l'activitat urbana: els fangs resultants del

procés de depuració de les aigües urbanes, i el compost de residus sòlids urbans. De la comparació entre el volum de fang produït i les necessitats d'adob de la superfície agrària es dedueix que, tal i com succeeix en el cas dels residus ramaders, les àrees agrícoles prop de les regions metropolitanas no poden assumir el total de residu produït. El desequilibri és especialment marcat en el Barcelonès, on la producció potencial de nitrogen i de fòsfor no podria ser assumida ni tan sols redistribuint els fangs sobre el total de la superfície comarcal. De la mateixa manera, resulta impossible redistribuir com adob la totalitat del compost orgànic generat.

A banda de l'agricultura, l'activitat industrial és també responsable de la contaminació del sòl per utilització de certs enclavaments com abocadors de residus industrials, per abandonament d'espais que han suportat activitats industrials o per emissió de contaminants abocats a l'atmosfera. L'ocupació industrial del sòl genera contaminació per deposició de materials sobre el terreny i per infiltració d'efluents procedents de fuites de dipòsits i conduccions soterrades¹⁰⁹. Les conseqüències es fan més aparents quan les zones industrials són desmantellades i destinades a altres usos.

Les aigües superficials i subterrànies

La gestió d'aquest recurs natural, l'aigua, escàs i difícilment regulable a la conca mediterrània, dona lloc a una complexa problemàtica ambiental. Per una banda, les aigües superficials i subterrànies estan sobreexplotades. Per l'altra, les conques hidrogràfiques i el litoral reben aigües residuals amb diferents graus de contaminació, motiu pel qual

¹⁰⁸ En els sòls agraris de la regió metropolitana de Barcelona, la major part de la contaminació edàfica està originada per factors associats a la pròpia activitat agrícola, fonamentalment per l'aplicació inadequada de fertilitzants minerals (161 kg/ha i any de N, P, K) de plaguicides (9,5 kg/ha i any) i de residus ramaders (des de 10 kg/ha i any en el Baix Llobregat i Garraf, fins a 1.000 a 1.500 kg/ha i any en el Barcelonès).

¹⁰⁹ A la regió de Barcelona s'han identificat més de 4.000 activitats industrials que són focus contaminants potencials. El grau d'afectació és alt per a les aigües superficials ja que el 50% dels focus estan a menys de 50 m de distància de les lleres dels rius, degut a la distribució tradicional de les activitats industrials. Les aigües subterrànies també es veuen afectades, ja que el 60% dels emplaçaments es troben en zones de permeabilitat mitjana o alta.

alguns dels rius del territori català són pràcticament clavegueres a cel obert, si bé cal dir que la situació s'està corregint gradualment en els darrers anys.

L'aigua és un recurs necessari per a la supervivència i per al desenvolupament de la majoria de les activitats humanes. A l'hora d'estimar el balanç entre els recursos hídrics disponibles i la seva demanda cal considerar que no tota l'aigua utilitzada en una activitat es consumeix, entenent per consum l'evaporació, contaminació o qualsevol altre aspecte que faci impossible la seva reutilització. Gran part de l'aigua demandada es torna a incorporar, un cop utilitzada, als corrents fluvials o s'infiltra als aqüífers, de manera que torna a ser utilitzada pels usuaris aigües avall. Per tant, si la demanda està ben distribuïda a la superfície de la conca i els abocaments tenen una qualitat acceptable, la suma de les demandes servides és superior a la dels recursos disponibles, circumstància capital a l'hora d'estimar les necessitats reals d'aigua.

Les depuradores físico-químiques comporten a rius sense macroinvertebrats i amb qualitats biològiques molt baixes, mentre que les depuradores biològiques sense tractament terciari ni dilució per part del riu al que aboquen afavoreixen el desenvolupament d'espècies resistents a la pol·lució i poc diversificades, amb qualitats biològiques intermèdies o baixes. Tan sols les depuradores biològiques amb cabals posteriorment diluïts pel propi flux fluvial permeten mantenir una qualitat biològica satisfactòria.

La qualitat de les aigües es pot definir des de diferents punts de vista. A banda dels paràmetres que defineixen la qualitat biològica, sovint s'utilitzen els paràmetres físicoquímics, de gran utilitat per a la gestió ja que ofereixen la possibilitat de valorar instantàniament la qualitat de l'aigua¹¹⁰. Els índex més utilitzats a Catalunya són l'índex simplificat de qualitat

¹¹⁰ QUERALT, R. 1982. *La calidad de las aguas de los ríos*. Tecnología del Agua, 4. 49-57.

de les aigües (ISQA) i l'índex automàtic de qualitat d'aigua, que s'obtenen mitjançant fórmules integradores dels valors dels paràmetres analítics més significatius. De l'evolució del ISQA¹¹¹ es dedueix que a Catalunya hi ha hagut una millora general de la qualitat de les aigües superficials, però aquesta tendència s'ha de considerar amb precaució ja que l'ISQA és un índex que pot ser qualificat d'"optimista". Aquesta mètrica estableix la relació: a més oxigen dissolt, més qualitat, sense tenir en compte que aquest increment d'oxigen pot ser degut a una intensa activitat fotosintetitzadora relacionada amb la proliferació de la vida vegetal.

Un problema complex que afecta alguns rius de Catalunya, associat en bona part a l'activitat de les depuradores que hi aboquen, és la necessitat de conservar un cabal mínim d'aigua circulant que asseguri la conservació de les comunitats naturals del riu i sigui compatible amb la utilització antròpica dels recursos hídrics. Aquests rius són captats en certs punts del seu recorregut per a usos de reg, urbans o industrials. Alguns quilòmetres aigües avall, les aigües són retornades a la llera amb un nivell de contaminació més o menys alt, depenent de que el seu abocament sigui directe o es vegi interferit per un procés de depuració més o menys complex. Per una banda, el tram comprès entre el punt de devolució i el de captació queda sec. Per altra, l'aigua que és retornada a la llera no presenta prou qualitat biològica per tal que s'hi desenvolupin les comunitats fluvials; necessària, per a la seva posterior autodepuració, de la seva dilució per l'inexistent cabal propi del riu. La fixació d'aquest cabal, conegut com *cabal ecològic*, és problemàtica.

De tota manera, alguns estudis semblen demostrar que el cabal mínim necessari per tal de conservar la biodiversitat de les comunitats de macroinvertebrats i

¹¹¹ L'ISQA és un índex físicoquímic que permet operar amb molt pocs paràmetres: temperatura (T), oxidabilitat (A), matèries en suspensió (B), oxigen dissolt (C) i conductivitat (D); segons la següent expressió:

$$ISQA = T (A + B + C + D)$$

la vida dels peixos seria de l'ordre entre el 20 i el 30% del cabal mitjà interanual segons les estacions. Tot i així, el més gran desencert en la forma convencional d'estimar els cabals ecològics és que es basa en valors mitjans de sèries llargues sense tenir en compte el que passa en els anys secs, justament quan s'enregistren les situacions més crítiques per a la conservació del riu.

A partir de l'estudi del comportament de diferents rius en anys secs es poden generalitzar quatre tipus de situacions: a) els rius en què l'alimentació de la capçalera depèn dels aqüífers, on el manteniment del cabal mínim depèn, per tant, de la gestió que s'aplica a l'aqüífer; b) les zones situades en àrees lliures d'usos antròpics importants, on el flux depèn aquí de les característiques meteorològiques de l'any; c) les parts mitjanes i baixes dels rius mediterranis, on el flux està relacionat amb l'aigua que aporten les depuradores; el cas dels rius el cabal dels quals depèn de les concessions a les minicentrals, on cal garantir el cabal en estiatge i a tot el tram.

Hi ha, en definitiva, una certa contradicció entre la necessitat de rendibilitzar un recurs escàs com és l'aigua i la necessitat de tornar al medi les quantitats mínimes necessàries per al seu bon funcionament. En aquest marc se situa el debat sobre les possibilitats de reutilització de les aigües depurades, que afecta especialment les aigües procedents de les depuradores d'aigües residuals domèstiques.

Una altra font addicional de recursos hídrics per a Catalunya el constitueix l'aigua procedent dels aqüífers. El fort descens en l'explotació dels seus recursos, l'aportació d'aigua per pèrdues en les xarxes de distribució i la construcció d'infraestructures que frenin el flux dels aqüífers han motivat, entre d'altres causes, que l'aigua s'acumuli a la vall baixa de rius. Aquesta progressiva acumulació d'aigua permetria un aprofitament considerable, sempre que es mantingues la qualitat de les aigües subàlvies.

Els aqüífers són volums de materials geològics que contenen i transmeten aigua de manera significativa, com si fossin magatzems recarregables que poden ser explotats mitjançant els pous que els travessen. Són, a més, components del medi físic "natural" amb el que interaccionen. En el cas dels aqüífers al·luvials, aquesta interrelació es fa patent per la relació entre el nivell freàtic oscil·lant i el nivell topogràfic al que es poden acostar i inclús sobrepassar, donant lloc a manifestacions de làmines d'aigua a la superfície, ja sigui en corrents o en aigües o superfícies tancades. Destaquen les formacions al·luvials formades per deposició de la càrrega sòlida (sorres i graves, principalment) transportada pels corrents superficials. Cap a la desembocadura, aquestes formacions s'eixamplen i, sobretot, presenten el seu gruix màxim.

La protecció del patrimoni geològic

Existeix un Inventari d'Espais d'Interès Geològic de Catalunya (IEIGC)¹¹². Segons s'exposa en el document oficial es varen prioritzar els criteris de representativitat i de diversitat, però també es varen tenir en compte els criteris de singularitat / excepcionalitat, i secundàriament, els criteris d'estat de conservació, grau d'amenaça, potencialitat d'ús (valor educatiu, turístic, etc.), accessibilitat, i proximitat o coincidència espacial amb altres valors patrimonials. Ara bé, el criteri més important de tots fou el valor científic dels elements geològics, és dir, un valor intangible.

A més d'aquests criteris generals, l'Inventari disposa d'una llarga llista de criteris temàtics que s'agrupen en vuit grans conjunts: petrològics, mineralògics, sedimentològics i estratigràfics, paleontològics, cronoestratigràfics i litoestratigràfics, geomorfològics, tectònics, i de geologia econòmica i transformacions antròpiques. Es va decidir no utilitzar un mètode de

¹¹² Informació a la web del Departament de Medi Ambient i Habitatge: <http://mediambient.gencat.net/cat/inici.jsp>

valoració quantitativa, atès que a l'iniciar el projecte la informació disponible dels elements inventariats no permetia aplicar metodologies quantitatives ni semiquantitatives; mancaven massa dades. Per això es va optar per una metodologia qualitativa.

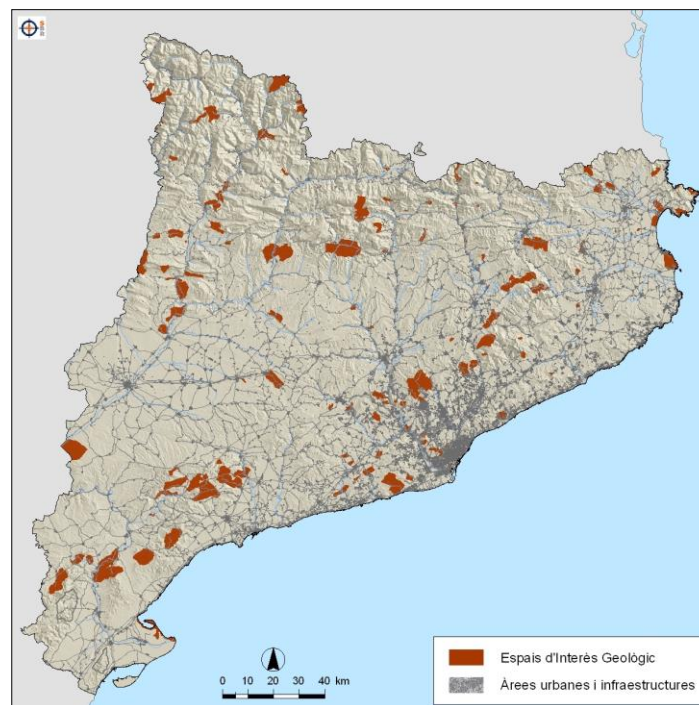
Es varen identificar, inicialment, uns 400 geòtops i geozones, dels quals se'n varen seleccionar posteriorment uns 150 (MAPA 6)¹¹³. En conjunt es pretenia que aquests espais reflectissin tots els aspectes principals de la geologia de Catalunya, de manera que el criteri de significació està molt estretament relacionat amb aquest objectiu. La selecció es va fer mitjançant un procés de debat intern, a judici expert, tenint en compte els criteris d'establiment. Per tant, es pot afirmar que l'IEIGC és fruit del consens d'una sèrie de professionals de reconeguda experiència en diverses branques de la geologia de Catalunya. Tanmateix, els autors consideren que la mostra d'espais inclosa en l'IEIGC no és completa, i que encara té força mancances, per la qual cosa es preveu la incorporació de nous espais, així com la millora dels seus criteris. En aquest sentit, s'ha analitzat la qualitat de la selecció d'espais de l'IEIGC en relació a la disciplina geològica representada¹¹⁴, i s'ha constatat les mancances que tenia, sobretot en l'àmbit de la geodinàmica externa i la hidrogeologia¹¹⁵.

¹¹³ Per indicació prèvia del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

¹¹⁴ HERRERO, N. 2004. Ponència presentada al "VI Congreso Geológico de España", Zaragoza.

¹¹⁵ El que explica la no inclusió de singularitats notables: con ara l'estuari del Fluvià (únic estuari amb règim de revingudes no regulat del país) i el Riu Vell (únic curs meandriforme, paral·lel a una platja, que interactua amb un cordó dunar).

MAPA 6. Inventari d'Espais d'Interès Geològic de Catalunya (Departament de Medi Ambient i Habitatge, 2002).



Segons els responsables de l'Inventari, es desconeix com s'abordarà l'avaluació del grau o dels requeriments de protecció dels espais inventariats. El document de partida serà, segurament, una diagnosi sobre l'estat de conservació, els impactes i les amenaces que es va fer per a tots els espais de l'Inventari. Aquest document classifica els espais en prioritaris i no prioritaris (prioritaris quan, si no s'hi actua, l'espai corre el risc de desaparèixer), també proposa una sèrie de mesures de recuperació i conservació, que avalua segons el grau d'urgència. Per això, es plantejarà primer la protecció legal dels espais més amenaçats, i es contempla com una possibilitat que s'adopti la figura de reserva natural parcial. Actualment, prop del 60% dels espais inclosos en l'IEIGC es troben dins del PEIN, i la resta són fora. No s'ha calculat la cobertura que comportarà la futura xarxa Natura 2000. Tanmateix, escau recordar que el fet que un espai d'interès geològic estigui dintre un

espai protegit no necessàriament garanteix la seva conservació¹¹⁶

Com s'ha exposat anteriorment, la identificació, valoració i protecció del patrimoni físic de Catalunya ha anat sempre molt endarrerida respecte la del patrimoni biòtic. Actualment, existeix un sol Inventari oficial d'espais d'interès geològic de Catalunya, elaborat per criteri expert i, per tant, no és possible aplicar una avaluació en continu del patrimoni físic com la que s'ha dut a terme pels elements biòtics (veure capítol 4). No ho és ara i és quasi segur que no ho serà en un futur proper, per les següents raons:

i) No existeix cap metodologia internacional consensuada per valorar quantitativament les diverses dimensions del patrimoni geològic (equivalent a les que la UICN ha promogut per a la biodiversitat).

ii) No existeix cap llista d'espais o de tipus d'elements geològics d'importància europea (equivalent a les llistes d'hàbitats o de tàxons) ni tampoc a escala estatal (equivalent als anomenats "llibres vermells").

iii) La major part del patrimoni geològic de Catalunya no es pot observar: està tapat pel mantell de vegetació que cobreix la major part del territori.

iv) En termes generals, és més probable que puguin tenir més valor les àrees que tenen molt poc recobriment de sòls i de vegetació, pel simple fet que són observables i es poden estudiar i valorar.

v) A diferència del que s'esdevé amb el patrimoni biòtic, les activitats de fort impacte ambiental negatiu (una extracció a cel obert, els talussos d'una gran

infraestructura lineal, els fonaments d'una gran edifici, etc.) poden fer aparèixer elements de gran valor geològic, fins aleshores desconeguts, i per tant, poden valoritzar, sobtadament, un espai que no es considerava significatiu.

vi) Ara bé, a la pràctica és molt difícil que això ocorri. A diferència dels jaciments arqueològics, en relació als quals és legalment obligatori fer excavacions d'urgència abans de les grans obres públiques, no hi ha res equivalent respecte els afloraments geològics o jaciments paleontològics no relacionats amb l'ésser humà. Per tant, de forma rutinària són destruïts els millors afloraments que apareixen a Catalunya, sense donar oportunitat a ningú que els estudiï. I això s'esdevé, fins i tot, a l'interior d'espais naturals d'especial protecció.

¹¹⁶ Un exemple flagrant fou el de la Reserva Integral Geobotànica del Crosat –el volcà més recent de la Península Ibèrica– que va mantenir activitats extractives a escala industrial i un gran abocador de residus sòlids urbans durant nou anys al seu interior (1982-1991). Vegeu MALLARACH, J.M. 1998. *El vulcanisme prehistòric de Catalunya*. Diputació de Girona. 229-239.

3.3. El plantejament metodològic

Existeixen diverses experiències d'estudis que intenten parametritzar la vulnerabilitat de la matriu territorial, tal i com ho fa el propi *IVT*, per tal de donar eines d'ajut en la planificació territorial a curt, mig i llarg termini. La majoria de mètodes es basen en expressions cartogràfiques obtingudes a partir de diferents paràmetres que d'una manera o altra influeixen en la superfície terrestre. Aquest tipus de cartografia, anomenada segons diversos autors cartografia geoambiental o geocientífica, sorgeix com a resposta a la necessitat de proporcionar una base rigorosa per a la planificació ambiental i l'ordenació del territori. Així, doncs, ha de ser prou objectiva, rellevant i entenedora per als planificadors, que en definitiva en són els usuaris finals.

3.3.1. Els treballs de referència

La tradició d'indexació socioecològica no és gaire forta enlloc, i encara menys en l'àmbit mediterrani. Tanmateix, un equip del Centro de Estudos Geográficos da Universidade de Lisboa desenvolupà (2001) l'anomenat Índex Biofísic (*IB*) amb l'objectiu d'identificar les zones de Portugal que formaran part de la Reserva Ecològica Nacional (REN), definida com l'estructura bàsica biofísica que permet l'ús racional dels recursos i la preservació de la natura a través de la protecció d'àrees amb característiques ecològiques específiques. Anteriorment (1995), el Cabildo Insular de Gran Canaria, juntament amb la Universitat de València i la Universidad de las Palmas de Gran Canaria, va desenvolupar la cartografia potencial del medi natural de Gran Canària, on es relacionaven per primera vegada totes les variables socioambientals que fins aleshores havien estat estudiades de manera independent.

Nosaltres mateixos elaboràrem (1998) un encara molt imperfet índex ambiental, l'anomenat *IFE* (Índex de Fragilitat Ecopaisatgística), que parametrizava de manera senzilla i eloqüent la fragilitat del paisatge en un context mediterrani¹¹⁷. Altra experiència destacable en l'àmbit de la Mediterrània és la que actualment està desenvolupant a Itàlia el Departament de Serveis Tècnics Nacionals dins del projecte denominat *Carta della Natura*, que té l'objectiu d'elaborar una base cartogràfica a diferents escales d'anàlisi SIG amb la finalitat d'identificar la qualitat ambiental i la vulnerabilitat territorial. A tall d'exemple, podem veure, de forma sumària, aquests precedents:

i) A *Portugal*, un equip del Centro de Estudos Geográficos da Universidade de Lisboa¹¹⁸ ha desenvolupat l'anomenat Índex Biofísic (*IB*) per a determinar les àrees que s'inclouran a la Reserva Ecològica Nacional. Els components ambientals utilitzats per identificar les zones REN tracten d'englobar els subsistemes que componen el sistema global: litosfera, atmosfera, hidrosfera, biosfera i noosfera. L'aplicació dels components ambientals utilitzats per a determinar les REN (lleí portuguesa 93/90) es fa a nivell de *concelho*, una unitat territorial supramunicipal que equival aproximadament a una comarca catalana. A l'àmbit global del projecte van ser tractats 19 paràmetres, 10 indicadors i 3 índexs. Aquesta metodologia permet la diferenciació biofísica regional i la integració amb dades socioeconòmiques. Els contrastos espacials dels paràmetres, indicadors i índexs evidenciats als diferents mapes realitzats, mostren la seva utilitat a l'hora de realitzar una comparativa entre diversos *concelhos* a escala nacional i regional.

¹¹⁷ Inclòs al llibre "*Atles Ambiental de l'Àrea de Barcelona. Balanç de recursos i problemes*" (ACEBILLO & FOLCH [directors] et al. 2000. Editorial Ariel & Barcelona Regional, Barcelona [442 pàg., 206 mapes, 98 taules + CD-ROM]), obra que recull el treball transdisciplinari efectuat (1996-98) per trenta-sis experts ambientals.

¹¹⁸ RAMOS A., RAMOS C. & M. LARANJEIRA. 2000. *A Reserva Ecológica Nacional (REN): Sua importancia para o ambiente e o ordenamiento do território*. Finisterra, XXXV, 70. 7-40.

ii) A Espanya, el Cabildo Insular de Gran Canaria, juntament amb la Universitat de València i la Universidad de las Palmas de Gran Canaria, va desenvolupar la Cartografía Potencial del Medio Natural de Gran Canaria¹¹⁹. S'hi relacionen per primera vegada totes les variables, que fins ara havien estat àmpliament estudiades però sempre de manera independent. Aquestes variables s'integren per a obtenir una segona lectura sobre les diferents aplicacions potencials existents i les limitacions del territori per a diferents activitats. Es representa a partir d'una sèrie de mapes, cada un dels quals tracta una problemàtica diferent: ambients, sistemes i unitats; capacitat d'ús del sòl; erosió actual i potencial; orientació d'ús agrari; qualitat per a la conservació; recomanació d'ús segons la seva aptitud territorial.

iii) A Itàlia, el Departament de Serveis Tècnics Nacionals, està desenvolupant el projecte anomenat *Carta della Natura*¹²⁰, concebut per a facilitar al govern italià eines que ajudin a la planificació territorial (Llei italiana 394/91), aportant la parametrització ambiental necessària per a definir les intervencions d'interès nacional i per a la preservació de les àrees naturals. Es considera una aproximació holística a la complexitat territorial mitjançant la determinació de paràmetres físics, biològics i antròpics, característics de l'estructura ecopaisatgística del país. A escala regional, els elements bàsics emprats són els morfològics, litològics i les cobertes del sòl, que s'analitzen d'acord a les teories actuals de l'ecologia del paisatge.

¹¹⁹ SANCHEZ, J. (dir.). 1995. *Cartografía del Potencial del Medio Natural: Gran Canaria*. Cabildo Insular de Gran Canaria.

¹²⁰ LUGERI, N., AMADEI, M., BAGNAIA, R., DRAGAN, M., FERNETTI, M., LAURETI, L., LAVIERI, D., LUGERI, F.R., NISIO, S. & G. ORIOLO. 2000. *Environmental quality and territorial vulnerability assessment through the GIS of Landscape Units of Italy: the experience of the Map of Nature project*. En línia: <http://gis.esri.com/library/userconf/index.html>

En el marc del treball “*Atles Ambiental de l'Àrea de Barcelona*”, ERF i BR elaboraren un d'aquests tan imperfectes com útils índexs ambientals, concretament l'anomenat índex de fragilitat ecopaisatgística (*IFE*). La finalitat de l'*IFE* era disposar d'una parametrització senzilla i eloqüent de la fragilitat del paisatge en un context mediterrani. Una parametrització que inclinés a introduir mesures cautelars, correctores o limitatives en la projectació. Es tractava d'incorporar un nou factor a la matriu d'elements quantificables que manipula el projectista.

L'*IFE* era un índex autoecològic que només integrava paràmetres anantròpics (precipitació, natura del substrat i pendent). Resultava interessant, però excessivament abstracte a efectes de la gestió territorial. Per això va semblar procedent enriquir-ne el significat paisatgístic real, més enllà del purament teòric, amb la incorporació d'un quart paràmetre de natura antròpica: els usos del sòl. És així com va néixer el projecte de l'índex de vulnerabilitat del territori (*IVT*)¹²¹. En la seva formulació inicial, l'*IVT*₁ - anomenat aleshores simplement *IVT* - integrava quatre paràmetres ambientalment molt significatius:

i) La *pluviometria anual* (U_1), determinant de la capacitat de cicatrització del paisatge, en la mesura que està en raó directa de la puixança i rapidesa de la revegetació espontània i, per tant, de la fixació del sòl i de la recuperació estètica del paratge. De fet, és millor treballar amb la pluviometria estival, realment limitadora de la vegetació, però les dades són més difícils d'obtenir i, al capdavant, a la Mediterrània hi ha una correspondència més que suficient entre el comportament pluviomètric anual i estival.

¹²¹ Creació de Ramon Folch (ERF) i Joan Marull (BR), amb la participació històrica d'Antoni París (ERF) en l'assaig precedent de l'*IFE*. Del treball conjunt entre ERF i BF van sortir els documents “*L'Índex de Fragilitat Ecopaisatgística (IFE). Aportació a la parametrització dels fenòmens socioambientals*” i “*L'Índex de Vulnerabilitat del Territori. Proposta de desenvolupament conceptual i cartogràfic*”, lliurats al Conseller de Medi Ambient [Barcelona, 14.09.00] i al Conseller de Política Territorial i Obres Públiques [Barcelona, 9.01.01] respectivament.

ii) La *litologia o natura del substrat* (U_2), factor que determina que l'indret afectat sigui una àrea bona o mala administradora de l'aigua de pluja i coadjuva decisivament a exaltar els efectes del pendent i de la pluviometria. És, per tant, un indicador de la solidesa o fragilitat geològica.

iii) El *pendent mitjà* (U_3), que exalta els efectes erosius i està en raó directa amb la superfície planimètrica real de qualsevol terrabuit o terraplè resultant de moviments de terres o de la inscripció d'obres en el paisatge, i també de la inestabilitat geològica subsegüent. Reforça la variable U_4 , car el pendent ha estat històricament un element clau en la definició del usos del sòl.

vi) *Els usos del sòl* (U_4), és la variable que més caracteritza el paisatge real, fins al punt que, en bona mesura, coincideix amb el paisatge antròpic pròpiament dit.

L' IVT_1 s'assajà bàsicament a la regió metropolitana de Barcelona¹²², on el clima mediterrani és relativament homogeni. Aquest fet facilità l'obtenció d'uns resultats interessants, que coincidien globalment amb la percepció subjectiva de la vulnerabilitat del territori a partir del coneixement expert. Era clar, però, que l'índex era encara molt rudimentari i que difícilment mostraria tanta eficàcia en la valoració de situacions territorialment més extremes. La superació d'aquestes limitacions s'inicià amb la incorporació al grup de treball d'experts en els flancs mal resolts. Durant aquest període van aparèixer també bases de dades abans no disponibles, de manera que va semblar oportú parlar d'una segona aproximació de l' IVT_1 . Més encara: el mateix nom de l'índex ha evolucionat cap a un índex de vulnerabilitat de la matriu territorial, en

concordança amb els criteris terminològics que s'han anat obrint pas en els darrers anys¹²³.

3.3.2. El plantejament

L' IVT_1 va néixer com un algorisme susceptible de ser representat cartogràficament. La seva simplicitat inicial permetia un càlcul *ad hoc* cas per cas, de manera que els seus usuaris podien calcular-lo sense esforç i, sobretot, sense necessitat d'un criteri excessivament expert: bastava que complimentessin les variables de l'algorisme a partir d'una taula de possibilitats molt simple. La disponibilitats de mapes amb l' IVT_1 ja calculat i representat cartogràficament per a àmplies zones era un simple avantatge afegit.

L' IVT_2 no presenta aquestes característiques. El seu algorisme de càlcul és molt més elaborat, de manera que demana el criteri d'un equip transdisciplinar i unes fonts d'informació que no són a l'abast de tothom. Per això en cal una bona representació cartogràfica, associada a un SIG, que en permeti la utilització baldament no se'n sàpiga fer el càlcul. Naturalment que això planteja problemes d'escala i de bases de dades, i aquesta és la raó per la qual, de moment, només ha estat possible calcular i representar l' IVT_2 de Catalunya fins a una escala màxima de 1:100.000 o de denominador més gran (escala òptima: 1:250.000). Tanmateix, continua essent possible calcular-lo *ad hoc* i representar-lo a l'escala que calgui en treballs sectorials de gra fi, si en aquell territori es disposa de les bases de dades necessàries.

L' IVT_2 (d'ara en endavant l'anomenarem simplement IVT , per a simplificar posteriors anotacions) en

¹²² MARULL, J. 2003. *La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis*. Folch, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. CUIIMP & Diputació de Barcelona. 141-158.

¹²³ En el llibre "*El Territorio como sistema*" (FOLCH, et al, 2003), la "matriu territorial" es defineix com el "territori" entès com el mosaic d'espais i usos on viuen i es desenvolupen els individus de les diferents espècies, la humana inclosa. És un concepte més pròxim al de "matriu biofísica" (conjunt de vectors abiòtics i biòtics subjacent en tot territori), que és la idea tradicional de territori assumida pels professionals de les ciències naturals, enfront de la idea més esbiaixada cap a la percepció antròpica pròpia dels tècnics.

consonància amb totes les reflexions precedents, persegueix dos objectius bàsics:

i) *Mesurar la resiliència potencial de la matriu territorial* davant de perturbacions que podrien ocasionar el desenvolupament de plans o projectes urbanístics o infraestructurals.

ii) *Desenvolupar una metodologia paramètrica* útil per a l'avaluació ambiental estratègica de la planificació territorial i fins i tot del planejament.

L'establiment dels objectius de l'IVT es fonamenta en els següents criteris:

i) *Transferència i innovació*. Aproximació conceptual sistèmica que permeti transformar els actuals coneixements sobre geologia i ecologia del paisatge en eines de base matemàtica útils per a la gestió territorial.

ii) *Aplicabilitat*. Desenvolupament d'una metodologia paramètrica aplicada que, juntament amb altres índexs socioecològics, permeti l'avaluació ambiental estratègica.

iii) *Fiabilitat*. Selecció i interacció experta dels paràmetres per tal que l'algorisme de càlcul presenti el fenomen de manera exacta.

iv) *Modelització*. Construcció d'un sistema de paràmetres, indicadors i índexs que representin un model vàlid i exportable.

v) *Encapsulació*. Integració modular de la informació en successius nivells jeràrquics que facin del model una veritable "caixa d'eines" que l'usuari pugui utilitzar d'acord amb les seves necessitats.

vi) *Transparència*. Verificabilitat de totes les fórmules i opcions de càlcul o representació.

v) *Utilitat*. Supeditació d'objectius a les necessitats de la gestió territorial per davant d'exercicis purament acadèmics.

En definitiva, l'IVT representa una síntesi integradora de tres variables biofísiques: geologia, hidrologia i cobertes vegetals; algunes de les quals, a son torn, ja integren altres fenòmens abiòtics de rang superior, com el clima i l'orografia. Aquestes variables, transversalment, permeten d'avaluar els factors estudiats: vegetació, substrat, aigua i, per tant, la matriu territorial.

Així concebut, l'IVT és un sistema jerarquitzat de quinze paràmetres que generen sis indicadors que s'integren en tres índexs parcials per a fondre's en l'índex global (FIGURA 6). Cada un d'aquests elements és portador d'informació en ell mateix, de manera que, d'acord amb els principis de la transparència i de l'encapsulació suara exposats, pot ser rescatat per l'usuari com a eina independent aplicable a les seves particulars necessitats; tanmateix, és dubtós que un sol paràmetre considerat aïlladament aporti gaire clàries territorials, de forma que la presumible utilitat comença de debò en els indicadors.

Per a comprendre el significat de l'IVT cal una breu explicació prèvia de cada un dels tres índexs parcials que l'integren. Seguidament, les mètriques emprades s'exposaran amb detall en els apartats corresponents.

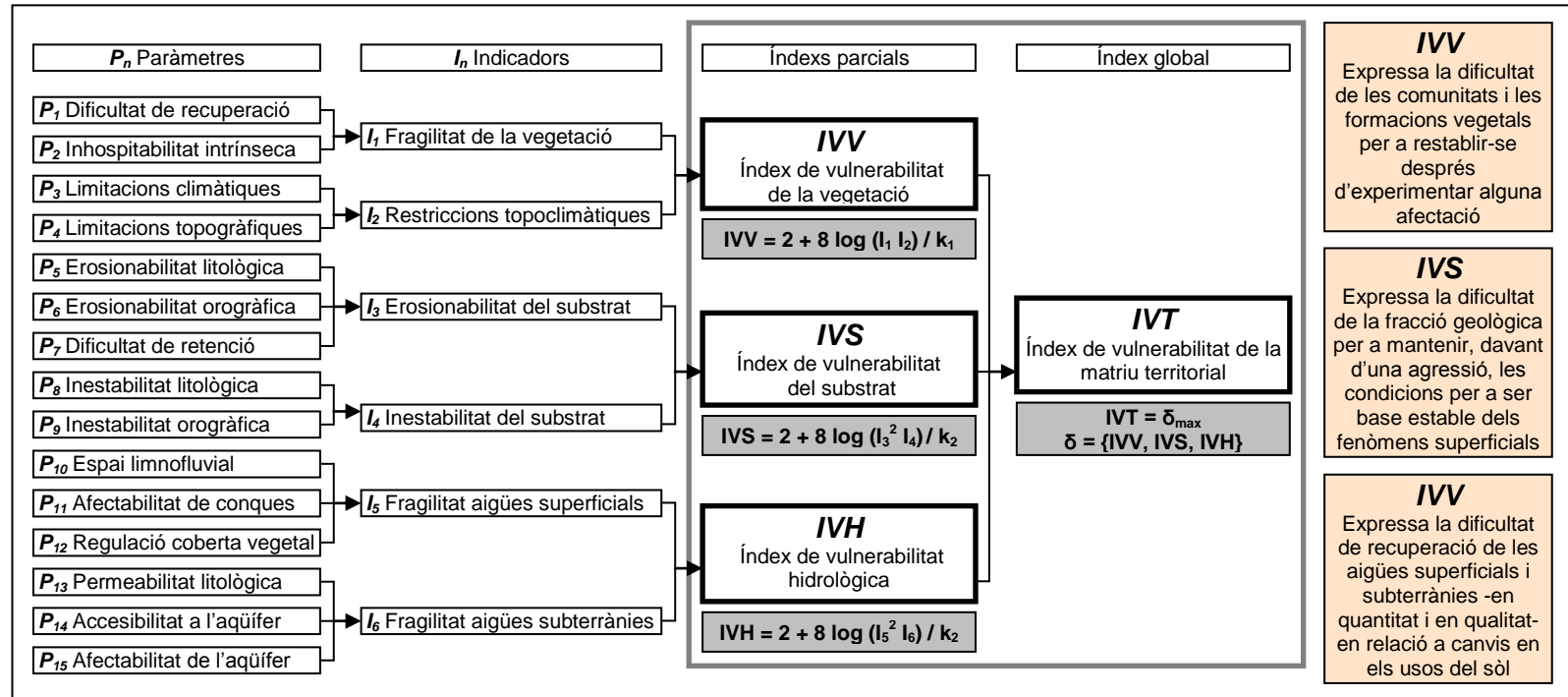
i) L'índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV) expressa la dificultat de les comunitats vegetals per a recuperar-se després d'una alteració. Aquesta resiliència és resultat de la concurrència de factors intrínsecs i ambientals que comprenen les estratègies de vida de les espècies, les particularitats ecològiques dels hàbitats i els condicionants del territori.

ii) L'índex de vulnerabilitat del substrat (IVS) posa de manifest la dificultat de la fracció geològica per a mantenir, en front d'una agressió d'origen antròpic, les

condicions que la converteixen en base estable dels fenòmens superficials.

iii) L'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) representa la fragilitat intrínseca de les aigües superficials i subterrànies continentals, en el que respecta a la seva quantitat i qualitat, en relació a actuacions urbanístiques o canvis en els usos del sòl.

FIGURA 6. Esquema del procediment metodològic seguit pel càlcul de l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (*IVT*).



3.4. La resiliència de les cobertes del sòl

L'índex de vulnerabilitat de la vegetació (*IVV*) és el primer dels índexs parcials que porten a l'*IVT*. És ja un veritable índex en el càlcul del qual intervenen dos indicadors: la fragilitat de la vegetació (*I₁*) i les restriccions topoclimàtiques que afecten les comunitats vegetals (*I₂*).

3.4.1. La vulnerabilitat de la vegetació

L'*IVV* expressa la dificultat de les comunitats i formacions vegetals per a recuperar-se després d'haver experimentat alguna afectació. En aquest sentit, es consideren molt vulnerables les comunitats vegetals que triguen a recuperar-se o no es poden recuperar en absolut, mentre que són poc vulnerables les comunitats que recuperen la seva composició i aspecte inicials en poc temps i sense gaire dificultats.

L'aproximació conceptual

El concepte de vulnerabilitat, per tant, no ha de ser confós amb el de fragilitat. L'*IVV* no expressa la sensibilitat davant del greuge, sinó la dificultat de refer-se'n. Tampoc no expressa el "valor" biològic o socioambiental de la comunitat. L'*IVV* valora bàsicament la dinàmica de la coberta vegetal.

L'*IVV* es refereix a la vegetació, és a dir a les comunitats vegetals, no pas a les plantes considerades per separat. La vulnerabilitat dels individus vegetals pot ser alta i, en canvi, si són fàcilment substituïts per unes altres generacions, pot ser baixa la de les comunitats que conformen; en aquest cas, es tractaria de vegetació poc vulnerable, feta d'individus molt vulnerables. La situació inversa és perfectament imaginable: un bosc d'arbres poderosos i resistents, però insubstituïbles un cop destruïts. L'*IVV* expressa el concepte de capacitat de

les comunitats per a restaurar l'aspecte i composició inicials, sigui amb els mateixos individus recuperats de l'afectació, sigui amb uns altres que els substitueixen.

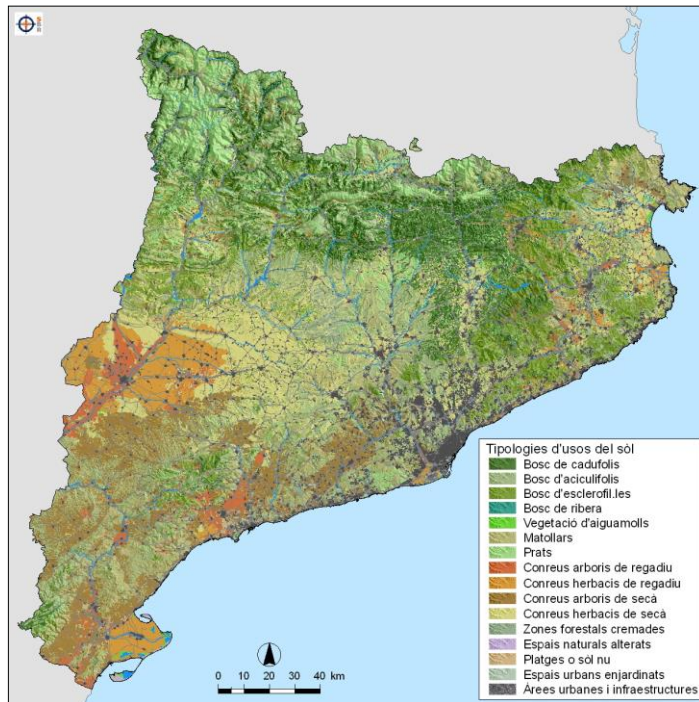
El creixement i la capacitat de recuperació de la vegetació és el resultat de la concurrència de factors intrínsecs i ambientals que operen a escales espaciotemporals molt contrastades i que comprenen les espècies vegetals i les seves estratègies de vida i regeneració, les particularitats ecològiques dels hàbitats concrets que ocupen i els condicionants generals del territori¹²⁴. Es comprèn que aquesta capacitat de la vegetació depèn de les característiques biològiques de les plantes, però també del context ambiental en què viuen. Per això s'arriba a l'*IVV* a partir de dos indicadors: la fragilitat de la vegetació (*I₁*) i les restriccions topoclimàtiques (*I₂*), en el càlcul dels quals intervenen quatre paràmetres: la dificultat de recuperació (*P₁*), la inhospitalitat intrínseca (*P₂*), les limitacions climàtiques (*P₃*) i les limitacions topogràfiques (*P₄*).

La cartografia dels hàbitats

L'*IVV* recull aquest plantejament conceptual i l'adapta al cas de la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC), que s'ha triat com a informació de base d'aquest índex. La CHC fa un tractament més aviat sintètic, amb unitats resultants de l'agrupació d'associacions fitocenològiques de caràcter divers i ecològicament contrastat que cobreix tot Catalunya (MAPA 7). Altrament, ha estat generada amb criteris prou homogenis que permeten una anàlisi geogràfica força consistent, cosa que no s'hauria pogut aconseguir solapant mapes de deferent procedència, quasi tots generats amb mètodes molt diversos i recobriments territorials parcials. Per tot això, ens hem decantat per la CHC com a document de referència.

¹²⁴ TERRADAS, J., 2001. Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Editorial Omega.

MAPA 7. Representació de la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya reclassificada segons les principals tipologies d'usos del sòl (Departament de Medi Ambient i Habitatge, 2004).



Els hàbitats que pren en consideració la CHC estan definits bàsicament, amb alguna excepció, a partir de la vegetació vascular (les anomenades plantes superiors, per oposició a molses, hepàtiques, etc.), perquè aquesta hi pren una importància cabdal, atès que sol ser la part de l'ecosistema que aporta el percentatge més elevat de biomassa. A més, la tipificació de la vegetació vascular a Catalunya porta dècades d'estudi, de manera que podem partir d'esquemes relativament assajats i exhaustius per a tot el territori. L'experiència demostra que, a la pràctica, el coneixement de les fitocenosis -la fracció vegetal dels ecosistemes- permet deduir moltes de les característiques físiques del medi que afecten la resta d'organismes.

Plantegem, doncs, una aproximació a la dificultat de recuperació de la vegetació basada en la CHC obtinguda a partir de dos indicadors, com ja s'ha

apuntat: les pròpies limitacions dels hàbitats i de les espècies que hi viuen, és a dir la fragilitat de la vegetació (I_1), i les limitacions imposades pels factors ambientals que operen a escala local i a escala general, o sigui les restriccions topoclimàtiques (I_2).

3.4.2. La fragilitat de la vegetació

L'indicador de la fragilitat de la vegetació (I_1) expressa els aspectes propis de les espècies i dels hàbitats que limiten el creixement dels vegetals i que, per tant, els fan sensibles a qualsevol agressió. Es basa en dos components o paràmetres: la dificultat de recuperació de les espècies i els nivells d'inhospitalitat intrínseca dels hàbitats en què hi viuen.

La dificultat de recuperació (P_1)

La dificultat de recuperació de les espècies dominants en cada comunitat incideix directament en la capacitat de regeneració d'aquesta comunitat quan és afectada per una pertorbació. El paràmetre P_1 expressa aquesta dificultat.

Els hàbitats de la CHC han estat reagrupats per la capacitat de recuperació de llurs espècies dominants, estimada a partir de les formes vitals inicialment identificades per Raunkjaer¹²⁵. Aquestes formes vitals resumeixen un gran nombre d'atributs biològics, tant morfològics com funcionals, de les espècies vegetals, i també indiquen l'adaptació a unes determinades restriccions ambientals. Les formes vitals de Raunkjaer, redefinides posteriorment per Ellenberg i altres autors, estan basades en la posició de les gemmes de resistència, o altres elements de regeneració, durant els períodes desfavorables que els impedeixen una normal vida vegetativa. Són les següents:

¹²⁵ RAUNKJAER, C. 1937. *Plant life forms*. Clarendon. Oxford.

i) *Faneròfits*: plantes llenyoses altes amb les gemmes a més de 50 cm del sòl.

ii) *Camèfits*: plantes llenyoses altes amb les gemmes a menys de 50 cm del sòl.

iii) *Hemicriptòfits*: plantes herbàcies perennes o biennals amb les gemmes arran de terra.

iv) *Geòfits*: plantes herbàcies perennes amb les gemmes protegides sota terra.

v) *Hidròfits*: plantes herbàcies perennes amb les gemmes dins l'aigua.

vi) *Helòfits*: plantes herbàcies perennes amb gemmes o òrgans resistents dins i fora de l'aigua.

vii) *Teròfits*: plantes herbàcies anuals (resistència en forma de llavors).

El reagrupament efectuat, en base a les formes vitals de Raunkjaer, es presenta a continuació:

- Exclosos¹²⁶

0. *Capacitat de recuperació alta*: teròfits, helòfits i hidròfits; conreus herbacis.

1. *Capacitat de recuperació mitjana*: hemicriptòfits, geòfits i faneròfits rizomatosos, nanofaneròfits germinadors de comunitats pioneres, conreus llenyosos.

2. *Capacitat de recuperació baixa*: faneròfits rebrotadors i germinadors no pioners.

¹²⁶ Per definir les zones excloses s'ha utilitzat la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC). Els polígons corresponents a les categories 86a (àrees urbanes i industrials, inclosa la vegetació ruderal associada), 86c (àrees urbanitzades, amb claps importants de vegetació natural), 86d (llocs arqueològics) i 89b (basses d'aigua dolça industrials, agrícoles, grans canals i estanys ornamentals), esdevenen polígons exclosos quan encapçalen la llegenda d'hàbitats del polígon (Llh1) amb un major recobriment. Definició vàlida d'ara en endavant.

3. *Capacitat de recuperació molt baixa*: camèfits i geòfits bulbosos.

La informació de base és, com s'ha dit, la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC). Es tracta d'una cartografia temàtica digital en què els elements que s'han representat i digitalitzat georeferenciadament són els sistemes i subsistemes naturals que es poden identificar en el territori català, i que suposen els hàbitats de les espècies i la base de la biodiversitat a Catalunya. L'element temàtic que s'ha de representar en aquesta cartografia és la Llista dels Hàbitats de Catalunya (LHC), construïda com una adaptació al territori català del CORINE Biotopes Manual of the European Community. Es disposa del total dels 89 fulls de tall 1:50.000 que afecten el territori català.

Es parteix, doncs, de la cartografia i de la llista dels hàbitats a Catalunya. Quan en un polígon s'inclou més d'un tipus d'hàbitat i, per tant, més d'una llegenda, es té en compte el recobriment de la llegenda per ponderar el valor de cada polígon cartografiat dins el mapa d'hàbitats. El procés d'obtenció del paràmetre es detalla al quadre següent:

El procés d'obtenció:

La dificultat de recuperació (P_i)

Es pondera el valor del paràmetre per a cada polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment.

$$P_i = \sum (r_i D_i)$$

$$D = \{0, 1, 2, 3\}$$

On r és el recobriment de l'hàbitat per polígon i D la dificultat de regeneració per hàbitat.

Es considera el valor mitjà dels hàbitats per polígon. S'arrodoneixen els resultats a valors enters entre 0 i 3:

- 0. Baixa. Teròfits, helòfits, hidròfits i conreus herbacis.
- 1. Mitjana. Hemicriptòfits, geòfits, etc.
- 2. Alta. Faneròfits rebrotadors i germinadors no pioners.
- 3. Molt alta. Camèfits i geòfits bulbosos.

Les dades de partida de P_1 són ja un mapa digital a escala 1:50.000 (CHC), de manera que l'expressió cartogràfica d'aquest paràmetre és escalarment idònia entre 1:50.000 i 1:1.000.000 o més, i informativament coherent i fiable. En podem veure els resultats:

TAULA 2. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_1 (dificultat de recuperació):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	654.276,90 ha	20,40 %
Mitjana	850.049,63 ha	26,51 %
Alta	1.536.953,10 ha	47,93 %
Molt alta	55.624,60 ha	1,73 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

S'evidencia una clara dominància de zones amb dificultats de recuperació mitjana i alta, fet esperable en una matriu territorial dominada per comunitats arbustives i arbòries. La simplicitat del paràmetre no permet, tanmateix, anar més enllà en la interpretació dels resultats: P_1 posa de manifest la capacitat de regeneració dels diversos hàbitats en una Catalunya ideal, sense cap efecte climàtic ni topogràfic. Així, surten igualment valorats els carrascars eixarreïts de la Plana d'Urgell i les fagedes dels fons de vall eutròfics de la Garrotxa. Cal, per tant, ajustar la valoració de la capacitat de recuperació de la vegetació amb característiques pròpies de cada hàbitat, i també amb paràmetres ambientals de caire local i general.

La inhospitabilitat intrínseca (P_2)

El paràmetre P_2 té per objecte modular l'anterior en funció de les característiques de l'entorn. En efecte, ajusta la capacitat de recuperació intrínseca de les espècies a les particularitats ecològiques de cada hàbitat i també sobre la base de la CHC. El reagrupament de classes efectuat ha estat el següent:

0. *Inhospitabilitat baixa*: hàbitats òptims (eutròfics, humits, etc.).

1. *Inhospitabilitat mitjana*: hàbitats mèsics.

2. *Inhospitabilitat alta*: hàbitats mesohalins i mesoxèrics.

3. *Inhospitabilitat molt alta*: hàbitats extrems (salins, guixencs, sorrencs, rocosos i àrids en general).

Per a establir l'algorisme de càlcul s'ha seguit el mateix procediment que en el paràmetre anterior, ajustat al reagrupament corresponent. Es parteix de la Cartografia dels Hàbitats de Catalunya. Quan en un polígon s'inclou més d'un tipus d'hàbitat i per tant més d'una llegenda, es té en compte el recobriment de la llegenda per ponderar el valor de cada polígon cartografiat dins el mapa d'hàbitats. Així, el procés d'obtenció del paràmetre s'ha realitzat com segueix:

El procés d'obtenció:

La inhospitabilitat intrínseca (P_2)

Es pondera el valor del paràmetre per a cada polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment.

$$P_2 = \sum (r_i l_i)$$

$$l = \{0, 1, 2, 3\}$$

On r és el recobriment de l'hàbitat per polígon i l la inhospitabilitat de l'hàbitat.

Es considera el valor mitjà dels hàbitats presents en cada polígon. S'arrodoneixen els resultats:

- 0. Baixa. Hàbitats òptims (eutròfics, humits, etc.).
- 1. Mitjana. Hàbitats mèsics.
- 2. Alta. Hàbitats mesohalins i mesoxèrics.
- 3. Molt alta. Hàbitats extrems (salins, sorrencs, etc.).

Respecte l'expressió cartogràfica, com al cas de P_1 , les dades de partida de P_2 són ja un mapa digital a escala 1:50.000 (CHC). Per tant, l'expressió cartogràfica d'aquest paràmetre és escalarment idònia entre 1:50.000 i 1:1.000.000 o més, i informativament coherent i fiable. Els resultats obtinguts a Catalunya son els següents:

TAULA 3. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_2 (inhospitatilitat intrínseca):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	233.275,06 ha	7,27 %
Mitjana	658.739,26 ha	20,54 %
Alta	2.113.837,47 ha	65,92 %
Molt alta	91.052,44 ha	2,84 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

S'evidencia una accentuada dominància de les zones altament inhòspites, propiciadores d'hàbitats mesoxèrics - amb tendència a una certa aridesa- i fins i tot discretament salins. En aquest cas, el paràmetre recull una bona aproximació a la realitat territorial de la resiliència de la vegetació, atès que els hàbitats són caracteritzats per les espècies amb rangs ecològics determinats per la concurrència de factors intrínsecs i ambientals, a diferents escales espacials i temporals.

El càlcul de la fragilitat de la vegetació (I_1)

La combinació dels paràmetres P_1 i P_2 permet establir l'indicador I_1 , que expressa la fragilitat de la vegetació, és a dir, la sensibilitat de les comunitats vegetals davant de qualsevol agent pertorbador. Una fragilitat alta equival a una comunitat que acusa l'agressió i/o que té dificultats per a retornar a l'estat inicial.

La interacció de paràmetres i indicadors en índexs es considera una fase limitant del desenvolupament dels sistemes paramètrics¹²⁷, atesa la multitud de possibles combinacions i la manca d'informació per a decidir quina d'elles optimitza l'índex final. El judici expert, juntament amb el procediment de prova-erros amb aproximacions successives, és el mètode que, per força, s'acaba imposant en la majoria de casos. A l'hora de triar els possibles mètodes de relació de paràmetres en algorismes d'ordre superior es recomana l'ús de les combinacions més simples. Per

¹²⁷ ANDREARSEN J.K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R. & N.C. SLOSSER. 2001. *Considerations for a terrestrial index of ecological integrity*. Ecological Indicators, 1. 21-35.

això, i a manca d'informació més detallada, s'ha optat per a combinar P_1 i P_2 de la forma més senzilla possible, fent-ne la suma aritmètica, sense assignar pesos diferencials per a obtenir I_1 .

El procés d'obtenció:

La fragilitat de la vegetació (I_1)

Mitjançant àlgebra de mapes, es combinen els paràmetres P_1 i P_2 , segons la fórmula següent:

$$I_1 = 1 + (P_1 + P_2) / 2$$

Això ha generat com a resultat un mapa amb valors enters:

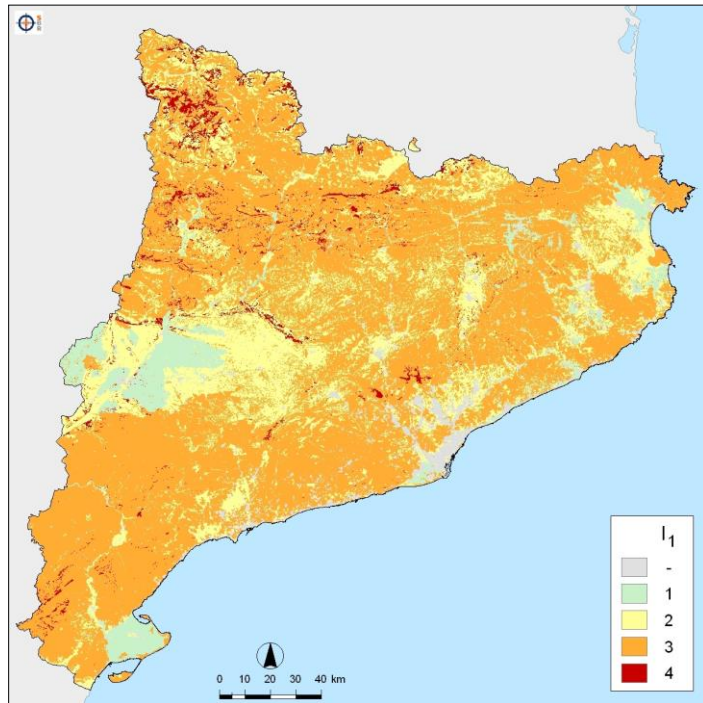
1. Baixa
2. Mitjana
3. Alta
4. Molt alta

El mapa de la fragilitat de la vegetació a Catalunya és molt eloqüent (MAPA 8). Mostra uns nivells mitjans o alts per a la majoria del territori, circumstància que coincideix amb la percepció experta i que cal considerar raonablement objectivada a la vista de la fiabilitat i de la idoneïtat escalar de les dades de base. A continuació es mostren els resultats obtinguts (TAULA 4).

TAULA 4. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució de l'indicador I_1 (fragilitat de la vegetació):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	191.548,53 ha	5,97 %
Mitjana	752.568,21 ha	23,47 %
Alta	2.077.029,45 ha	64,77 %
Molt alta	75.758,04 ha	2,36 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 8. Indicador I_1 (fragilitat de la vegetació) a Catalunya.



Els esforços es centraran a partir d'ara a optimitzar aquesta valoració amb les variacions locals i regionals que es poden donar en la capacitat intrínseca que tenen els hàbitats de recuperar-se. Per exemple, és obvi que la capacitat de recuperació d'un alzinar al peu del Montseny o als vessants de la serra de Llaberia no pot ser la mateixa, ni per la quantitat de pluja que hi cau, ni per la situació topogràfica en què creixen uns i altres.

3.4.3. Les restriccions topoclimàtiques

L'indicador de les restriccions topoclimàtiques (I_2)¹²⁸ expressa els factors abiòtics majors que graviten sobre la vegetació i que, per tant, condicionen la capacitat d'ocupació espacial. Aquestes característiques queden expressades per dos

paràmetres: les limitacions climàtiques i les limitacions topogràfiques.

Les limitacions climàtiques (P_3)

Els dos factors bàsics que limiten a nivell general el creixement de la vegetació són la temperatura i la pluviositat. El creixement dels vegetals és limitat per l'acumulació suficient d'una determinada quantitat de calor -l'anomenada integral tèrmica-, però també, especialment al món mediterrani, per la disponibilitat hídrica. Ambdós components queden combinats en l'evapotranspiració real (ETR), una mesura de la quantitat d'energia, expressada en mm d'aigua evapotranspirada, que pot mobilitzar una planta -i que, per tant, pot ser utilitzada per a funcions biològiques com el creixement-, en funció de l'aigua disponible i de l'energia externa (solar) de què disposa per a mobilitzar-la. L'ETR és considerada, per això, un bon indicador de la producció i la capacitat de creixement dels vegetals.

El paràmetre P_3 , mitjançant discretitzacions dels valors de l'ETR, expressa les limitacions que el clima imposa sobre la vegetació, ja que és una mesura de l'energia aplicable a la producció vegetal:

0. *Limitació climàtica baixa.* $ETR > 500$ mm.
1. *Limitació climàtica mitjana.* $ETR = 500 - 450$ mm.
2. *Limitació climàtica alta.* $ETR = 450 - 400$ mm
3. *Limitació climàtica molt alta.* $ETR < 400$ mm.

El càlcul de l'ETR és tanmateix complex, atès que per a assolir resultats prou afinats, a més de les disponibles, caldrien dades encara no disponibles, com la profunditat del sòl o l'evapotranspiració potencial per als diversos tipus de vegetació i usos del sòl. L'escala de treball i l'extensió territorial de l'IVT no permet, ni de bon tros, prendre en consideració aquestes variables. Per aquest motiu s'ha optat per

¹²⁸ Alguns autors prefereixen el terme *morfoclimàtic* al terme *topoclimàtic*.

un mètode més aproximat que, no obstant això, és acceptable en termes ecofisiològics per a l'escala de treball de l'IVT. En efecte, malgrat la seva simplicitat, els resultats s'ajusten significativament al coneixement expert que tenim de les àrees ben conegudes.

Es parteix del mapa anual de temperatures mitjana mensual de Catalunya i del mapa anual de precipitació mitjana mensual de Catalunya (MAPES 3 i 4). Aquests mapes han estat generats utilitzant tècniques estadístiques (regressió múltiple amb correcció de residus), SIG i interpolació espacial (invers de la distància al quadrat, *kriging*, etc.), a partir de les dades de les estacions meteorològiques.

Procés de càlcul:

L'evapotranspiració potencial ajustada

$$Epa = 16[10Tm/l]^a 22$$

Un cop calculada l'ETP, s'ha obtingut una estimació de l'ETR a partir d'una aproximació a la relació entre ETR i ETP (Ea):

$$Ea = ETR / ETP = (pk / 1+pk) 1 / k$$

Essent $p = \text{pluja} / ETP$ i $k = 2$. Llavors, podem obtenir:

$$ETR = Ea ETP$$

I és un índex de calor anual que s'obté mitjançant la suma dels índexs mensuals, o sigui que:

$$I = \sum i$$

Aquests índexs mensuals i s'obtenen de la següent relació:

$$i = (Tmed / 5) 1.514$$

Es calcula l'índex I per als dotze mesos de l'any:

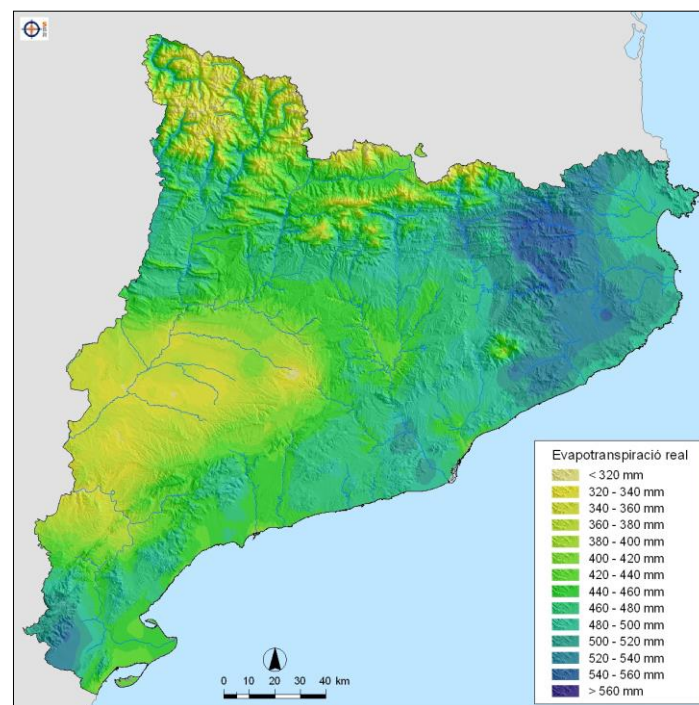
$$I = \sum (Tmed / 5) 1.514$$

L'exponent a de l'equació es calcula de la següent manera:

$$a = 0,000000675 I3 - 0,0000771 I2 + 0,01792 I + 0,49239$$

El mètode es basa en el càlcul previ de l'evapotranspiració potencial (ETP) mitjançant el mètode empíric de Thornwaite¹²⁹, que relaciona la temperatura mitjana mensual (Tm) i l'evaporació potencial ajustada per a un mes tipus de 30 dies, amb 12 hores de sol possibles (Epa). Un cop calculada l'ETP, s'ha obtingut una estimació de l'ETR (MAPA 9) a partir d'una aproximació a la relació entre ETR i ETP (Ea)¹³⁰, proposada a partir d'un primer mètode desenvolupat per Hsuen-Chun¹³¹.

MAPA 9. Càlcul de les mitjanes anuals de l'evapotranspiració real (ETR) a Catalunya.



¹²⁹ THORNWAITE, C.W. 1948. *An approach toward a rational classification of climate*. Geographical Review, 38. 55-94.

¹³⁰ PIÑOL, J. 1990. *Hidrologia i biogeoquímica de conques forestades de les muntanyes de Prades*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.

¹³¹ HSUEN-CHUN, Y. 1988. *A composite method for estimate annual actual evapotranspiration*. Hydrological Science Journal, 33. 345-356.

Un cop realitzat el càlcul previ de l'evapotranspiració potencial ajustada (Epa), s'obté una estimació de l'evapotranspiració real, en la que finalment és basa el procés d'obtenció de P_3 .

El procés d'obtenció:

Les limitacions climàtiques (P_3)

Generació del mapa d' ETR a partir de les bases de dades, amb una resolució de píxel de 180 metres en relació a les dades de partida, seguint la metodologia explicada.

Rasterització del mapa per poder treballar amb la resta de bases de dades amb una resolució de 30 metres.

Reclassificació seguint la valoració experta en funció dels intervals que intervenen en les necessitats de supervivència de la vegetació (valors enters entre 0 i 3).

0. Baixa. ETR > 500 mm.
1. Mitjana. ETR compresa entre 500 i 450 mm.
2. Alta. ETR compresa entre 450 i 400 mm.
3. Molt alta. ETR < 400 mm.

La representació cartogràfica del paràmetre P_3 mostra l'existència de tres àrees a Catalunya en termes de limitacions climàtiques per a la vegetació. Hi ha una Catalunya oriental amb una ETR alta i, per tant, amb unes limitacions climàtiques baixes; un arc tot al voltant de la depressió de l'Ebre que té unes limitacions mitjanes; i dues zones amb ETR francament baixes i, doncs, amb elevades limitacions climàtiques: la depressió de l'Ebre i els altiplans de la Catalunya central, molt afectats per les baixes precipitacions, i els Pirineus centrals, que pateixen els efectes limitants de les baixes temperatures hivernals.

TAULA 5. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_3 (limitacions climàtiques):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	525.883,41 ha	16,40 %
Mitjana	1.214.381,88 ha	37,87 %
Alta	686.024,28 ha	21,39 %
Molt alta	670.614,66 ha	20,91 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

Convé subratllar l'aparent paradoxa de que coincideixen amb limitacions altes (ETR baixes) àrees de la Catalunya subàrida interior i dels Pirineus centrals catalans. De fet, és comuna la creença que l'abundor relativa de precipitacions crea un espai propici per a la vegetació a l'alta muntanya pirinenca. En realitat la vegetació hi viu en condicions força precàries, sigui per la intensitat i durada dels freds hivernals, sigui per l'escassetesa d'aigua edàfica realment accessible que el mateix fred provoca en glaçar els estocs disponibles. Els esclats primaverals distorsionen la percepció d'un ambient climàticament molt hostil, no pas per àrid -aquest sí que és el cas de la Catalunya central-, però sí per fred. Ben diferent és el cas de la muntanya mitjana pre-pirinenca i pirinenca, on sí que l'ETR és alta i les limitacions baixes, però aquestes zones no pertanyen a l'alta muntanya, sinó que en constitueixen el sòcol o els contraforts.

Les limitacions topogràfiques (P_4)

El paràmetre P_4 recull les limitacions ambientals locals especialment relacionables amb la topografia. Són importants i significatives perquè la topografia afecta la retenció d'aigua i sòl bàsicament a través de dos factors: el pendent i la concavitat del terreny. Aquest paràmetre, doncs, reflecteix les restriccions locals del creixement de la vegetació a partir d'aquests dos factors, combinats en les categories següents:

0. *Limitació topogràfica baixa.* Pendents inferiors a 12° en àrees còncaves o planes.

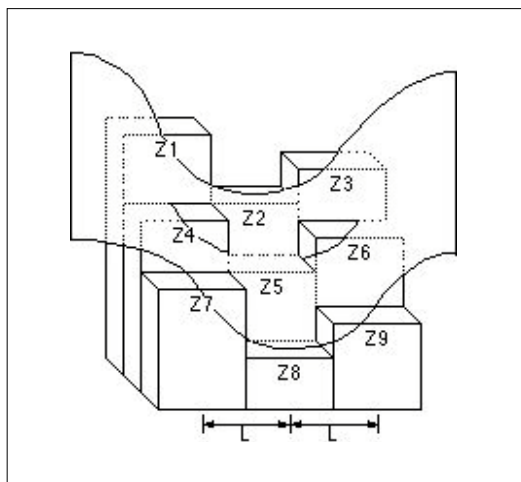
1. *Limitació topogràfica mitjana.* Pendents inferiors a 12° en àrees convexes.

2. *Limitació topogràfica alta.* Pendents entre 12° i 40°.

3. *Limitació topogràfica molt alta.* Pendents superiors a 40°.

El càlcul d'aquest paràmetre es limita a una discretització dels valors dels pendents, amb la modificació afegida que suposa la consideració de la concavitat o convexitat dels polígons considerats. Aquesta modificació comporta algunes complicacions de càlcul, tal com s'exposa en el requadre (FIGURA 7). Els valors dels intervals es basen en classificacions per a l'ús agronòmic i forestal¹³².

FIGURA 7. La curvatura d'una superfície (C) es calcula sobre una base de cel·la per cel·la i pot definir-se com la taxa de canvi en el pendent.: $C = -2 (D + E) * 100$; essent $D = [(Z4 + Z6) / 2 - Z5] / L2$ i $E = [(Z2 + Z8) / 2 - Z5] / L2$; on Z és l'altitud de la cel·la i L la seva resolució.



Es parteix del model digital de pendents que aporta el mapa publicat per l'Institut Cartogràfic de Catalunya l'any 2002. Es tracta d'altituds ortomètriques, referides als sistemes geodèsics de referència oficials, extretes de la base altimètrica de Catalunya en malla regular i distribuïdes segons una quadrícula en la projecció UTM. La base es genera a partir d'informació recollida del mapa topogràfic de Catalunya a escala 1:5.000, el qual permet construir un model topogràfic (d'elevacions del terreny) i conèixer l'altura d'un punt amb una precisió de 2 m d'error quadràtic mitjà, llevat

de les àrees de morfologia complexa, on pot ser més gran. El procés d'obtenció del paràmetre P_4 s'especifica tot seguit:

El procés d'obtenció:

Les limitacions topogràfiques (P_4)

Generació, a partir d'un model digital d'elevacions (resolució de 30x30 m), del model digital de pendents, que identifica la màxima diferència altimètrica per píxel en relació als píxels propers. El grau de pendent és un valor entre 0 i 90°, calculat a partir de grups de cel·les de 3x3 píxels. L'algorisme és:

$$\begin{aligned} \text{Pendent} &= \text{ATAN}(D) * 57,29578 \\ D &= \text{SQRT}[\text{SQR}(dz/dx) + \text{SQR}(dz/dy)] \\ (dz/dx) &= ((a + 2d + g) - (c + 2f + i)) / (8 * \text{resolució } x) \\ (dz/dy) &= ((a + 2b + c) - (g + 2h + i)) / (8 * \text{resolució } y) \end{aligned}$$

Reclassificació -valoració experta- en base als requeriments de supervivència de la vegetació (<12°, 12-40°, >40°).

Generació del model digital de curvatura, també a partir d'un model digital d'elevacions. La curvatura d'una superfície es defineix com la taxa de canvi en el pendent. Depèn, per tant, de les derivades de segon grau de l'altitud, es a dir, dels canvis de pendent en l'entorn de la cel·la. Les àrees més planes s'apropen al valor 0. Les unitats negatives determinen les concavitats orogràfiques, mentre que les positives representen les àrees convexes del terreny. L'algorisme és:

$$\begin{aligned} \text{Curvatura} &= -2 (D + E) * 100 \\ D &= [(Z4 + Z6) / 2 - Z5] / L2, E = [(Z2 + Z8) / 2 - Z5] / L2 \end{aligned}$$

On Z és l'altitud del píxel i L la seva resolució.

Combinació, mitjançant àlgebra de mapes, dels dos mapes digitals, pendents i curvatures (valors enters entre 0 i 3).

0. Baixa. Pendent inferior a 12° i àrees còncaues o planes.
1. Mitjana. Pendent inferior a 12° i àrees convexes
2. Alta. Pendent entre 12° i 40°.
3. Molt alta. Pendent superior a 40°.

El paràmetre P_4 parteix d'un bon model digital de pendents, que es limita a discretitzar i a afectar de certes modificacions fruit de la mateixa lògica del mapa inicial. Això porta a l'establiment d'un nou mapa fiable i escalarment adequat fins a 1:100.000. Aquest mapa mostra una matriu territorial amb limitacions

¹³² CLAVER, I. 1991. Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología. Ministerio de Obras Públicas y Transportes.

topogràfiques per a la vegetació de caràcter mitjà o baix per a poc més de la meitat de la superfície considerada.

TAULA 6. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_4 (limitacions topogràfiques):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	937.081,89 ha	29,22 %
Mitjana	642.912,12 ha	20,05 %
Alta	1.466.828,19 ha	45,74 %
Molt alta	50.082,03 ha	1,56 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

El càlcul de les restriccions topoclimàtiques (I_2)

Resumir en un nombre finit d'indicadors tots els factors ambientals que operen sobre la capacitat de recuperació de la vegetació no és una tasca senzilla. A risc de generar simplificacions excessives, distingim dos tipus de factors: els relacionats amb les condicions generals del territori (paràmetre P_3 ; les limitacions climàtiques) i els que operen a escala local i que són resumits per la topografia (paràmetre P_4 ; les limitacions topogràfiques). Aquests dos paràmetres són finalment combinats per a obtenir l'indicador de les restriccions topoclimàtiques I_2 , de la mateixa manera que s'ha obtingut l'indicador I_1 sobre la fragilitat de la vegetació. L'algorisme de càlcul de l'indicador I_2 és, per tant, senzill: una simple suma aritmètica dels paràmetres P_3 i P_4 .

El procés d'obtenció:

Les restriccions topoclimàtiques (I_2)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els paràmetres P_3 i P_4 , segons la fórmula següent :

$$I_2 = 1 + (P_3 + P_4) / 2$$

Això ha generat com a resultat un mapa amb valors enters:

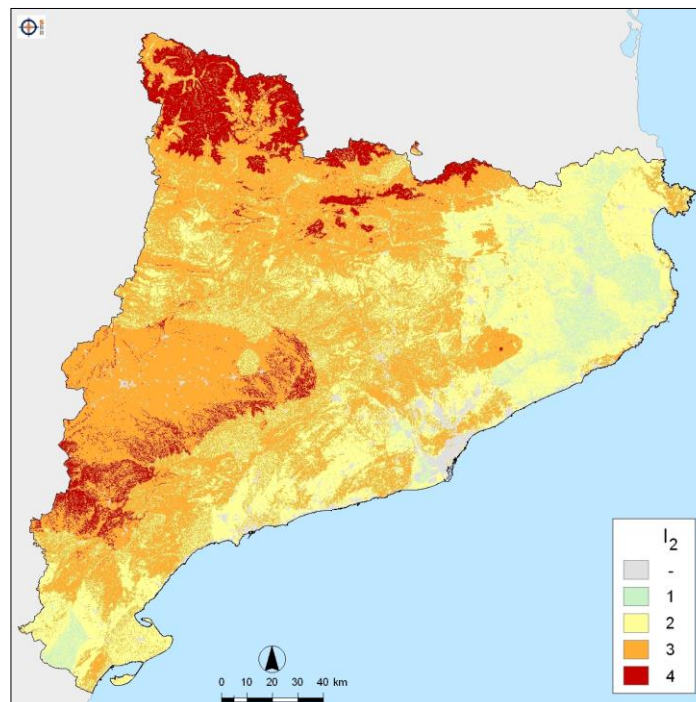
1. Baixa
2. Mitjana
3. Alta
4. Molt alta

El mapa de les limitacions topoclimàtiques que afecten la vegetació de Catalunya (MAPA 10) ofereix una imatge inèdita però esperable, amb dues àrees especialment sensibles (Pirineus centrals i depressió de l'Ebre). No respon a la visió del públic general, però sí que coincideix amb la percepció experta, raonablement objectivada a la vista de la fiabilitat i de la idoneïtat escalar de les dades de base. En podem veure els resultats (TAULA 7).

TAULA 7. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució de l'indicador I_2 (limitacions topoclimàtiques):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	144.508,23 ha	4,51 %
Mitjana	1.155.506,85 ha	36,03 %
Alta	1.534.052,70 ha	47,84 %
Molt alta	262.836,45 ha	8,20 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 10. Indicador I_2 (restriccions topoclimàtiques) a Catalunya.



El mapa resultant també posa de manifest un predomini dels factors ambientals generals associats a P_3 sobre els topogràfics de caire més local que recull P_4 . En fases posteriors del projecte caldrà valorar si aquesta aproximació és prou coherent amb els fets empíricament observats o si, per contra, precisa d'algun tipus d'ajust.

3.4.4. El càlcul i la representació

Els paràmetres i els indicadors fins ara considerats són elements intermedis per a la consecució de l'índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV). Constitueixen elements eloqüents en ells mateixos, però de significació territorial relativa, especialment els paràmetres. Ja tenen un interès territorial més gran els indicadors, però és a l'índex on es troba la màxima significació.

La vulnerabilitat de la vegetació s'expressa mitjançant la combinació de l'indicador sobre la fragilitat dels sistemes vegetals (I_1) i l'indicador sobre les restriccions topoclimàtiques (I_2). Per a fer aquesta combinació hem optat per la multiplicació dels dos indicadors, perquè aquest producte reflecteix el fet que, sovint, cal la concurrència simultània de factors intrínsecs i ambientals favorables per tal que la vegetació presenti una bona taxa de desenvolupament o de recuperació després d'una pertorbació.

En efecte, per a resultar poc vulnerable no n'hi ha prou que una espècie tingui una gran capacitat de recuperació, o que el tipus d'hàbitat li sigui prou adequat. Cal, a més, que aquesta espècie s'instal·li en indrets precisos prou favorables en termes dels factors generals i locals. Així, no són igualment vulnerables les fagedes del Montseny que les fagedes dels Ports de Tortosa, ni tampoc ho són, dins del Montseny, les fagedes que creixen ufanes als sòls eutròfics de la vall de Santa Fe i les que malden per sobreviure als esqueis del turó de Morou. L'hàbitat és

el mateix (fageda, identificat per I_1), però no pas l'indret (clima i topografia, identificats per I_2).

El producte de factors és usual en molts processos de representació comparables. És el cas, per exemple, de l'equació universal de pèrdua de sòl¹³³, desenvolupada pel servei de conservació del sòl del govern federal dels Estats Units. En aquesta mena d'estudis, existeixen correlacions entre els factors implicats al producte que fan que no totes les combinacions siguin realment possibles (per exemple, un herbassar ruderal no pot viure en determinades situacions climàtiques i topogràfiques). Aquest fet, que potser faria discutible el mètode des d'un punt de vista estadístic, contribueix a realçar les diferències entre les situacions més contrastades. L'únic inconvenient és que la distribució dels valors esdevé log-normal i això dificulta la representació en unes poques classes discretes. Això es soluciona, tanmateix, amb una transformació logarítmica.

El procés d'obtenció:

La vulnerabilitat de la vegetació (IVV)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els indicadors I_1 i I_2 , segons la fórmula següent:

$$IVV = 2 + 8 \log (I_1 I_2) / k_1$$

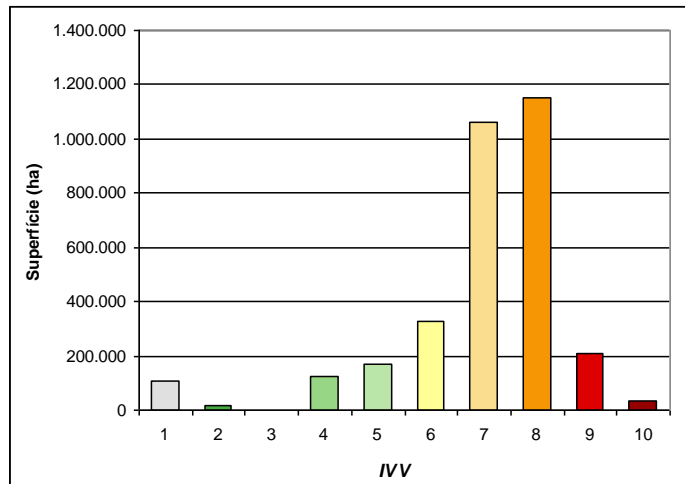
On $k_1 = \log 16$ (constant que permet relativitzar els valors possibles de l'índex a la distribució teòrica de valors que poden prendre I_1 i I_2). Això ha generat un mapa amb valors enters compresos entre 1 i 10 (per definició, les zones excloses a l'estudi prenen valor 1).

Una observació atenta del mapa de la vulnerabilitat de la vegetació (MAPA 12) posa de manifest l'existència d'una matriu territorial no especialment predisposada a superar les pertorbacions. La dominància de tons càlids, indicadors de vulnerabilitat alta, és manifesta (FIGURA 8). Una anàlisi quantitativa de les deu classes de valors obtinguts, reagrupada en tres nivells

¹³³ WISCHMEIER, W.H. & D.D. SMITH. 1978. *Predicting rainfall erosion losses*. USDA Agriculture Handbook, 537.

d'actuació (≤ 6 , 7-8, ≥ 9), alhora matisats per sis pautes de projectació que es deriven dels sis graus d'impacte que poden ocasionar els diferents plans i programes d'incidència territorial, ajuda a ponderar aquesta realitat.

FIGURA 8. Valors de l'índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV) i superfícies concernides a Catalunya.



Per al conjunt de Catalunya la distribució dels valors de l'IVV és relativament esperable tot i que en alguns aspectes ofereix una visió poc coneguda del territori (MAPA 12). Els valors més alts (>8) es concentren, d'una banda, als hàbitats mediterranis més continentals i xèrics de la depressió de l'Ebre i del territori ausosegàrric, i de l'altra als ambients d'alta muntanya del Pirineu axial i el prepirineu. La resta de massissos mostren valors més moderats (7-8). Els valors superiors a 8 hi apareixen puntualment en àrees dominades pels hàbitats rupícoles (IMATGE 9). Les planes ocupades pels conreus de secà mostren valors entre moderats i baixos (5-7), mentre que els valors més baixos es localitzen a les àrees de regadiu del litoral (deltes del Llobregat, l'Ebre i la Tordera, planes de l'Empordà, Gironès i la Garrotxa) i del rerepaís (planes de Lleida i l'Urgell).

IMATGE 9. Màquies de les costes rocoses i vegetació dels penya-segats a l'àmbit de Tamarit. Són hàbitats que normalment ocupen superfícies reduïdes, que es troben molt amenaçats per l'activitat humana i que tenen uns requeriments ecològics molt específics. Presenten valors alts en l'índex de vulnerabilitat de la vegetació.

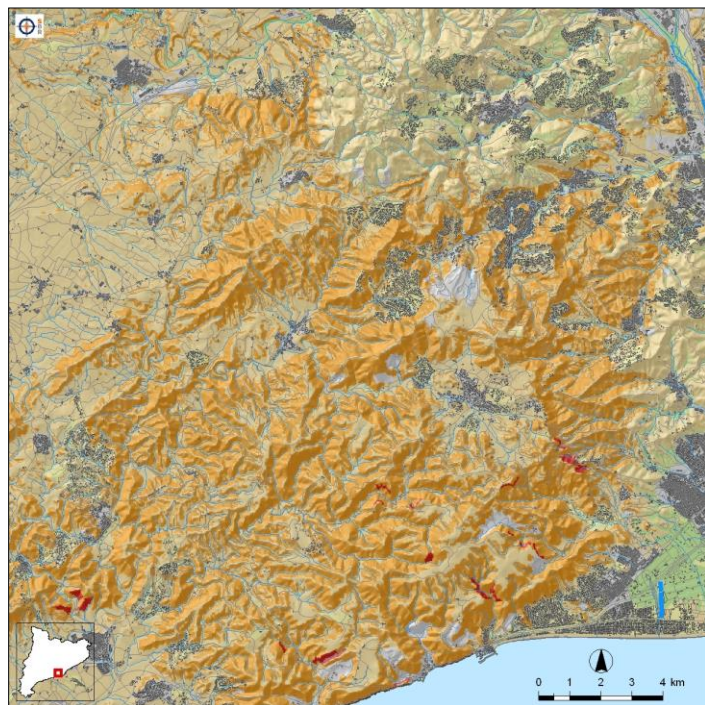


A la regió metropolitana de Barcelona (MAPA 13), s'observa un patró similar al de Catalunya, tot i que la restricció de l'àmbit geogràfic fa aflorar patrons deguts a factors més locals com la topografia, o a les característiques pròpies de l'hàbitat. Tots els massissos mostren valors superiors a 7, amb algunes àrees superiors a 8 especialment localitzades en ambients rupícoles i en àrees especialment exposades (cims de Montserrat i Sant Llorenç, però també àrees culminals de les serres d'Ancosa i Miralles, i al massís del Garraf). Les planes amb conreus de secà presenten valors entre 5 i 7, mentre que les àrees irrigades del litoral del Maresme i de les valls baixes del Llobregat i la Tordera mostren els valors més baixos (inferiors en tot cas a 5).

Si restringim encara més l'àmbit geogràfic, l'IVV permet ressaltar patrons deguts als factors locals i a les característiques d'hospitabilitat i de capacitat de recuperació de cada hàbitat, però també topem amb les limitacions de resolució espacial i de qualitat de la informació lògiques en un producte pensat per a la

seva aplicació a escales de planejament. A tall d'exemple es mostra el massís de Garraf (MAPA 11), un territori amb una gran diversitat de substrats i hàbitats, però que l'IVV tracta de forma molt homogènia, amb valors de 7-8 per a la majoria d'hàbitats. Només destaquen amb valors superiors alguns hàbitats rupícoles (per exemple a les valls de la Sentiu i d'Eramprunyà, sobre Castelldefels, al quadrant inferior del mapa). L'IVV no discrimina entre les brolles i garrigues sobre *karst* de la major part del massís i les pinedes sobre gresos i esquistos del seu vessant més oriental (límit esquerre del mapa). Això és degut a que, probablement, compensa les dificultats de recuperació de la vegetació (més alta en la pineda que en la brolla) amb la inhospitalitat de l'hàbitat (més alta en la brolla que en la pineda)

MAPA 11. Índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV) a l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes.



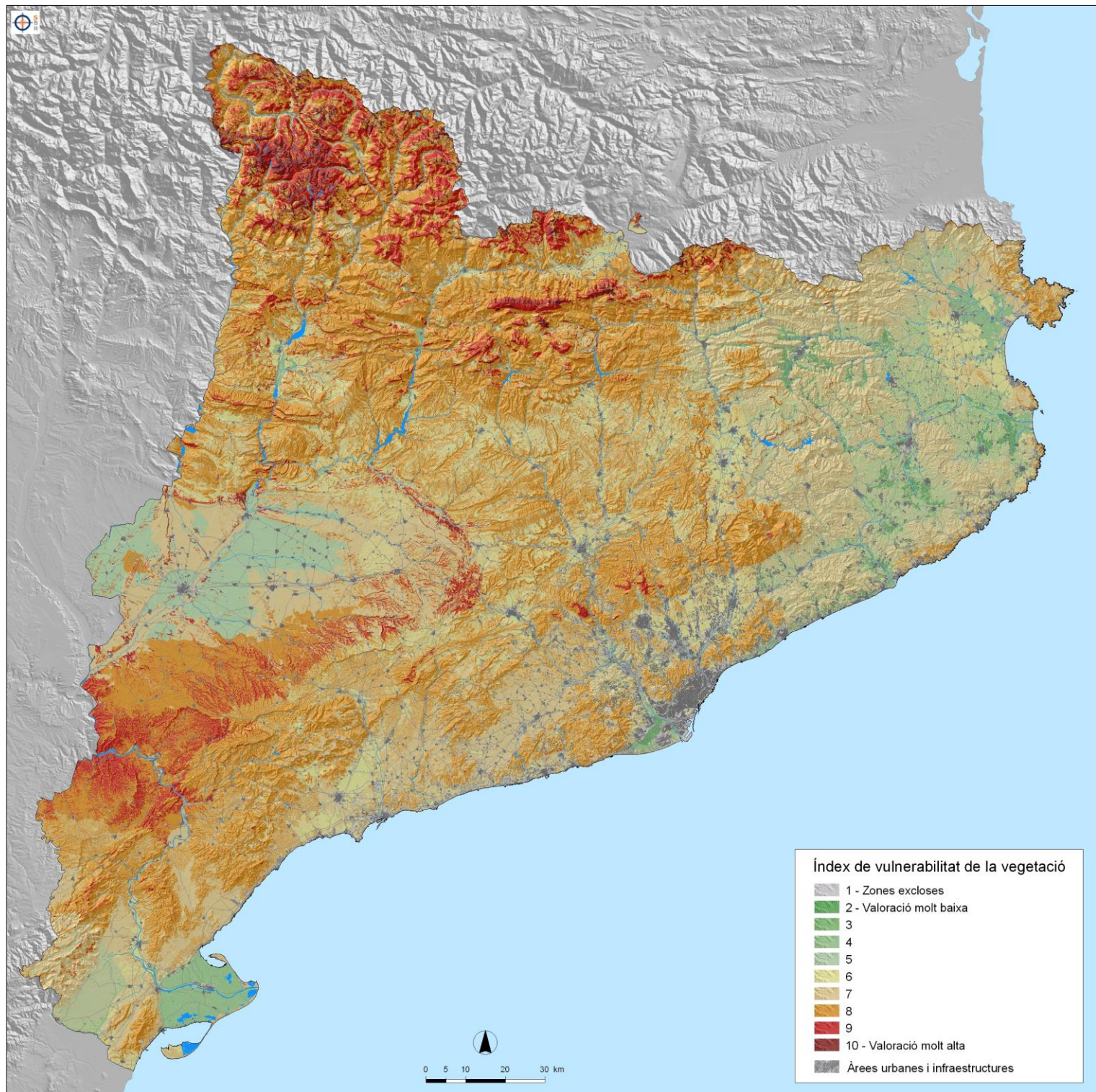
En resum, el mapa de l'IVV resulta informativament fiable, en termes de la qualitat de les bases de dades de partida, i escalarment aplicable entre 1:1.000.000 i

1:100.000. Constitueix un evident pas endavant respecte d'aproximacions més senzilles fetes al marc de l'IVT₁. Cal destacar que l'IVV coincideix relativament amb aquestes aproximacions prèvies, però aporta un nivell de detall molt superior que permet afinar en les particularitats dels diversos punts del territori i, així, esdevé un índex molt més adequat per al treball a escales relativament fines (1:100.000).

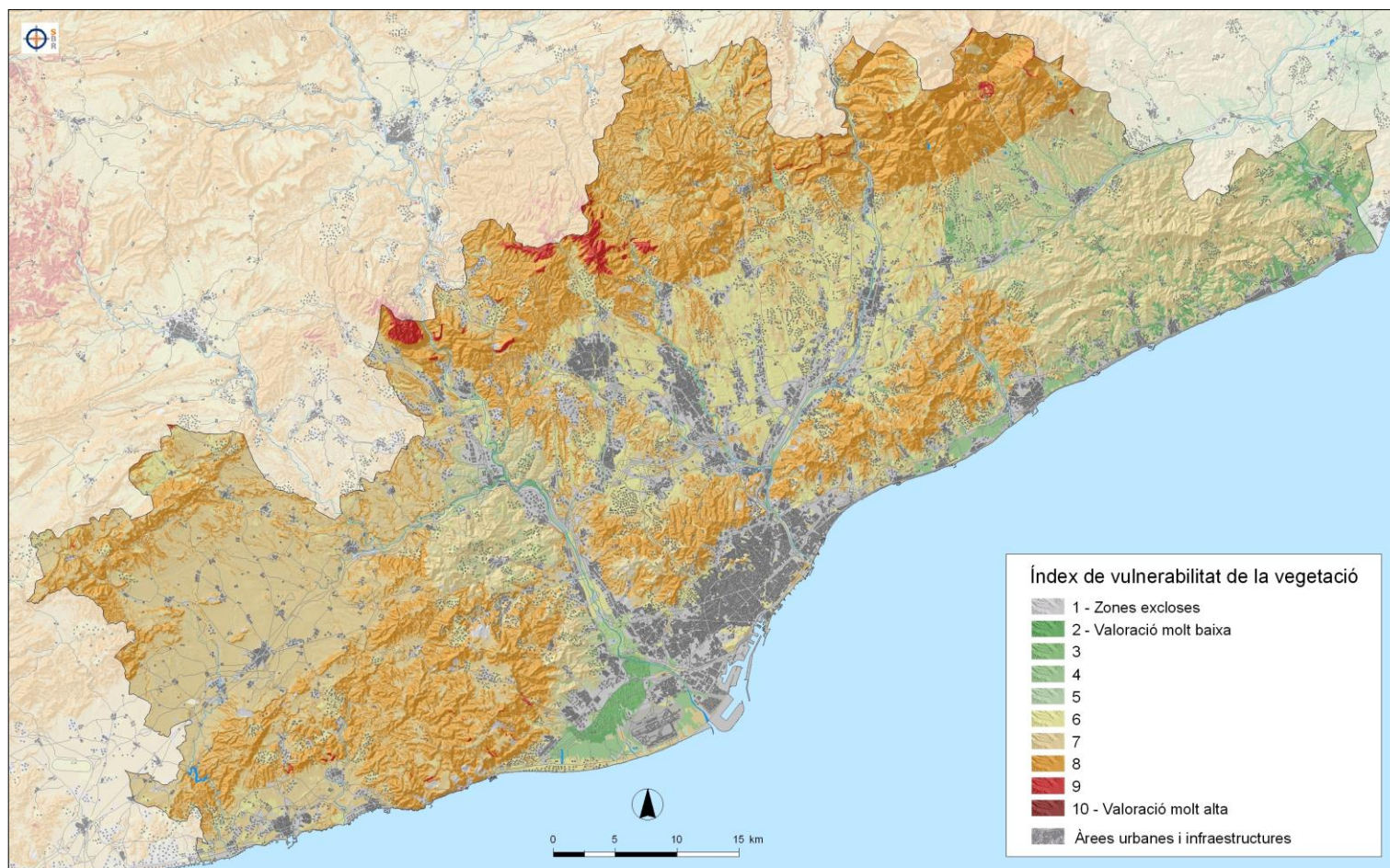
L'IVV trenca amb determinats tòpics que les versions prèvies de l'IVT encara mantenien. Potser el més vistós és el ja subratllat prèviament: que les àrees d'alta muntanya apareixen classificades en la categoria de vulnerabilitat topoclimàtica més gran (vegeu I_2), juntament amb certes àrees muntanyoses de la depressió de l'Ebre i del territori ausossegàrric. Això respon a la introducció de l'ETR com a factor clau relacionat amb el clima general i recull, d'altra banda, un fet obvi i innegable: les comunitats dels ambients més extrems, tant xèrics com freds, són les que presenten unes taxes de creixement més baixes i, per tant, són les que *a priori* haurien de presentar més dificultats de recuperació.

L'IVV presenta, no obstant això, alguns resultats certament millorables: algunes àrees del NE apareixen insuficientment valorades a l'escala final, com ara les Gavarres o el solell del Maresme, i això pot ser conseqüència d'un pes excessiu del paràmetre de restriccions climàtiques (P_3) o de la poca resolució de la informació utilitzada per a generar-lo. Malgrat que el clima general de la zona és certament favorable al creixement de la vegetació, factors locals com l'exposició o la litologia afecten aquesta capacitat de recuperació a les zones posades com a exemple. Partint de la base que el camí iniciat amb el nou IVV és en general satisfactori, cal afinar aquest índex en fases futures amb la inclusió d'aquests factors locals tant com sigui possible. Això pot ser una realitat en un futur proper quan es disposi de les dades necessàries, com ara les resultants de diversos projectes europeus en curs.

MAPA 12. Índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV) a Catalunya.



MAPA 13. Índex de vulnerabilitat de la vegetació (IVV) a la regió metropolitana de Barcelona.



3.5. La fragilitat del substrat

L'índex de Vulnerabilitat del Substrat (*IVS*) és el segon dels índexs parcials que porten a l'*IVT*. Com l'*IVV*, és també un veritable índex en el càlcul del qual intervenen dos indicadors: l'erosionabilitat del substrat (I_3), és a dir la sensibilitat davant de les agressions que causen l'arrossegament i pèrdua de partícules minerals, i la inestabilitat del substrat (I_4), o sigui la predisposició a esfondraments i esllavissades.

3.5.1. La vulnerabilitat del substrat

Entenem per vulnerabilitat del substrat, la capacitat de la component geològica de la matriu territorial per a mantenir, davant d'una agressió, les condicions d'estabilitat. L'*IVS* expressa fins a quin punt el substrat, pres en un sentit ampli, pot mantenir la seva integritat davant transformacions agressives, com les que es poden derivar de la construcció de grans infraestructures o del desenvolupament urbà i industrial.

L'aproximació conceptual

Recorrem al terme "substrat" per referir-nos a les roques, alterades o no, i als dipòsits de sediments recents que recobreixen els vessants i fons de vall (formacions superficials). En la literatura geològica tradicional el concepte de substrat sol estar restringit al concepte de roca o massís rocós (roca més les discontinuïtats). Aquí s'utilitza en el sentit de suport de l'activitat biològica i la cobertura edàfica i en què tenen lloc processos com la infiltració i circulació de l'aigua, l'alteració mineral o el transport de soluts i partícules sòlides, entre altres.

Les grans infraestructures, siguin lineals o no, així com la transformació dels usos del sòl que en resulta del desenvolupament dels plans territorials o sectorials (industrials, comercials, residencials,

regadius, etc.) suposen, entre d'altres coses: moviments de terres (com ara l'excavació de desmunts i la construcció de terraplens; IMATGE 10), alteracions hidrològiques (pel desviament de cursos, cobriment de zones humides, drenatge o impermeabilització del terreny i modificacions dels nivells de les aigües subterrànies), eliminació de la vegetació i alteracions microclimàtiques de la zona afectada. En aquest sentit, pel que fa a la fragilitat del substrat, tot seguit indiquem algunes relacions causals entre les accions i les pertorbacions més significatives que poden provocar.

IMATGE 10. Moviment de terres per la construcció de la variant de la carretera de Reus a Falset entre Coll Negre i Coll de la Teixeta.



Els fenòmens d'alteració del substrat

Les alteracions del substrat poden ser de naturalesa molt diversa. Els quatre grups principals d'alteracions són els següents:

i) *Desestabilització dels vessants o reactivació d'antics esllavissaments*, degut a l'excavació de desmunts, per sobrecàrrega i/o per modificació de les condicions hidrològiques dels vessants. El trencament del talús dóna lloc a la desestructuració i esquerdamment del terreny, la qual cosa afavoreix l'erosió i, com a conseqüència, l'arribada massiva de sediments en suspensió als cursos superficials. La fracturació del talús també pot suposar el trencament

de conduccions de fluids (oleoductes, col·lectors, etc), amb el perill de fuites contaminants cap als aqüífers.

ii) *Erosió i pèrdua de la coberta edàfica, de les formacions superficials i/o roques tendres*, degut a l'excavació de desmunts i desviaments de les aigües superficials. Provoca la pèrdua del suport per a l'activitat biòtica (vegetació, microorganismes del sòl), l'augment de sediments en suspensió (terbolesa) i el reblliment de les lleres. També ocasiona l'erosió de marges fluvials, en canviar les condicions hidrodinàmiques i de transport de sediments.

iii) *Erosió costanera*, que pot ser provocada per dos mecanismes: la retenció a les conques de sediments que hi haurien d'arribar en condicions naturals degut a la presència d'embassaments, i la modificació de les condicions hidrodinàmiques i del transport i redistribució de sediments en el mateix litoral, provocat per la construcció de ports, dics i espigons a la mateixa costa.

iv) *Eliminació de geòtops i geozones*, fenomen dràstic, però de caràcter localitzat, que comporta una pèrdua de valor científic i patrimonial.

Per al càlcul i representació de l'IVS a Catalunya han estat tinguts en compte els dos primers grups. El tercer no és significatiu a la nostra escala de treball, i el quart s'aborda mitjançant d'altres metodologies (vegeu apartat 3.2.).

3.5.2. L'erosionabilitat del substrat

L'indicador de l'erosionabilitat del substrat (I_3) expressa la susceptibilitat de la Gea a l'erosió. El risc d'erosió està condicionat per les característiques climàtiques, edàfiques i litològiques, i topogràfiques del territori, però també per la protecció que proporciona la vegetació que s'hi fa i, particularment, per l'estructura de les comunitats vegetals que hi trobem, la qual depèn, en part, de la gestió o no

gestió efectuada. En tot cas, però, la valoració de l'erosionabilitat del substrat no és senzilla, atesa la multitud de factors que hi concorren.

Amb independència de l'estat actual de les zones afectades per l'erosió, hem volgut reflectir amb aquest indicador com les activitats associades amb el desenvolupament del territori poden influir en l'agreujament del fenomen. La construcció d'infraestructures i, en particular, l'excavació de desmunts, el moviment de terres, la tala i eliminació de la vegetació o el desviament de les aigües superficials, poden accelerar de manera significativa l'extensió de l'erosió.

Entre els factors que determinen l'erosionabilitat del substrat hem recorregut al component litològic (paràmetre d'erosionabilitat litològica, P_5), al pendent (paràmetre d'erosionabilitat orogràfica, P_6) i a la capacitat fixadora de la coberta vegetal (paràmetre de dificultat de retenció edàfica, P_7). El factor pluja no ha estat incorporat perquè a tot Catalunya es donen arreu i amb molta freqüència les pluges de gran intensitat, capaces de produir fenòmens d'erosió generalitzada, de manera que la pluja no aporta un valor afegit d'identificació de zones susceptibles a l'erosió. D'altra banda, l'escala de treball no permet considerar els factors de longitud del vessant, ni tampoc no es disposa de prou informació sobre la distribució i utilització de pràctiques de conservació del sòl, com ara els sistemes de terrasses o feixes.

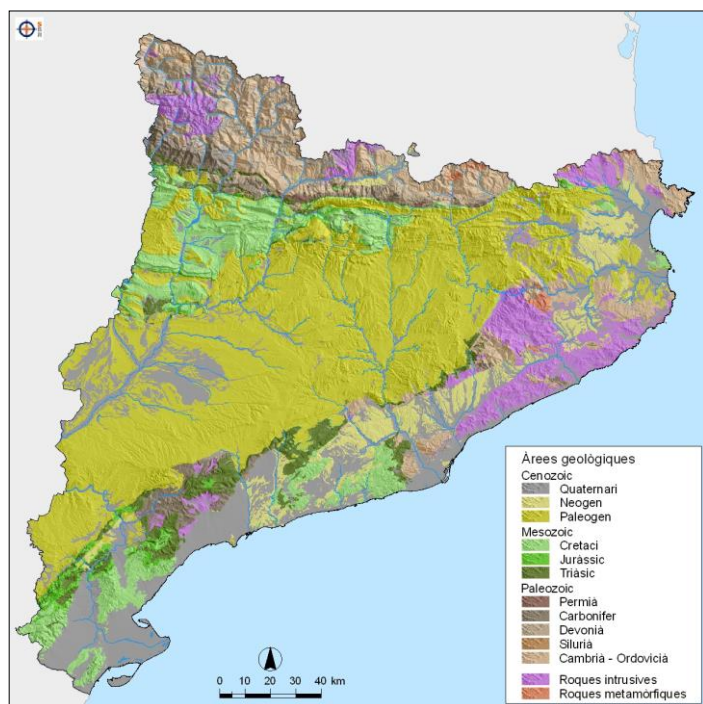
L'erosionabilitat litològica (P_5)

El paràmetre P_5 expressa la fragilitat del substrat davant dels fenòmens erosius en funció de les seves diferents naturaleses litològiques. Són fràgils aquelles litologies susceptibles d'erosionar-se, en el ben entès que l'erosió ha estat entesa tradicionalment com la pèrdua del sòl edàfic per bé que, en realitat, l'expressió visual més evident del fenomen, el desenvolupament generalitzat dels xaragalls (*bad*

lands), tingui lloc en roques tendres com les argil-lites i margues ja desproveïdes dels horitzons edàfics.

S'ha partit del Mapa Geològic de Catalunya (MGC) a escala 1: 250.000 (MAPA 14), que és el resultat de la síntesi de les dades geològiques disponibles en el moment d'elaboració (125 mapes geològics parcials, en gran part inèdits). Realitzat pel Servei Geològic de Catalunya i publicat per l'ICC (1989), se n'ha publicat una segona versió (2002), per actualitzar les bases de dades adaptant la informació geològica a la base topogràfica de l'ICC.

MAPA 14. Síntesi del Mapa Geològic de Catalunya (Institut Cartogràfic de Catalunya, 2002).



L'erosionabilitat litològica és un concepte ampli que inclou, no només la pèrdua dels horitzons edàfics, sinó també els components minerals de les formacions superficials (dipòsits col·luvials, al·luvials, d'alteració, etc.) i de les roques tendres (argil-lites, limolites, margues, granits alterats o guixos, entre

d'altres). D'acord amb tot això, hem efectuat el següent reagrupament litològic:

0. *Erosionabilitat litològica baixa.* Roques sense alterar (granits, gneiss, quarsites, esquistos cristal·litzats, calcàries massives, gresos i conglomerats ben cimentats).

1. *Erosionabilitat litològica mitjana.* Roques fracturades i/o susceptibles d'alteració a mig-llarg termini (pissarres, calcàries margoses i margocalcàries, conglomerats, gresos amb intercalacions margoses).

2. *Erosionabilitat litològica alta.* Granits alterats, alternances de gresos i limolites i margues, turbidites, gresos i conglomerats poc cimentats, graves i sorres recents.

3. *Erosionabilitat litològica molt alta.* Lutites, argiles, llims, margues, guixos, sals sòdiques i potàssiques, col·luvions recents.

S'utilitza la darrera versió del MGC en la qual s'han incorporat els cursos fluvials i els dipòsits al·luvials associats que no estaven cartografiats en la versió anterior. No s'ha pogut accedir -en el moment de l'estudi- als mapes geològics 1:50.000, com hauria estat desitjable. No hi ha càlcul matemàtic en el procés d'obtenció.

El procés d'obtenció:

L'erosionabilitat litològica (P_s)

Cada unitat cartogràfica, representada en el mapa geològic de Catalunya per una combinació de color i sobrecàrrega, correspon a un conjunt litològic. S'han reagrupat aquestes unitats, per criteri expert, segons la seva erosionabilitat:

- 0. Baixa: roques sense alterar.
- 1. Mitjana: roques fracturades i/o susceptibles d'alteració.
- 2. Alta: granits alterats, alternances de gresos i limolites, etc.
- 3. Molt alta: lutites, argiles, llims, margues, guixos, etc.

L'expressió cartogràfica de l'erosionabilitat litològica mostra de forma eloqüent la fràgil natura d'una part del substrat que conforma la matriu territorial catalana. No és el resultat d'aplicar cap algorisme opinable, sinó de constatar les característiques objectives dels materials. En efecte, és un fet que les argiles, les margues, els granits alterats (sauló) o els conglomerats poc cimentats són materials fàcilment erosionables, i n'és un altre que abunden a la matriu territorial catalana. Aquesta circumstància porta a uns elevats percentatges d'erosionabilitat litològica, concretament els següents:

TAULA 8. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_5 (erosionabilitat litològica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	775.476,36 ha	24,18 %
Mitjana	879.178,41 ha	27,42 %
Alta	1.242.990,09 ha	38,76 %
Molt alta	199.259,37 ha	6,21 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

En tot cas, notis que la idoneïtat de les informacions de partida per al càlcul d'aquest paràmetre és només mitjana-baixa per dues raons: primera perquè la reclassificació s'ha efectuat damunt d'unes unitats (formacions litoestratigràfiques) que són heterogènies, tant verticalment (canvis en les seqüències diposicionals), com horitzontalment (canvis laterals de fàcies), i segona perquè, per manca de dades i l'escala de treball, no s'han pogut incorporar les formacions superficials que són molt erosionables. Cal fer notar, tanmateix, que ens trobem davant d'un paràmetre, no de cap indicador i molt menys d'un índex. Bastarà veure com queda temperada la dràsticitat de P_5 en encreuar-se amb P_6 i P_7 , els altres dos paràmetres que permeten calcular I_3 , és a dir l'indicador sobre l'erosionabilitat global del substrat.

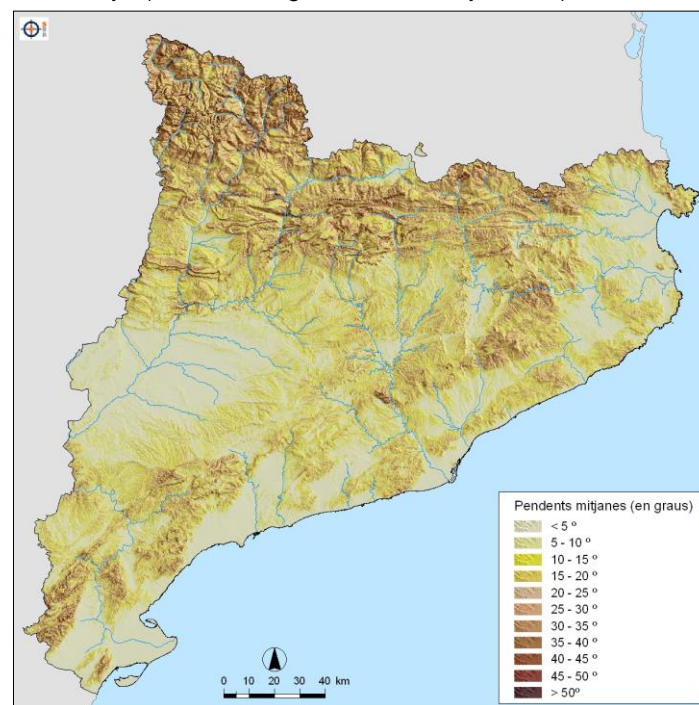
L'erosionabilitat orogràfica (P_6)

El paràmetre P_6 expressa la influència del pendent topogràfic en els processos erosius (MAPA 15). El

pendent, en efecte, afavoreix l'augment de la velocitat de les aigües d'escolament superficial i, conseqüentment, la seva capacitat erosiva; també afavoreix l'evacuació del material erosionat. S'han distingit les següents classes, en termes de pendent relacionat amb l'erosió:

0. *Erosionabilitat orogràfica baixa.* Pendent < 4°.
1. *Erosionabilitat orogràfica mitjana.* Pendent = 4° - 10°.
2. *Erosionabilitat orogràfica alta.* Pendent = 12° - 40°.
3. *Erosionabilitat orogràfica molt alta.* Pendent > 40°.

MAPA 15. Representació del model digital de pendents del terreny a Catalunya (Institut Cartogràfic de Catalunya, 2002).



Notis que el pendent ha estat un paràmetre ja utilitzat per al càlcul de l'índex de vulnerabilitat de la vegetació (paràmetre P_4), bé que amb una altra finalitat i afectant-lo de certs matisos relatius a la concavitat o convexitat del relleu local. Per això P_4 i P_6

són paràmetres molt pròxims, amb un procediment de càlcul similar, però no són coincidents.

El procés d'obtenció:

L'erosionabilitat orogràfica (P_6)

Generació, a partir del model digital d'elevacions, del model digital de pendents (resolució de 30 x 30 m), que identifica la màxima diferència altimètrica per píxel en relació als més pròxims. El grau de pendent (0 - 90°) es calcula per cel·les de 3x3 píxels. Reclassificació segons valoració experta:

0. Baixa: pendent inferior a 4°
1. Mitjana: pendent entre 4° i 12°
2. Alta: pendent entre 12° i 40°
3. Molt alta: pendent superior a 40°

Si bé es parteix d'un excel·lent model digital del terreny, els pendents obtinguts són una mica inferiors als reals perquè el procediment de càlcul fa servir un conjunt de vuit píxels i en resulta una mena de mitjana. Per aquest motiu, la superfície ocupada pels pendents superiors a 40° és més reduïda del que en realitat li correspon a Catalunya. D'altra banda, la manca d'informació i l'escala de treball no permet considerar els sistemes de feixes i terrasses, presents a bona part de territori, que redueixen substancialment la capacitat erosiva de les aigües d'escolament superficial. Les superfícies obtingudes s'expressen a la taula següent:

TAULA 9. En termes quantitatius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_6 (erosionabilitat orogràfica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	708.220,62 ha	22,09 %
Mitjana	871.773,39 ha	27,19 %
Alta	1.466.828,19 ha	45,74 %
Molt alta	50.082,03 ha	1,56 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

El mapa que en resulta permet constatar que el relleu català és molt accidentat, amb gairebé la meitat del territori amb pendents més grans de 12°. No només les serralades mostren forts pendents afavoridors de l'erosió, cosa que era lògic d'esperar, sinó també una

part significativa de la Depressió Central, com ara extensos sectors d'Osona, el Bages, el Solsonès, l'Anoia o la Conca de Barberà, per exemple.

La dificultat de retenció edàfica (P_7)

El paràmetre P_7 expressa la capacitat dels diferents hàbitats per a retenir el sòl. Tant o més que de la natura del substrat o del pendent, l'erosió edàfica depèn de la capacitat de retenció del sòl presentada per la vegetació, fet de coneixement comú i molt antic. Els sistemes radicals, en efecte, constitueixen una eficaç xarxa de fixació edàfica, mentre que les capçades dels arbres, i en general la fracció aèria de la vegetació, disminueixen l'impacte mecànic que té la pluja en caure damunt del sòl, alhora que en laminen l'escolament.

Aquest paper de la vegetació és molt important a la regió mediterrània, sotmesa a un règim de precipitacions poc generoses, però molt agressives a causa de la seva torrencialitat. Per això, la capacitat de l'hàbitat per a la retenció de sòl està relacionat amb el fenomen de la desertització a la conca mediterrània i implica, més que una disminució dels recursos hídrics per una menor precipitació o una evapotranspiració més elevada, una pèrdua irreversible de sòl que, en molts casos, han estat formats en èpoques passades més favorables¹³⁴.

Les classes establertes per a aquest paràmetre són un reagrupament dels valors adoptats pel Factor de Coberta Vegetal (C)¹³⁵:

0. *Dificultat de retenció edàfica baixa.* $C < 0,1$.

1. *Dificultat de retenció edàfica mitjana.* $C = 0,1 - 0,2$.

¹³⁴ GROVE, A.T. & O. RACKHAM. 2001. *The nature of Mediterranean Europe: An ecological history*. New Haven, CT: Yale University Press.

¹³⁵ TRAGSA. 2003. *La ingeniería en los procesos de desertificación*. Ediciones Mundi-Prensa.

2. *Dificultat de retenció edàfica alta.* $C = 0,2 - 0,4$.

3. *Dificultat de retenció edàfica molt alta.* $C > 0,4$.

El procediment de càlcul de P_7 es basa, doncs, en els criteris definits per C , i es descriu en detall en el requadre corresponent.

El procés d'obtenció:

La dificultat de retenció edàfica (P_7)

Es parteix de la Cartografia dels Hàbitats de Catalunya (CHC), que es reclassifica d'acord amb els criteris definits per al càlcul del Factor de Coberta Vegetal (C). Es pondera el valor del paràmetre per a cada polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment.

$$P_7 = \sum (r_i Q_i)$$

$$Q = \{0, 1, 2, 3\}$$

On P_7 és la dificultat de retenció edàfica, r el recobriment de l'hàbitat per polígon i Q la capacitat estimada de pèrdua de sòl per a cada hàbitat. Consideració del valor mitjà dels hàbitats presents en cada polígon (valors enters entre 0 i 3).

0. Baixa C inferior a 0,1

1. Mitjana C comprès entre 0,1 i 0,2

2. Alta C comprès entre 0,2 i 0,4

3. Molt alta C superior a 0,4

L'expressió cartogràfica corresponent al paràmetre P_7 , relatiu a la dificultat de retenció edàfica per part de la vegetació, mostra una marcada diferenciació entre la Catalunya septentrional, fortament vegetada, i la Catalunya central i meridional, amb un recobriment vegetal més modest. Particularment les muntanyes meridionals catalanes ofereixen una situació crítica en termes d'aquest paràmetre. Destaca també la presència de zones crítiques en algunes àrees a l'extrem oriental del Pirineu (Cap de Creus), molt castigades per incendis forestals reiterats. Tanmateix, la majoria del territori català presenta dificultats de retenció edàfica baixes o mitjanes (TAULA 10).

TAULA 10. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_7 (dificultat de retenció edàfica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.350.186,21 ha	42,10 %
Mitjana	920.329,11 ha	28,70 %
Alta	611.171,28 ha	19,06 %
Molt alta	215.217,63 ha	6,71%
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

En tot cas, notis que la fiabilitat de les informacions de partida és només mitjana per a aquest paràmetre ja que manquen dades empíriques que permetin ajustar millor els coeficients aplicats (extrapolats de resultats de recerques procedents d'altres regions).

L'erosionabilitat del substrat (I_3)

La intersecció dels paràmetres P_5 , P_6 i P_7 permet establir un interessant indicador que hem anomenat d'erosionabilitat del substrat (I_3). Cal recordar que parlem de substrat i d'erosió en termes geològics, la qual cosa porta a contemplar dimensions del fenomen que van més enllà de la pèrdua del sòl edàfic, que es desconeix, justament, per manca d'informació cartogràfica dels sòls. L'indicador I_3 forneix, doncs, una idea sobre el comportament de fons dels processos erosius, més exactament sobre els graus de fragilitat que presenta el substrat geològic, que és el suport del sòl i de les formacions superficials.

La combinació dels tres paràmetres que ha donat lloc a l' I_3 no s'ha fet de manera lineal. Tot i que l'Equació Universal de Pèrdua del Sòl¹³⁶ contempla el producte dels diversos factors que hi intervenen, en l'obtenció

¹³⁶ Si ens haguéssim volgut centrar en l'erosió del sòl edàfic, hauríem pogut recórrer a les valoracions proposades pels serveis federals d'agricultura dels Estats Units, mitjançant l'anomenada Equació Universal de Pèrdua de Sòl:

$$A = 2,24 \cdot R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Essent: A = pèrdua anual de sòl (t/ha); R = factor de pluja; K = factor d'erosionabilitat del sòl; L = factor de longitud del vessant; S = factor de pendent del vessant; C = factor de coberta vegetal; P = factor de pràctiques de conservació.

del *IVS* s'ha primat el factor litològic i el pendent. La raó és tan senzilla com la següent: si el substrat no és erosionable, la seva erosió no tindrà lloc en cap cas. De la mateixa manera, si el pendent és molt baix, l'aigua no tindrà prou energia per erosionar encara que el terreny sigui molt susceptible. Per tot plegat s'ha fet servir l'expressió següent:

El procés d'obtenció:

L'erosionabilitat del substrat (I_3)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els paràmetres P_5 , P_6 i P_7 segons la fórmula següent:

$$I_3 = 1 + (P_5 P_6 + P_7) / 4$$

Això ha generat un mapa d'erosionabilitat amb valors enters:

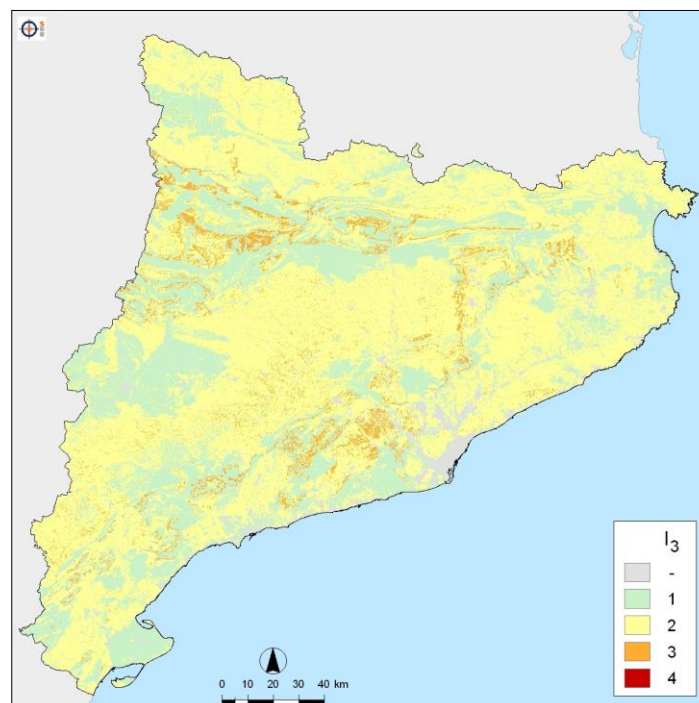
1. Baixa
2. Mitjana
3. Alta
4. Molt alta

El mapa de l'erosionabilitat del substrat a Catalunya (MAPA 16) és escalarment adequat però de fiabilitat mitjana, a causa de les dades de partida. En efecte, és significativa la manca de mapes edàfics o de formacions superficials a l'escala adequada, així com cartografia de terrasses. Per aquesta mateixa raó, tampoc no s'ha pogut disposar del tipus de gestió forestal o agrària, malgrat diverses dades empíriques demostrin que, per a un mateix ús del sòl, la taxa d'erosió pot ser molt diferent segons la gestió que s'hi duu a terme (per exemple, es poden comparar les vinyes plantades en forts pendents -com ara les del Priorat- amb les plantades en zones aterassades). Les superfícies s'expressen a continuació (TAULA 11).

TAULA 11. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució de l'indicador I_3 (erosionabilitat del substrat):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.008.454,05 ha	31,45 %
Mitjana	1.939.438,26 ha	60,48 %
Alta	148.733,28 ha	4,64 %
Molt alta	278,64 ha	0,01 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 16. Indicador I_3 (erosionabilitat del substrat) a Catalunya.



El mapa resultant mostra una distribució esperable dels nivells d'erosionabilitat. Una erosionabilitat que és baixa o mitjana per a la matriu territorial catalana, baldament siguin mitjans o alts els valors dels paràmetres P_5 , P_6 i P_7 que permeten de calcular-la, perquè la distribució espacial d'aquests paràmetres compensa amb la modèstia dels uns els excessos dels altres. Així, la naturalesa rocosa compacta dels Pirineus, dels Prepirineus i de la Serralada Litoral fa que, malgrat el fort pendent, l'erosionabilitat sigui molt baixa. Convé no oblidar que, com s'ha dit, les formacions superficials dels vessants no hi són representades; amb una escala de treball més detallada el resultat seria diferent. Al mapa es constata també que les zones més sensibles estan associades a les depressions, com la Conca de Tremp, la Plana de Vic o el Penedès, on el factor litològic combinat amb un relleu moderat és determinant en l'aparició de fenòmens d'erosió generalitzada. En podem veure alguns exemples (IMATGES 11 a 13).

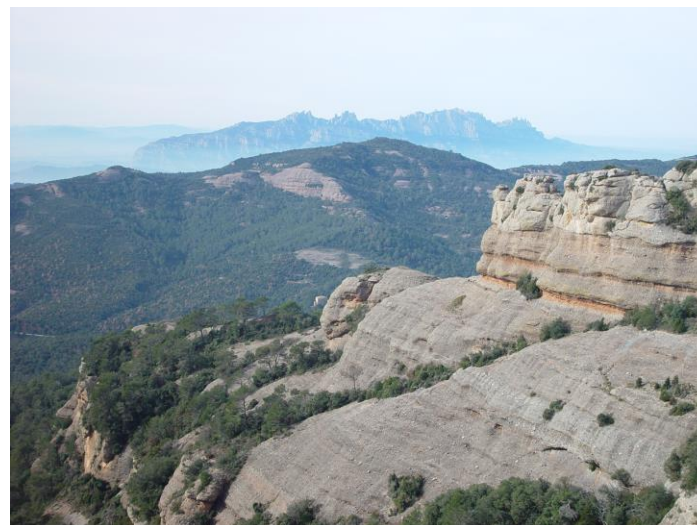
IMATGE 11. Desmunt intensament aixargallat per l'acció erosiva de la pluja a la carretera d'accés a Lloret de Mar. El desmunt es va excavar amb un fort angle ($>40^\circ$), en granodiorita alterada (sauló) i col·luvió (erosionabilitat litològica molt alta), i sense cap mena de protecció vegetal. El canvi de pendent al carener i la presència d'un bosc evita la progressió de l'erosió. Erosionabilitat del substrat molt alta.



IMATGE 12. Vessant nord de la Serra de Moixeró. Dipòsits primis col·luvials (erosionabilitat litològica molt alta), en un vessant de pendent alt ($12-40^\circ$) i un recobriment herbaci (retenció edàfica mitjana). L'erosionabilitat del substrat és alta.



IMATGE 13. Conglomerats cimentats del massís de La Mola. La baixa susceptibilitat litològica fa que, als indrets amb fort pendent i manca de retenció edàfica, l'erosionabilitat del substrat sigui mitjana; mentre que en pendents alts-mitjos amb coberta vegetal, l'erosionabilitat sigui baixa.



3.5.3. La inestabilitat del substrat

L'indicador de l'inestabilitat del substrat (I_4) representa la tendència a l'esllavissament de les formacions superficials i les roques. El seu significat no és expressar el perill que suposen les esllavissades per a les infraestructures i el desenvolupament urbanístic del territori, sinó l'objectiva fragilitat dels vessants. Una esllavissada, com ja s'ha apuntat anteriorment, suposa una desestructuració del terreny que afavoreix l'erosió dels seus components i l'aportació massiva de càrrega sòlida en suspensió als cursos d'aigua, amb el consegüent augment de la torbolesa i el rebliment de les lleres amb sediments, fet que posa en perill la fauna piscícola dels torrents i rius. Al mateix temps, les esllavissades alteren el curs de les aigües subterrànies, pertorben la vegetació i, en el cas de presència d'oleoductes, col·lectors i infraestructures similars, la seva ruptura com a conseqüència del moviment de l'esllavissada, suposa un risc de contaminació per als sòls i els aqüífers.

Per tant, I_4 no genera un mapa sobre el risc d'esllavissaments. Així, els indrets que de manera natural presenten situacions de perill degut als despreniments rocosos o les allaus de neu amb independència de realització de noves actuacions sobre el territori, no han estat considerats com a fràgils davant l'agressió. El sentit d'aquest indicador, com el de tots els altres de la sèrie, és la vulnerabilitat de la matriu territorial, no pas la seva agressivitat envers els artefactes antròpics.

Diversos estudis han posat de relleu els factors que condicionen la formació d'esllavissades¹³⁷. El tipus de formació litològica i el pendent topogràfic en són dos de fonamentals. Pel que fa a les esllavissades superficials, les característiques morfològiques de la conca de drenatge i la coberta vegetal són també aspectes rellevants però, en canvi, no ho són tant per a les esllavissades profundes. Per aquest motiu aquí no s'han considerat. Tot i que pot semblar un procediment excessivament simple, l' I_4 s'ha definit a partir de dos factors únicament: la propensió de les formacions litològiques a trencar i el pendent del terreny.

La inestabilitat litològica (P_8)

El paràmetre P_8 expressa la propensió a la ruptura que presenten les diferents formacions litològiques, propensió que qualifiquem de fragilitat: són fràgils les unitats litològiques susceptibles de trencar-se amb facilitat. En el present treball, el concepte d'inestabilitat litològica s'ha complementat, en la mesura que ha estat possible, amb la presència de plans potencials d'inestabilitat del massís rocós. Mentre determinades formacions són inestables per la natura dels materials que les integren (les formacions argiloses, per exemple), altres ho són en la mesura que inclouen plans de debilitat (falles, diàclasis, plans

d'estratificació, plans d'esquistositat) que quan es troben convenientment inclinats afavoreixen el lliscament de les roques.

A Catalunya hi ha formacions litològiques (com les alternances de gresos i conglomerats oligocens, disposats en capes subhoritzontals) que mostren poca predisposició a la inestabilitat en ser excavats. Per contra, les alternances de gresos i argil·lites triàsics sovint apareixen sensiblement inclinats com a resultat dels moviments orogènics que han patit, fet que fa possible la seva desestabilització. Aquesta circumstància ha estat incorporada en el paràmetre de la inestabilitat quan s'ha disposat de la informació.

S'ha considerat la següent gamma d'inestabilitat en funció de la litologia:

0. *Inestabilitat litològica baixa*. Roques sense alterar (granits, gneis, quarsites, calcàries i dolomies massives, conglomerats massius ben cimentats).

1. *Inestabilitat litològica mitjana*. Formacions intensament fracturades amb ruptures de petites dimensions (pissarres i gresos, alternances de conglomerats, gresos i lutites, calcàries margoses i margocalcàries, basalts, esquists).

2. *Inestabilitat litològica alta*. Granits alterats i fracturats, calcàries inclinades, alternances de gresos i limolites i margues inclinades, margues, turbidites, gresos i conglomerats poc cimentats, piroclasts, graves i sorres recents.

3. *Inestabilitat litològica molt alta*. Pissarres grafitoses, lutites, argiles, llims, alternances de lutites i gresos, col·luvions i tills recents.

Com s'ha dit, s'ha d'entendre la inestabilitat litològica com la propensió a produir ruptures dels vessants, amb les conseqüències ambientalment negatives que això té sobre la resta del massís, independentment

¹³⁷ BAEZA, C. & J. COROMINAS. 2001. Assessment of shallow landslide susceptibility by means of multivariate statistical techniques. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26. 1251-1263.

del dany o amenaça que pugui significar per a les persones, obres o infraestructures.

Aquest factor ha estat generat a partir d'una reclassificació del mapa geològic a escala 1:250.000 editat pel Servei Geològic de Catalunya (2002). Les diferents formacions litològiques han estat agrupades en funció del seu grau d'estabilitat, seguint el criteri general recollit en el requadre.

El procés d'obtenció:

La inestabilitat litològica (P_8)

Es parteix del Mapa Geològic de Catalunya. Cada unitat cartogràfica representada en el mapa, correspon a una conjunt litològic, que s'ha reagrupat segons criteri expert:

0. Baixa. Roques sense alterar.
1. Mitjana. Formacions amb fractures de petites dimensions.
2. Alta. Granits alterats i fracturats, etc.
3. Molt alta. Pissarres grafitoses, argiles, col·luvions, etc.

El mapa d'inestabilitat litològica a Catalunya és un document escalarment adequat però d'una fiabilitat mitjana, a causa de la també mitjana fiabilitat de les dades de partida. En efecte, degut a l'escala de treball no s'ha pogut integrar en la metodologia l'estructura geològica (fractures, diàclasis i cabussaments), no representables a aquesta resolució, ni la seva relació amb la topografia, malgrat que aquests factors són importants per avaluar el grau d'inestabilitat del substrat. Les superfícies afectades per cada nivell del paràmetre P_8 són les següents:

TAULA 12. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_8 (inestabilitat litològica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	424.191,60 ha	13,23 %
Mitjana	1.185.844,68 ha	36,98 %
Alta	1.307.129,94 ha	40,76 %
Molt alta	179.738,01 ha	5,60 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

Tal com passa amb el paràmetre P_5 sobre l'erosionabilitat litològica, el paràmetre P_8 sobre la

inestabilitat litològica presenta valors alts o molt alts per a la majoria del territori català. Tots dos són funció directa de la natura geològica del substrat i tenen, per tant, un comportament semblant. Les roques tendres, fracturades o alterades són superficialment abundants i per això és també elevada la inestabilitat. El relleu exalta o atenua aquesta circumstància, tal com reflecteix l'indicador corresponent.

La inestabilitat orogràfica (P_9)

El paràmetre P_9 expressa la influència del pendent topogràfic en els fenòmens d'inestabilitat. El pendent topogràfic, en afavorir la desestabilització del vessant, la reactivació d'antics moviments i l'aflorament de plans de debilitat potencialment desfavorables, exalta la inestabilitat de les formacions superficials i de les rocoses.

S'han distingit les següents classes, en termes de pendent relacionat amb la inestabilitat i en base als pendents llindar observats en diversos episodis d'inestabilitat de vessants que han estat analitzats en detall¹³⁸:

0. *Inestabilitat orogràfica baixa.* Pendent < 10°.
1. *Inestabilitat orogràfica mitjana.* Pendent = 10° - 20°.
2. *Inestabilitat orogràfica alta.* Pendent = 20° - 45°.
3. *Inestabilitat orogràfica molt alta.* Pendent > 45°.

Es parteix del model digital de pendents que suposa el mapa publicat per l'Institut Cartogràfic de Catalunya (2000). El procediment de càlcul de P_9 queda recollit al requadre següent:

¹³⁸ COROMINAS, J. & E.E. ALONSO. 1990. *Geomorphological effects of extreme floods (november 1982) in the Southern Pyrenees*. Hydrology in Mountainous Regions. IAHS, 194. 295-302.

El procés d'obtenció:

La inestabilitat orogràfica (P_9)

Generació, a partir del model digital d'elevacions (resolució de 30 x 30 m), del model digital de pendents. El grau del pendent és un valor entre 0 i 90°. Reclassificació dels resultats segons la següent valoració experta:

0. Baixa. Pendent inferior a 10°
1. Mitjana. Pendent comprès entre 10° i 20°
2. Alta. Pendent comprès entre 20° i 45°
3. Molt alta. Pendent superior a 45°

La idoneïtat de les bases dades per al càlcul d'aquest paràmetre és bona. Malgrat tot els pendents obtinguts són una mica inferiors als reals perquè el procediment de càlcul fa servir un conjunt de vuit píxels i en resulta un promig. A més, la resolució del model digital d'elevacions (30x30 m) tendeix a suavitzar els pendents. Per això, la microtopografia, molt influent en l'aparició d'esllavissades superficials, no es veu reflectida de manera adequada, especialment, a les zones de relleu intermig. D'altra banda, els talls de pendent utilitzats són un compromís, amb fortes incerteses associades, atès que per a diversos fenòmens d'inestabilitat els pendents crítics són diferents (despreniments, grans lliscaments, etc). Les superfícies afectades a Catalunya són les següents:

TAULA 13. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_9 (inestabilitat orogràfica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.387.642,41 ha	43,27 %
Mitjana	856.266,56 ha	26,70 %
Alta	832.603,68 ha	25,96 %
Molt alta	20.391,58 ha	0,64 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

Els pendents més accentuats es donen als Pirineus, Prepirineus i Sistemes Litoral i Prelitoral. Novament, però, els vessants que voregen els altiplans de la Depressió Central, com ara el Lluçanès, Moianès i Solsonès, tenen pendents forts (entre 20 i 45°) i això fa que no observem un comportament homogeni. En

qualsevol cas, una part majoritària del territori català presenta pendents més suaus i per això la inestabilitat orogràfica no hi és dominant.

La inestabilitat del substrat (I_4)

L'indicador I_4 és el resultat de la intersecció dels paràmetres P_8 i P_9 . Forneix una representació ben expressiva del concepte d'inestabilitat intrínseca del substrat, més enllà de tota consideració antròpica. L'indicador informa del substrat en ell mateix, no de les conseqüències que pot tenir per a l'activitat humana. Indirectament, però, admet una lectura antròpica: les agressions a la matriu territorial tindran conseqüències més o menys grans sobre l'estabilitat del substrat i, de retop, sobre les poblacions o les infraestructures que hi recolzen. I_4 no és un indicador de risc geològic, però n'apunta la possibilitat.

La combinació dels dos paràmetres que donen lloc a I_4 no s'ha fet de manera lineal. S'ha tingut en compte el fet que la causa primera de la inestabilitat és la presència de litologies susceptibles. Al mateix temps s'ha considerat que litologies molt sòlides i resistents en condicions de relleu natural poden mostrar fenòmens d'inestabilitat en ser excavades (per exemple, per l'aflorament de plans de debilitat al front de l'excavació). L'expressió matemàtica que s'ha fet servir per a obtenir I_4 és la següent:

El procés d'obtenció:

La inestabilitat del substrat (I_4)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els paràmetres P_8 i P_9 , segons la fórmula següent :

$$I_4 = 1 + [(P_8 + 1)^2 (P_9 + 1) - 1] / 21$$

Generació d'un mapa d'inestabilitat amb valors enters :

1. Baixa
2. Mitjana
3. Alta
4. Molt alta

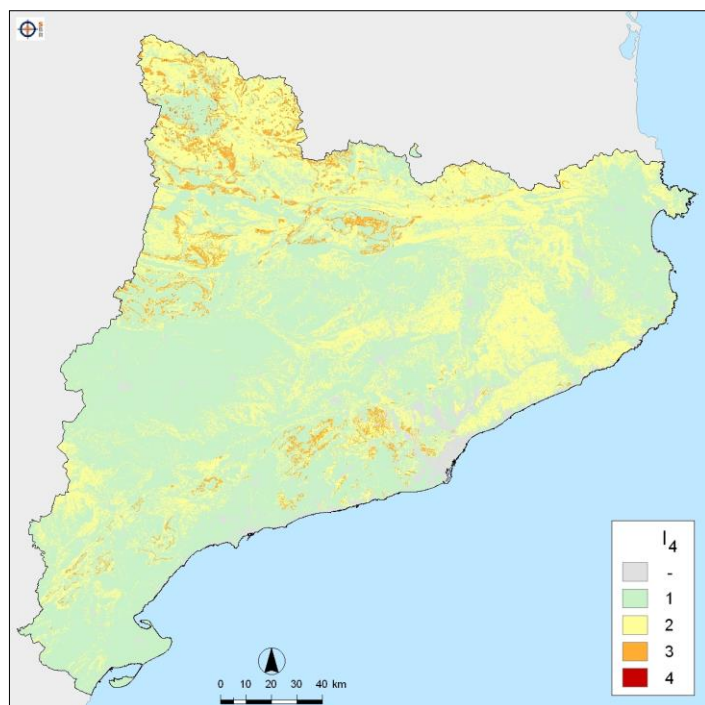
La representació cartogràfica de l'indicador I_4 ens mostra un mapa de fiabilitat mitjana i adequació

escalar bona (MAPA 17). Caldria millorar la cartografia geològica de base per a obtenir una fiabilitat més elevada. En aquest sentit, per manca de dades no s'ha pogut considerar la distribució de fenòmens d'instabilitat, sobretot a les comarques de muntanya, la qual hauria permès millorar la fiabilitat del mapa. El concepte d'instabilitat del substrat presenta a Catalunya les següents superfícies (TAULA 14):

TAULA 14. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució de l'indicador I_4 (instabilitat del substrat):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	2.025.471,60 ha	63,16 %
Mitjana	950.262,21 ha	29,63 %
Alta	120.022,65 ha	3,74 %
Molt alta	1.147,77 ha	0,04 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 17. Indicador I_4 (instabilitat del substrat) a Catalunya.



Les esllavissades són fenòmens aïllats, de poca extensió superficial, condicionats per factors locals de

difícil representació a l'escala de treball utilitzada. Tanmateix, no desperta excessives cauteles a una mirada experta (IMATGES 14 i 15), ja que apareixen clarament identificades les àrees d'instabilitat més gran, i permet ser utilitzat als efectes perseguits. La distribució de les àrees més inestables a les comarques de muntanya de Catalunya es correspon força bé amb els resultats dels estudis realitzats.

IMATGE 14. Vista del congost de Terradets. Les calcàries massives cretàiques excavades per la Noguera Pallaresa donen lloc a una impressionant paret, gairebé vertical. Despreniments aïllats de roques. Instabilitat del substrat mitja.



IMATGE 15. Detall dels treballs d'excavació d'un canal del riu Segre a Pont de Bar. El desmunt obert ha desestabilitzat part del vessant, que s'ha esclavissat. La inestabilitat seguirà en el futur. Es tracta de granodiorita molt fracturada i pendent fort (>40°). Alta inestabilitat del substrat.



3.5.4. El càlcul i la representació

Els paràmetres i els indicadors fins ara considerats són elements intermedis per a calcular l'índex de vulnerabilitat del substrat (*IVS*). Per tant, constitueixen elements importants en el procés d'obtenció de l'algoritme, però aporten una significació territorial relativa, especialment els paràmetres. La vulnerabilitat del substrat s'expressa mitjançant la combinació de l'indicador sobre l'erosionabilitat del substrat (I_3) i l'indicador sobre la inestabilitat del substrat (I_4). Per a fer aquesta combinació hem optat pel producte dels factors, afectat d'una correcció logarítmica. El procés d'obtenció es detalla en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

La vulnerabilitat del substrat (*IVS*)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els indicadors I_3 i I_4 , segons la fórmula següent:

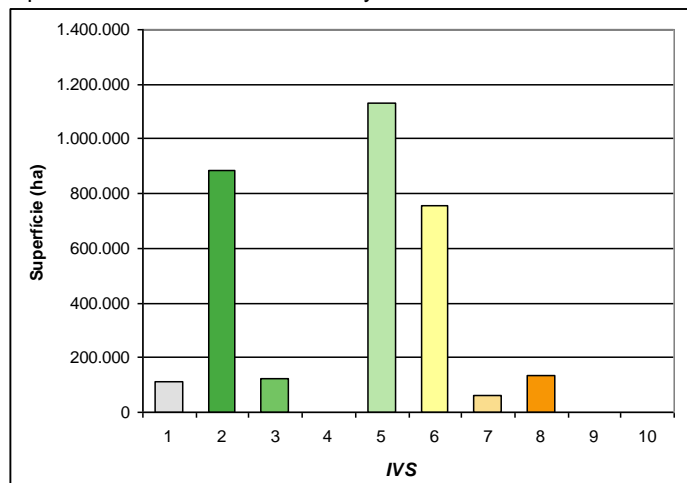
$$IVS = 2 + 8 \log (I_3^2 I_4) / k_2$$

On $k_2 = \log 64$ (constant que permet relativitzar els valors possibles de l'índex a la distribució teòrica de valors que pot prendre $\log (I_3^2 I_4)$). Això ha generat un mapa amb valors enters compresos entre 1 i 10 (per definició, les zones excloses en l'estudi prenen valor 1).

El mapa de la vulnerabilitat del substrat (FIGURA 9), corresponent a la representació cartogràfica de l'*IVS*, presenta una realitat prou diferent respecte del mapa de la vulnerabilitat de la vegetació, que representa l'*IVV* (FIGURA 8). Per una banda, és un mapa de fiabilitat mitjana i per una altra ofereix un panorama més decantat cap a les vulnerabilitats mitjanes i baixes. Això darrer no és sorprenent doncs és un fet conegut que el substrat és considerablement menys fràgil que la vegetació,. Tanmateix, també és menys regenerable.

Aquesta relativa tolerància al greuge no ha de dur a una minimització de la seva importància. Ben al contrari: les inestabilitats del substrat acostumen a tenir conseqüències molt negatives per als interessos territorials, mentre que les seves pèrdues solen ser irreparables. Una anàlisi quantitativa de les 10 classes de valors obtinguts, reagrupada en tres nivells d'actuació (≤ 6 , 7-8, ≥ 9), alhora matisats per sis pautes de projectació que se'n deriven dels sis graus d'impacte que poden ocasionar els diferents plans i programes d'incidència territorial, ajuda ponderar aquesta realitat.

FIGURA 9. Valors de l'índex de vulnerabilitat del substrat (IVS) i superfícies concernides a Catalunya.



Els fenòmens erosius i d'instabilitat es donen en les formacions litològiques susceptibles i amb un relleu propens. A Catalunya (MAPA 19) hi ha moltes formacions litològiques de gran estabilitat i resistència (granits inalterats, calcàries massives, conglomerats cimentats, etc.), com també grans extensions d'escàs relleu (deltas, planes de l'Empordà, el Segrià o l'Urgell) on els problemes d'erosió i estabilitat són escassos i localitzats (IMATGE 16).

IMATGE 16. Visió aèria del delta del riu Llobregat. Els llims i sorres deltaics són molt poc estables i altament erosionables. El baix pendent del delta fa que tinguin una vulnerabilitat a l'erosió mitjana (molt alta, si considerem l'erosió marina) i baixa a la instabilitat del substrat.



Pel que fa als resultats i la seva distribució espacial, l'IVS identifica clarament les àrees de Catalunya on l'aixaragallament és predominant en el paisatge com ara la Plana de Vic (IMATGE 17), la Conca d'Òdena, la Conca de Vallcebre, la Conca de Tremp o l'Alt Penedès. També aquells indrets on l'alternança de roques tendres i dures fa que l'erosió passi més desapercebuda, per bé que hi sigui present, com passa al Bages, la Segarra, la Conca de Barberà o les Garrigues, així com als vessants descoberts dels saulons del Maresme (MAPA 20).

IMATGE 17. Relleu de margues eocenes de la Plana de Vic, als voltants de Tona. Es pot apreciar el contrast entre els vessants costeruts, desprotegits de la vegetació, amb xaragalls que remunten fins al carener tot fent desestabilitzar els sòls; i els vessants suaument inclinats amb una modesta protecció herbàcia, essent condicions suficients per a mantenir el vessant estable i amb una erosió moderada.



D'altra banda, cal tenir present que es disposa d'una tecnologia molt avançada i contrastada per combatre tant l'erosió com la instabilitat dels vessants. Així, per mitjà de la reducció de l'angle dels desmunts, una adequada recollida de l'aigua superficial i amb tècniques de protecció i revegetalització, es pot mitigar l'erosió induïda per les excavacions. Paral·lelament, es disposa d'un gran nombre de tècniques de contenció i reforç de desmunts i

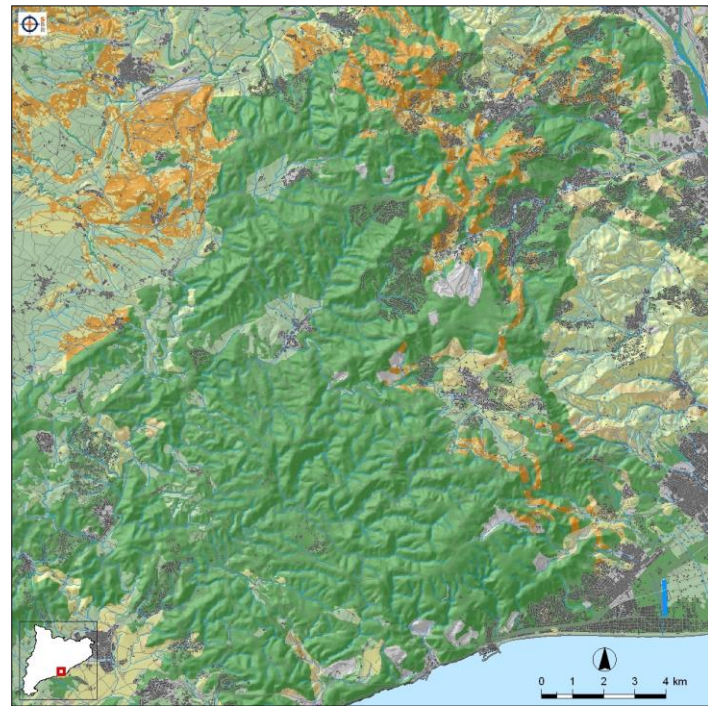
d'estabilització d'esllavissades, que han mostrat la seva efectivitat¹³⁹. Per això, si els treballs es fan de manera assenyada i seguint les tècniques de l'estat de l'art, el dany al substrat es pot minimitzar, generalment, de manera molt significativa. Es raonable, doncs, que el mapa reflecteixi aquesta situació.

A tall d'exemple, es presenta l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes (MAPA 18), on l'aplicació de l'I/VS posa de manifest els relleus de calcàries i dolomies del Cretaci Inferior que són molt resistents a l'erosió i donat la disposició massiva (dolomies) i poc inclinada dels estrats, no donen problemes importants d'estabilitat. Només els materials detrítics de la Depressió de Sant Pere i els margosos intercalats amb les calcàries tenen una certa vulnerabilitat. Per altra part, les formacions triàsiques (Buntsandstein, Muschelkalk mig i Keuper) de roques tendres (argil·lites i margues) afloren pels entorns de Corbera i en direcció a Gelida. Són terrenys erosionables i amb desmunts potencialment inestables (especialment les margues del Keuper). Finalment, el dipòsits detrítics (sorres i llims quaternaris) del Delta del Llobregat formen una superfície plana. Tot i que cal vigilar l'estabilitat de les excavacions (això no és vulnerabilitat, és un aspecte geotècnic-constructiu), no hi ha perill d'inestabilitat o erosió generalitzada.

A nivell de Catalunya (MAPA 19), la distribució espacial de la inestabilitat del substrat segueix fonamentalment la de les litologies susceptibles: pissarres fracturades, formacions argiloses, turbidites (fàcies *flysch*) i formacions superficials. Aquestes últimes, degut a l'escala de treball, no tenen gairebé expressió cartogràfica. Malgrat això, els dipòsits col·luvials i glacials pirinencs amb freqüents ruptures i corrents d'arrossegalls, hi apareixen ben identificats.

¹³⁹ TURNER, A.K. & R.L. SCHUSTER (eds). 1996. *Landslides. Investigation and mitigation*. Transportation Research Board Special Report, 247. National Academy Press. Washington D.C.

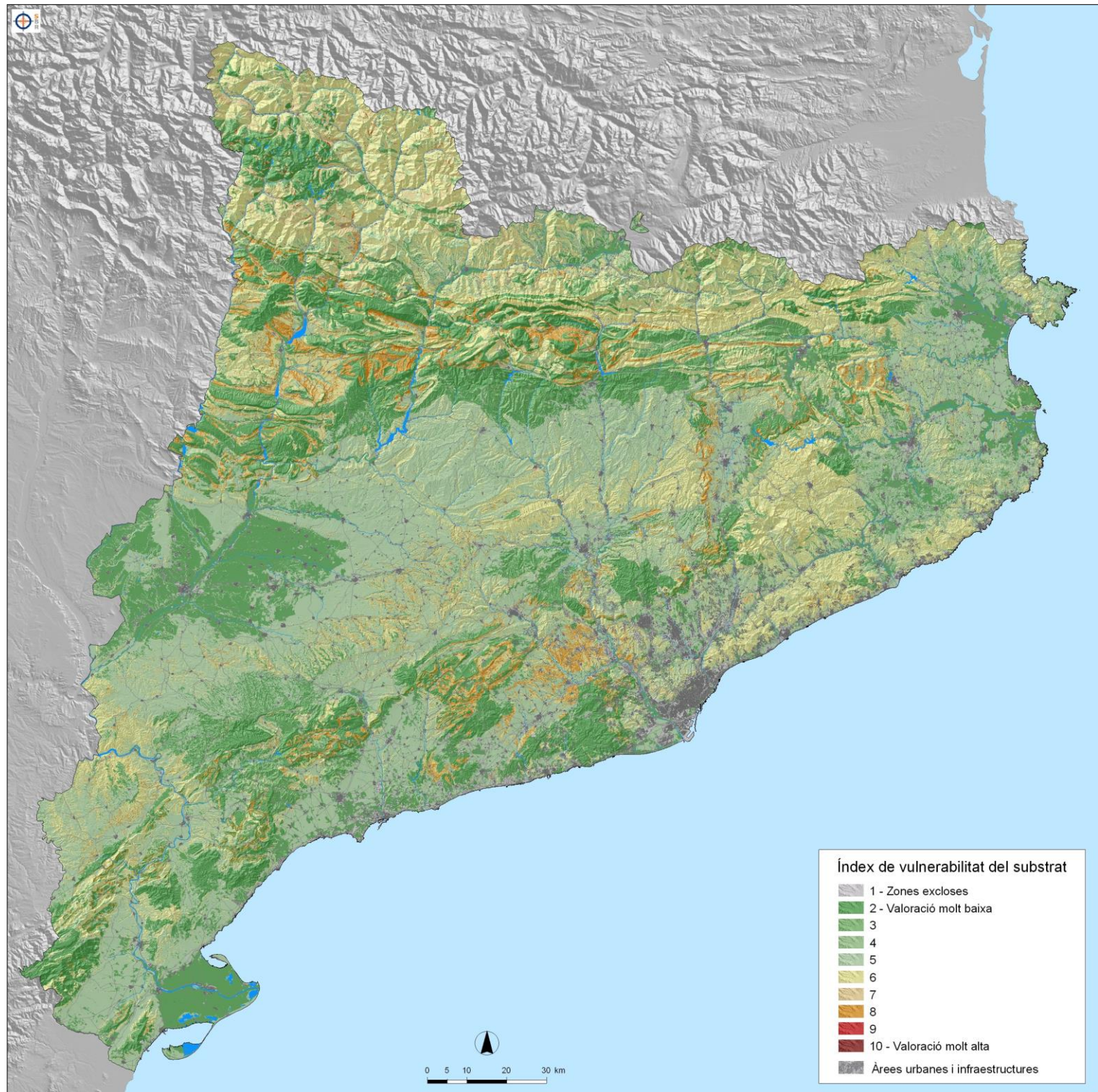
MAPA 18. Índex de vulnerabilitat del substrat (I/VS) a l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes.



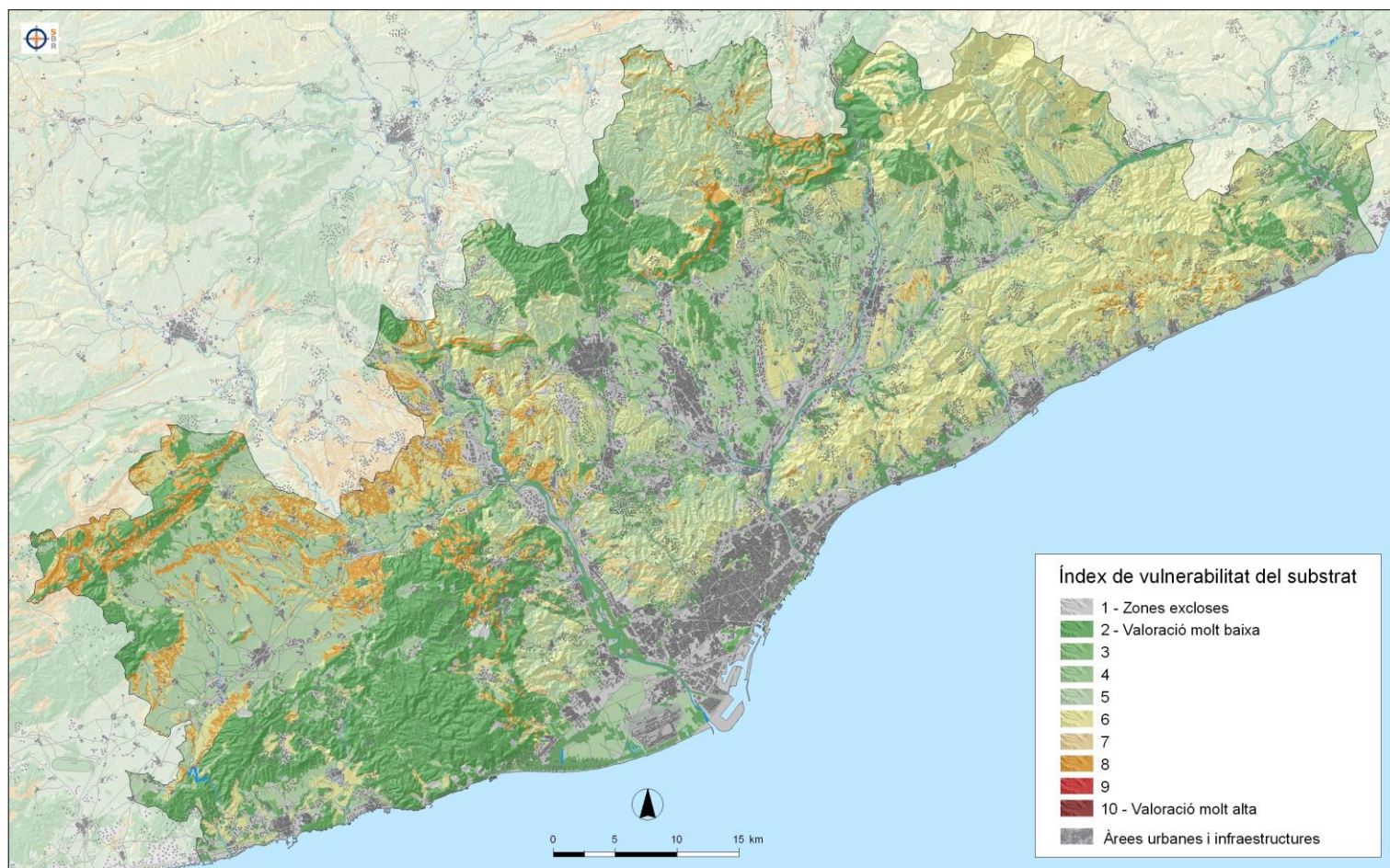
La principal limitació de l'I/VS prové de la cartografia geològica que ha estat la font d'informació, el Mapa Geològic de Catalunya a escala 1:250.000. Com s'ha dit, només són erosionables i/o inestables, en un grau o altre, determinades formacions geològiques. A causa de l'escala esmentada, la major part de formacions superficials, especialment els col·luvions, per a la seva reduïda extensió, no tenen expressió cartogràfica. Com a conseqüència, molts dels indrets considerats de fragilitat mitjana o baixa haurien de ser reconsiderats de fragilitat alta, sobretot a les zones de muntanya. Un cop disponible el mapa geològic a escala 1:50.000 es resoldrà, en part, aquesta mancança. Una cartografia geològica a escala més detallada també permetrà afinar més la classificació del grau de susceptibilitat de les formacions. La representació de les formacions superficials millorarà la predicció espacial dels lliscaments superficials, mentre que la informació subministrada pels cabussaments de les formacions rocoses, en relació

als pendents, permetrà una millor definició de les zones potencialment inestables per la presència de plans de debilitat. Si es disposés d'informació sobre la distribució de fenòmens d'inestabilitat recents, dels paràmetres litològics i de vegetació a escala 1:50.000, i sobretot a 1:25.000, es podrien fer tractaments estadístics de les dades que donarien una millor precisió i fiabilitat dels resultats.

Finalment, convé tenir present que els darrers pronòstics dels efectes del canvi climàtic per a la regió mediterrània coincideixen en dos aspectes: a) l'augment de la freqüència de les sequeres, i per tant un previsible augment de l'erosió edàfica i dels incendis forestals, entre altres; b) l'augment de la freqüència de les fortes tempestes, i per tant un previsible augment de l'erosió edàfica i de les esllavissades superficials. La distribució espacial d'aquests paràmetres a Catalunya pot canviar, per tant, en el futur i, amb ells, l'IVS.

MAPA 19. Índex de vulnerabilitat del substrat (IVS) a Catalunya.

MAPA 20. Índex de vulnerabilitat del substrat (IVS) a la regió metropolitana de Barcelona.



3.6. Les aigües superficials i subterrànies

L'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) és el tercer dels índexs parcials que porten a l'*IVT*. Com l'*IVV* i l'*IVS*, és també un veritable índex en el càlcul del qual intervenen dos indicadors: la fragilitat de les aigües superficials (*I₅*), és a dir, la sensibilitat davant de les agressions que mostren les aigües que s'escolen a cel obert o en el sòl edàfic, i la fragilitat de les aigües subterrànies (*I₆*), o sigui, la sensibilitat dels aquífers, aquítards i en general les aigües emmagatzemades en el subsòl o que hi flueixen a través.

3.6.1. La vulnerabilitat hidrològica

La vulnerabilitat hidrològica representa la fragilitat intrínseca que tenen les aigües superficials i subterrànies continentals, tant pel que respecta la seva quantitat com en la qualitat, en relació a la construcció d'infraestructures, el desenvolupament urbà i industrial, les transformacions en regadius o altres canvis d'usos del sòl induïts per l'execució de projectes o d'actuacions derivades de la planificació territorial i sectorial. No s'han tingut en consideració, per tant, ni les pressions ni els impactes que pateixen per altres causes les aigües superficials, que són molts i intensos al nostre país. El que es vol mesurar aquí són característiques intrínseques d'aquests sistemes naturals, que convé conèixer i tenir en compte si es vol, precisament, reduir els impactes negatius causats per les pressions urbanístiques i infraestructurals.

Naturalment, més que a les aigües ens referim als sistemes hídrics. Les aigües passen, els rius romanen. Aquest fet és una eina de dos tallants. L'avantatge del flux límnic, tant dels rius, com d'alguns aquífers, com dels llacs no endorreics (és a dir, dels llacs amb desguàs natural) és la renovació constant de les seves aigües. Això fa que arrosseguin

contaminants i pertorbacions, que més o menys aviat es perden de vista. Però aquests inconvenients sovint acaben reapareixent aigües avall, de manera que moltes aparents "solucions de la natura" no passen de mers trasllats en l'espai, o sigui d'externalitzacions sistèmiques amb tercers perjudicats. En tot cas, els rius i els llacs són molt més que l'aigua que hi passa en un moment donat. La vulnerabilitat de les aigües superficials de què parlem aquí ha de ser entesa com la vulnerabilitat dels sistemes límnics, que són el fenomen amb veritable consistència territorial. En superfície, és l'espai limnofluvial; en profunditat, són els aquífers i els aquítards (IMATGE 18).

IMATGE 18. Surgència al desmunt de la carretera al Port de Comiols per Sant Salvador de Toló (Pallars Jussà). Aquífer en conglomerats molt cimentats, permeables per fissuració.

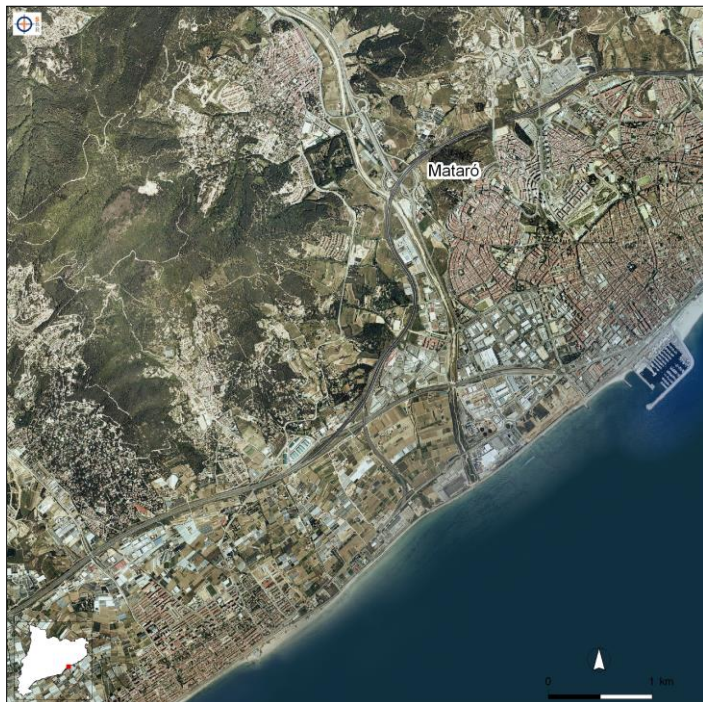


L'espai limnofluvial

Per *espai fluvial* entenem aquell territori que té unes relacions funcionals d'interdependència clares amb els cursos hídrics; inclou, a més de les lleres fluvials i torrencials, les planes d'inundació, antics meandres, cicatrius d'erosió fluvial, cursos abandonats, etc. I també la part de les conques forestades que exerceixen un paper preponderant en la regulació del balanç i dels fluxos hídrics. En condicions normals, l'espai fluvial aconsegueix un conjunt de funcions i serveis ambientals molt significatius (IMATGE 19):

- i) Laminació de revingudes (reducció de risc d'inundació).
- ii) Recàrrega d'aqüífers.
- iii) Filtració de contaminants (arrossegats per l'escorrentiu de l'espai agrari adjacent).
- iv) Dissipació d'energia (cursos anastomòtics, meandres, etc.).
- v) Protecció de l'erosió de les ribes, degut a la vegetació de ribera, que té altres funcions importants (reducció de la temperatura de l'aigua, hàbitat de comunitats i espècies rares i amenaçades, etc.).
- vi) Connectivitat ecològica.
- vii) Lleure, contemplació, atractiu estètic.

IMATGE 19. L'ocupació de les planes del Maresme per nuclis urbans, urbanitzacions, vies de comunicació, hivernacles i ports esportius, ha produït una considerable transformació del litoral. La impermeabilització del terreny incrementa el risc de revingudes i inundacions, freqüents a la comarca.



Per *espai limnètic* s'entén aquell que comprèn les zones humides aplegades en l'Inventari del Departament de Medi Ambient i Habitatge (DMAH) de la Generalitat de Catalunya (2001)¹⁴⁰, els estanys i les mulleres alpines i subalpines (que no apareixen a l'Inventari), les antigues llacunes o aiguamolls dessecats que figuren en el mapa de geomorfologia de l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Moltes de les funcions i serveis ambientals de l'espai fluvial els ofereix també l'espai limnètic. En aquest cas, però, escau remarcar el valor d'hàbitat, atès que concentra la màxima diversitat de vertebrats de Catalunya, molts d'ells amenaçats o en perill d'extinció.

Els aqüífers i la seva degradació

Tant o més importants que les aigües que circulen en superfície són les aigües que romanen en profunditat, igualment circulants la majoria dels cops, bé que a velocitats molt menors. Les formacions geològiques en què s'embeuen aquestes aigües, els aqüífers i els aqüítards, poden degradar-se per contaminació o per pèrdua de les seves reserves.

La contaminació dels aqüífers és deguda a l'entrada de productes estranys provinents de la superfície, normalment fruit d'abocaments impropis, o a fuites de conduccions enterrades. En aquest sentit, la fragilitat de l'aqüífer depèn de la facilitat que té el contaminant per arribar a la zona saturada (capacitat de filtre del terreny), de la facilitat de propagació a través dels porus i/o fissures de l'aqüífer (permeabilitat de l'aqüífer) i de la possibilitat de dilució (volum de reserves de l'aqüífer). La contaminació també pot ser induïda per l'extracció excessiva d'aigua als aqüífers costaners, cosa que afavoreixen

¹⁴⁰ S'identifiquen i delimiten 202 zones humides segons criteris establerts per la Llei 12/1985 d'espais naturals. Es consideren àrees dessecades en etapes recents, però que conserven trets significatius de la seva condició pretèrita i són susceptibles de regeneració. Més informació a la web del Departament de Medi Ambient i Habitatge: <http://www.gencat.net/mediamb/pr/2inventari.htm>

la intrusió salina (cas de l'estuari del Fluvià, dels deltes de la Tordera, del Llobregat i del Besòs). La contaminació de les aigües subterrànies, a més de la pèrdua del recurs, suposa un impacte sobre els ecosistemes vinculats a les zones de descàrrega dels aqüífers.

La disminució o pèrdua de la recàrrega dels aqüífers i la reducció de les reserves és també una forma de degradació. La primera sol tenir lloc per la impermeabilització del terreny a les zones de recàrrega (per exemple, degut a l'urbanització). La reducció de les reserves es dona per la interrupció del flux subterrani provocada per excavacions o per la presència d'estructures colgades, així com per l'extracció excessiva d'aigua (superior a la capacitat de recàrrega). Les conseqüències immediates són els canvis dels nivells de l'aigua subterrània de la qual depèn la vegetació freatòfita, l'eixugament de pous i fonts i l'assecamment de les zones humides alimentades. La depressió dels nivells piezomètrics pot provocar, directament, la intrusió salina en els aqüífers litorals i, indirectament, fenòmens de subsidència (en deltes i platges baixes) que poden facilitar l'entrada del mar i l'erosió costanera.

3.6.2. La fragilitat de les aigües superficials

Les aigües superficials continentals inclouen les aigües que circulen per la superfície (fluvials i torrencials) i per l'epidermis (edàfiques) i les aigües vinculades a les zones humides. El seu àmbit comprèn, doncs, els espais fluvials i els limnètics, o sigui el que s'ha anomenat, de forma conjunta, l'espai fluviolimnètic o limnofluvial. La fragilitat d'aquestes aigües superficials depèn de diversos factors, d'entre els quals se n'han considerat tres: les característiques de temporalitat pròpies de l'espai limnofluvial, el grau d'afectabilitat de les conques hidrogràfiques i la capacitat reguladora que té la vegetació.

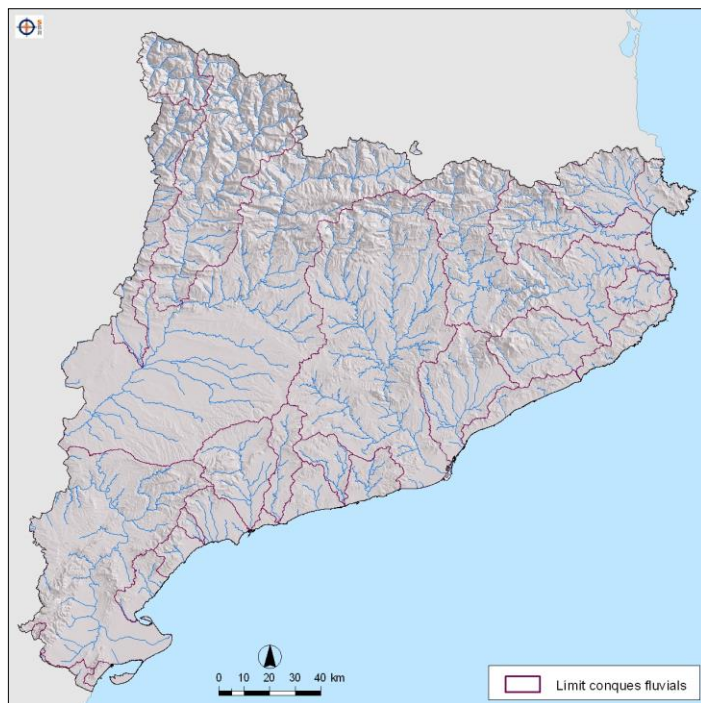
La temporalitat de l'espai limnofluvial (P_{10})

Una característica essencial de les aigües superficials és la temporalitat del seu àmbit. A diferència d'altres aspectes que condicionen la vulnerabilitat del territori, que són molt més estables, les aigües superficials són dinàmiques i els seus àmbits presenten amplies variacions al llarg del temps. Aquestes variacions depenen de diversos factors, uns més predictibles que altres, siguin de naturalesa climàtica -com la secada estival pròpia del clima mediterrani-, geomorfològica, edàfica, etc. No és d'estranyar, doncs, que l'àmbit d'aquest paràmetre hagi estat un dels més complexos de definir i representar catogràficament.

El procediment parteix de la cartografia 1:50.000 de la xarxa hídrica de Catalunya, que s'ha obtingut de l'ICC i posteriorment s'ha disposat d'una homogenització i revisió addicional portada a terme per l'Agència Catalana de l'Aigua, jerarquizant la xarxa mitjançant el mètode d'Strahler¹⁴¹ (MAPA 21). L'ordre de la conca reflecteix el grau de ramificació de la xarxa fluvial, a una escala determinada, i n'indica la importància dins de la conca hidrològica. És així que els cursos de primer ordre són els que no tenen tributaris que puguin ser representats a l'escala utilitzada; els cursos de segon ordre es formen en la unió de dos afluents de primer ordre; en general, els cursos d'ordre n es formen quan dos afluents d'ordre $n-1$ s'uneixen; mentre que quan un afluente s'uneix amb un curs d'ordre major, el curs que en resulta aigües avall té un valor més alt.

¹⁴¹ STRAHLER, A.N. 1952. *The dynamic basis of geomorphology*. Geological Society of America Bulletin, 63. 923-938.

MAPA 21. Classificació de la xarxa hídrica de Catalunya mitjançant el mètode d'Strahler (Agència Catalana de l'Aigua, 2002).



Per tal de representar cartogràficament l'espai dels llits fluvials, s'ha poligonat la xarxa fluvial en relació a l'ordre de Strahler, aplicant un *buffer* proporcional a l'amplada de la llera. Mitjançant la planimetria 1:50.000 de l'ICC, de la capa digital poligonal d'hidrologia i diverses fonts complementàries, s'ha estudiat l'amplada mitja segons l'ordre de la llera i s'han establert els *buffers* següents:

TAULA 15. Ordre d'Strahler i amplada de llera que s'hi ha associat

Ordre del curs hídric	Buffer de la xarxa fluvial
10	300
9	270
8	240
7	210
6	180
5	150
4	120
3	90
2	60
1	30

El grau de temporalitat (distinció entre cursos permanents i temporals) dels cursos fluvials s'ha establert integrant dues fonts:

- i) Valoració experta, a partir del llindar de l'ordre fluvial < 3, segons el criteri d'Strahler
- ii) Treball elaborat per l'ACA per a aplicar els criteris de la Directiva marc de l'aigua.

D'altra banda, de la capa de geomorfologia de Catalunya, generada per l'ACA a escala 1:50.000, s'han obtingut les '*zones potencialment inundables*' i els '*cons de dejecció actius inundables*'. Es considera que aquesta delimitació ofereix, en conjunt, una aproximació fiable de l'àrea inundable per a tot el territori de Catalunya.

Finalment, per tal de representar les zones humides, s'ha utilitzat la cartografia de l'Inventari de zones humides de Catalunya del DMAH (2001), que conté delimitacions a escala 1:5.000. Per a la identificació georeferenciada d'estanys alpins i mulleres, s'ha utilitzat la base de dades alfanumèrica associada a aquest Inventari; i per a complementar la informació en referència a les llacunes, s'ha utilitzat la capa de geomorfologia de Catalunya de l'ACA, a escala 1:50.000. A tots els polígons que delimiten aquestes quatre classes de zones humides, a més dels embassaments, se'ls ha assignat un entorn de protecció de 100 m d'amplada, atès que es considera que l'afectació de les vores -el seu perímetre de protecció- comporta gairebé sempre l'afectació de la zona límnica.

En base als criteris establerts, el procés d'obtenció del paràmetre P_{10} queda recollit en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

La temporalitat de l'espai limnofluvial (P_{10})

Partint de diverses bases de dades disponibles sobre zones humides a Catalunya s'ha generat un *buffer* de 100 metres d'amplada per a garantir la seva viabilitat dins del territori.

Poligonació de la xarxa fluvial en relació a l'ordre d'importància seguint el criteri d'Strahler, generant per la xarxa fluvial un *buffer* proporcional a l'amplada del canal.

Determinació del grau de temporalitat dels cursos fluvials mitjançant valoració experta del llindar de l'ordre fluvial (<3), tenint en compte el treball elaborat per l'ACA seguint els criteris de la Directiva marc de l'aigua.

Mitjançant àlgebra de mapes, combinació de les diferents capes d'informació per a generar un mapa amb valors enters:

0. Nul·la. Zona aliena a l'espai limnofluvial.
1. Baixa. Zona de crescuda, potencialment inundable.
2. Mitjana. Cursos temporals i embassaments.
3. Alta. Cursos permanents i zones humides.

Les dades de partida de P_{10} combinen fonts d'informació molt disperses i, per tant, amb una fiabilitat diversa. Tanmateix, considerem que l'expressió cartogràfica d'aquest paràmetre és, en general, escalarment adequada entre 1:50.000 i 1:1.000.000 i, també, informativament coherent. El mapa de la temporalitat de l'espai limnofluvial mostra que més d'un 80 % del territori català queda fora d'aquesta contingència, com és natural.

TAULA 16. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{10} (temporalitat de l'espai limnofluvial):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Nul·la	2.604.206,61 ha	81,21 %
Baixa	106.153,92 ha	3,31 %
Mitjana	273.889,62 ha	8,54 %
Alta	112.654,08 ha	3,51 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

L'afectabilitat de les conques hidrològiques (P_{11})

La fragilitat de les conques hidrogràfiques és funció, entre altres factors, de les seves dimensions i de la seva situació relativa. El paràmetre d'afectabilitat de les conques mesura, justament, aquest dos aspectes. En efecte, com més petit sigui l'ordre jeràrquic d'una conca fluvial -és a dir, com més propera estigui de l'àrea de capçalera o naixement de la xarxa hídrica- més gran serà, generalment, la seva dificultat de regeneració, en el supòsit que sigui afectada per impactes antròpics. D'altra banda, com més gran sigui la conca, més facilitat tindrà per amortir els impactes.

Aquest paràmetre s'ha obtingut a partir del mapa de conques hidrològiques, elaborat a partir de la xarxa hidrogràfica 1:50.000 de l'ICC, modificat per l'ACA. S'han classificat les conques per l'ordre del curs fluvial que les solca, segons el mètode Strahler (vegeu P_{10}) i, tot seguit, s'ha redefinit la seva coherència topològica. Els problemes d'encavallament de conques s'han resolt donant preferència a les conques d'ordre inferior, considerades més fràgils.

El procés d'obtenció:

L'afectabilitat de les conques hidrològiques (P_{11})

S'ha partit del mapa de conques hidrològiques, provinent de la xarxa cartogràfica de l'ICC i posteriorment depurades per l'ACA. Llavors s'han classificat les diverses conques en funció de l'ordre hidrològic definit pel mètode Strahler.

0. Nul·la. Sense conca
1. Baixa. Ordre de conca >7
2. Mitjana. Ordre de conca 4 a 6
3. Alta. Ordre de conca < 3

El mapa de l'afectabilitat de les conques (P_{11}) mostra una elevada incidència dels valors alts, car corresponen a les nombroses capçaleres fluvials, pròpies d'un país muntanyós. És un mapa molt interessant doncs per una banda expressa la disposició dels deu ordres de les conques i el subsegüent nombre reduït de cursos pertanyents als ordres superiors, entre 7 i 10 (el sistema Nogueres-Segre-Ebre, el Ter i el Fluvià, el Llobregat-Cardener-Anoia i poca cosa més). Però, per una altra, posa de

manifest l'elevat nombre de capçaleres i cursos d'ordres baixos, entre 1 i 5, que són els que acaben provocant una afectabilitat elevada.

TAULA 17. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{11} (afectabilitat de les conques hidrològiques):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Nul·la	40.997,70 ha	1,28 %
Baixa	60.266,88 ha	1,88 %
Mitjana	386.802,00 ha	12,06 %
Alta	2.608.837,65 ha	81,35 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

La capacitat reguladora de la vegetació (P_{12})

Aquest paràmetre mesura la funció reguladora dels recursos hídrics que exerceix la vegetació, car de l'aigua de les precipitacions, una part considerable és interceptada per la vegetació, assimilada, retinguda i, gradualment, evapotranspirada. Per això, la temporalitat de les surgències i dels fluxos hídrics superficials no sols depèn de la quantitat i de la distribució de les precipitacions, sinó també del grau de recobriment vegetal que tinguin les conques.

Una conca forestada a la seva capçalera té una gran capacitat de retenció d'aigua, que va alliberant lentament, assegurant la permanència dels fluxos hídrics i els ecosistemes que en depenen, molt superior a la d'una conca desforestada, en la qual l'aigua s'escorre ràpidament i al cap de pocs dies els cursos hídrics ja són eixuts. Per exemple, en les rieres intermitents del Maresme, la intensitat i la durada dels fluxos hídrics està clarament relacionada amb la presència de vegetació forestal a les capçaleres. Les petites conques desforestades i cobertes d'urbanitzacions i d'hivernacles són incapaces de retenir aigua, que s'escorre sobtadament en poques hores, causant, a voltes, estralls a les parts baixes.

La vegetació que fa de cinyell a banda i banda del cursos hídrics té -a més dels seus innegables valors estètics- una importància cabdal per al manteniment del règim hidrològic en contribuir a laminar les avingudes, a protegir els vessants i a afavorir la recàrrega dels aquífers ja que l'alentiment del flux d'aigua n'afavoreix la infiltració. La vegetació de ribera proporciona, encara, hàbitat a moltes espècies, entre les que destaquen diversos carnívors fluvials amenaçats (*Mustela putorius*, *Lutra lutra*). Per això hem considerat oportú valorar la pèrdua d'aquest element d'homeòstasi com un dels factors de vulnerabilitat dels sistemes hídrics superficials. Les categories considerades valoren de menys a més: el grau de recobriment de la vegetació i la seva constància al llarg de l'any; el port llenyós (que afavoreix la protecció dels marges contra les avingudes); l'estat successional de la vegetació i la seva especificitat respecte dels hàbitats fluvials del territori. Els valors considerats són els següents:

0. *Capacitat reguladora baixa.* Comunitats anuals, conreus.
1. *Capacitat reguladora mitjana.* Comunitats herbàcies perennes.
2. *Capacitat reguladora alta.* Comunitats arbustives i arbòries no permanents.
3. *Capacitat reguladora molt alta.* Comunitats arbòries permanents.

Per a mesurar la capacitat de retenció d'aigua associada a la vegetació s'ha utilitzat la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC). La classificació de les tipologies d'hàbitats s'ha realitzat consultant l'índex de qualitat del bosc de ribera (*QBR*)¹⁴². S'ha ponderat el valor per a cada polígon d'hàbitat, segons el percentatge de recobriment que hi tingui, s'ha calculat

¹⁴² MUNNÉ, A., SOLÀ, C. & N. PRAT. 1998. *QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera*. Tecnología del Agua, 175. 20-37.

el valor mitjà dels hàbitats presents en cada polígon i, finalment, se n'han arrodonit els resultats.

El procés d'obtenció:

La capacitat reguladora de la vegetació (P_{12})

S'ha partit de la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC). Per a valorar les tipologies d'hàbitat s'ha consultat l'índex de qualitat del bosc de ribera (QBR). Es pondera el valor obtingut segons el percentatge de recobriment de l'hàbitat per polígon.

$$P_{12} = \sum (r_i R_i)$$

$$R = \{0, 1, 2, 3\}$$

On r és el recobriment de l'hàbitat per polígon, i R el grau de cobertura vegetal per cada tipus d'hàbitat.

Els resultats s'arrodoneixen a valors enters entre 0 i 3.

- 0. Baixa. Cobertura de comunitats anuals, conreus
- 1. Mitjana. Cobertura de comunitats herbàcies perennes
- 2. Alta. Cobertura arbustiva o arbòria no permanent
- 3. Molt alta. Cobertura arbòria permanent

L'expressió cartogràfica de la capacitat reguladora de la vegetació (P_{12}) és escalarment idònia entre 1:50.000 i 1:1.000.000 o més, però amb una fiabilitat informativa mitjana, ja que manquen dades empíriques que permetin ajustar millor els coeficients aplicats. La taula següent mostra les superfícies assolides pel paràmetre P_{12} a Catalunya.

TAULA 18. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{12} (capacitat reguladora de la vegetació):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.128.466,89 ha	35,19 %
Mitjana	395.822,70 ha	12,34 %
Alta	1.150.250,31 ha	35,87 %
Molt alta	422.364,33 ha	13,17 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

El mapa corresponent presenta un marcat paral·lelisme amb els mapes de vegetació convencionals, com no podia ser altrament, car reflecteix justament la tipologia de les comunitats.

Mostra àrees de capacitat reguladora alta a les zones més densament boscoses del Pirineus, Prepirineus i Catalunya humida nord-oriental, mentre que els valors més baixos corresponen a la Depressió Central i a les comarques eixutes meridionals.

La fragilitat de les aigües superficials (I_5)

L'indicador I_5 és el resultat de la intersecció dels paràmetres P_{10} , P_{11} i P_{12} . Com passa amb els altres indicadors, forneix una representació ben expressiva de la fragilitat de les aigües superficials més enllà de tota consideració antròpica, bé que les conseqüències d'aquestes accions seran sempre proporcionals als nivells de fragilitat, com és obvi.

L'algorisme de càlcul de la fragilitat de les aigües superficials és senzill: una simple suma aritmètica dels paràmetres P_{10} , P_{11} i P_{12} , afectats de factors multiplicadors per a subratllar-ne les importàncies relatives. En efecte, la fórmula de càlcul de l'indicador I_5 dona més pes a la temporalitat de l'espai limnofluvial (P_{10}), perquè es considera l'aspecte més vulnerable, seguit de l'afectabilitat de les conques hidrogràfiques (P_{11}) i, finalment, de la capacitat de regulació hídrica de la vegetació (P_{12}) que, de fet, actua de modulator. El procés d'obtenció s'especifica en el requadre següent:

El procés d'obtenció:

La fragilitat de les aigües superficials (I_5)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els paràmetres P_{10} , P_{11} i P_{12} , mitjançant la fórmula següent:

$$I_5 = 1 + (3P_{10} + 2P_{11} + P_{12}) / 6$$

Generació d'un mapa amb valors enters:

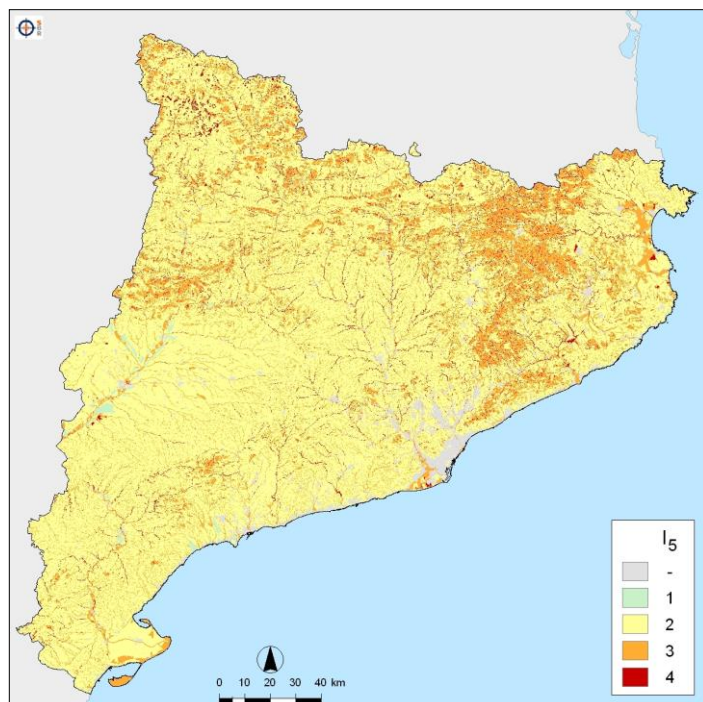
- 1. Baixa.
- 2. Mitjana.
- 3. Alta.
- 4. Molt alta.

Els resultats obtinguts a nivell cartogràfic determina que unes tres quartes parts del territori català presenten nivells de fragilitat de les aigües superficials entre mitjans i baixos (MAPA 22), si bé es detecten importants àrees amb una sensibilitat alta o molt alta. D'acord amb aquest indicador, el concepte de fragilitat de les aigües superficials té a Catalunya les següents valoracions quantitatives en termes de superfície:

TAULA 19. Aplicació de l'indicador I_5 (fragilitat de les aigües superficials) a Catalunya

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	23.640,30 ha	0,74 %
Mitjana	2.317.865,31 ha	72,28 %
Alta	658.811,07 ha	20,54 %
Molt alta	96.587,55 ha	3,01 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 22. Indicador I_5 (fragilitat de les aigües superficials) a Catalunya.



La significació espacial dels resultats mostra com les zones més sensibles, on es concentra la quarta part més fràgil, se situen a les àrees muntanyoses del nord i del nord-est de Catalunya, que són les que concentren, també, la majoria de les petites conques de capçalera. En aquestes àrees hi ha una capacitat de retenció molt alta per part de la vegetació, cosa que tendeix a esmorteir els efectes sobre la hidrologia. Tanmateix, es tracta d'una vegetació relativament vulnerable (apartat 3.4.) pel seu lent procés de recuperació. És important destacar que a conseqüència de la pròpia complexitat del fenomen que es vol representar i, encara més, del tractament conceptualment novèdós que se'n fa, molt probablement aquest paràmetre s'anirà perfeccionant en versions posteriors, en base a les aportacions que es puguin rebre per part dels experts sectorials i de la millora en les bases de dades de partida.

3.6.3. La fragilitat de les aigües subterrànies

La fragilitat de les aigües subterrànies s'ha considerat des del doble punt de vista de la qualitat i de la quantitat, tal com ja ha estat exposat anteriorment (vegeu apartat 3.2.). En tot cas, per a valorar la fragilitat de les aigües subterrànies hem recorregut a tres paràmetres: la permeabilitat litològica (P_{13}), l'accessibilitat a l'aqüífer (P_{14}) i l'afectabilitat de l'aqüífer (P_{15}).

La permeabilitat litològica (P_{13})

Les formacions litològiques permeables tenen una major facilitat per a transmetre els elements contaminants i, per aquest motiu, són més fràgils. El paràmetre P_{13} expressa, justament, el grau de permeabilitat d'aquestes formacions.

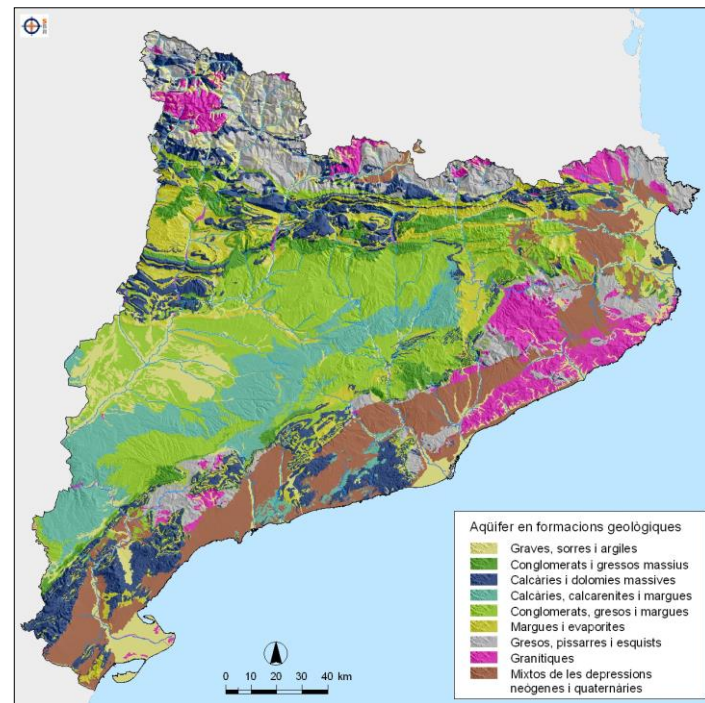
Els aqüífers on la propagació és més ràpida són els aqüífers càrstics. La circulació de les aigües subterrànies s'hi fa a través de galeries i fissures

eixamplades per dissolució de la roca calcària. Alguns aqüífers càrstics tenen una descàrrega directa al mar, com el del massís del Garraf, però d'altres donen lloc a les fonts que són l'origen d'alguns dels nostres rius més emblemàtics (cas del Llobregat i del Cardener). Un cas particular és la descàrrega de sistemes càrstics que originen els estanys de Banyoles (Pla de l'Estany) i de Basturs i Montcortès (Pallars Jussà).

Després dels càrstics, els més permeables són els aqüífers *granulars* d'origen al·luvial i deltaic, constituïts per graves i sorres netes, i que són els aqüífers més intensament aprofitats a Catalunya. Els més coneguts són els aqüífers dels deltes del Llobregat, Besòs, Tordera i Ter. Els granits alterats (saülons) del Maresme, permeables per porositat i per fissuració, també s'han inclòs en aquest grup. El tercer grup és el dels aqüífers *fissurats* (calcàries no carstificades, gresos i conglomerats cimentats), que mostren permeabilitats relativament més baixes. La resta de formacions s'han considerat de baixa permeabilitat. És el cas dels anomenats aqüífers *lents* i aqüífers *fugats*.

El Mapa Hidrogeològic de Catalunya (MHC), establert pel Servei Geològic de Catalunya i publicat per l'Institut Cartogràfic de Catalunya (1992) a partir del Mapa Geològic de Catalunya 1:250.000 (1989), ha estat el document de partida per al càlcul de la permeabilitat litològica (P_{13}). És un mapa d'àrees hidrogeològiques referit a la totalitat dels materials que formen el territori (MAPA 23), siguin aqüífers o no. No es tracta, per tant, d'un mapa hidrogeològic en sentit estricte, car no dona indicacions exclusivament sobre els aqüífers de Catalunya, ni aporta els paràmetres quantitius que els caracteritzen.

MAPA 23. Síntesi del Mapa Hidrogeològic de Catalunya (Institut Cartogràfic de Catalunya, 1992).



Es reagrupen els materials del MHC d'acord amb els nostres objectius, procurant que les unitats creades fossin coherents i internament uniformes. Les agrupacions són les següents:

0. *Permeabilitat baixa.* Aqüífers lents (pissarres, pelites i gresos, margues, argiles, guixos, alternances de gresos i argil·lites).

1. *Permeabilitat mitjana.* Aqüífers predominantment fissurats (granits sans, calcàries i calcarenites no carstificades, gresos i conglomerats massius cimentats).

2. *Permeabilitat alta.* Aqüífers granulars (sorres i grava al·luvials i deltaiques, gresos i conglomerats neògens, granits alterats).

3. *Permeabilitat molt alta.* Aqüífers càrstics (calcàries i dolomies).

Tot seguit es resumeix el procés d'obtenció de P_{13} .

El procés d'obtenció:

La permeabilitat litològica (P_{13})

A partir del Mapa Hidrogeològic de Catalunya (MHC), s'ha realitzat una valoració de les litologies segons criteri expert.

- 0. Baixa. Aqüitards
- 1. Mitjana. Aqüífers fissurats
- 2. Alta. Aqüífers granulars
- 3. Molt alta. Aqüífers càrstics

L'expressió cartogràfica de P_{13} es considera escalarment adequada a 1:250.000 i informativament coherent, bé que per manca de cartografia de les formacions superficials i els sòls, només s'ha considerat la permeabilitat del substrat. La taula següent recull els resultats assolits a Catalunya.

TAULA 20. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{13} (permeabilitat litològica):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	644.980,32 ha	20,11 %
Mitjana	1.154.866,41 ha	36,01 %
Alta	854.203,95 ha	26,64 %
Molt alta	442.853,55 ha	13,81 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

El mapa obtingut mostra l'existència de tres zones ben diferenciades en el territori català. Una zona molt sensible situada tot al llarg de la costa, en una banda d'algunes desenes de quilòmetres, justament l'àrea més densament poblada; una zona escassament sensible, a la Catalunya interior; i una zona pirinenca en què s'alternen les àrees de molt alta sensibilitat amb les de fragilitat baixa.

L'accessibilitat a l'aqüífer (P_{14})

El paràmetre P_{14} expressa la facilitat que té un hipotètic contaminant per arribar a la zona saturada de l'aqüífer. El terreny que es troba per damunt de la zona saturada de l'aqüífer actua com a filtre, amb

major o menor eficàcia depenent de la seva permeabilitat. Per a molts productes contaminants, un llarg temps de residència suposa la seva degradació i, en condicions favorables, fins i tot la seva desaparició. Si el nivell de l'aigua subterrània es troba a pocs metres de la superfície del terreny com passa als aqüífers deltaics i al·luvials, qualsevol contaminant abocat o vessat a l'exterior, i amb més motiu si es tracta de la fuga d'un col·lector enterrat, hi pot arribar amb facilitat.

Una situació semblant es dona en formacions calcàries carstificades que afloren en superfície, on l'elevada permeabilitat dels conductes càrstics fa que, tot i que puguin tenir el nivell d'aigua a desenes de metres de profunditat, el temps de residència a la zona no saturada sigui molt petit. En canvi, els gresos i conglomerats poc cimentats de les depressions neògenes i els granits alterats solen presentar una zona no saturada de desenes de metres de gruix que proporciona una raonable protecció, cosa que també passa amb els aqüífers fissurats.

Convé matisar, però, que l'abocament massiu i continuat en el temps d'un element contaminant pot arribar a provocar la contaminació de qualsevol aqüífer a mitjà o a llarg termini, per poc permeable que sigui. Aquest és el cas de la contaminació per nitrats produïda per l'abocament sistemàtic i continuat de purins a la Plana de Vic, efectuat durant anys, que ha afectat als aqüífers fissurats i aqüitards en gresos i margues eocens. Aquest tipus de contaminació, associada a males pràctiques agropecuàries, no pas a obres d'urbanització o a infraestructures, no ha estat considerat a P_{14} .

El paràmetre d'accessibilitat a l'aqüífer s'ha obtingut a partir d'una reclassificació del mapa d'àrees hidrogeològiques, segons l'escala següent:

- 0. *Accessibilitat baixa.* Pissarres, pelites i gresos, margues, argiles, guixos, alternances de gresos i argil·lites.

1. *Accessibilitat mitjana*. Granits sans, calcàries i calcarenites no carstificades, gresos i conglomerats massius cimentats.

2. *Accessibilitat alta*. Gresos i conglomerats neògens; i granits alterats.

3. *Accessibilitat molt alta*. Sorres i graves al·luvials i deltaïques; calcàries i dolomies carstificades.

En definitiva, criteris paral·lels als observats en P_{13} . Tot seguit es resumeix el procés d'obtenció de P_{14} :

El procés d'obtenció:

L'accessibilitat a l'aqüífer (P_{14})

A partir del Mapa Hidrogeològic de Catalunya (MHC), s'ha realitzat una valoració de les litologies segons criteri expert.

- 0. Baixa. Pissarres, marges, argiles, guixos, etc.
- 1. Mitjana. Granits, calcàries i calcarenites, etc.
- 2. Alta. Gresos i conglomerats neògens, etc.
- 3. Molt alta. Sorres i graves al·luvials i deltaïques, etc.

Es considera l'expressió cartogràfica d'aquest paràmetre escalament adequada a 1:250.000 i coherent quant als resultats que s'obtenen, encara que, per manca de dades dels recobriments (formacions superficials i sòls), el grau de protecció física dels aqüífers valorats es desconeix, i s'han hagut de fer inferències. Les superfícies obtingudes a Catalunya es mostren a la taula següent:

TAULA 21. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{14} (accessibilitat a l'aqüífer):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.322.112,87 ha	41,23 %
Mitjana	558.045,36 ha	17,40 %
Alta	618.830,73 ha	19,30 %
Molt alta	597.915,27 ha	18,65 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

En general, hi ha una comprensible similitud entre la representació cartogràfica de P_{14} i la ja mostrada de P_{13} , però amb diferències de valoració importants, motiu que justifica la inclusió d'aquest paràmetre. Això s'explica pel control de les formacions litològiques que exerceix l'aflorament. En canvi, les diferències en la valoració són evidents. Les àrees de baixa accessibilitat són molt abundants perquè gran part de les formacions terrígenes de la Catalunya interior i els nuclis de terrenys metamòrfics de les serralades tenen una zona no saturada molt potent.

L'afectabilitat de l'aqüífer (P_{15})

El paràmetre P_{15} expressa la capacitat dels aqüífers per amortir l'efecte de la penetració d'elements contaminants. El comportament d'un contaminant a la zona saturada està determinat pels processos de dispersió, dilució i retenció, motiu pel qual el seu impacte variarà segons com es combinin aquests factors. Un aqüífer amb un gran volum de reserves té més capacitat d'amortiment que un altre de baix volum. En efecte, en un aqüífer de grans dimensions, la dispersió i dilució d'una acció contaminant pot evitar l'afecció de les captacions i les zones de descàrrega (fonts i pous). A més, un volum de reserves elevat també sol estar associat a una més gran taxa de renovació de les aigües, encara que aquest extrem no es pugui generalitzar a tots els casos.

El factor d'afectabilitat de l'aqüífer és, doncs, una mesura de la seva inèrcia. Això, que és un avantatge o defensa de l'aqüífer, pot esdevenir un inconvenient si, precisament per l'efecte de dilució, no es detecta a temps l'efecte d'una contaminació sistemàtica, com s'ha donat en els casos d'intrusió salina als aqüífers dèltics de la costa catalana.

Tot i que la documentació del Marc per al Pla d'Aigües de Catalunya de 1981 proporciona dades de les reserves de les principals unitats aqüíferes del país, no cobreix les unitats aqüíferes més petites ni els aqüífers pobres. Per això, el factor d'afectabilitat

s'ha generat a partir d'una reclassificació de les àrees hidrogeològiques de Catalunya, en funció de la seva extensió superficial (km^2). S'ha assumit que, en general, l'extensió està correlacionada amb el volum de les reserves i amb la taxa de renovació de les seves aigües, segons la taula següent:

TAULA 22. Classificació de les àrees hidrogeològiques de Catalunya, en funció de la seva extensió superficial (km^2).

Valoració	Aqüífers càrstics	Aqüífers al·luvials i planes deltaiques	Altres aqüífers detrítics	Aqüífers fissurats (1)	Aqüífers fissurats (2)	Aqüitards
Baixa	> 25	> 50	> 300	> 50	> 300	
Mitjana	5-25	10-50	50-300	8-50	50-300	
Alta	1-5	1-10	5-50	2-8	5-50	tots
Molt alta	< 1	< 1	> 5	< 2	< 5	

1) Conglomerats i gresos massius cimentats; calcàries, calcarenites i margues; i granits alterats.

2) Alternances de gresos i argil·lites.

En base als criteris de valoració de les litologies, el procés d'obtenció del paràmetre P_{15} és el següent:

El procés d'obtenció:

L'afectabilitat de l'aqüífer (P_{15})

A partir del Mapa Hidrogeològic de Catalunya (MHC), s'ha fet una valoració segons l'extensió superficial per litologia.

0. Baixa. Volum de reserves alt
1. Mitjana. Volum de reserves mitjà
2. Alta. Volum de reserves baix
3. Molt alta. Volum de reserves molt baix

Es considera l'expressió cartogràfica d'aquest paràmetre escalarment adequada a 1:250.000, però amb certes limitacions metodològiques (per simplificacions i inferències) degudes a la manca de dades empíriques, especialment la correlació que s'ha assumit que existeix entre el volum i la superfície dels aqüífers. Els resultats mostren que les afectabilitats dominants són de caràcter baix i mitjà (TAULA 23). Tanmateix, les àrees amb una afectabilitat alta representen una tercera part del territori català.

TAULA 23. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució del paràmetre P_{15} (afectabilitat de l'aqüífer):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	1.297.639,53 ha	40,47 %
Mitjana	601.106,40 ha	18,74 %
Alta	1.084.301,46 ha	33,81 %
Molt alta	113.856,84 ha	3,55 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

La fragilitat de les aigües subterrànies (I_6)

La combinació ponderada dels tres paràmetres precedents (P_{13} , P_{14} i P_{15}) dona lloc a l'indicador I_6 , que expressa la fragilitat de les aigües subterrànies. En la ponderació, s'ha donat més pes a l'accessibilitat de l'aqüífer (P_{14}), seguit de la permeabilitat litològica (P_{13}) i, finalment, l'afectabilitat de l'aqüífer (P_{15}), segons l'expressió algebraica següent:

El procés d'obtenció:

La fragilitat de les aigües subterrànies (I_6)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els paràmetres P_{13} , P_{14} i P_{15} , segons la fórmula següent:

$$I_6 = 1 + (3P_{13} + 2P_{14} + P_{15}) / 6$$

Generació d'un mapa amb valors enters:

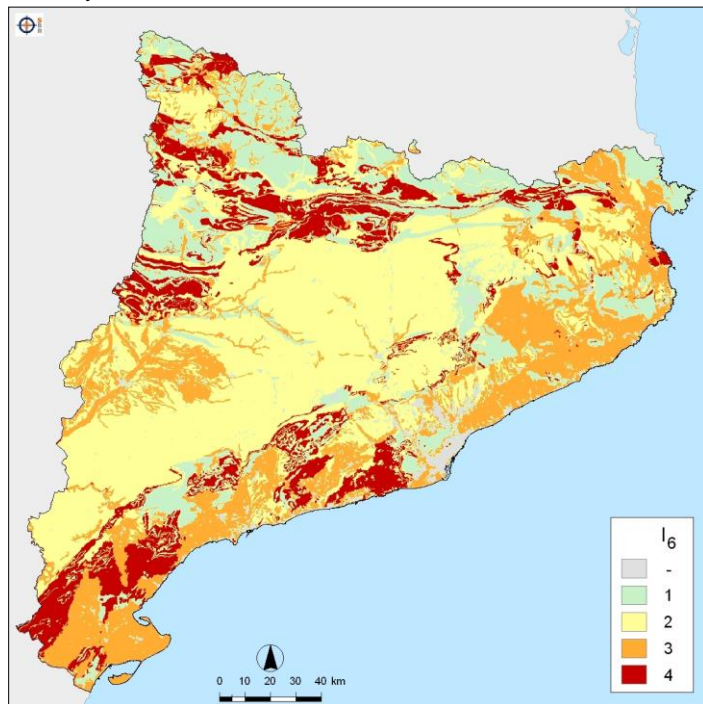
1. Baixa
2. Mitjana
3. Alta
4. Molt alta

Les fonts de partida i la natura del fenomen són força adequades per a representar, a escales mitjanes, la fragilitat de les aigües subterrànies. Dissortadament, com que la informació disponible no cobreix la totalitat del territori català, en alguns sectors s'ha hagut d'estimar el gruix de la zona no saturada i l'extensió de l'aqüífer. Per això, es considera com a mitjana la fiabilitat de les dades. No obstant, la cartografia que en resulta (MAPA 24) proporciona una idea raonable de la qüestió. Tot seguit es mostren els resultats obtinguts a Catalunya (TAULA 24).

TAULA 24. En termes quantitius, el territori català presenta la següent distribució de l'indicador I_6 (fragilitat de les aigües subterrànies):

Zones excloses	109.871,01 ha	3,43 %
Baixa	642.612,60 ha	20,04 %
Mitjana	1.266.266,07 ha	39,49 %
Alta	742.354,74 ha	23,15 %
Molt alta	445.670,82 ha	13,90 %
Total	3.206.775,24 ha	100,00 %

MAPA 24. Indicador I_6 (fragilitat de les aigües subterrànies) a Catalunya:



A primer cop d'ull pot sorprendre que els aqüífers més vulnerables siguin les formacions calcàries. En parlar d'aqüífers tothom té tendència a pensar amb les formacions deltaïques que alimenten bona part de les poblacions costaneres. De fet, són els més coneguts i explotats, i històricament han tingut grans problemes de gestió i contaminació. Tanmateix, però, convé no oblidar que els aqüífers càrstics pirinencs tenen un gran volum de reserves i són la font d'alguns dels

nostres rius, com el Llobregat, i alimenten zones lacustres, com la de Banyoles. La facilitat d'infiltració dels terrenys càrstics els fa extremament vulnerables. Tenim l'exemple ben a prop de Barcelona amb l'abocador de la Vall de Joan, responsable de la contaminació del massís de Garraf i les seves surgències marines (IMATGES 20 i 21)

IMATGE 20. Zona d'infiltració del riu Llierca a les calcàries de l'Alta Garrotxa, prop de Sadernes. A les èpoques d'estiatge tota l'aigua del riu s'infiltra per les fissures per reaparèixer més tard a l'estany de Banyoles. Aqüífer calcari carstificat molt permeable, amb accessibilitat directa a la zona saturada per les fissures i un volum de reserves mig. Aqüífer de vulnerabilitat molt alta.



IMATGE 21. Excavació que deixa veure el nivell freàtic a l'aquífer al·luvial a S'Agaró. Aquífer granular (sorres i graves) permeable, amb la zona saturada molt propera a la superfície, només protegida per una fina capa de llims i sorres. Volum de reserves baix (afectabilitat alta). Aquífer de vulnerabilitat alta.



3.6.4. El càlcul i la representació

Els paràmetres i els indicadors emprats per a la consecució de l'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) constitueixen -com ja passava amb els índexs anteriors- elements útils però de significació territorial relativa. En conseqüència, és a l'*IVH* on es manifesta la màxima significació de la vulnerabilitat hidrològica, mitjançant la combinació de l'indicador sobre la fragilitat de les aigües superficials (I_5) i l'indicador sobre la fragilitat de les aigües subterrànies (I_6). La unitat del cycle de l'aigua demana la integració dels dos indicadors, bé que fent-los resultat d'un producte i corregint-los logarítmicament. Això ha permès generar un nou mapa de valoració, el de l'*IVH*, que classifica el territori segons una escala ordinal decimal, on 1 correspon a la vulnerabilitat hidrològica mínima i 10 a la màxima. El producte dels dos indicadors atenua la concentració dels valors, mentre que el fet que el I_5 estigui elevat al quadrat li dona el pes superior que li correspon.

El procés d'obtenció:

La vulnerabilitat hidrològica (*IVH*)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els indicadors I_5 i I_6 , segons la fórmula següent:

$$IVH = 2 + 8 \log (I_5^2 I_6) / k_2$$

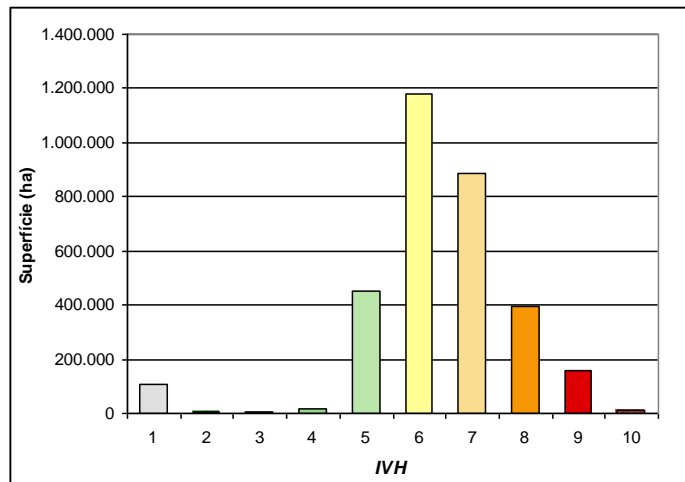
On $k_2 = \log 64$ (constant que permet relativitzar els valors possibles de l'índex a la distribució teòrica de valors que pot prendre $\log (I_5^2 I_6)$). Això ha generat un mapa amb valors enters compresos entre 1 i 10 (per definició, les zones excloses en l'estudi prenen valor 1).

El mapa corresponent a l'índex de vulnerabilitat hidrològica (MAPA 26) és un document escalar adequat i mitjanament fiable quant a les dades de partida; representa un progrés respecte de la informació fins ara disponible sobre la matèria. En efecte, alguns dels paràmetres que integren aquest índex representen contribucions molt rellevants per a l'ordenació territorial. Per primera vegada, s'ha generat una cartografia de Catalunya a 1:250.000 que representa:

- i) Totes les zones humides, inclosos estanys i molleres d'alta muntanya i àrees dessecades però potencialment restaurables.
- ii) Totes les àrees inundables per a un període de retorn significatiu per als projectes, plans i programes d'incidència territorial.

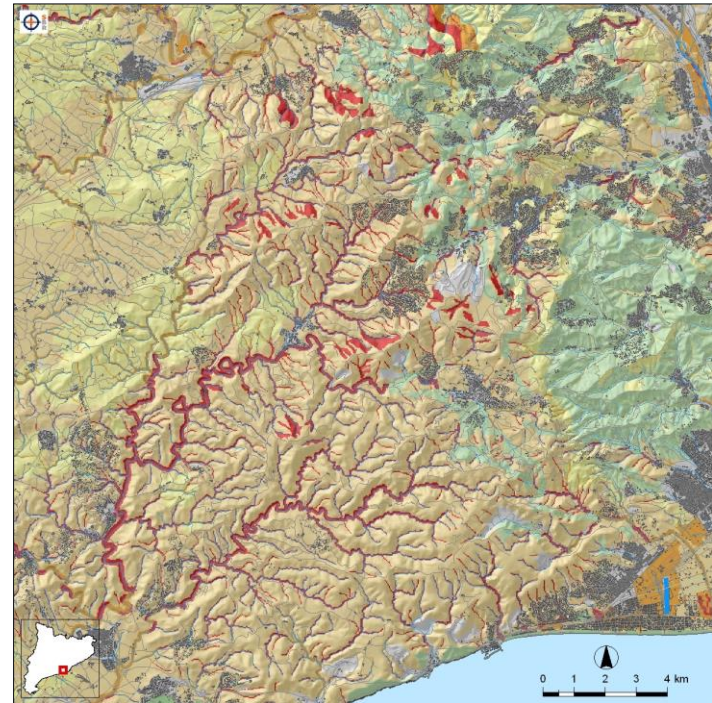
En tot cas, la representació cartogràfica que aportem mostra que un 17% del territori català presenta vulnerabilitats hidrològiques altes, molt altes o extremes, mentre que una superfície similar les presenten baixes o molt baixes (FIGURA 10). Un ampli 60% ofereix vulnerabilitats mitjanes. Això confirma el criteri expert d'un territori en conjunt hidrològicament sensible, la transformació del qual no es pot fer sense demostrar cura en aquest sentit.

FIGURA 10. Valors de l'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) i superfícies concernides a Catalunya.



A tall d'exemple d'aplicació, es presenta l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes (MAPA 25), on l'explicació dels resultats obtinguts amb l'*IVH* segueix un raonament justament oposat al de *IVS* (veure MAPA 18). D'una banda, les formacions de calcàries i dolomies de la serra estan carstificades i fracturades. Hi ha, per tant, una alta permeabilitat i el sistema de fractures permet un accés fàcil des de la superfície. Per altra part, prop de Corbera, les formacions de margues i argil-lites són força impermeables i, en aquest sector, les taques de color carbassa (*IVS* = 8) corresponen a les calcàries fissurades i quelcom carstificades del Muschelkalk inferior i superior. Finalment, els dipòsits deltaics són molt permeables (nivells de sorra) i, de fet, són l'aqüífer més important de l'entorn de Barcelona. Els llims que recobreixen les sorres dèltiques tenen poc gruix i qualsevol excavació arriba fàcilment al nivell freàtic i les fuites de les infraestructures colgades (clavegueres) arriben amb gran facilitat a la zona saturada.

MAPA 25. Mapa de l'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) a l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes.



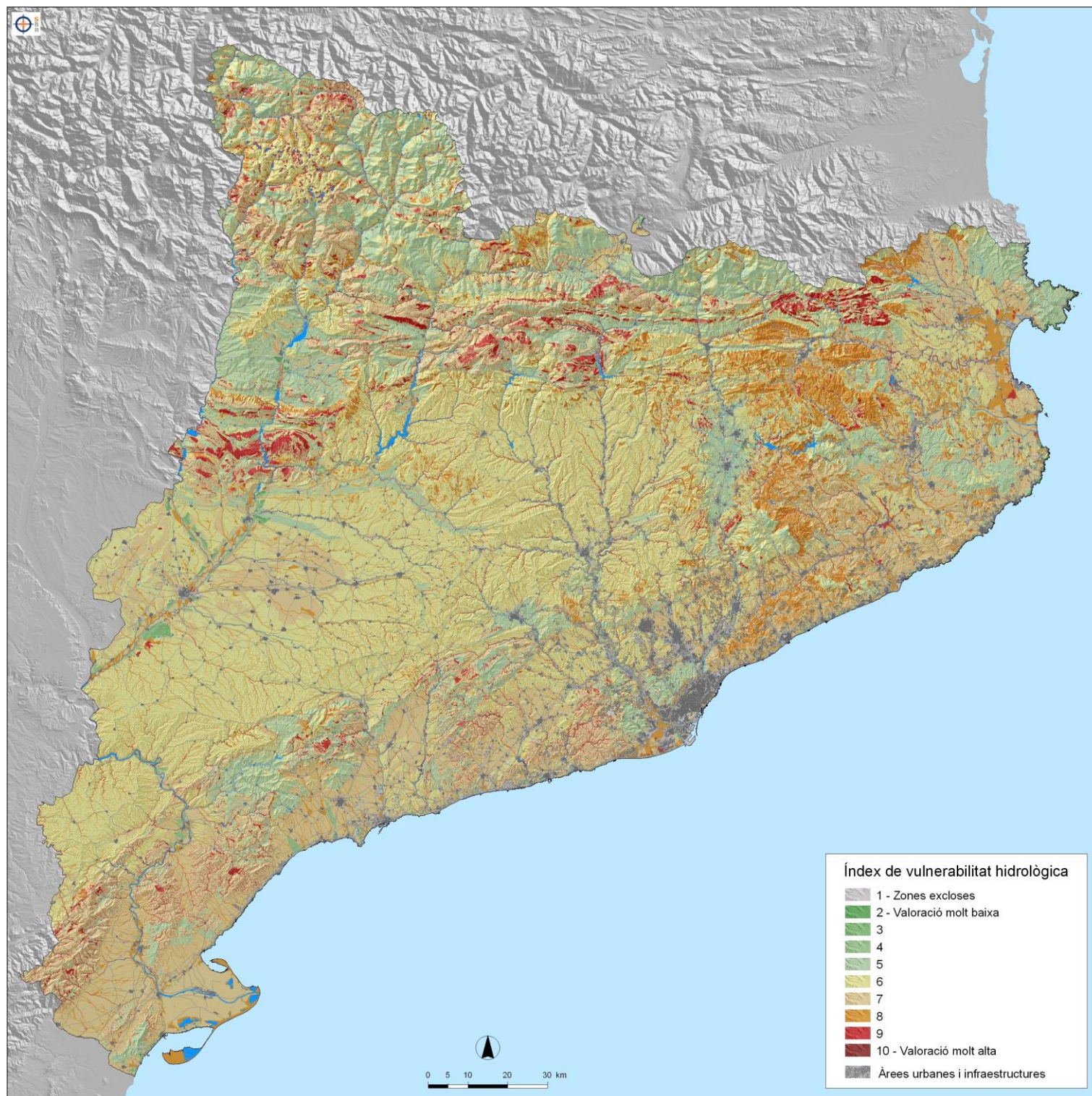
Ja hem comentat que la fiabilitat escalar o informativa dels sis paràmetres considerats en l'obtenció de l'*IVH* no és equivalent. Una crítica als més febles seria la següent: a) P_{10} (temporalitat de l'espai limnofluvial), combina fonts d'informació molt disperses que tenen una fiabilitat diversa; b) P_{12} (capacitat de regulació hídrica de la vegetació), manquen dades empíriques que permetin ajustar millor els coeficients aplicats¹⁴³; c) P_{13} (permeabilitat litològica), no es disposa de cartografia de les formacions superficials i dels sòls; d) P_{14} (accessibilitat a l'aqüífer), manquen dades de la profunditat del nivell freàtic i es desconeix el grau de protecció física dels aqüífers valorats; e) P_{15} (afectabilitat de l'aqüífer), adoleix de limitacions

¹⁴³ D'altra banda, no s'ha considerat el fet que hi ha espècies de creixement ràpid (herbàcies, com el moresc, o arbòries, com els pollancre híbrids) que actuen com a veritables bombes que extreuen grans quantitats d'aigua dels sòls i dels aqüífers superficials. Per exemple, a la vall de la Tordera, l'ACA ha estudiat en detall l'impacte que la vegetació d'alt consum d'aigua té en els aqüífers.

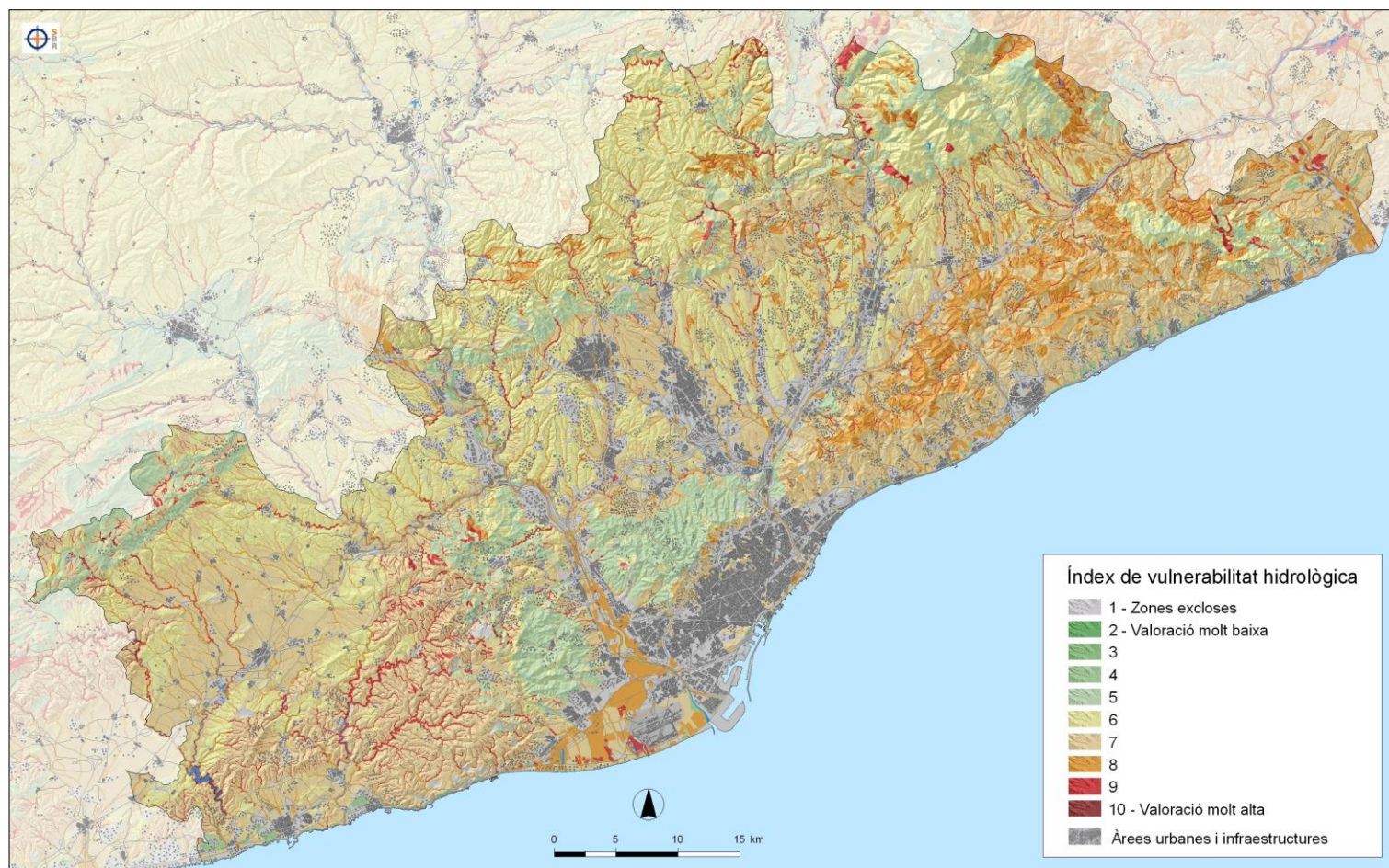
degudes a la manca de dades empíriques, motiu pel qual s'han fet inferències basades en la correlació entre el volum i la superfície dels aqüífers, i entre la superfície i la taxa de renovació.

A son torn, els indicadors són susceptibles també d'alguns comentaris crítics: a) I_5 (fragilitat de les aigües superficials), manca cartografia que distingeixi els cursos hídrics permanents, estacionals o esporàdics, la qual s'ha hagut de derivar a partir de mètodes indirectes, i per manca de dades no s'han pogut considerar les afeccions a la qualitat o a la quantitat de l'aigua degudes a obres hidràuliques, extraccions, etc.; b) I_6 (*fragilitat de les aigües subterrànies*), la metodologia aplicada obvia alguns aspectes importants, dels quals no es disposava d'informació en el moment de l'estudi¹⁴⁴.

¹⁴⁴ És previst que l'ACA disposi d'una cartografia de vulnerabilitat dels principals aqüífers de Catalunya (basada amb models, molt més complets i fiables, que integren més variables i bases de dades) que tindrà una fiabilitat molt més alta que aquest estudi preliminar, tot i que no cobrirà la totalitat del territori català.

MAPA 26. Índex de vulnerabilitat hidrològica (IVH) a Catalunya.

MAPA 27. Índex de vulnerabilitat hidrològica (IVH) a la regió metropolitana de Barcelona.



3.7. La vulnerabilitat de la matriu territorial

A l'apartat 3.2. s'exposa el procés de concepció de l'IVT, els objectius perseguits i els criteris observats; hi remetem el lector. En el present apartat, en canvi, se'n fan unes consideracions generals en quant al propòsit de l'índex i les cauteles projectuals derivades de la seva aplicació. Es descriu, també, el procés d'obtenció de l'algoritme i es presenten i discuteixen els resultats obtinguts a Catalunya.

3.7.1. Consideracions generals

L'IVT proposa, mitjançant la integració de les bases de dades digitals existents en els sistemes d'anàlisi complexos disponibles, la síntesi d'una sèrie d'algorismes ecopaisatgístics. Això en fa un índex molt senzill i eloqüent que proporciona una primera aproximació rigorosa i objectiva de la fragilitat del paisatge i la vulnerabilitat de la matriu territorial d'acord amb una senzilla escala que va d'1 a 10; a son torn, l'expressió cartogràfica de l'IVT reagrupa els valors de l'escala i els atribueix una intuïtiva gamma de sis colors que van del verd fins al vermell.

El propòsit de l'índex

Un índex com l'IVT està destinat a ser usat com a eina d'anàlisi en el planejament i l'avaluació ambiental estratègiques. És aplicable a l'hora de decidir plans o programes en el marc de la planificació territorial i sectorial -ja que la informació que ofereix sobre la fragilitat del paisatge pot aportar molt valor afegit a l'estudi d'alternatives-, però també permet valorar els impactes d'obres d'abast territorial més reduït. El seu algorisme de càlcul -bé que no pas la seva actual expressió cartogràfica- es pot aplicar a qualsevol actuació sobre la matriu territorial, des d'infraestructures civils a edificis i plantes industrials; tanmateix, la millora de l'expressió cartogràfica a què

es pugui arribar en ulteriors aproximacions de l'índex durà aparellades, segurament, millores de l'algoritme.

Tal com ja hem comentat, es pot calcular l'IVT per a cada lloc concret davant d'una necessitat precisa, o bé se'n pot fer una expressió cartogràfica per a una àrea més o menys dilatada. Els avantatges de la segona opció són evidents: per a qualsevol ús en què cal, l'índex d'un indret determinat és ja a punt. Però cal, això sí, que l'escala del mapa tingui el mateix ordre de magnitud que el fenomen o intervenció objecte d'estudi. En aquest sentit, més que de idoneïtat de l'índex caldria parlar d'idoneïtat de la seva escala d'utilització.

Les cauteles projectuals

La vulnerabilitat de la matriu territorial és la intensitat amb què acusa les agressions i, sobretot, la dificultat a refer-se'n. Al llarg de les planes precedents hi hem insistit repetidament. La finalitat de l'IVT és ajudar decisors i projectistes a minimitzar els impactes de les actuacions en el territori. En determinats casos de vulnerabilitat extrema o molt alta, l'IVT mostra la inconveniència d'una actuació, però aquesta no és la norma ni, tampoc, el seu propòsit principal. L'índex resulta més útil en l'avaluació d'alternatives, per a descartar segons quins plantejaments, mentre que en fases projectuals ajuda a programar mesures de prevenció, correcció o compensació. Es tracta, en definitiva, de disposar d'elements objectius a l'hora d'emetre'n una decisió sobre les pautes de projectació mes adients en cada cas d'estudi, que haurien de concretar-se en un seguit de mesures projectuals i/o constructives, confluents a minimitzar l'impacte ambiental d'actuacions derivades de la planificació.

El principi de precaució, en qualsevol cas, diu que la manca de dades científiques precises sobre alguns aspectes de la biosfera, la litosfera o la hidrosfera, que configuren la matriu territorial on s'han d'assentar els plans urbanístics i d'infraestructures que hi ha en aquests moments sobre la taula, no pot ésser excusa

per a endarrerir l'adopció de mesures que evitin la perpetuació de les tendències territorials més insostenibles que s'estan produint en el nostre país. En un futur, a mida que hom disposi de les dades més completes o fiables, lògicament es podran anar afinant llurs dissenys o adequant la seva gestió.

3.7.2. El càlcul i la representació

Així com en el càlculs dels índexs parcials precedents es recorria a la intersecció dels corresponents indicadors, el càlcul de l'*IVT* resulta de fondre els tres índexs parcials (*IVV*, *IVS*, *IVH*).

El procés d'obtenció

Per tal d'avaluar la vulnerabilitat de la matriu territorial, entesa com un sistema constituït per la biosfera, la litosfera i la hidrosfera, s'han creat els tres índexs parcials: l'índex de vulnerabilitat de la vegetació (*IVV*) expressa la dificultat de les comunitats i formacions vegetals per recuperar-se després de patir alguna alteració, l'índex de vulnerabilitat del substrat (*IVS*) posa de manifest la dificultat de la fracció geològica per a mantenir, davant d'una agressió, les condicions que la converteixen en base estable dels fenòmens superficials, i, finalment, l'índex de vulnerabilitat hidrològica (*IVH*) representa la fragilitat intrínseca que tenen les aigües superficials i subterrànies continentals, tant pel que respecta la seva quantitat com en la qualitat, en relació a la construcció d'infraestructures, el desenvolupament urbà i industrial, o els canvis d'usos del sòl.

Els paràmetres i els indicadors considerats són elements intermedis per a la consecució dels tres índexs parcials (*IVV*, *IVS*, *IVH*). Els indicadors mostren un interès territorial més gran que els paràmetres, però és en els índexs parcials on trobem la màxima significació de la vulnerabilitat de la vegetació, el substrat i hidrològica. És per aquesta raó que ahora de formalitzar matemàticament l'algoritme

que constitueix l'*IVT* hem optat per la relació més senzilla, es dir, per considerar el valor màxim que poden prendre els índexs parcials.

El procés d'obtenció:

La vulnerabilitat de la matriu territorial (*IVT*)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els índexs parcials *IVV*, *IVS* i *IVH*, amb les diferents capes d'informació, segons la fórmula següent:

$$IVT = \delta_{max}; \delta = \{IVV, IVS, IVH\}$$

Això ha generat un mapa amb valors enters compresos entre 1 i 10 (les zones excloses en l'estudi prenen valor 1).

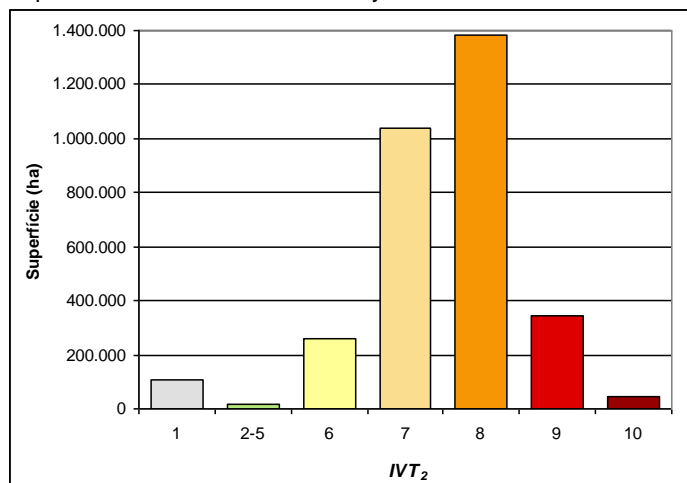
D'aquesta manera, l'*IVT* entès com un "índex d'índexs", vindria a representar successius nivells jeràrquics d'integració: expressaria el valor màxim que poden prendre, per a un indret determinat, els índexs parcials que el constitueixen. Però, a son torn, també se'n pot conèixer quin és l'indicador concret, i fins i tot el paràmetre, que afecta amb major significació el valor final que assoleix l'*IVT* a la zona d'estudi considerada. L'*encapsulació* i *transparència* de l'algorisme, està pensada per tal d'aportar la màxima informació disponible sobre els diferents elements que cal considerar a l'hora de valorar l'impacte territorial d'una actuació i, segons quin sigui el factor predominant en l'expressió final de l'índex, dissenyar les mesures correctives que calguin o, en un cas extrem, no construir-hi.

La significació espacial

El procés d'integració jerarquizada de resultats observat per a l'obtenció de l'*IVT* fa que el resultat final, és a dir, l'expressió de la vulnerabilitat territorial, no sigui un concepte obvi. En efecte, el sumatori de la vulnerabilitat de la vegetació, de la vulnerabilitat del substrat i de la vulnerabilitat hidrològica, es tradueix en un mapa alarmant. Només cal veure el seu color predominantment vermellós. Tot això, lògicament, exigeix matisacions i comentaris explicatius.

Una anàlisi quantitativa de les deu classes de valors obtinguts, reagrupada en tres nivells d'actuació, alhora matisats per sis pautes de projectació que se'n deriven dels sis graus d'impacte que poden ocasionar els diferents plans i programes d'incidència territorial (FIGURA 11), ajuda ponderar aquesta realitat.

FIGURA 11. Valors de l'IVT, pautes de projectació que s'hi associen i superfícies concernides a Catalunya.



IVT ₂	Nivell d'actuació	Impacte territorial	Pautes de projectació
1	-	Exclosos	-
2-5	Relació cost benefici baixa. Mesures constructives moderades	Molt baix	Correcció d'impacte ordinària
6		Baix	Correcció d'impacte baixa
7	Relació cost benefici mitjana. Mesures projectuals moderades i constructives altes	Mitjà	Correcció d'impacte moderada
8		Mitjà-alt	Correcció d'impacte alta
9	Relació cost benefici: alta. Mesures projectuals i constructives molt altes	Alt	Correcció d'impacte molt alta
10		Extrem	No es recomana cap actuació

D'acord amb aquesta distribució, més de la meitat del territori català (55%) presenta una vulnerabilitat alta, molt alta o extrema, mentre que una vulnerabilitat irrellevant, molt baixa o baixa correspon a menys d'un

15% del total territorial. S'ha de dir que, en primer lloc, això és al nostre entendre cert, però també que, en segon lloc, és cert amb importants matisacions. És cert perquè Catalunya és un país molt muntanyós i en bona part de clima subàrid (meitat centromeridional) o molt fred (alta muntanya pirinenca, IMATGE 22). I és matisable perquè aquesta alta vulnerabilitat resulta de la concurrència d'algun valor extrem dels factors de la matriu de càlcul (substrat, relleu, clima, vegetació, aigües, etc.), però quasi mai de tots alhora (MAPA 29).

IMATGE 22. A l'alta muntanya silícia, en aquest cas la vall de Dellui, al Parc Nacional d'Aigüestortes i estany de Sant Maurici, hi predominen els hàbitats rupícoles i glareícoles. D'altra banda, les pastures alpines i els estanys són també hàbitats singulars, amb una valoració molt alta de vulnerabilitat territorial.



En podem extreure, per tant, dos conclusions:

i) *La matriu territorial catalana és força vulnerable.* La percepció experta fa dècades que ho sap, però l'IVT ho posa de manifest en iconografiar una evidència preterida o ignorada per molts sectors que, en canvi, intervenen quotidianament sobre el territori. No és casual que la línia de treball exposada en la present memòria hagi sorgit justament a Catalunya. Hi conflueixen tres factors clau: capacitat tecnocientífica suficient, nivell d'antropització territorial molt alt i, justament, vulnerabilitat elevada. Antropització alta i vulnerabilitat elevada comporten conflicte, raó

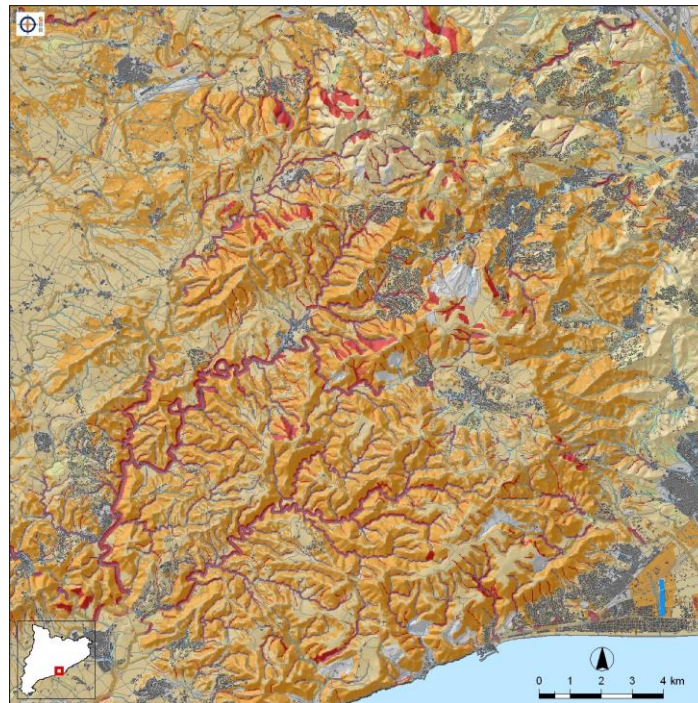
suficient per a la resposta analítica. Amb la vulnerabilitat territorial passa a Catalunya com amb els incendis forestals: ha calgut desenvolupar estratègies pròpies de prevenció i lluita perquè és a la Mediterrània més antropitzada on el fenomen ha esdevingut problema.

ii) *La vulnerabilitat alta no ho és de tots els paràmetres alhora.* L'algorisme emprat per al càlcul de l'IVT expressa els nivells del factor més alt. Això significa que un punt amb vulnerabilitats baixes per raons de substrat o vegetació i alta per raons hidrològiques figura amb una IVT alta; al seu costat, un altre punt amb baixa vulnerabilitat hidrològica o del substrat apareix també amb una IVT alta, si hi és elevada la vulnerabilitat de la vegetació.

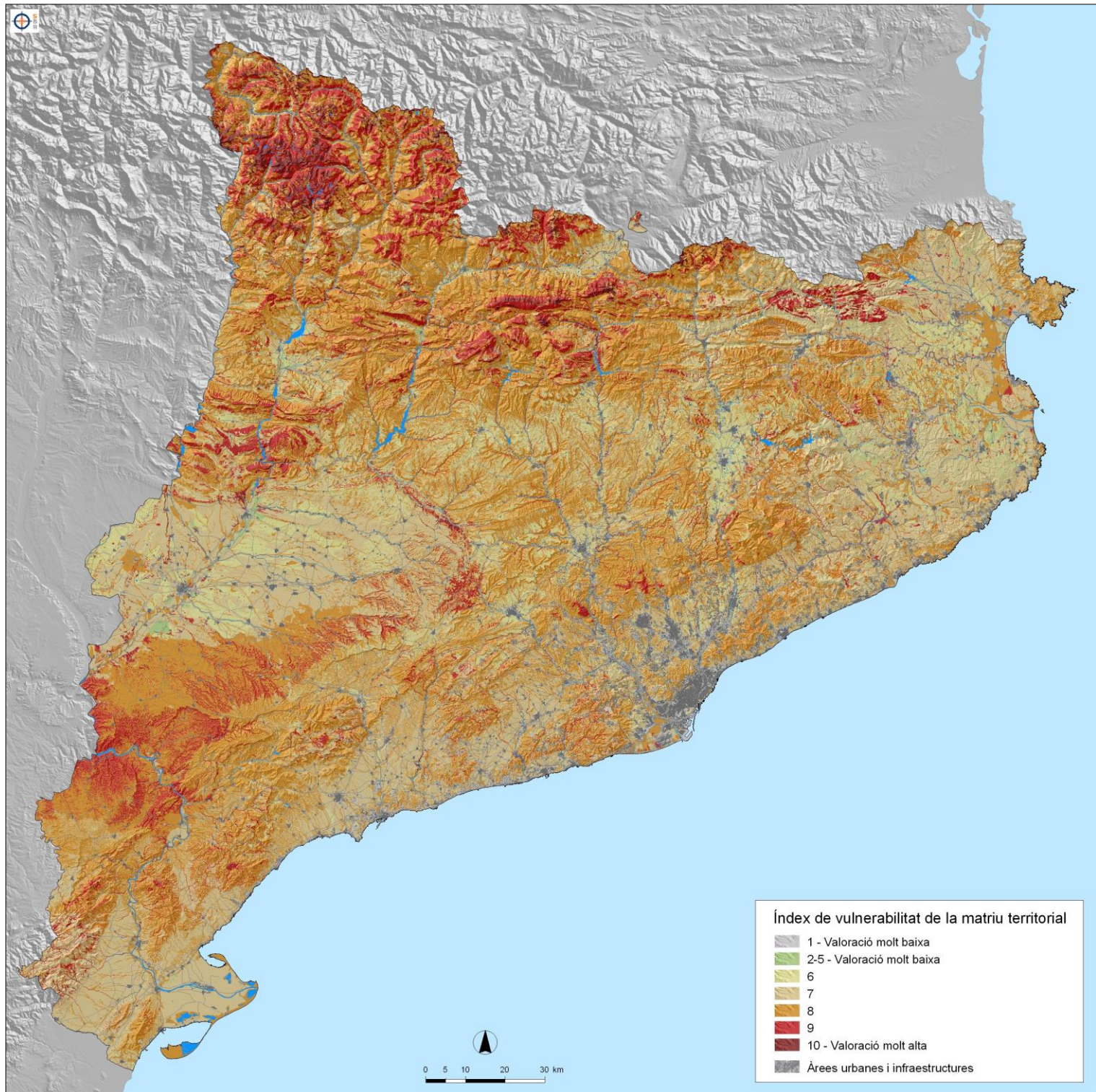
Per a mostrar de quina manera treballa l'IVT, es presenta l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes (MAPA 28), on s'obtenen valors força alts, conseqüència de l'expressió diferenciada dels tres índexs parcials. A la serra, les formacions de calcàries i dolomies confereixen una alta afectabilitat a l'aqüífer, son poc erosionables i mantenen una vegetació amb escassa capacitat de recuperació. Al delta, els depòsits detrítics són molt permeables i faciliten l'accés a la zona saturada, però presenten pocs problemes d'estabilitat. Lògicament, ens referim a la vulnerabilitat de la matriu territorial, no a aspectes geotècnics o constructius.

És per això que l'ús de l'IVT exigeix criteri. Cada actuació presenta característiques pròpies, amb una especial incidència sobre les aigües, sobre la vegetació o sobre el substrat. El caràcter de "caixa d'eines" de IVT (apartat 3.2.) adquireix aleshores el seu valor, car l'usuari pot aplicar a les seves necessitats l'IVV i/o l'IVS i/o l'IVH. O pot, fins i tot, cercar clarícies en els sis indicadors de rang inferior.

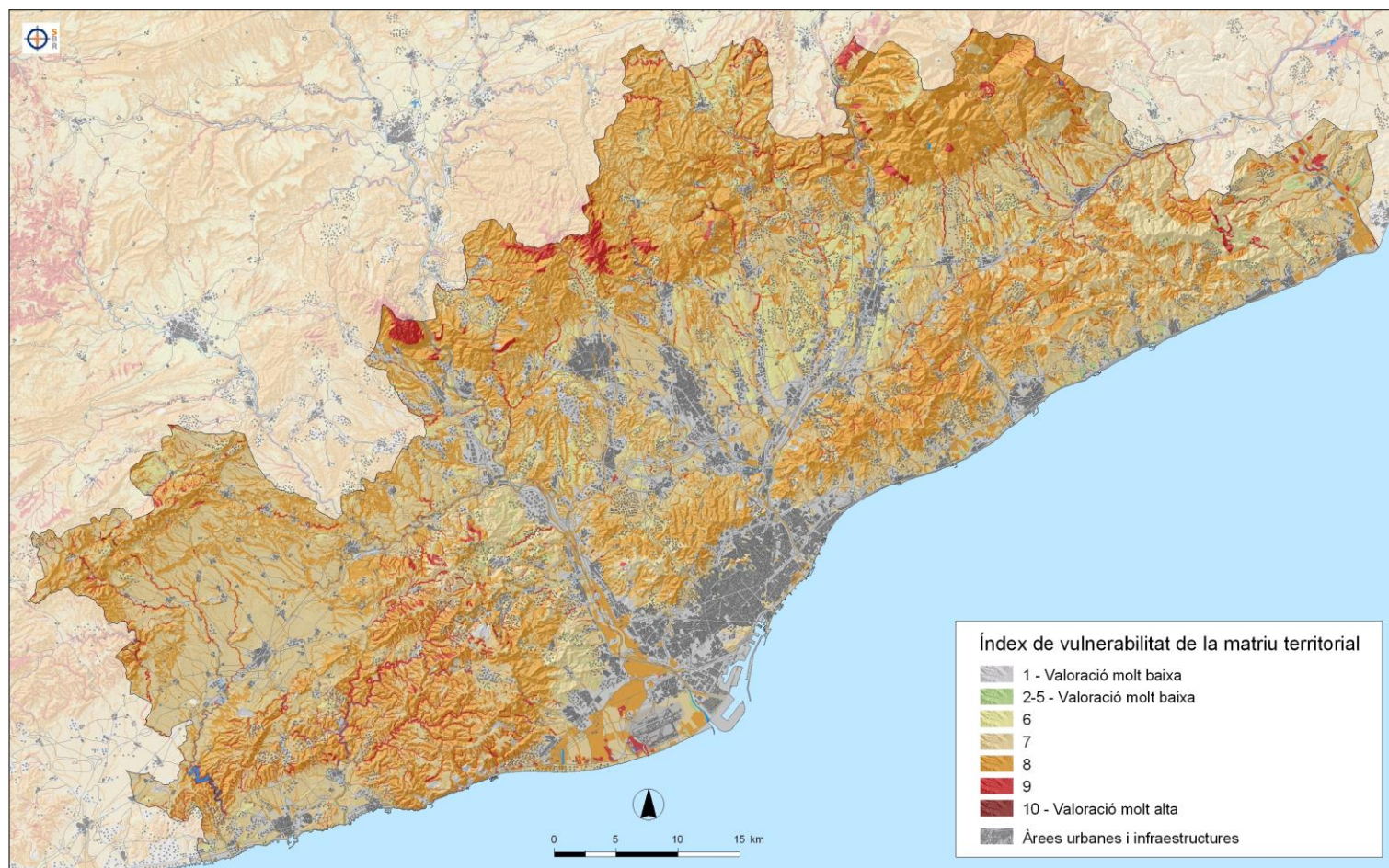
MAPA 28. Índex de vulnerabilitat del territori (IVT) a l'àmbit de la serra del Garraf i zones limítrofes.



MAPA 29. Índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT) a Catalunya.



MAPA 30. Índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT) a la regió metropolitana de Barcelona.



3.8. La verificació de la metodologia

El resultat obtingut representen una millora important de les eines fins ara disponibles. Són raonablement vàlids i poden servir als efectes planificadors, sempre que es facin servir a l'escala adequada. Tanmateix, no completen encara les nostres expectatives perquè no esgoten, ni de bon tros, les possibilitats del mètode o les necessitats de la demanda. L'IVT i els índexs o indicadors parcials que n'ha permès el càlcul constitueixen fórmules empíriques refinades mitjançant successives iteracions fins a obtenir resultats convincents en àrees conegudes i fins que deixaven de donar artefactes o errors aparents. La verificació i contrast de camp per a tots els sectors del territori resta encara pendent. Les anàlisi de verificació que s'han dut a terme fins ara són: a) fiabilitat de les bases de dades i adequació escalar dels mapes; b) avaluació del grau de redundància dels paràmetres considerats; c) determinació del grau de sensibilitat dels algorismes; d) coherència territorial dels resultats obtinguts.

3.8.1. La informació de base

La principal limitació de l'IVT es refereix a la irregular qualitat o adequació de les diferents cartografies de base. Es disposa de molta informació, però encara tenim llacunes molt greus sobre alguns aspectes bàsics per a l'ordenació territorial a Catalunya, com és el cas de les cartografies de sòls, de les formacions superficials o la distribució dels sistemes de terrasses. Cal no oblidar que la planificació del territori en la majoria de països que en tenen una bona tradició es basa, en gran mesura, en aquestes cartografies temàtiques.

La representació cartogràfica de l'IVT en l'àmbit de Catalunya és el resultat de la intersecció de diferents mapes definits com índexs parcials (IVV, IVS, IVH),

creats a partir del tractament i la combinació d'altra informació gràfica relativa a sis indicadors. A son torn, aquests indicadors han estat originats mitjançant la combinació d'un total de quinze paràmetres, que han estat creats per un conjunt de bases de dades d'origen i característiques molt diverses. Per exemple, hi ha hagut diferències en el format (vectorial i ràster), en la resolució espacial o escala de detall, o en la precisió espacial dels límits. Aquestes particularitats provocaven que la superfície total de la cartografia obtinguda fos, en alguns casos, diferent entre elles. En conseqüència, per a poder establir comparacions uniformes i equivalents entre els paràmetres, indicadors, índexs parcials i l'índex final, s'ha realitzat un procés previ de combinació entre tota la cartografia per a garantir aquesta correspondència alfanumèrica i cartogràfica¹⁴⁵.

Quant a la fiabilitat i adequació escalar dels mapes se'n fa una anàlisi per a tots els paràmetres, indicadors, índexs parcial i l'índex final (TAULA 25). Els tres aspectes més importants a valorar són l'adequació de l'escala, la fiabilitat de les dades utilitzades i la rellevància dels paràmetres o indicadors utilitzats. En tots els casos, la valoració que es proposa és de tres graus: bona, mitjana i baixa. S'entén per *fiabilitat* bona quan és igual o superior al 80%, mitjana, quan és compresa entre 60-80%, i baixa quan és inferior a 60%. A tal efecte, es comptabilitzarien, tant els errors d'omissió, com els de comissió. La *rellevància* es considera bona quan es tracta del paràmetre òptim; mitjana, quan és un paràmetre subòptim, és dir, aquell que, sense ser el millor possible, es considera acceptable. Per contra, es considera que la rellevància és baixa quan el paràmetre utilitzat no correspon al que hauria estat desitjable, malgrat que s'hagi emprat, atès que és la millor informació disponible relacionada. Aquest darrer cas ha obligat, en certs casos, a redefinir el paràmetre o l'indicador en conseqüència. En tots els casos, la

¹⁴⁵ L'error relatiu generat pels càlculs entre la superfície total de Catalunya i la generada és d'un 0,09%.

valoració s'efectua per a l'escala 1:250.000. La transposició d'aquests mapes a escales més grans reduiria, normalment, la seva fiabilitat.

TAULA 25. Avaluació de l'adequació escalar i fiabilitat de les dades utilitzades en paràmetres, indicadors, índexs parcials i global.

Notació	Descripció	Fiabilitat	
		Escalar	Informativa
P_1	Dificultat de recuperació	Bona	Bona
P_2	Inhospitatilitat intrínseca	Bona	Bona
I_1	Fragilitat de la vegetació	Bona	Bona
P_3	Limitacions climàtiques	Baixa	Bona
P_4	Limitacions topogràfiques	Bona	Bona
I_2	Restriccions topoclimàtiques	Mitjana	Bona
IVV	Vulnerabilitat de la vegetació	Bona	Bona
P_5	Erosionabilitat litològica	Bona	Baixa
P_6	Erosionabilitat orogràfica	Bona	Bona
P_7	Dificultat de retenció edàfica	Bona	Mitjana
I_3	Erosionabilitat del substrat	Bona	Mitjana
P_8	Inestabilitat litològica	Bona	Mitjana
P_9	Inestabilitat orogràfica	Bona	Bona
I_4	Inestabilitat del substrat	Bona	Mitjana
IVS	Vulnerabilitat del substrat	Bona	Mitjana
P_{10}	Temporalitat de l'espai limnofluvial	Bona	Mitjana
P_{11}	Afectabilitat de les conques	Bona	Bona
P_{12}	Regulació de les cobertes vegetals	Bona	Mitjana
I_5	Fragilitat de les aigües superficials	Bona	Mitjana
P_{13}	Permeabilitat litològica	Bona	Mitjana
P_{14}	Accessibilitat a l'aqüífer	Bona	Mitjana
P_{15}	Afectabilitat de l'aqüífer	Bona	Mitjana
I_6	Fragilitat de les aigües subterrànies	Bona	Mitjana
IVH	Vulnerabilitat hidrològica	Bona	Mitjana
IVT	Vulnerabilitat de la matriu territorial	Bona	Mitjana

De fet, la principal crítica dels resultats es refereix a la fiabilitat escalar o de les bases de dades de partida. En alguns casos senzillament manquen, com s'ha apuntat més amunt, cartografies del tot necessàries per a la planificació territorial. Encara que es fa una crítica pormenoritzada de les mancances observades en cada un dels apartats corresponents, tot seguit destaquem el següent:

i) El mapa de la vulnerabilitat de la vegetació que hem obtingut (IVV) resulta informativament fiable, en termes de la qualitat de les bases de dades, i escalarment aplicable. De fet, la primera versió de IVV és globalment satisfactòria i constitueix un evident pas endavant respecte d'aproximacions més senzilles fetes al marc de IVT_1 (veure apartat 3.3.). Cal destacar que IVV coincideix relativament amb aquestes aproximacions prèvies, però aporta un nivell de detall molt superior. Tanmateix, IVV presenta alguns resultats millorables, principalment en referència als factors locals.

ii) La principal limitació del mapa de vulnerabilitat del substrat (IVS) prové de la cartografia geològica que ha estat la font d'informació. Degut a l'escala, la major part de formacions superficials no tenen expressió cartogràfica. Com a conseqüència, molts dels indrets considerats de fragilitat mitjana o baixa haurien de ser reconsiderats de fragilitat alta, sobretot a les zones de muntanya. Un cop disponible el mapa geològic a escala 1:50.000¹⁴⁶ es resoldrà, en part, aquesta mancança. Una cartografia geològica a escala més detallada també permetrà afinar més la classificació del grau de susceptibilitat de les diferents formacions.

iii) En el cas del mapa de la vulnerabilitat hidrològica (IVH) destaca el seu caràcter novedós, la qual cosa implica la necessitat de validar-lo conceptualment en successives aproximacions que considerin, en aquest cas encara més, la crítica de la comunitat científica. D'altra banda, la fiabilitat escalar o informativa dels sis paràmetres considerats en l'obtenció de IVH és molt diferent i, per tant, caldria millorar-la en fases posteriors.

¹⁴⁶ El Mapa Geològic de Catalunya 1:50.000 s'ha completat recentment (a finals del 2006). Consisteix en una transcripció de la informació geològica continguda en els fulls MAGNA (Instituto Geológico y Minero de España), sobre la base cartogràfica 1:50.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya, adaptant els contactes geològics a la topografia. La llegenda inclou litologia, estratigrafia i elements estructurals. En línia: <http://mediambient.gencat.net>

3.8.2. Les anàlisis de redundància

La tria de les components de qualsevol índex compost porta implícit el problema de la redundància en la informació que aquelles aporten. Per aquest motiu, l'IVT va ser sotmès a una anàlisi preliminar, que va explorar les possibles associacions entre els diversos indicadors que l'integren.

El procediment seguit parteix d'una cobertura de 40.000 punts, seleccionats a l'atzar sobre Catalunya. Mitjançant aplicacions de combinacions de capes amb programari SIG, es van assignar a cada punt mostrejat els valors dels 6 indicadors que conformen l'IVT. Llavors es va dur a terme una anàlisi de la contingència per parelles d'indicadors mitjançant l'estadístic Tau-b (T) de Kendall¹⁴⁷, especialment apropiat per a comparar variables ordinals (categòriques però amb una ordenació lògica dels valors, com és el cas). S'ha fet servir el mateix procediment per a estimar l'associació entre els tres índexs parcials (IVV, IVS i IVH) de l'IVT.

Aquests tres índexs parcials mostren una associació baixa, tal com es desprèn dels valors de T (0,37 per a l'IVV i l'IVS; 0,21 per a l'IVV i l'IVS, i 0,24 per a l'IVS i l'IVH). Pel que fa als 6 indicadors, s'observa que gairebé totes les comparacions han donat una associació significativa, resultat totalment esperable degut a l'elevat nombre de polígons analitzat (TAULA 26). Atès que, en general, s'obtenen valors baixos de l'estadístic ($T < 0,4$), podem concloure que el nivell de redundància entre indicadors és baix i que, per tant, la informació que aporten és relativament complementària i ajuda a enriquir el resultat final.

TAULA 26. Valors de l'estadístic Tau-b (T) de Kendall obtinguts en les comparacions per parelles dels indicadors de l'IVT mitjançant taules de contingència. Els resultats mostren una associació significativa entre indicadors per al test de la X^2 i una $P < 0,001$. Els valors en cursiva no són significatius per a una $P < 0,05$.

	I_1	I_2	I_3	I_4	I_5
I_1					
I_2	0,24				
I_3	0,16	0,13			
I_4	0,33	0,32	0,46		
I_5	0,21	0,05	0,09	0,20	
I_6	0,08	<i>0,004</i>	-0,07	-0,03	0,10

Cal destacar, no obstant, l'associació moderada ($T=0,46$) de la inestabilitat del substrat (I_4) amb la seva erosionabilitat (I_4). D'una banda, aquesta associació probablement indica que erosionabilitat i inestabilitat són dos processos parcialment coincidents en l'espai. Però, de l'altra, no es pot descartar un cert component artifactual derivat d'un solapament parcial entre ambdós conceptes. L'associació moderada ($T=0,32$) entre l' I_4 i les restriccions topoclimàtiques (I_2) obeeix al fet que ambdós indicadors incorporen el pendent en la seva escala de valoració. Per tant, es tractaria d'una correlació forçada que, no obstant, considerem poc important atès el grau d'associació obtingut.

3.8.3. Les anàlisis de sensibilitat

La naturalesa de gabinet de l'IVT i els seus índexs parcials reclama una profunda revisió del procediment d'obtenció. Per això, s'ha sotmès l'índex global a una anàlisi de sensibilitat sobre els seus indicadors, que pretén determinar l'efecte sobre l'índex final (*output*) dels canvis que es puguin fer en les variables d'entrada (*input*). Atesa la natura discreta (categòrica) de l'índex, ha calgut desenvolupar un procediment *ad hoc* que es fonamenta en una mesura inversa a la sensibilitat: la resistència de l'índex a canviar. Definim aquesta resistència com la probabilitat de que el valor

¹⁴⁷ AGRESTI, A. 1984. *Analysis of ordinal categorical data*. John Wiley & Sons. New York.

de l'IVPN en un determinat polígon no canviï. Aquesta probabilitat s'ha avaluat en relació a:

1. El percentatge de polígons que canvien de valor per indicador (0, 10, 20, 40, 60, 80 i 100%).

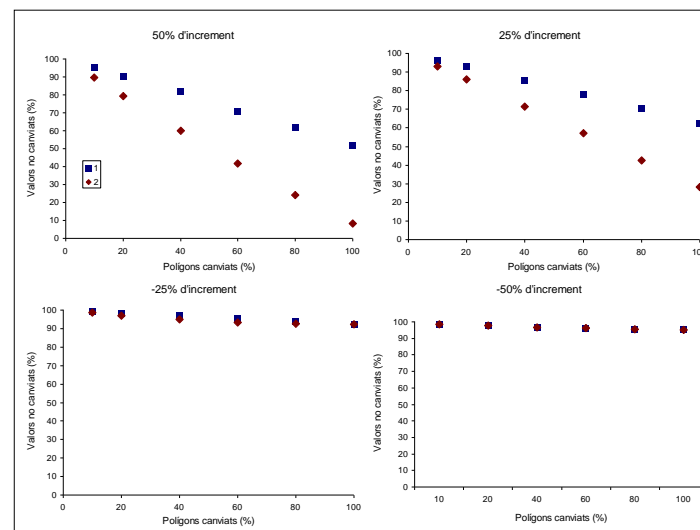
2. El nombre d'indicadors canviats per índex parcial (d'1 a 4).

3. La intensitat de canvi en els indicadors. Com que aquests són categòrics, se'ls ha sumat o restat un o dos valors enters, sense excedir-nos per sota o per sobre dels valors mínims o màxims de l'escala de valors. Això equival a un increment positiu o negatiu del 25 i el 50%.

Un cop definida l'anàlisi, es van seleccionar a l'atzar 20.000 punts de mostreig procedents de la base utilitzada per a l'anàlisi de la redundància (vegeu apartat anterior). Recordem que aquests punts contenen els valors per a cada indicador de l'IVT. Llavors, aquests valors han estat modificats de forma aleatòria d'acord amb les regles 1 a 3.

Els resultats obtinguts mostren que l'increment del valor dels indicadors té un efecte important sobre l'índex global, quan aquest increment és positiu (FIGURA 12). Aquest resultat és esperable atès que els índexs parcials de l'IVT són formats per productes d'indicadors. L'increment d'un determinat indicador té llavors un efecte multiplicatiu sobre l'índex parcial i, de retruc, sobre el global. La manca d'efectes deguts a la disminució dels valors dels indicadors es pot atribuir al fet que aquests valors es trunquen, per definició, a 1. En tot cas, els resultats posen de manifest que, atès que tots aquests indicadors tenen un component expert important, cal anar amb cura a l'hora de definir-los, especialment quan el canvi determina un augment de la vulnerabilitat (increment positiu dels valors dels indicadors). Caldria, a més, completar en el futur aquestes anàlisis amb d'altres anàlisis de fiabilitat realitzades amb dades externes.

FIGURA 12. Resistència a canvis (% de polígons que no canvien de valor) de l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (IVT), segons la intensitat (%) de canvi d'indicadors (gràfics individuals: $\pm 25\%$, ± 1 valor de ; $\pm 50\%$, ± 2 valors), el percentatge de polígons canviats per indicador (abscisses dels gràfics) i el nombre d'indicadors que canvien per índex parcial (llegenda dels gràfics).



3.8.4. Les anàlisis territorials

S'ha dut a terme una anàlisi de la coherència territorial de l'IVT i els seus índexs parcials, destinada a identificar les principals variables de la matriu territorial associades als valors d'aquests índexs. A tal efecte s'han dut a terme les tasques següents:

i) Selecció i posada a punt de diverses capes SIG corresponents a una sèrie de variables topogràfiques, climàtiques i paisatgístiques que, per coneixement expert, es considera que poden ser determinants per a la caracterització socioambiental de la matriu territorial. Aquestes variables són:

1. *Variables topogràfiques.* Provenents d'un model digital d'elevacions (ICC, 45 m de mida de píxel): elevació; pendents; desviació en graus del N; desviació en graus de l'E.

2. *Variabls climàtiques*. S'obtenen de l'Atlas Climàtic Digital de Catalunya (180 m de mida de píxel): temperatura mitjana de les màximes (juliol); temperatura mitjana de les mínimes (gener); pluja dels mesos d'estiu (juny-agost).

3. *Variabls paisatgístiques*. Derivades del mapa topogràfic de Catalunya (ICC, 1: 50.000): distància a la costa; distància al centre de Barcelona; distància a les autopistes, carreteres nacionals i autonòmiques; distància a les vies secundàries; distància als rius de primer ordre (classificació d'Strahler ≥ 2); distància als rius de segon ordre (classificació d'Strahler ≥ 3).

ii) Generació d'una capa de punts a l'atzar sobre Catalunya (N=40.000), als quals és relaciona el valor de l'IVT i els índexs parcials amb les variables abans esmentades, amb l'objecte d'obtenir una capa de punts que recull totes les variables dependents i independents necessàries per a realitzar les anàlisis.

iii) Incorporació a la capa de punts d'un polinomi de segon grau amb la posició geogràfica de cada punt, per tal de detectar possibles superfícies de tendència¹⁴⁸. S'han inclòs les variables següents: UTM X; UTM Y; UTM X²; UTM Y²; UTM XY. En tots els casos els valors han estat estandarditzats (restant la mitjana i dividint per la desviació típica), amb l'objecte d'evitar problemes de colinearitat derivats de la dimensió diferent dels termes lineals i quadràtics¹⁴⁹.

iv) Anàlisis estadístiques sobre la base de dades:

1. S'ha dut a terme una primera selecció de les variables menys correlacionades, a partir del càlcul de les correlacions de Pearson de cada parella de variables. D'aquelles variables, amb una $r > 0,8$ en valor absolut, s'ha eliminat la variable més

correlacionada amb la resta de variables o aquella amb menys sentit territorial.

2. A continuació s'han ortogonalitzat les variables restants amb una anàlisi de components principals (CP) amb rotació varimax. L'objectiu no ha estat disminuir el nombre de variables sinó eliminar la colinearitat entre elles. En el cas de l'IVS i l'IVH, s'han considerat totes les variables seleccionades (n=16), per la qual cosa s'han obtingut 16 CP. Al cas de l'IVV i l'IVT s'han exclòs de l'anàlisi les variables climàtiques i topogràfiques més directament relacionades amb el càlcul del primer a través de l'obtenció d' I_2 , que afecten directament l'IVV i, a través d'ell, l'IVT. Així, s'han exclòs l'elevació i la precipitació, que intervenen directament en el càlcul de l'índex de Thornwaite, o indirectament a través de la seva participació en els models climàtics. També s'ha exclòs el pendent, que es fa servir al càlcul de P_4 . Han quedat, doncs, 13 variables que han originat 13 CP.

3. Finalment s'ha dut a terme una anàlisi de regressió múltiple pas a pas (*backward stepwise regression*) entre els índexs i les CP corresponents a cada cas. L'IVT és un índex discret ordinal, cosa que permet el seu tractament numèric com si es tractés d'un índex continu (quan es compte amb una mida de mostra suficient). El mètode de regressió permet eliminar per iteracions successives les variables que no aporten un increment significatiu de la variància explicada (r^2).

El percentatge de variància explicada pels models (TAULA 27) és negligible pel que fa a l'IVS i l'IVH ($r^2 = 0,067$ i $r^2 = 0,072$, respectivament), cosa que posa de manifest una escassa associació d'aquests índexs amb les variables territorials seleccionades. Això probablement és degut al fet que la vulnerabilitat del substrat i dels sistemes hidrològics obeeix més aviat a lògiques territorials pretèrites (tenint en compte l'escala de temps geològica) que actuals. La vegetació, en canvi, presenta una relació moderada amb les variables seleccionades ($r^2 = 0,22$), fins i tot

¹⁴⁸ BURROUGH, P.A. & R.A. McDONNELL, 1998. *Principles of geographical information systems*. Clarendon: Oxford, second edition.

¹⁴⁹ RAWLINGS, J.O., PANTULA, S.G. & D.A. DICKEY. 1998. *Applied regression analysis: A research tool*. Springer, New York.

quan se n'extreuen aquelles que podrien comportar una correlació forçada.

TAULA 27. Resum dels models lineals per a l'índex de vulnerabilitat del territori (*IVT*) i l'índex de vulnerabilitat de la vegetació. S'indica el percentatge de variància explicada (r^2) i les components principals (CP) més correlacionades en cada cas (coeficient beta no estandarditzat). S'adjunta també una interpretació territorial de cada CP.

Índex (r^2)	Component	Variabls territorials relacionades	Beta
<i>IVT</i> (0,15)	CP1	Distància a la costa	0,193
	CP6	Distància a les vies secundàries	0,176
	CP2	(-) UTMX. Distància a Barcelona	0,171
	CP5	Distància a les vies principals	0,154
<i>IVV</i> (0,22)	CP2	(-) UTMX, Distància a Barcelona	0,240
	CP3	UTMX2	-0,203
	CP6	Distància a les vies secundàries	0,200
	CP1	Distància a la costa	0,200
	CP5	Distància a les vies principals	0,165

La vulnerabilitat de la vegetació augmenta directament amb la distància a la costa i a l'àrea de Barcelona, probablement perquè les comunitats vegetals més ben conservades –i menys resilients- es localitzen lluny dels territoris més transformats. A això s'hi superposa, no obstant, el gradient de continentalitat associat a la UTM X i a la distància a la costa, que determina una menor disponibilitat hídrica a mesura que ens anem cap a l'oest. No es pot descartar del tot una certa correlació forçada entre l'*IVV* i la distància a la costa o l'UTM X a través dels models climàtics, però no ens consta que aquestes variables hagin estat emprades directament en l'elaboració d'aquests models. Destaca, finalment, l'associació de l'*IVV* amb la distància a carreteres, tant principals com secundàries. Això posa de manifest que, a escala més fina que la que proporcionen les variables precedents, les mostres de vegetació menys resilients i per tant més vulnerables es distribueixen preferentment a les àrees més inaccessibles. L'associació de l'*IVT* amb les variables territorials és essencialment la mateixa que l'observada a l'*IVV*, resultat totalment esperable atès

que els altres dos índexs parcials que configuren l'*IVT* no presenten relacions remarcables amb d'altres variables. El percentatge de variància explicada al cas de l'*IVT* se situa, lògicament, entre els dels seus índexs parcials ($r^2=0,15$).

Recapitulació

La primera línia de recerca d'índexs ecològics per a la gestió territorial ha estat l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (*IVT*). Representa una síntesi de les principals variables biofísiques, amb l'objectiu de mesurar la resiliència potencial del territori en front a pertorbacions antròpiques. Una part considerable de les reflexions i posicionaments epistemològics han estat fruit, justament, de les tasques de preparació d'aquest primer índex. En efecte, havent nascut en els seus inicis com un índex tancat i opac, fàcil de calcular però probablement encara massa simple, ha evolucionant al llarg del seu procés d'establiment, fins a situar-lo en l'actual marc conceptual.

La vulnerabilitat es defineix com la susceptibilitat de la matriu territorial a rebre una pertorbació. Els mètodes per a destriar la fragilitat del medi físic a pertorbacions causades per agents antròpics o naturals, són poc aplicables en els àmbits paisatgístics intensament transformats, com els de la conca mediterrània. En general, la vulnerabilitat augmenta quan l'element avaluat és rar o té una baixa capacitat de recuperació. A escala territorial definim tres aproximacions a la vulnerabilitat: la resiliència de les cobertes del sòl, la inestabilitat del substrat i la fragilitat de les aigües superficials i subterrànies.

La vulnerabilitat de les cobertes del sòl és funció de l'estructura, composició i resiliència. Sol dependre de la fragilitat d'elements clau o abundants i, de forma sistèmica, de les seves interaccions. La vulnerabilitat del substrat s'entén a partir de la fragilitat del patrimoni geològic i els riscos naturals associats, els quals, a son torn, poden condicionar les cobertes del sòl, en ser substrat per a les formacions superficials. La vulnerabilitat dels sòls depèn de característiques intrínseques (gruix, textura, etc.), ambientals (clima, pendents, etc.) i culturals (agrícoles, forestals, etc.). Finalment, la vulnerabilitat de les aigües es defineix com la fragilitat dels sistemes límnics, en ser el fenomen de veritable consistència territorial. En

superfície, l'espai limnofluvial; en profunditat, aquífers i aquítards. Variables claus en l'avaluació ambiental de plans territorials, urbanístics i d'infraestructures.

L'*IVT* constitueix un sistema jerarquitzat de quinze paràmetres que generen sis indicadors que s'integren en tres índexs parcials per a fondre's en l'índex global. Es pot entendre com un "índex d'índexs" que expressa el valor màxim dels índexs parcials que el configuren però que, alhora, permet conèixer l'indicador i, fins i tot, el paràmetre que l'afecta amb major significació. L'encapsulació i transparència del mètode facilita informació útil per a valorar l'impacte territorial d'una actuació i, segons quin sigui el factor principal en la expressió final de l'índex, proposar les mesures projectuals o constructives que s'escaiguin.

L'*IVT* posa de manifest l'alta vulnerabilitat de la matriu territorial catalana. Això és així perquè Catalunya és un país muntanyós, en bona part de clima subàrid (meitat centromeridional) o molt fred (alta muntanya pirinenca). Però és matisable perquè la vulnerabilitat resulta de la concurrència d'algun valor extrem dels factors considerats en el càlcul (substrat, relleu, clima, vegetació, aigües, etc.), però quasi mai de tots alhora. De fet, la percepció experta fa dècades que ho sap. L'índex ho expressa en iconografiar una evidència preterida o menystinguda per sectors que, no obstant, intervenen quotidianament sobre el territori.

Antropització alta i vulnerabilitat elevada comporten conflicte, raó suficient per a la resposta analítica. Malgrat ser el primer dels índexs territorials abordats, l'*IVT* encara es troba en procés de desenvolupament conceptual i metodològic, obert a la disponibilitat de millors dades de base. La forma en què aquesta eina matemàtica s'articuli segons els diferents plans i programes, requereix la implicació de les institucions relacionades amb la gestió del territori. Per això, aquesta primera aproximació al medi físic ha iniciat el fòrum de discussió sobre una proposta d'índex d'aptitud territorial (*IAT*), que també englobaria els components biològic i funcional de la matriu territorial.

4. El valor del component biològic

Resum

La matriu territorial no és un solar disponible, un espai inert a l'espera de que es desenvolupin determinades actuacions antròpiques. Ben al contrari, Catalunya disposa d'un paisatge molt divers, que acull un patrimoni natural valuós que cal conèixer i reconèixer, per a poder intervenir en el territori en base a un model de desenvolupament sostenible. Per tant, cal disposar de mètodes objectivables que ens permetin parametritzar el valor del component biològic i, d'aquesta manera, incorporar informació fonamental en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes. És a dir, en el mateix origen dels processos de planificació i, també, en el seguiment de la seva execució. En aquest context, l'índex de valor del patrimoni natural (IVPN) no només s'enfronta al problema de precisar què entenem per valor del component biològic -concepte subjectiu per definició-, sinó també en la formalització matemàtica d'aquesta valoració. En definitiva, es proposa un algoritme d'expressió cartogràfica que recull una selecció experta de les principals variables fitocenològiques, corològiques, paisatgístiques i de servei ecosistèmic, estructurades en un sistema modular, transparent i jeràrquic que -degut a la seva complexitat conceptual- comprèn fins a divuit indicadors de base, quatre índexs parcials i un -'IVPN'- de total. El treball es completa amb unes valoracions relatives al mètode, als resultats obtinguts i a les possibilitats d'utilització en la planificació i la gestió del territori.

Mots clau

Valor, biològic, corològic, paisatgístic, ecosistèmic.

4.1. Introducció

La valoració del component biològic es basa en una síntesi de variables biogeogràfiques i ecològiques en un àmbit ecopaisatgístic mediterrani. El mètode no requereix d'informació detallada sobre la distribució de diferents espècies, sinó que assumeix que els hàbitats reflecteixen un conjunt de condicions ambientals i antròpiques i que presenten una biodiversitat específica associada, sovint "invisible"¹⁵⁰. La metodologia té pocs precedents entre les iniciatives de conservació més conegudes. Introdueix, com aspecte més innovador, l'intent d'aproximació contínua -per tota la matriu del territori- a la valoració del patrimoni natural¹⁵¹. L'índex de valoració del patrimoni natural (IVPN)¹⁵² pretén superar alguns dels "prejudicis" detectats en la biologia de la conservació (com ara la infravaloració dels ambients oberts o mediterranis), mitjançant una aproximació que comprèn criteris d'excepcionalitat biològica (I/H), de representativitat geogràfica (I/C) i d'estructura del paisatge (I/E). També s'introdueix un quart criteri que es refereix als serveis que proporciona, a l'home, el medi natural (I/S). En definitiva, plantejem un sistema ordenat jeràrquicament en divuit indicadors que s'integren en quatre índexs parcials -criteris de base- dels que se'n deriva, segons una distribució relativa a l'àmbit d'estudi, l'índex global.

4.2. L'aproximació conceptual

¹⁵⁰ És a dir, no coneguda i per tant no comptabilitzada, com la major part de la biodiversitat del planeta.

¹⁵¹ MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & S.G. STAFFORD. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag. New York.

¹⁵² Ens referim al patrimoni biològic i, en concret, a les cobertes vegetals. No s'inclou, per tant, el valor de la gea ni el de molts elements faunístics.

Existeix un interès creixent per la gestió i la conservació del patrimoni natural, fruit de la seva progressiva degradació per causa antròpica. A Catalunya, les tendències que han caracteritzat el creixement urbanístic dels darrers trenta anys han comportat oportunitats de creixement econòmic però, alhora, han generat importants disfuncions ecològiques¹⁵³. En aquest context, l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes pot esdevenir de gran utilitat per a revertir algunes de les tendències territorials més insostenibles del país.

A nivell metodològic, la generalització dels sistemes d'informació geogràfica (SIG) ha revolucionat l'anàlisi territorial. Ara bé, la seva utilitat encara està limitada per la disponibilitat d'informació de partida¹⁵⁴. A la darrera dècada, però, diverses administracions catalanes han fet un esforç per a posar a punt bases de dades cartogràfiques i alfanumèriques, entre les quals destaquen les cartografies de cobertes del sòl, d'hàbitats i paisatges, i els inventaris georeferenciats de flora, fauna i boscos, entre d'altres¹⁵⁵. És, per tant, un bon moment per a plantejar l'elaboració de mètriques de valor del patrimoni natural, aplicables a escales aptes per a l'avaluació d'impacte ambiental de plans territorials, urbanístics i d'infraestructures.

4.2.1. Les bases epistemològiques

El concepte actual de patrimoni natural té els seus inicis al segle XVIII, i com la seva etimologia clarament palesa, està associat a llegat. Fa referència a aquell "capital natural" que encara acull el territori i

¹⁵³ FOLCH, R. (ed.). 1988. *Natura ús o abús?. Llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans*. 2ª Ed. Barcino. Barcelona.

¹⁵⁴ PONS, X. 1996. *Els sistemes d'informació geogràfica: la nova carta*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 64. 37-52.

¹⁵⁵ Vegeu, per exemple, la cartografia disponible a la web del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya: http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia/inici.jsp

que hem de preservar per als nostres descendents. Això no obstant, en la majoria dels convenis, tractats, estratègies, directives, etc. internacionals, apareguts des d'inicis dels anys 1970, quan es desenvolupen les polítiques ambientals internacionals, el concepte de patrimoni natural hi és absent. Al seu lloc apareixen criteris diferents, com poden ser "natura", "recursos naturals", "recursos vius", "biodiversitat", "espais naturals", etc. Ara bé, des de l'eclosió del concepte de sostenibilitat, s'ha reconegut novament la importància del patrimoni natural, atès que vehicula quatre idees de gran interès: a) el capital natural que tenim avui és un llegat que hem rebut dels avantpassats; b) tenim el deure de transmetre'l als nostres descendents; c) per tant, n'hem de tenir cura, o administrar-lo, de forma responsable; d) a diferència d'altres conceptes com el de "recurs natural", o "recurs viu", el patrimoni natural no té associat un ús, és dir, no és un concepte utilitarista.

Una mostra significativa del reconeixement recent del concepte de patrimoni natural són les normes que s'estan elaborant en l'actualitat a escala espanyola i catalana. En aquests moments el Ministeri de Medi Ambient està en procés d'elaboració d'una llei estatal anomenada de Patrimonio Natural y Biodiversidad mentre que el Departament de Medi Ambient i Habitatge elabora, al seu torn, l'avantprojecte de llei de Patrimoni Natural i Biodiversitat¹⁵⁶. Entre els organismes internacionals que més influència han tingut, a escala europea, en relació la valoració del medi biològic, escau destacar la UNESCO¹⁵⁷ i el Consell d'Europa¹⁵⁸. Les seves definicions de patrimoni natural, de caire holístic, han incidit

¹⁵⁶ VILA, J. & D. VARGAS (eds.). 2005. *Jornades sobre la futura llei de patrimoni natural-biodiversitat*. Col·lecció Diversitas. Universitat de Girona.

¹⁵⁷ Vegeu les "Directrius Operatives per a l'aplicació del Conveni sobre la protecció del patrimoni mundial" a la web de la UNESCO. En línia: <http://whc.unesco.org/archive/opguide05-en.pdf>

¹⁵⁸ Vegeu informació a la web Del Consell d'Europa. En línia: http://www.coe.int/T/E/Cultural_Co-operation/Heritage/

decisivament en nombroses estratègies, plans, programes i normes.

No ha d'estranyar que l'avaluació del patrimoni biològic s'hagi dut a terme mitjançant una considerable diversitat de mètodes que, tanmateix, tenen en comú el fet de basar-se en factors objectius i subjectius, difícilment destriables els uns dels altres, el que fa difícil una anàlisi comparativa de les diferents aproximacions¹⁵⁹. Això es degut a que la conservació de la natura depèn d'unes percepcions de la realitat que són inherents al model cultural, del qual els sistemes d'avaluació, òbviament, no es poden sostreure. Per tant, la inevitable combinació de variables objectives i subjectives fa recomanable que els criteris d'establiment siguin definits amb precisió, que les motivacions del seu ús s'exposin de forma explícita, i que les premisses de partida subjacents al model de valoració siguin exposades amb claredat¹⁶⁰.

En general, podem dir que hi ha dos grans aproximacions d'avaluació del patrimoni natural -amb totes les possibles situacions intermèdies- que recolzen fonamentalment en una percepció ecocèntrica, basada en les propietats que caracteritzen els ecosistemes, o en una visió antropocèntrica, que es centra en els serveis que els ecosistemes poden reportar a la societat¹⁶¹. La primera justificació -de caràcter ètic- és l'adoptada per diversos tractats internacionals de conservació¹⁶² i transposada en la major part de legislacions

¹⁵⁹ ROOME, N.J. 1984. *Evaluation in nature conservation decision-making*. Environmental Conservation, 11 (3). 247-252.

¹⁶⁰ SMITH, P.G. & J.B. THEBERGE. 1986. *A review of criteria for evaluating natural areas*. Environmental Management, 10 (6). 715-734.

¹⁶¹ PLOEG, S.W.F. & L. VLIJM. 1978. *Ecological evaluation, nature conservation and land use planning, with particular reference to methods used in the Netherlands*. Biological Conservation, 14. 197-221.

¹⁶² IUCN, PNUMA & WWF. 1992. *Cuidem la Terra. Una estratègia per a viure de manera sostenible*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

proteccionistes dels països industrialitzats. La segona justificació -de caràcter positivista o utilitarista- es fonamenta en l'obtenció de beneficis materials, culturals o de qualitat de vida, i és, per exemple, l'adoptada per la Cimera de la Terra de 1992¹⁶³, en la que es basen nombroses declaracions internacionals contemporànies. Com que ambdues justificacions solen confluir, en molts dels documents internacionals recents s'adopten conjuntament.

Tot i que ambdós tipus d'avaluacions del patrimoni natural solen presentar un alt nivell de coincidència, també és cert que, en determinats casos, poden mostrar diferències o fins i tot contradiccions, les quals es manifesten principalment en els sistemes d'avaluació que es basen en alguna mesura d'utilitat social tangible, com ara la econòmica¹⁶⁴. Per això, poden aparèixer dificultats quan s'apliquen criteris que provenen de combinacions entre teories ecològiques i sociològiques, o entre valors culturals i consideracions pràctiques de gestió o d'oportunitat política¹⁶⁵. Per tal d'afrontar-les, cal definir clarament l'aproximació conceptual emprada i els criteris d'establiment.

4.2.2. Els criteris d'establiment

La definició i aplicació sistemàtica de criteris ecològics per tal d'avaluar el patrimoni natural va començar a finals dels seixanta i, de fet, ben aviat es van dur a terme estudis comparatius per a analitzar la seva

efectivitat¹⁶⁶. Tanmateix, l'objecte que pretén valorar aquest projecte, el patrimoni natural, és quelcom encara poc definit, que aplega nivells d'organització i de composició molt diversos relatius al medi biològic.

Des dels inicis de la biologia de la conservació, l'aproximació conceptual a aquesta realitat multiescalar i multifacètica s'ha fet a través de concepcions parcials mitjançant el que s'ha anomenat *criteris de valoració*¹⁶⁷. Entre els criteris més utilitzats destaquen la biodiversitat -assimilada a riquesa d'espècies-, la naturalitat o integritat, la raresa o singularitat, i la representativitat¹⁶⁸. D'altra banda, tot i que alguns d'aquests criteris són aplicables al medi físic¹⁶⁹, han estat generalment utilitzats per a valorar el component biològic del patrimoni natural, probablement perquè les bases de dades relatives a sòls i substrats geològics són escasses o parcials. Es fa evident, doncs, una associació notable entre patrimoni natural i patrimoni biològic en molts dels exemples consultats.

L'anàlisi del patrimoni natural s'acostuma a dur a terme mitjançant la combinació de diversos criteris parcials amb la finalitat d'aconseguir-ne una visió suficientment completa d'un concepte tan complex com és la valoració del medi biològic. En aquest sentit, no hi ha cap norma d'aplicació general que determini quin és el mínim conjunt de criteris que poden descriure, prou acuradament, el patrimoni natural. Tret, potser, de la disponibilitat d'informació, certament poc relacionada amb allò que coneixem -i

¹⁶³ ONU. 1992. *Guia de l'Agenda 21. L'Aliança Global pel Medi Ambient i el Desenvolupament*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

¹⁶⁴ SINDEN, J.A. & G.K. WINDSOR. 1981. *Estimating the value of wildlife for preservation: a comparison of approaches*. Journal of Environmental Management, 12. 111-125.

¹⁶⁵ MARGULES, C & M.B. USHER. 1981. *Criteria used in assessing wildlife conservation potential. A review*. Biological Conservation, 4. 79-109.

¹⁶⁶ TUBBS, C.R. & J.W. BLACKWOOD. 1971. *Ecological evaluation for planning purposes*. Biological Conservation, 3. 169-172.

¹⁶⁷ RATCLIFFE, D. A. 1971. *Criteria for the selection of nature reserves*. Advances of Science, 27. 294-296.

¹⁶⁸ JUSTUS, J. & S. SARKAR. 2002. *The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history*. Journal of Bioscience, 27. 421-435.

¹⁶⁹ PIELOU, E.C. 1997. *Mathematical Ecology*. New York. John Wiley & Sons.

que hauríem de conèixer- dels sistemes naturals i els organismes que hi viuen. Seguidament es recullen alguns exemples remarcables extrets de la Xarxa Ecològica Europea (EECONET), del Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) i d'alguns dels treballs més significatius desenvolupats a Catalunya (TAULA 28). A continuació es comenten alguns dels criteris de valoració més emprats en estudis previs, segons atribuïts com ara l'excepcionalitat, la representativitat, estructura funcional i el servei ecosistèmic que ofereixen els sistemes naturals.

TAULA 28. Criteris de valoració del patrimoni natural utilitzats o esmentats en diversos estudis teòrics o propostes de conservació.

Criteris de valoració	EECONET ¹⁷⁰	PEIN ¹⁷¹	Gap Analysis ¹⁷²	Diego et al 1994 ¹⁷³	Mallarach 1995 ¹⁷⁴	Ferré et al 2002 ¹⁷⁵
Diversitat	*	*	*	-	*	*
Naturalitat	*	*	-	*	*	*
Amenaça	*	-	-	-	-	-
Singularitat	*	*	*	-	*	*
Representativitat	-	*	*	-	*	-
Vulnerabilitat	-	*	-	-	*	*
Connectivitat	-	-	-	*	*	-
Dimensions	-	-	-	*	*	-
Estructura	-	-	-	-	-	*
Rang	-	-	-	-	-	*
Interès cultural	-	*	-	-	*	*

¹⁷⁰ NOWICKI, P., BENNET, G., MIDDLETON, D., RIENTJES, S. & R. WOLTERS (eds.). 1996. *Perspectives on ecological networks*. ECNC publication series on Man & Nature. Arnhem. the Netherlands.

¹⁷¹ Es pot consultar la informació disponible sobre el PEIN a la web del Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya: http://mediambient.gencat.net/cat/el_medi/espais_naturals/pein/inici.jsp

¹⁷² KIESTER A.R., SCOTT M.J., CSUTI B., NOSS R.F., BUTTERFIELD B., SAHR K. & D. WHITE. 1996. *Conservation prioritization using GAP data*. *Conservation Biology*. 10 (5). 1332-1342.

¹⁷³ DIEGO, F., MARTÍN, J. & J. RIBAS. 1994. *Connexions biològiques entre els espais d'interès natural del Vallès. Criteris de conservació*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Inèdit.

La biodiversitat

El concepte de biodiversitat és, potser, el més proper al de patrimoni natural. Es tracta d'un terme molt general, relativament nou -encunyat als anys vuitanta- i definit inicialment com la *varietat de la vida*¹⁷⁶. Una definició ampla, multiescalar, de biodiversitat aplega des dels gens fins als paisatges, passant per poblacions i hàbitats, considerant tant els components composicionals, com els estructurals i funcionals. Aquesta multiplicitat de nivells relatius a la diversitat biològica determina que, a la pràctica, sigui extremadament difícil assolir l'objectiu d'una única mesura prou robusta i alhora aplicable¹⁷⁷. Sovint, doncs, es fan servir visions més reduïdes que l'equiparen a la riquesa d'organismes.

El concepte de biodiversitat va passar per la conferència internacional de Rio de Janeiro l'any 1992¹⁷⁸ sense que fos objecte de gaire reflexió crítica. Tanmateix, des de llavors ha tingut una gran acceptació. Per exemple, ha estat el primer criteri aplicat a propostes d'espais naturals protegits (com ara el PEIN o EECONEt). Malgrat això, ningú no ha trobat cap solució universal a qüestions cabdals com ara: quina biodiversitat computar (tota, o només alguns grups d'interès per a la conservació)? Això ha estat objecte de debat en els fòrums de conservació amb partidaris d'aproximacions a espècies concretes

¹⁷⁴ MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

¹⁷⁵ FERRÉ, A., CARRERAS, J., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. *Assessing the natural interest of the landscape of Andorra, a mountain country under contrasting change of land use*. *Acta Botanica Gallica* 152 (4). 443-455.

¹⁷⁶ WILSON, E.O. 2001. *La diversidad de la vida*. Editorial Crítica.

¹⁷⁷ NORTON, B. G. (ed.). 1986. *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*. Princeton University Press.

¹⁷⁸ ORGANITZACIÓ DE LES NACIONS UNIDES. 1992. *Conferència de les Nacions Unides sobre Medi Ambient i Desenvolupament*. En línia: <http://www.unep.org>

(*fine-filter*) o a tot el conjunt (*coarse-filter*)¹⁷⁹.

El total de biodiversitat d'un territori es considera pràcticament immesurable i això comporta la recerca dels components més rellevants i la necessitat de trobar indicadors d'aquests components. Tanmateix, es constata un escepticisme creixent sobre l'ús d'espècies indicadores per a valorar l'estat de conservació de la biodiversitat i la seva relació amb els processos ecològics. Quines espècies o grups d'espècies utilitzar com a indicadors? Hi ha hagut una tendència a utilitzar les espècies més grans i vistoses (*flagship*) de vertebrats (ocells i mamífers), capaces de mobilitzar la societat en favor de la seva conservació. Molts treballs apunten, tanmateix, la major idoneïtat d'espècies de grups petits i poc mòbils, que presenten una major fidelitat al territori i en són, per tant, afectats de forma més directa¹⁸⁰. En general, però, les comunitats vegetals són els elements més utilitzats per a l'avaluació de la diversitat biològica i això s'explica per dues raons pràctiques: a) per una millor relació cost/benefici en l'obtenció de dades georeferenciades; b) perquè les altres formes de diversitat hi solen estar associades.

La biodiversitat està relacionada amb l'escala i els components espacials (com ara la superfície, l'altitud o la latitud)¹⁸¹. Per tant, la dependència d'aquests factors determinen la conveniència de distingir entre diversos tipus de biodiversitat¹⁸²: a) la diversitat genètica considera les diferències intraespecífiques,

¹⁷⁹ SCHWARTZ, M.W. 1999. *Choosing the appropriate scale of reserves for conservation*. Annual Review of Ecology and Systematics, 30. 83-108.

¹⁸⁰ És el cas de la proposta d'organismes indicadors de qualitat ecosistèmica a la península (Olympic), que es basa en grups com els amfibis, els rèptils, els insectes, els fongs i líquens, determinades angiospermes del sotabosc forestal i alguns ocells i mamífers amenaçats.

¹⁸¹ GOLDSMITH, F.B. 1987. *Selection procedures for forest Nature Reserves in Nova Scotia, Canada*. Biological Conservation, 41. 185-201.

¹⁸² WHITTAKER, R.H. 1972. *Evolution and measurement of species diversity*. Taxon, 21. 213-251.

dins d'una població o entre poblacions; b) la diversitat α mesura el nombre d'espècies o comunitats en un espai, a nivell d'hàbitat o territori; c) la diversitat β calcula la composició d'espècies o comunitats entre diferents espais, com ara gradients d'hàbitat; d) finalment, la diversitat γ avalua l'heterogeneïtat d'hàbitats en un paisatge o àmbit biogeogràfic, per exemple un bioma.

Les metodologies paramètriques més emprades per a calcular la diversitat provenen de la teoria de la informació¹⁸³, un procediment matemàtic que tracta l'heterogeneïtat d'un espai calculant la distribució de sèries de grups afins¹⁸⁴. A partir d'aquest concepte s'han derivat diversos índexs ecològics que, de fet, estan tan estretament relacionats que es poden transformar els uns en els altres per mitjà de les equacions matemàtiques oportunes, tal com han demostrat diversos autors¹⁸⁵.

La naturalitat

La naturalitat és un concepte tradicionalment relacionat amb el de vegetació potencial o climàtica¹⁸⁶. Aquest criteri de valoració del medi biològic té, però, una aplicabilitat relativa a Europa occidental degut a la important transformació antròpica que ha experimentat aquest territori. D'altra banda, sovint no és un criteri fàcil de valorar, atès que hàbitats amb un grau de naturalitat mitjà o relativament baix poden ser cabdals en territoris humanitzats.

¹⁸³ MARGALEF, R. 1957. *La teoría de la información en ecología*. Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona, 23 (13).

¹⁸⁴ Un dels més emprats és l'índex de diversitat de Simpson (λ):

$$\lambda = \sum n_i (n_i - 1) / N (N - 1)$$
 On n_i és el nombre d'individus de l'espècie i , i N és el nombre total.

¹⁸⁵ HILL, M.O. 1973. *Diversity and evenness: an unifying notation and its consequences*. Ecology, 54. 427-432.

¹⁸⁶ TERRADAS, J. 2001. *Ecología de la vegetación*. Editorial. Omega.

Aquestes dificultats han fet proposar l'ús del concepte d'integritat, enlloc del de naturalitat. La integritat dels ecosistemes o hàbitats es refereix a la completesa del sistema, és a dir, comprèn la presència dels elements apropiats i l'ocurrència de tots els processos als ritmes adients¹⁸⁷. L'avaluació de la integritat pot abordar-se per mitjà d'indicadors que varien segons el nivell d'aproximació: a nivell taxonòmic és l'espècie, a nivell ecològic és la població o el paisatge. Si hom es refereix a processos: a nivell taxonòmic és el grau de contracció de l'àmbit o extinció, i a nivell ecològic és el flux d'energia o el cicle de nutrients, posem per cas¹⁸⁸.

Durant molt de temps hi ha hagut la tendència a considerar únicament dignes de conservació els retalls, sovint molt escassos, de les comunitats *naturals* que originàriament cobrien un territori determinat. Això ha portat a menystenir hàbitats amb una influència antròpica més o menys important, com és ara els conreus, les pastures o fins i tot les pinedes de substitució, malgrat que tots aquests hàbitats poden ser dominants en un paisatge i, per tant, determinar els processos ecològics que hi tenen lloc¹⁸⁹. Prova d'això ho tenim en els espais del PEIN, molts dels quals són de mida minúscula i tenen per objecte protegir les restes dels hàbitats primigenis o les àrees de muntanya, mentre que els hàbitats més abundants de la matriu territorial s'hi troben molt poc representats. Des de l'òptica d'aquest criteri, la conservació s'haurà de centrar en la protecció de la integritat dels sistemes naturals, especialment dels processos organitzatius que generen, més que no pas la presència o absència d'elements singulars.

La singularitat

La protecció d'espècies i comunitats rares o singulars ha esdevingut, per a bona part de la societat, la funció més important de la conservació de la natura, malgrat la dificultat que habitualment presenta la seva definició estricta en termes ecològics. El concepte de singularitat no es limita al nombre d'elements inventariats¹⁹⁰. Es poden distingir diferents tipus de raresa biòtica que combinen la distribució geogràfica, la mida de les poblacions i les seves tendències recents¹⁹¹. Molts sistemes naturals es caracteritzen per mostrar un reduït nombre d'elements molt abundants i molts elements que hi són poc representats¹⁹². La raresa es correspondria, per tant, en una posició a l'extrem d'aquesta distribució.

La majoria de convenis internacionals i directrius europees es refereixen al concepte de singularitat, sovint però no sempre relacionat amb la raresa, estenent la seva aplicació als gens, les espècies i els ecosistemes. En concret, cal esmentar la Convenció de Berna (1979), la Directiva Aus (1979) o la Directiva Hàbitats (1992), com a exemples rellevants. D'altra banda, s'han establert diverses divisions del terme singularitat, sovint combinades amb categories de fragilitat. A tall d'exemple, la UICN (1996) en el seu Llibre Vermell va promoure una classificació basada en les categories: rara, amenaçada, disjunta, endèmica perifèrica i en regressió; que s'ajusta al concepte genèric de singularitat.

¹⁸⁷ ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR. 1994. *Biological integrity versus biological diversity as policy directives*. *BioScience*, 44 (10). 690-697.

¹⁸⁸ PICKETT, S.T., PARKER, V.T. & FIEDLER, P.L. 1992. *The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level*. FIEDLER, P.L. & S.K. JAIN (eds.). *Conservation Biology*. Cambridge. The Society of Conservation Biology. Blackwell Science Inc.

¹⁸⁹ FOLCH, R. 1981. *La vegetació dels Països Catalans*. Ketres Editora.

¹⁹⁰ RABINOBITZ, D. 1981. *Seven forms of rarity*. SYNGE (ed.). *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. John Wiley & Sons.

¹⁹¹ ARGUS, G.W. & D.J. WHITE. 1982. *Atlas of Rare Vascular Plants of Ontario*. National Museum of Natural Sciences.

¹⁹² PRESTON, F.W. 1962. *The canonical distribution of commonness and rarity*. *Ecology*, 43. 185-215.

S'han emprat diversos mètodes de valoració de la raresa o singularitat en àmbits geogràfics diferents¹⁹³. Els tradicionalment més utilitzats només es basen en valoracions qualitatives o semiquantitatives. Una altra opció, més interessant, és la de valorar la singularitat segons el nombre d'elements o característiques singulars en relació a una àrea determinada¹⁹⁴. Altres sistemes més complexos opten per jerarquitzar els diferents tipus de raresa i assignar-los la ponderació que els hi correspon¹⁹⁵.

La raresa dels diversos hàbitats considerats es pot estimar mitjançant l'invers de la superfície relativa de l'hàbitat. Això pot funcionar especialment per a la vegetació d'algunes regions biogeogràfiques poc esteses (com ara la boreoalpina). En general, tendeix a produir artefactes notables si no es té en compte l'extensió potencial dels hàbitats. Per exemple, pot causar la sobrevaloració dels hàbitats petits o limitats per raons diverses (hàbitats de ribera, pradells d'annuals, comunitats ruderals, etc.). Pel que fa a la raresa d'espècies, ens podem trobar amb certes incoherències si no es té en compte l'ecologia (moltes ruderals o arvenses són rares)¹⁹⁶. En alguns d'aquests casos llur conservació és qüestionable.

La raresa depèn, a més, de l'escala a la que s'analitza, i aquesta no té perquè coincidir amb l'escala que treballem. Així, les plantes o comunitats vegetals considerades rares a Catalunya poden ser absolutament comunes a la regió metropolitana de

¹⁹³ YU, J. & F.S. DOBSON. 2000. *Seven forms of rarity in mammals*. Journal of Biogeography, 27 (1). 131-139.

¹⁹⁴ DONY, J.G. & I. DENHOLM. 1985. *Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites*. Journal of Applied Ecology, 22. 229-238.

¹⁹⁵ GEHLBACH, F.R. 1975. *Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas*. Biological Conservation, 8. 79-88.

¹⁹⁶ GUIRADO, M. 2002. *Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular*. Universitat Autònoma de Barcelona.

Barcelona, i a la inversa. Aquest ha estat un efecte molt polèmic de l'aplicació indiscriminada de la Directiva Hàbitats a escales territorials inferiors a la pensada (UE) com ara la local, però també la nacional: cal destacar, per exemple, la escassa protecció que han rebut els hàbitats eurosiberians a la península Ibèrica en relació als mediterranis, encara que aquests siguin molt més comuns.

La fragilitat

Es defineix la fragilitat com la susceptibilitat a la pertorbació, ja sigui d'origen *natural* o antròpic. Tanmateix, en territoris com la conca mediterrània, intensament transformada per l'home, els mètodes per a destriar ambdós tipus d'afectacions semblen poc aplicables¹⁹⁷. Per tant, a diferència dels anteriors, el criteri de fragilitat no està basat exclusivament en principis ecològics ja que, en general, comprèn l'impacte antròpic, actual o potencial. Fragilitat i estabilitat es solen considerar com els dos extrems d'un gradient, respecte el qual es situarien elements com ara espècies, ecosistemes o paisatges; però això no té perquè ser sempre així, degut a la complexitat d'aquests conceptes, de forma que un element pot ser estable i fràgil alhora¹⁹⁸.

Es considera un dels criteris fonamentals en molts documents relatius a la protecció del patrimoni natural. En aquest sentit, cal destacar l'Estratègia Paneuropea de la Diversitat Biològica i Paisatgística de 1996, una de les primeres iniciatives internacionals que va proposar mesures concretes per a la conservació de paisatges amenaçats, a més dels hàbitats i les espècies emblemàtiques més

¹⁹⁷ GIGON, A. 1983. *Typology and principles of ecological stability and instability*. Mountain Research and Development, 3.95-102.

¹⁹⁸ PIMM, S.L. 1984. *The complexity and stability of ecosystems*. Nature, 307. 321-326.

susceptibles al desenvolupament antròpic¹⁹⁹. De fet, el criteri de fragilitat s'associa moltes vegades al d'amenaça si bé no tenen per què coincidir (un hàbitat molt fràgil pot no estar amenaçat, posen per cas), encara que quan ho fan òbviament el risc es potència. Per exemple, la Unió Internacional per a la Conservació de la Natura (UICN), estableix cinc graus de fragilitat, que -de major a menor- són: crític (risc molt alt d'extinció), amenaçat, vulnerable, dependent de protecció, i susceptible de conservació²⁰⁰.

La fragilitat es relaciona amb el grau d'afectació i la capacitat de recuperació (resiliència) després d'una pertorbació. Aquesta accepció de fragilitat (o vulnerabilitat) s'ha abordat en el capítol 3, que tracta sobre el medi físic. La fragilitat de les espècies depèn, en molts casos, de les condicions ambientals dels hàbitats que les acullen, que òbviament inclouen el medi físic. La fragilitat dels hàbitats és funció de la seva estructura i composició, i sòl dependre de la susceptibilitat de les espècies clau o, també, de les més abundants. La fragilitat dels ecosistemes es relaciona amb els elements més vulnerables i les seves interaccions, és a dir, dels vincles dinàmics i, per tant, s'aborda en el capítol 5, que tracta sobre els atributs funcionals de la matriu territorial.

Tot i que hi ha metodologies molt sofisticades per a mesurar la fragilitat, predominen els mètodes força simples, com ara el de considerar un tipus de causa particular i valorar els elements naturals -espècies, hàbitats o ecosistemes- que se'n poden veure afectats. És a dir, una mena d'avaluació d'impacte ambiental que es pot realitzar mitjançant el procediment habitual o, quan convé afinar més, via tècniques probabilístiques d'anàlisi de riscos. També es pot analitzar la fragilitat de diversos components de

la matriu biofísica si el que es pretén és disposar d'una avaluació de fragilitat més integradora. A tall d'exemple, els anomenats mapes de sensibilitat ecològica cominen diferents variables del medi biòtic i abiòtic, mitjançant mètodes d'avaluació multicriteri amb ponderació additiva simple²⁰¹.

A nivell de paisatge cal destacar la fragilitat de molts paisatges rurals a Catalunya, que depenen de la continuïtat de les activitats agrícoles, ramaderes o forestals tradicionals que encara es mantenen en el territori i, per tant, de la conservació d'una cultura d'eficiència territorial modelada a partir d'experiències seculares de gestió. La fragilitat del paisatge fa referència a l'estructura i funcionalitat d'aquest, però també a la seva dimensió estètica. Aquest concepte, sovint esquiua per a la ciència, es basa més en l'harmonia del conjunt que en la singularitat del detall; i es relaciona més amb la intuïció de regularitats subtilment trenades dins la complexitat aparent del territori, que en sistemes lineals o previsibles (vegeu capítol 1). És per això, justament, que resulta tan fàcil malmetre els sistemes naturals²⁰².

L'estructura del paisatge

Segons els postulats de l'ecologia del paisatge, hi ha una estreta relació entre els patrons estructurals dels paisatges (composicionals i configuracionals) i el funcionament ecològic d'aquests, entès com la capacitat d'acollir espècies i processos ecològics (vegeu capítol 6). En paisatges antròpics cal, a més, tenir en compte el factor humà, fins el punt de poder

¹⁹⁹ COUNCIL OF EUROPE. 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. A vision for Europe's Natural Heritage. Amsterdam.

²⁰⁰ HOLSINGER, K.W. 1995. *Population biology for policy makers. Bioscience, Supplement Science and Biodiversity Policy*. 10-17.

²⁰¹ LAJEUNESSE, D., DOMON, G., DRAPEAU, P., COGLIASTRO, A & A. BOUCHARD. 1995. *Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas*. Environmental Management, 19 (4). 481-495.

²⁰² WAGENSBERG, J. 1985. *Ideas sobre la complejidad del mundo*. Editorial Tusquets.

afirmar que el paisatge és el resultat de la interacció entre natura i cultura²⁰³.

La relació entre patrons estructurals i processos ecològics sovint s'analiza a través de la definició d'atributs o mètriques sobre el paisatge i els elements que el conformen (les taques d'hàbitat). A son torn, aquesta anàlisi es pot plantejar a escala de paisatge o, també, a escala regional²⁰⁴. El component funcional de la matriu territorial és objecte d'un tractament específic al capítol 5. No obstant això, destaquem aquí dos atributs bàsics a l'hora de definir la capacitat funcional dels hàbitats -i dels paisatges- per a acollir espècies i processos. Aquests atributs són la mida i la connectivitat. Això és el que recull la teoria de la biogeografia insular²⁰⁵, segons la qual el nombre d'espècies d'un hàbitat aïllat augmenta en relació directa amb la mida de l'hàbitat i en relació inversa amb la distància a d'altres hàbitats similars.

El nombre d'espècies d'un determinat hàbitat és, per tant, funció creixent de la seva mida o superfície, i això és aplicable tant quan l'aïllament és per causes naturals (illes, llacs, estatges culminals de muntanyes, etc.) com quan és degut a l'activitat humana (tessel·les residuals de bosc en àrees agrícoles, etc.). I també podem fer una reflexió similar, a nivell regional, pel que fa als espais naturals protegits. L'explicació de la disminució de la diversitat amb la mida dels hàbitats es relaciona amb el concepte de població mínima viable²⁰⁶. La disminució de l'hàbitat

²⁰³ FARINA, A. 1998. *Principles and methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. Londres.

²⁰⁴ PINO, J. & F. RODÀ. 1999. *L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 67. 5-20.

²⁰⁵ Una aproximació a la teoria de biogeografia insular de MCARTHUR & WILSON, la dona l'expressió següent:
 $\log E = \log C + z \log A$
 On E és el nombre d'espècies, A l'àrea de l'hàbitat i c i z són constants.

²⁰⁶ GROOM, M.J., MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL. 2006. *Principles of Conservation Biology*. Tercera edició. Sinauer, Sunderland.

sovint determina que les poblacions de molts organismes disminueixin per sota d'un llindar que les fa no viables i, conseqüentment, desapareixen. Atès que no tots els organismes tenen els mateixos requeriments, el nombre d'efectius que pot suportar una tessella és diferent segons l'espècie i, per tant, la seva reducció afectarà a cada tàxon de forma diferent.

En general, les espècies de mida més gran i que ocupen els nivells superiors de la cadena tròfica, com ara els grans carnívors, són les que es troben a una densitat menor i, per tant, tenen uns requeriments més grans. Aquestes espècies són, per aquest motiu, especialment vulnerables a la fragmentació de l'hàbitat. I, encara, l'augment de les dimensions dels hàbitats o dels espais naturals fan augmentar el nombre d'espècies amb poblacions per damunt del seu llindar de viabilitat i, en conseqüència, disminueix la seva vulnerabilitat, pel fet de reduir la relació entre perímetre i superfície i, per tant, els efectes marginals sovint no desitjats que poden venir dels hàbitats immediats (com ara els antròpics).

En aquest concepte de fragmentació hi juga també un paper important la distribució espacial de les taques d'hàbitat. La teoria ecològica de metapoblacions²⁰⁷ postula que els espais naturals on es troba una espècie poden estar desagregats en el paisatge sempre que estiguin connectats física o funcionalment i garanteixin els fluxos d'energia, matèria i informació necessaris per a garantir la seva viabilitat en el temps. És aquí on intervenen els conceptes de connectància i connectivitat per a referir-se, respectivament, a la connexió física i funcional entre espais naturals.

El criteri d'estructura del paisatge es relaciona, per tant, amb el funcionament ecològic del territori (capítol 5) i considera, de forma conjunta, diverses variables

²⁰⁷ LEVINS, R. 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Entomological Society of America, 15. 237-240.

topogràfiques, com ara les dimensions dels espais naturals, però també la forma de les tesselles que configuren els hàbitats, la seva situació en l'espai, les zones d'esmoreïment, l'afectació per usos antròpics, o la diversitat de contacte entre tesselles, posem per cas. En conseqüència, aquest criteri ha estat força emprat per tal d'avaluar si un espai natural pot ser considerat una unitat de conservació efectiva²⁰⁸. És un atribut interessant per a valorar l'interès per a la fauna o, fins i tot, els serveis ecosistèmics que proporciona un fragment d'hàbitat o un espai natural a la societat humana (vegeu més endavant).

Els serveis ecosistèmics

Es tracta d'un paradigma relativament nou. Tradicionalment, la valoració del patrimoni natural ha estat centrada en el valor intrínsec de les espècies, les comunitats i els hàbitats, atenent a criteris taxonòmics, biogeogràfics o de conservació, posem per cas. Aquesta visió naturalista és, però, actualment qüestionada per autors que veuen la necessitat d'incloure els serveis que ens proporcionen els ecosistemes en llur valor de conservació. En aquest sentit, cal destacar els intents de valorar en termes econòmics la utilitat que obtenim dels hàbitats naturals i seminaturals. Els estudis realitzats fins ara, encara que imprecisos, demostren que els serveis ecosistèmics no són precisament una part menor del balanç econòmic total de l'ús del territori²⁰⁹.

El patrimoni natural facilita un conjunt complex de serveis a la societat, la immensa majoria dels quals són no mercantils, no disposen de substituïts clars i tenen una tendència a perdurar en el temps. Es a dir, productes per als quals no existeixen mercats -ni

probablement existiran mai- i, doncs, sense vàlua monetària des d'aquest punt de vista; la qual cosa no vol dir que no siguin valuosos, ni que no es puguin valorar econòmicament. És per això que el patrimoni natural escapa a l'abast de l'economia neoclàssica.

Arribats a aquest punt, sembla necessari recuperar la percepció del paisatge des d'una perspectiva històrica, a través del prisma de la socioecologia. A mitjans del segle XIX la major part de la producció final d'energia, incloent el combustible i els *inputs* principals per a reproduir el sistema (llavors, fertilitzants, força motriu, etc.), provenien -directa o indirectament- de la fixació d'energia solar per la vegetació existent en el propi territori. La situació actual es radicalment diferent, doncs la immensa majoria dels fluxos metabòlics entren i surten del territori, servint aquest com un simple suport inert²¹⁰.

Per aquest motiu, entre d'altres, una part creixent de l'energia solar fixada en la biomassa local acaba sent purament acumulada sense aprofitament, en un territori absent d'una de gestió integrada dels seus recursos. La pèrdua de qualitat de vida, la proliferació de riscos ambientals -geotècnics, hidrològics, incendis forestals, etc.- i una difusió més generalitzada de contaminants (dificultant el seu confinament i tractament), generen costos econòmics i preocupacions sociopolítiques que van clarament en augment. La necessitat d'afrontar la important crisi socioecològica del nostre temps ha afavorit, al seu torn, el ressorgiment de l'economia ecològica i un interès creixent per a definir i avaluar els serveis ecosistèmics del territori²¹¹. En conseqüència, encara que mantenint la seva inèrcia, el model desenvolupista actual comença a veure's obligat a

²⁰⁸ TANS, W. 1974. *Priority ranking of biologic natural areas*. Michigan Botanist, 13. 31-39.

²⁰⁹ CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M.; HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON P. & M. VAN DEN BELT. 1997. *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature. 387 (15). 253-260.

²¹⁰ TELLO, E., GARRABOU, R. & X. CUSSÓ. 2006. *Energy Balance and Land Use: The Making of and Agrarian Landscape from the Vantage Point of Social Metabolism (the Catalan Vallès county in 1860/70)*. Agnoletti, M. (ed.). *The Conservation of Cultural Landscapes*. CABI Pub., London/New York. 42-56.

²¹¹ GEORGESCU-ROEGEN, N. 1996. *La Ley de la Entropía y el proceso económico*. Fundación Argentaria/Visor, Madrid.

considerar les implicacions ecològiques -a mig i llarg termini- de l'absència d'una gestió sostenible de la matriu territorial. En aquest nou context social, econòmic i ambiental, recuperar l'eficiència territorial torna a ser, per tant, una necessitat inexcusable.

Moltes de les limitacions de l'economia neoclàssica deriven de les definicions massa estretes que atorga als conceptes de costos, beneficis i externalitats. En canvi, l'economia ambiental s'ha ocupat de tractar allò que a l'altra se li escapa: la sostenibilitat, la valoració dels serveis ecosistèmics i els nous instruments per a la gestió ambiental. Malgrat les crítiques pertinents que l'economia ambiental ha rebut des dels seus orígens²¹², la seva aplicació la va consolidant, de forma gradual, com una eina útil per a realitzar avaluacions d'hàbitats, ecosistemes i paisatges. L'assignació de 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 econòmiques²¹³.

En tractar-se d'una aproximació prou innovadora a la valoració del patrimoni natural, existeixen encara mètodes molt diferents per tal d'avaluar els serveis ecosistèmics, el quals poden ser de tipus inductiu o deductiu. Fins i tot hi ha qui sosté que mai no s'hauria de mesurar en termes monetaris allò que, efectivament, és immesurable. Entre els mètodes inductius o directes destaquen els anomenats de valoració contingent, que són els més utilitzats actualment. No obstant, les discrepàncies entre els càlculs efectuats amb aquests mètodes, a partir de la disponibilitat a pagar per a obtenir o conservar un determinat bé patrimonial, o els efectuats a partir de la

disponibilitat d'una compensació per la seva pèrdua, són encara molt significatives²¹⁴.

²¹² SCHUMACHER, E.F. 1973. *Lo pequeño és hermoso*. Blume Ediciones.

²¹³ MARKANDA, A & J. RICHARDSON (eds.). 1992. *The Earthscan Reader in Environmental Economics*. Earthscan Publications Ltd.

²¹⁴ ADAM, J. 1996. *Cost-benefit analysis. The problem, not the solution*. *The ecologist*, 26 (1). 2-4.

4.3. El plantejament metodològic

Hom ha generat un mapa del valor del patrimoni natural de Catalunya, basat en una bateria prou representativa de criteris aplicats al conjunt del territori de forma suficientment homogènia. El concepte de patrimoni natural es relaciona amb els principals criteris de valoració del component biològic. Aquesta avaluació no és, però, una tasca fàcil ni senzilla. Ben al contrari, està plena de dificultats teòriques i pràctiques, com ho demostra la diversitat de mètodes existents i, sobretot, la naturalesa de les discrepàncies conceptuals que els separen. En essència, les principals dificultats metodològiques es refereixen a la selecció, ponderació i interacció dels criteris d'avaluació²¹⁵. Tanmateix, un problema de partida molt comú és la qualitat de la informació disponible per a tractar un problema tan complex com és l'avaluació del patrimoni natural, fins el punt de que s'ha dit que si esperessin a disposar de les dades necessàries potser ja no quedaria gaire res que valgues la pena de ser protegit²¹⁶. A continuació es fa un recull de les diverses aproximacions disponibles i, finalment, es descriu el mètode adoptat.

4.3.1. Els treballs de referència

Es poden considerar dues grans maneres de valorar el patrimoni natural: mitjançant aproximacions discretes, basades en una dicotomia entre els espais d'interès per a la conservació i la resta del territori, i a partir de valoracions en continu, basades en unitats elementals petites (usualment poques desenes de

metres), de mida regular i esteses per tota la matriu territorial. Seguidament es recullen alguns exemples significatius d'ambdós plantejaments conceptuals

i) *L'aproximació discreta*. És la que resulta d'un coneixement molt general del territori, basat en informació centrada a les zones de major interès i georeferenciada de forma poc detallada. Aquest plantejament sol derivar en la delimitació d'àrees grans, depenent de l'escala d'aplicació, en funció d'un valor global de conservació que s'ha obtingut d'estudis concrets o be s'ha extrapolat a partir d'informació més general. És l'estratègia que, tradicionalment, han dut a terme les administracions amb competències per a proposar xarxes d'espais naturals protegits, però també inclou propostes d'entitats no governamentals i de particulars. La llista de treballs d'aquesta mena és molt extensa, trobem la Xarxa d'Espais Lliures de la plana del Vallès²¹⁷, l'Anella Verda de la regió metropolitana de Barcelona²¹⁸, el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN)²¹⁹ o la Xarxa Ecològica Europea (EECONET)²²⁰, per mencionar alguns dels exemples més rellevants (MAPA 31).

²¹⁵ MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

²¹⁶ LAWTON, J.H., PRENDERGAST, J.R. & B.C. EVERSHAM. 1994. *The numbers and spatial distributions of species: analyses of British data*. Systematics and Conservation Evaluation, 50. 111-195. Clarendon Press.

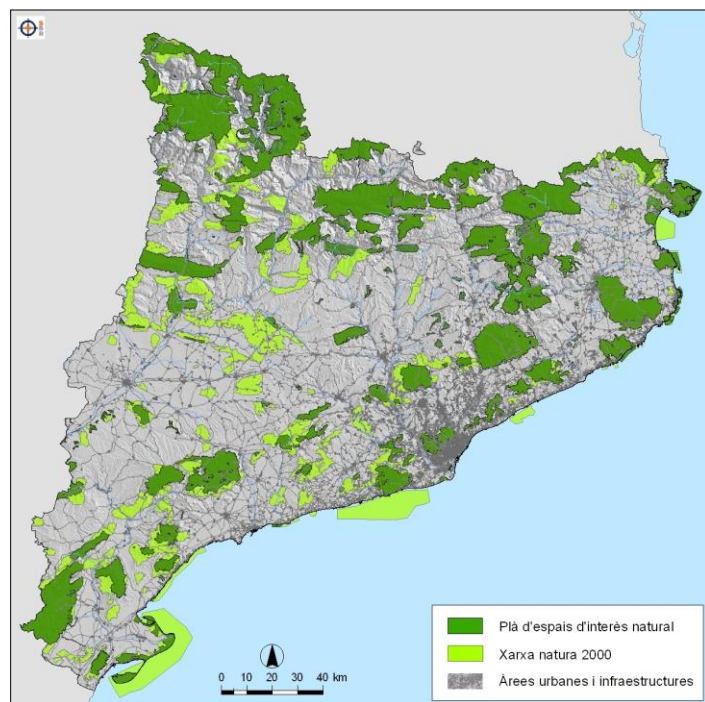
²¹⁷ DIEGO, F., MARTÍN, J. & J. RIBAS. 1994. *Connexions biològiques entre els espais d'interès natural del Vallès. Criteris de conservació*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Inèdit.

²¹⁸ BERTRAN, J. 1999. *L'Anella Verda: una proposta de planificació i gestió dels espais naturals de la Regió Metropolitana de Barcelona*. Area Revista de debats territorials, 6. 262-299.

²¹⁹ El PEIN va ser aprovat pel Decret 328/1992 i té els seus orígens en la determinació legal que fa el capítol III (arts. 15 al 20) de la Llei 12/1985 d'espais naturals, del Parlament de Catalunya.

²²⁰ NOWICKI, P., BENNET, G., MIDDLETON, D., RIENTJES, S. & R. WOLTERS (eds.). 1996. *Perspectives on ecological networks*. Man & Nature, 1. European Center for Nature Conservation. Arnhem, the Netherlands.

MAPA 31. Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) i proposta de Xarxa Natura 2000 a Catalunya (Departament de Medi Ambient i Habitatge, 2007).



ii) *L'aproximació contínua.* L'alternativa a la primera aproximació consisteix en valorar tota la matriu territorial utilitzant unitats repetides de dimensions reduïdes (assimilables a píxels). És una alternativa que sorgeix de la generalització de mètodes de classificació automàtica, hereus de la teledetecció. La informació sobre la que es sustenta pot ser tant poc precisa com en el cas anterior, però és referida a una unitat elemental (píxel) de mida uniforme i sovint molt més reduïda que al cas de les àrees discretes. Els píxels cobreixen, a més, la totalitat de l'àmbit d'estudi. Exemples de classificació en continu són el Projecte Universitat de Massachussets (UMAS) o el National Gap Analysis Program (GAP)²²¹.

²²¹ SCOTT, J.M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C. ANDERSON, H., CAICCO, S., D'ERCHIA, F., EDWARDS, T., ULLIMAN, J. & G. WRIGHT. 1993. *Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity.* Journal of Wildlife Management 57(1). Supplement, Wildlife Monographs, 123.

El Gap Analysis comparteix força trets metodològics amb el que pretenem fer en el marc de l'IVPN. Es tracta d'una metodologia dissenyada per a garantir que els ecosistemes més rellevants per a la biodiversitat del territori siguin adequadament representats a la xarxa d'espais protegits. El GAP explora, amb algorismes adients i força heterogenis, les millors opcions per a la delimitació dels espais que omplirien els forats (*gaps*). Aquestes tècniques han estat emprades sobretot als EUA, tant per a la recuperació d'espècies amenaçades com per a la conservació de la biodiversitat en general. També ha estat utilitzat per a determinar el grau de protecció de determinats hàbitats en la xarxa d'espais protegits, el que generalment s'aborda mitjançant diverses escales d'anàlisi jerarquitzades. Els criteris principals del GAP Analysis són força similars al mètode adoptat:

1. La valoració del territori és sovint contínua i basada en unitats repetides, assimilables a píxels.
2. La vegetació és presa en consideració com la variable substitutiva principal de la biodiversitat.
3. Qualsevol punt que pertanyi a un determinat hàbitat té el mateix valor de conservació.
4. Construeix models predictius a partir de variables indirectes.

Com s'indica prèviament, el GAP utilitza mapes de vegetació com a informació de base, complementada sempre que és possible amb mapes de distribució d'alguns grups d'organismes (ropalòcers, vertebrats, etc.). La cartografia és sovint elaborada mitjançant tècniques de teledetecció a partir d'imatges de satèl·lit, posterior validació mitjançant fotointerpretació d'imatges i, finalment, treball de camp. La distribució de les espècies s'obté de mapes preexistents o elaborats per modelització a partir de dades puntuals de localització i preferències d'hàbitat de les diverses espècies. En aquest darrer cas, els mapes de vegetació esdevenen cabdals per a determinar les àrees potencials de distribució de la fauna.

4.3.2. El mètode adoptat

L'índex de valoració del patrimoni natural (IVPN)²²² representa una síntesi de les principals variables biogeogràfiques i ecològiques a Catalunya. El mètode adoptat es basa en l'aproximació continua. S'assumeix que els hàbitats són un bon indicador d'un conjunt de condicions ambientals i antròpiques, i que presenten una biodiversitat específica. Plantegem llavors un sistema ordenat jeràrquicament en divuit indicadors, que s'integren en quatre índexs parcials dels que es deriva l'índex global. L'objectiu principal és generar un mapa del valor del medi biològic a Catalunya, en el context de la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes.

El procés d'elaboració

La valoració del patrimoni natural, tal com es planteja, no té gaires precedents entre les iniciatives de conservació més conegudes. Introdueix, com aspecte innovador, l'intent d'aproximació continua a dita valoració. No hem trobat gaires exemples en que això, plantejable des d'un punt de vista teòric, s'hagi dut a la pràctica. La proposta pretén, a més, fugir d'alguns "mals gestos" usuals de la planificació i conservació tradicionals mitjançant una aproximació que contempli una valoració més adequada de:

i) Els hàbitats seminaturals o antropitzats (conreus, àrees agroforestals) enfront dels més *naturals*, compaginant els criteris de raresa amb els de representativitat i funcionalitat.

ii) Els ambients oberts enfront dels més forestals, focus tradicional d'atenció de les polítiques de conservació.

iii) Els ambients mediterranis enfront dels eurosiberians o boreoalpíns, relativament prioritzats en les xarxes d'espais protegits.

iv) Els serveis ecosistèmics dels hàbitats -per a l'home- que complementi la necessària consideració dels elements naturals que acullen.

La generació d'un mapa del valor del component biològic a partir d'informació cartogràfica preexistent i de criteris proporcionats per experts és, probablement, l'alternativa més factible, considerant l'escassa disponibilitat de dades alfanumèriques suficientment detallades. És, també, l'opció que presenta la millor relació cost-benefici. En el procés d'obtenció d'aquesta cartografia destaca el desenvolupament d'eines conceptuais i metodològiques que permeten, per reclasseficació i combinació de diferents capes digitals, la creació d'una bateria de paràmetres de valoració del medi biològic que s'articulen al voltant de quatre índexs compostos parcials per tal de quantificar el valor intrínsec dels hàbitats, el seu interès corològic, l'estructura ecopaisatgística i el servei ecosistèmic que proporcionen.

L'obtenció d'aquests índexs parcials es basa en l'aplicació d'algoritmes desenvolupats *ad hoc* sobre la cartografia d'hàbitats de Catalunya (1:50.000) i diverses generalitzacions d'aquesta cartografia. Per a la posada a punt dels algoritmes es necessita el judici expert de diversos especialistes de l'àmbit local. També es requereix informació de base no cartogràfica, com ara la continguda als inventaris florístics del BIOCAT²²³ o les classificacions de raresa de les plantes vasculares recollides a la Flora Manual des Països Catalans o a les llistes de la UICN. La utilització de la cartografia d'hàbitats de Catalunya

²²² MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M.J., LLINÀS, J., RODÀ, F., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 115-138.

²²³ El banc de dades de biodiversitat de Catalunya (BIOCAT) es desenvolupa mitjançant la informatització de totes les citacions disponibles de les espècies que es fan al territori català. En línia: <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>

com a informació de base es justifica pel fet de que és la informació més detallada disponible per a tot el territori català i relativa al patrimoni natural. S'assumeix, també, que els hàbitats són indicadors raonablement fiables d'un conjunt de condicions ambientals i antròpiques i que presenten una relació directa amb la biodiversitat que acullen.

Degut a la seva naturalesa eminentment de gabinet, el mapa de valor del patrimoni natural de Catalunya ha passat per una profunda revisió de la cartografia generada. És important remarcar que l'estudi s'ha fonamentat en la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC), que duu una quantitat de treball de camp considerable. No obstant això, en aquesta mena d'estudis sempre apareix, de forma recurrent, la necessitat de validar les aproximacions de gabinet amb mostres de camp. La realització de mostres d'aquesta mena, amb el concurs d'especialistes en els diversos components de la biodiversitat, comporta una inversió de recursos considerable, i la relació cost-benefici no sempre és favorable. Conté, a més, molts elements de recerca, la qual cosa vol dir que és innovadora però que aporta un important grau d'incertesa sobre la idoneïtat dels resultats. Per aquest motiu, de moment s'ha considerat oportú elaborar una sèrie d'anàlisis estadístics amb l'objectiu de verificar la metodologia desenvolupada, a partir de les bases de dades de biodiversitat més significatives actualment existents a Catalunya (vegeu apartat 4.9).

Els paràmetres i el mètode de treball

La construcció dels índexs s'enfronta amb els problemes de la selecció i definició conceptual dels indicadors, i de la tria del model matemàtic que els combina²²⁴. Plantegem una proposta basada en un conjunt ordenat jeràrquicament de divuit indicadors, quatre índexs parcials i un índex global que correspon a l'IVPN (FIGURA 13). Es pretén generar així una

²²⁴ ANDREARSEN J. K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & N. C. SLOSSER. 2001. Considerations for a terrestrial index of ecological integrity. Ecological Indicators, 1. 21-35.

mena de "caixa d'eines" transparent, en la que, a més d'obtenir un valor global per a cada punt del territori, es pugui determinar quin aspecte -índex parcial, indicador o, fins i tot, paràmetre- del patrimoni natural pesa més en dita valoració i, d'aquesta manera, assessorar amb tota la informació significativa disponible en els processos de presa de decisions relatius a la gestió del territori. Definim com a indicadors els criteris de base utilitzats per a la valoració, normalment resultants de la combinació d'uns pocs paràmetres. Els indicadors es combinen en els anomenats índexs parcials, que valoren dimensions concretes del patrimoni natural:

i) L'índex intrínsec dels hàbitats (*IIH*). Recull el valor florístic i fitocenològic dels hàbitats, des d'un punt de vista clàssic (rarsa, diversitat, fragilitat, etc.).

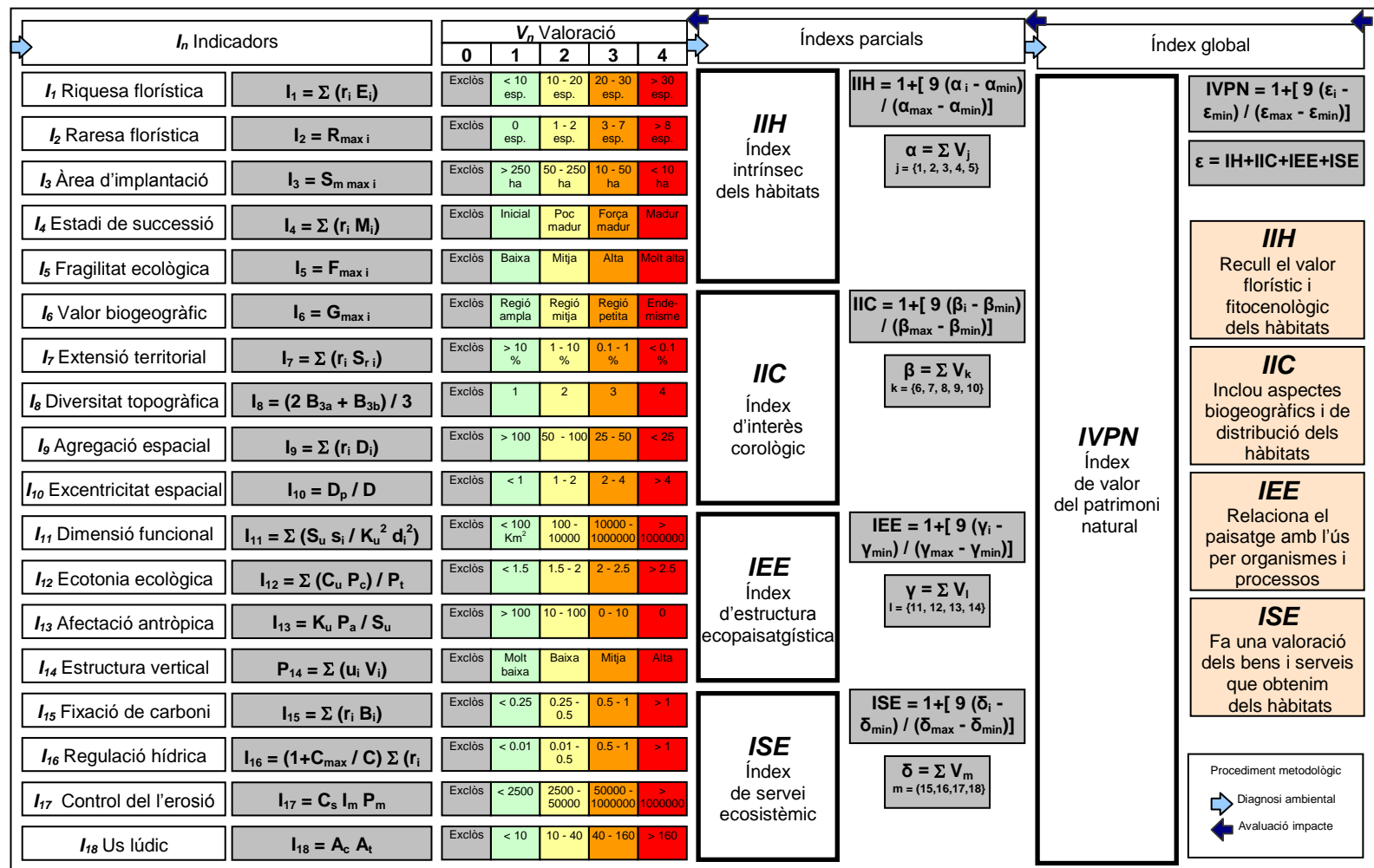
ii) L'índex d'interès corològic (*IIC*). Es considera en sentit ample, doncs inclou des d'aspectes biogeogràfics a d'altres relatius a la distribució dels hàbitats al territori català.

iii) L'índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*). Es relaciona l'estructura del paisatge amb la seva utilització per organismes i processos ecològics.

iv) L'índex de servei ecosistèmic (*ISE*). Pretén recollir una valoració dels hàbitats o unitats de paisatge relativa als béns i serveis que n'obtenim.

Tots els indicadors han estat transformats a variables discretes amb quatre valoracions possibles: 1, baixa; 2, mitjana; 3, alta; 4, molt alta (vegeu la FIGURA 13 per a una correspondència entre els valors dels indicadors i les categories discretes a les que es refereixen). Els índexs parcials, al seu torn, han estat reescalats entre 1 i 10, atès que els criteris que determinen el valor del patrimoni natural es consideren relatius a l'àmbit d'estudi. Aquests índexs se sumen per a donar l'IVPN, que també ha estat escalat a valors entre 0 i 10 en funció del valor màxim a l'àmbit d'estudi, en el nostre cas, Catalunya.

FIGURA 13. Esquema del procediment metodològic seguit per a calcular l'índex de valor del patrimoni natural (IVPN)



4.4. L'interès intrínsec dels hàbitats

L'índex intrínsec dels hàbitats (*IIH*) tracta el valor del patrimoni natural des d'una aproximació clàssica, per bé que pertinent, que pot dur-se a terme utilitzant una gran diversitat d'indicadors. En la proposta es recullen bona part dels criteris més utilitzats en aquesta mena de valoracions, segons es descriu a l'apartat anterior i a la bibliografia²²⁵. En concret, s'han triat cinc indicadors obtinguts a partir de la cartografia d'hàbitats de Catalunya (CHC): *I*₁, riquesa florística; *I*₂, raresa florística; *I*₃, àrea d'implantació; *I*₄, estadi successional; *I*₅, fragilitat ecològica.

4.4.1. La riquesa florística

Mesura el nombre mitjà d'espècies dels hàbitats. La riquesa té un valor de conservació directe -nombre d'espècies que es poden beneficiar d'una determinada mesura- però també ha estat objecte de crítiques que subratllen el fet que totes les espècies, independentment del seu estat de conservació, reben el mateix valor²²⁶. Definida com la riquesa d'espècies per hàbitat, sense tenir en compte la freqüència relativa de les diverses espècies i basada únicament en plantes vasculares. Això fa que determinats hàbitats que no estan definits principalment per la seva vegetació vascular (per exemple, els illots i farallons marins o el tram de riu corresponent a la regió de les llises o les aigües dolces estagnants) tinguin l'índex més baix, tot i que, probablement, si tinguéssim en compte altres organismes podria no ser així.

²²⁵ MALLARACH, J. M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

²²⁶ LARSSON, T.B. & J.A. ESTEBAN. 1999. *Cost-effective indicators to assess biological diversity*. Framework of the Convention on Biological Diversity.

El procediment metodològic consisteix en una aproximació senzilla donant valors entre 1 i 4, segons judici expert. Per a contrastar la proposta s'ha utilitzat la base de dades BIOCAT, que ens dona informació detallada de tots els inventaris fitocenològics aixecats a Catalunya (uns 19.000). La vegetació, classificada en associacions, va ser correlacionada des de bon principi amb la CHC i també amb la llegenda del mapa d'hàbitats. De tota manera, no es pot fer una utilització estrictament directa i matemàtica d'aquestes dades, especialment en aquells hàbitats que inclouen més d'una associació, ja que la representativitat territorial de les mostres del BIOCAT està molt condicionada per la localització dels estudis. En el cas en que l'hàbitat correspon a una sola associació la informació és utilitzable de manera més directa; en general, la moda matemàtica del nombre d'espècies per inventari és un bon indicador de la diversitat de l'associació. El reagrupament de les classes ha estat el següent:

1. *Riquesa baixa*: hàbitats que normalment presenten menys de 10 espècies. Solen ser hàbitats de condicions ambientals particulars (ambients rocosos, salabrosos, sorrencs, etc.), on només hi poden créixer espècies ben adaptades, o bé, hàbitats especialment alterats com els conreus o les zones urbanes.

2. *Riquesa mitjana*: hàbitats que presenten entre 10 i 20 espècies. Solen ser matollars on hi ha una espècie dominant, hàbitats d'ambients especials però de condicions no tant desfavorables com en el cas anterior (vegetació fissurícola de roques calcàries, de reraduna, etc.), de condicions climàtiques o edàfiques poc favorables (com ara alguns prats alpins).

3. *Riquesa alta*: hàbitats que presenten generalment entre 20 i 30 espècies. Solen ser un petit nombre de matollars, i la majoria de prats i boscos.

4. *Riquesa molt alta*: hàbitats amb un nombre d'espècies superior a 30. El representen alguns prats (pastures de jonça, pastures montanes de caràcter

medieuropeu, prats de dall, etc.) i alguns boscos (boscos caducifolis mixtos, fagedes neutròfiles, etc.); són hàbitats que fàcilment presenten 35, 40 i fins i tot 50 espècies per inventari.

S'ha considerat la riquesa florística d'un hàbitat independentment de la variació territorial, és a dir, considerada per a un indret qualsevol de l'àrea de l'hàbitat en qüestió. Això té especial rellevància per aquells hàbitats que presenten una notable heterogeneïtat interna com per exemple els prats d'ussona i comunitats afins, o les pedrusques de la baixa muntanya mediterrània catalano-occitanes. Quan es tracta d'unitats de la llegenda que inclouen diversos hàbitats elementals, la valoració s'ha fet tenint en compte la riquesa i l'abundància de cada un d'ells. Tot seguit es descriu el procediment SIG:

El procés d'obtenció:

La riquesa florística (I_f)

Es pondera el valor de l'indicador per a cada polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment.

$$I_f = \sum (r_i E_i)$$

$$E = \{1, 2, 3, 4\}$$

On r és el recobriment de l'hàbitat per polígon i E la diversitat d'espècies per hàbitat.

Es relaciona l'arxiu amb la valoració experta per cada hàbitat realitzada per a l'indicador I_f amb el mapa d'hàbitats. Es pondera el valor del paràmetre per polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment i es calcula la mitjana per als hàbitats presents en cada polígon. S'arrodoneixen els resultats de la valoració a números sencers entre 1 i 4:

1. Baixa. Menys de 10 espècies
2. Mitjana. Entre 10 i 20 espècies
3. Alta. Entre 20 i 30 espècies
4. Molt alta. Més de 30 espècies

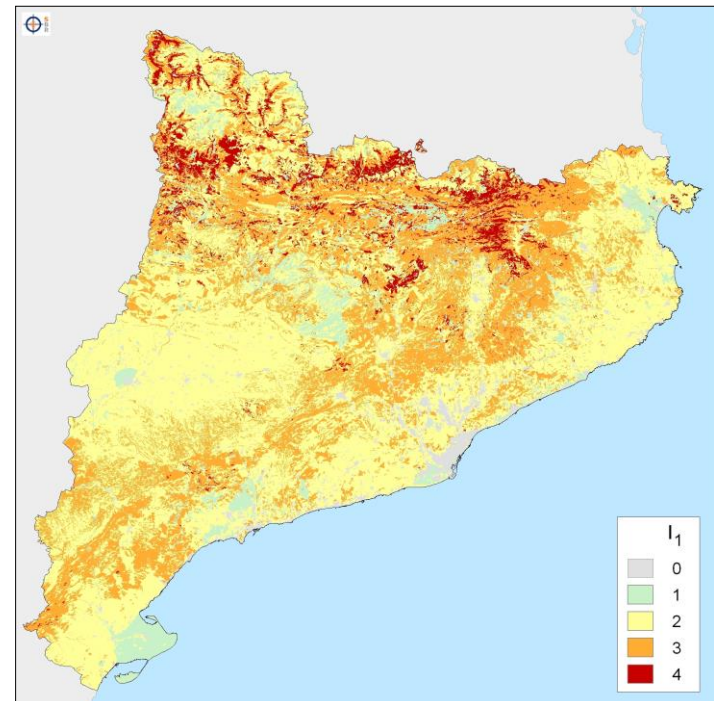
Els hàbitats que prenen valor màxim (4) són principalment de prats montans i alguns boscos caducifolis, pirinencs i prepirinencs. Del territori extrapirinenc s'hi troben només les joncedes i algunes rouredes. En conjunt hi ha un 5% del territori amb

valor màxim (TAULA 29), el qual es localitza clarament a l'estatge montà dels Pirineus en sentit ampli, i en unes quantes zones muntanyenques extrapirinencs on hi ha joncedes i rouredes (MAPA 32).

TAULA 29. En termes quantitativs, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_f (riquesa florística):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	227.510,99 ha	7,09 %
2. Mitjana	1.727.286,66 ha	53,80 %
3. Alta	982.954,27 ha	30,62 %
4. Molt alta	162.516,42 ha	5,06 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 32. Indicador I_f (riquesa florística) a Catalunya.



Paradoxalment, alguna zona cremada fa ja uns quants anys (com ara el Berguedà), que ha estat colonitzada per joncedes, presenta ara valors màxims per a aquest paràmetre. Abans de l'incendi mostrava valors més baixos per trobar-se coberta de pinedes. Els valors més petits (1) els trobem als arrossars del

delta de l'Ebre i de l'Empordà, als conreus herbacis intensius (Empordà, delta del Llobregat, Segrià, etc.) i a l'alta muntanya pallaresa (a causa de l'abundància d'hàbitats de roques i tarteres, que tenen valor baix).

4.4.2. La raresa florística

La raresa pretén modular els possibles efectes negatius derivats de la inespecificitat de la riquesa florística. Es tracta, probablement, d'un dels criteris de valoració del patrimoni natural més emprat. Considera el nombre d'elements florístics i fitocenològics rars, amenaçats o endèmics, en referència a Catalunya. La mesura es realitza a partir de l'estudi que va elaborar l'Estratègia Catalana per a la Conservació de la Biodiversitat²²⁷ i que comprèn fins a 115 comunitats considerades rares a Catalunya, i també s'ha utilitzat el Catàleg de plantes rares i/o amenaçades i a Catalunya²²⁸, en el que s'han considerat totes les espècies endèmiques (fins a 276).

El càlcul s'ha fet en base a la relació comunitats-hàbitats, mitjançant la cerca al banc de dades BIOCAT, per a veure en quines comunitats és present una espècie i amb quina freqüència. La taula resultant va des de 30 elements (espècies + sintaxons) en una unitat, fins a 0 en 184 unitats del mapa d'hàbitats. El reagrupament de les classes ha estat el següent:

1. *Raresa baixa*: hàbitats amb cap element.
2. *Raresa mitjana*: hàbitats amb 1 - 2 elements.

²²⁷ El Govern de la Generalitat de Catalunya ha elaborat una estratègia per a la conservació i l'ús sostenible de la diversitat biològica (resolució del Parlament de Catalunya del 8 d'octubre de 1997). En línia: http://mediambient.gencat.net/cat/el_medi/natura/estrategies

²²⁸ Veure: SÁEZ, L., ROSSELLÓ, J.A. & J. VIGO. 1998. *Catàleg d'espècies rares, endèmiques o amenaçades de Catalunya. I. Tàxons endèmics*. Acta Botanica Barcinonensia, 45. 309-321. I també: SÁEZ, L. & I. SORIANO. 2000. *Catàleg de plantes vasculares endèmiques, rares o amenaçades de Catalunya. II. Tàxons no endèmics en situació de risc*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 68. 35-50.

3. *Raresa alta*: hàbitats amb 3 - 7 elements.

4. *Raresa molt alta*: hàbitats amb més de 8 elements.

El procés seguit per a la representació cartogràfica es resumeix en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

La raresa florística (I_2)

Es considera el valor màxim obtingut en els hàbitats presents en cada polígon:

$$I_2 = R_{\max i}$$

$$R = \{1, 2, 3, 4\}$$

On R és el valor florístic i fitocenològic i $R_{\max i}$ el valor màxim per polígon.

Es relaciona la valoració experta per cada hàbitat de l'indicador I_2 amb el mapa d'hàbitats. S'arrodoneixen els resultats de la valoració a números sencers entre 1 i 4.

1. Baixa. Cap element
2. Mitjana. Entre 1 i 2 elements
3. Alta. Entre 3 i 7 elements
4. Molt alta. Més de 8 elements

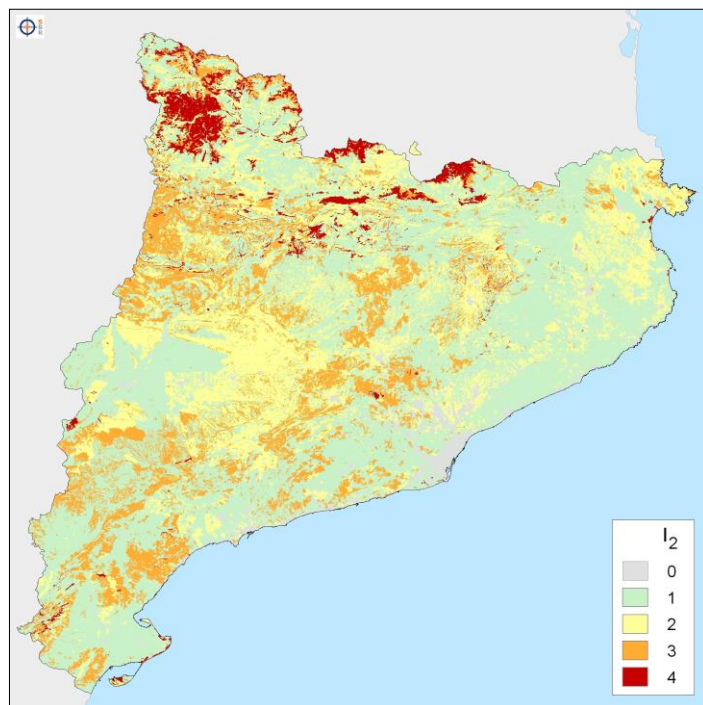
Els hàbitats amb valor màxim per a aquest paràmetre (valor 4) ocupen quasi un 4% del territori (TAULA 30). Es localitzen principalment a les àrees de sòls salins (vegetació de sòls salobrosos, poc o molt humits o, fins i tot, inundats del litoral i de les terres interiors àrides) i en zones muntanyoses (prats de *Carex curvula* de l'estatge alpí, prats de *Festuca airoidis* o de *Festuca yvesii*, de l'alta muntanya pirinenca, prats calcícoles d'ussona) i unitats de roques i tarteres: tarteres i pedrusques silícies o calcàries de l'alta muntanya, cingles i penyals calcaris de muntanya, cingles i penyals silícis de muntanya. Els hàbitats dels sòls salins es troben (MAPA 33) al litoral (delta de l'Ebre, delta del Llobregat i Aiguamolls de l'Empordà) i a les zones interiors àrides (Segrià); les pastures d'alta muntanya als Pirineus, entre el Ripollès i la Vall d'Aran i les roques i tarteres es fan principalment als

Pirineus i al sistema catalanídic (el Port, Montserrat, Sant Llorenç, Montseny, etc.).

TAULA 30. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_2 (rarsa florística):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.636.449,18 ha	50,97 %
2. Mitjana	805.935,60 ha	25,10 %
3. Alta	546.558,73 ha	17,02 %
4. Molt alta	111.324,83 ha	3,47 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 33. Mapa de l'indicador I_2 (rarsa florística) a Catalunya.



Considerant globalment l'indicador I_2 , es pot veure que les zones més extenses amb valors màxims són als Pirineus (Aigüestortes, Tossa-Plana-Puigpedrós, Puigmal, Cadi-Moixeró-Montgrony, serres exteriors), i combinen pastures d'alta muntanya juntament amb hàbitats de roques i tarteres. El mapa resultant és molt coherent amb l'esperable: l'alta muntanya i la línia litoral concentren les àrees amb valor màxim de

rarsa florística. Aquests valors van disminuint cap a la resta de territori muntanyenc, on encara es mantenen relativament alts. Els valors més baixos es troben a les grans extensions conreades de la depressió central, del sud (Ulldecona-Delta de l'Ebre), la zona Vallès-Penedès i també a les grans àrees boscoses de relleu suau i baixa altitud del nord-est de Catalunya.

4.4.3. L'àrea d'implantació

Fa referència a la superfície mitjana dels polígons d'un determinat hàbitat. Serveix per a valorar els hàbitats de mides habitualment petites, partint del supòsit de que, com més petita és aquesta mida, més greus poden ser els efectes d'una pertorbació²²⁹. És, doncs, un valor comú per a tots els polígons d'un determinat hàbitat. Es calcula a partir de valors objectivables, en base a la mitjana de les mides dels polígons obtinguts de la cartografia, considerant els tres hàbitats que pot tenir cada polígon. El reagrupament de les classes ha estat el següent:

1. *Afectabilitat baixa*: hàbitats amb polígons de més de 250 ha de mitjana.
2. *Afectabilitat mitjana*: polígons entre 50 i 250 ha.
3. *Afectabilitat alta*: polígons entre 10 i 50 ha.
4. *Afectabilitat molt alta*: polígons de menys de 10 ha.

El procediment es resumeix en el quadre següent:

²²⁹ MCARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.

El procés d'obtenció:

L'àrea d'implantació (I_3)

Es considera el valor màxim dels hàbitats per polígon:

$$I_3 = S_m \max i$$

$$S_m = \sum (r_i S_i) / n_p$$

On S_m és la superfície mitjana per hàbitat, S l'àrea de l'hàbitat per polígon, i n_p el nombre de polígons per hàbitat.

Es calcula la superfície mitjana per hàbitat i es relaciona amb els polígons que els contenen. S'obté el valor màxim per polígon. La valoració es discretitza entre 1 i 4:

1. Baixa. Més de 250 ha
2. Mitjana. Entre 50 i 250 ha
3. Alta. Entre 10 i 50 ha
4. Molt alta. Menys de 10 ha

Els polígons amb valor màxim (4) representen un 6,5 % de la superfície (TAULA 31); són petits (<10 ha) i es troben molt escampats pel territori, de manera que pot dir-se que n'hi ha per tot arreu. Això és així perquè una quarta part de les unitats de la llegenda del mapa d'hàbitats, es troben representades per unes superfícies mitjanes realment petites. Aquests resultats són lògics en el nostre país atès que hi ha molta diversitat en poc espai i els hàbitats que ocupen superfícies petites i escampades per tot el territori, en són una de les causes. Els hàbitats més valorats per aquest indicador corresponen a grans trets a:

- i) Hàbitats del litoral: platges, penya-segats, illots, murtrars, savinoses, etc.
- ii) Hàbitats higròfils herbacis: estanys, basses, mollerres, jonqueres, congesteres, etc.
- iii) Hàbitats higròfils llenyosos: sargars, gatelledes, omedes, baladrars, alocars, tamarigars, salzedes muntanyenques, etc.
- iv) Landes muntanyenques: d'herba pedrera, de dríade, de boixerola, d'*Erica vagans*, etc.

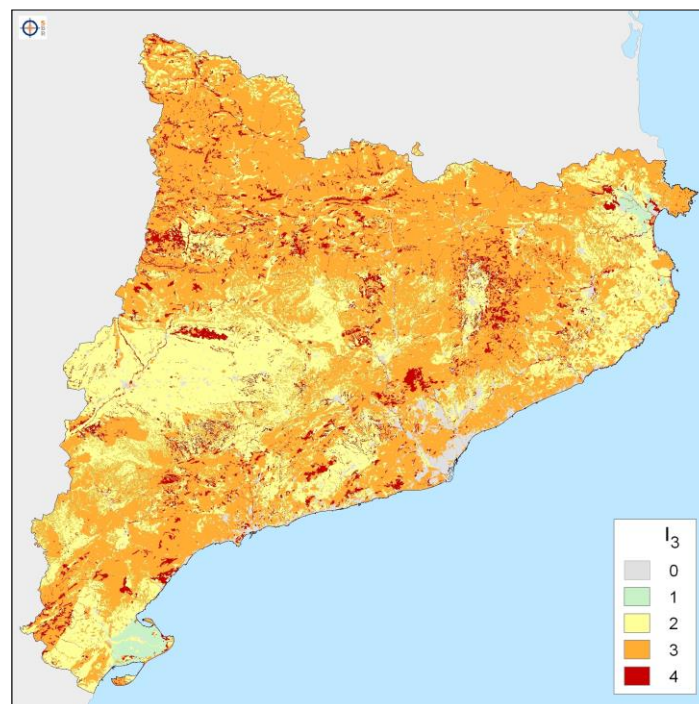
v) Bosquets: avellanoses, teixedes, boscos mixtos amb tells, etc.

Els hàbitats amb valors 2 i 3, ocupen aproximadament un 90% del territori (TAULA 31). Inclouen la major part del boscos, matollars i prats que solen ocupar grans superfícies. Finalment, els hàbitats amb valor mínim (1), que ocupen sempre polígons molt grans encara que en siguin pocs, corresponen a conreus (arrossars i conreus herbacis intensius). Es localitzen al delta de l'Ebre i a les planes de l'Empordà (MAPA 34). La superfície ocupada és de poc més del 6 % del territori.

TAULA 31. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_3 (àrea d'implantació):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	35.329,90 ha	1,10 %
2. Mitjana	1.036.741,35 ha	32,29 %
3. Alta	1.818.084,85 ha	56,63 %
4. Molt alta	210.112,14 ha	6,54 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 34. Indicador I_3 (àrea d'implantació) a Catalunya.



4.2.4. L'estadi successional

La successió constitueix un dels conceptes bàsics en ecologia, encara que, paradoxalment, no ha estat lliure de polèmica al llarg de tota la seva història. Margalef va tractar aquest tema abastament a partir dels anys seixanta, desenvolupant les seves relacions amb la física termodinàmica i la teoria de la informació. Les seves aportacions, que sovint són provocatives²³⁰, coincideixen força amb les tesis holistes²³¹, però sempre reconeixent el valor de les aportacions reduccionistes²³². En definitiva, va proporcionar una teoria integradora i oberta sobre el desenvolupament dels ecosistemes. Entén la successió com un procés d'autoorganització que comporta la disminució gradual de l'entropia de l'ecosistema, paral·lela a una menor influència de l'entorn i un progressiu augment de les interaccions biòtiques²³³. Aquesta tendència a l'autoorganització ha estat qüestionada posteriorment per part d'alguns estudis empírics, centrats sobretot en els aspectes composicionals (les espècies), més propers al paradigma del no-equilibri²³⁴.

No obstant això, una de les contribucions rellevants de Margalef va ser la idea de que la quantitat d'informació, biòtica i/o abiòtica, s'incrementa en el transcurs de la successió -cap a estadis més *madurs*- i es pot definir en termes d'energia, biomassa o

estructura. Segons Margalef, l'èxit evolutiu de la successió es basa en disposar de característiques adaptades a les condicions futures²³⁵. Aquest punt de vista determinista consisteix en una mena de model de futur. Tanmateix, també reconeix el valor de les interaccions passades i presents de l'aportació reduccionista i que variacions estocàstiques (o altres factors complexos com les respostes pròpies de cada espècie), poden produir punts de partida diversos, processos de successió diferents i fins i tot regressions cap a estadis més inicials. Aquesta varietat de respostes locals deriva en la hipòtesi anomenada de *microsuccessions* en un paisatge canviant, que s'ajusta més al coneixement actual sobre la matèria²³⁶.

Aproximacions holistes com les defensades per Margalef han mantingut un cert pòsit, òbviament molt matisat, en les teories inicials de la successió, que veien aquesta com un procés clarament determinista, on una gran diversitat d'estadis inicials convergeixen cap a un estadi final en equilibri amb el clima imperant (anomenat *climax*²³⁷). El concepte de successió com ontogènia de la clímax i lligat al paradigma de l'equilibri no compta, tanmateix, amb gaires adeptes entre l'ecologia actual²³⁸, tot i que ha estat i és la base d'altres disciplines com la geobotànica i la fitosociologia²³⁹. La proximitat a aquesta pretesa clímax pot ser utilitzada com una *proxy* del grau d'organització de la vegetació. En paraules de

²³⁰ En paraules de MARGALEF: "la successió és per a l'ecologia el que l'evolució és en biologia"; parafrasejant a DOBZHANSKI: "res en biologia no te sentit excepte a la llum de l'evolució".

²³¹ JORGENSON, S.E. 1997. *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.

²³² MCINTOSH, R.P. 1999. *The succession of succession: a lexical chronology*. Bulletin of the Ecological Society of America 80. 256-265.

²³³ MARGALEF, R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press.

²³⁴ WEIHER, E. & P. KEDDY (eds.). 1999. *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge University Press.

²³⁵ MARGALEF, R. 1997. *Our Biosphere*. O. KINNE (ed.). Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.

²³⁶ WALKER, L.R. & R. DEL MORAL. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

²³⁷ CLEMENTS, F. 1916. *Plant succession. An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Inst. Washington DC.

²³⁸ TERRADAS, J. 2001. *Ecología de la vegetación*. Omega, Barcelona.

²³⁹ BRAUN-BLANQUET, J. 1979 (1951). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Editorial Blume.

Margalef²⁴⁰, la clímax passa a ser “una referència virtual que fa més fàcil l’explicació dels cicles de retroalimentació que funcionen a nivell d’ecosistema”

Basant-nos en això, plantegem l’indicador de l’estadi successional (I_4) com mesura de la proximitat a la vegetació *potencial*. Cal tenir en compte, però, que una situació allunyada de la potencialitat del territori, és a dir, un estadi inicial o poc evolucionat de la successió, no indica sempre poc interès. Es pot donar el cas de que correspongui a un hàbitat ben interessant sigui pel seu significat biogeogràfic (prat d’albellatge), per la seva diversitat (pradell d’annuals) o per mantenir espècies particulars (conreus de cereals). S’han establert quatre nivells:

1. *Inicial*. Especialment inestable, amb capacitat de canvi molt alta. Com ara conreus, vegetació ruderal, lleres amb vegetació herbàcia nitròfila, argelagars, repoblacions forestals sense sotabosc llenyós, etc.

2. *Poc madur*. Generalment mantingut gràcies a determinades accions perturbadores (sobretot tala, foc i pastura). Ens referim a brolles, matollars, bardisses, prats mesòfils, prats de dall, etc.

3. *Força madur*. Proper a l’hàbitat potencial. Són els boscos caducifolis i esclerofil·les amb pins (fagedes, rouredes, alzinars amb pins), pinedes secundàries amb sotabosc format per espècies d’hàbitat potencial, alguns matollars i màquies (arboçars, etc.).

4. *Madur*. Hàbitat constituït per una comunitat potencial, també anomenada *climàtica* o permanent.

A Catalunya tenim boscos d’alzinars, rouredes, fagedes o vernedes; també prats i matollars alpins, vegetació de sòls salins, vegetació de roques i tarteres, vegetació natural de platges i dunes, etc. Cal tenir present, en el moment de fer valoracions, que

hàbitats considerats com a estats successional intermedis d’un hàbitat més madur (valors 1, 2 i 3) poden presentar-se, ocasionalment, com hàbitats de caràcter permanent i, en aquest cas, els hi correspondria un valor de 4. Tot seguit es resumeix el procediment emprat per a calcular aquest indicador:

El procés d’obtenció:

L’estadi successional (I_4)

Es pondera el valor de l’indicador per a cada polígon d’hàbitat segons el percentatge de recobriment.

$$I_4 = \sum (r_i M_i)$$

$$M = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On M és l’estadi de successió de l’hàbitat

Es relaciona la valoració experta de l’indicador I_4 amb el mapa d’hàbitats. S’obté el valor mitjà dels hàbitats per polígon. La valoració dels resultats es discretitza entre 1 i 4:

1. Baixa. Estadi inicial
2. Mitjana. Poc madur
3. Alta. Força madur
4. Molt alta. Madur

Els polígons amb valor màxim (4) representen un 22,5% de la superfície de Catalunya (TAULA 32). Com és d’esperar, estan situats preferentment a l’àrea pirinenca (Pirineus i Prepirineus) i al sistema Transversal, on hi han grans extensions forestals cobertes per boscos de caràcter primari (MAPA 35). A més, les parts més altes del Pirineus (estatge alpi) contenen principalment comunitats d’indrets especials (vegetació de roques i tarteres, congesteres, etc.) i prats alpins, considerats tots ells vegetació de caràcter potencial, valorats com a madurs (o força madurs). També es troben valors màxims, encara que de forma interrompuda, a la serralada Prelitoral, al litoral del delta de l’Ebre i als aiguamolls de l’Empordà, així com a la zona de les Gavarres, pels mateixos motius que els assenyalats anteriorment. Com que el nombre d’hàbitats considerats madurs (4) és relativament alt hi són estesos per gairebé tot el territori. Les àrees qualificades amb el valor més baix (1) es localitzen principalment a les grans planes

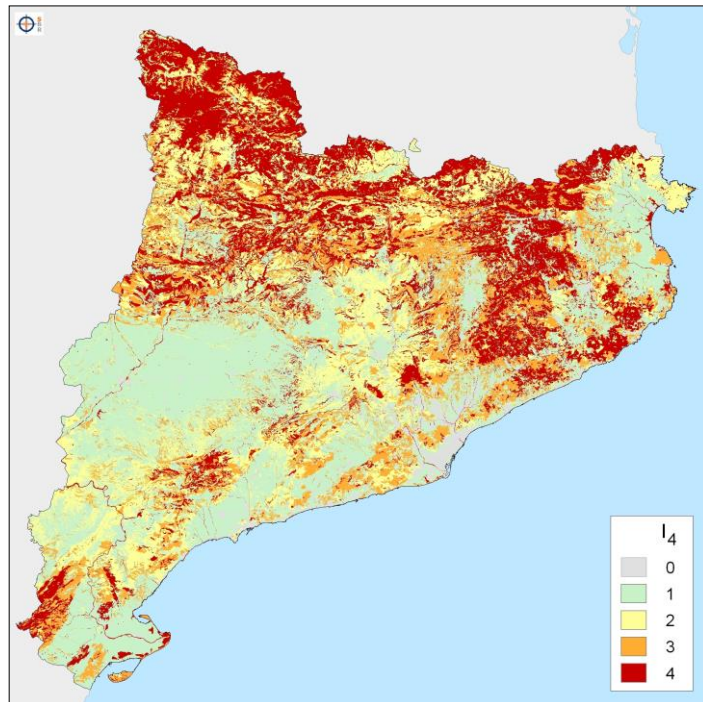
²⁴⁰ MARGALEF, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

conreades, com ara la depressió central i àrees adjacents, Ulldecona-delta de l'Ebre, Vallès-Penedès, Empordà o la plana de la Cerdanya.

TAULA 32. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_4 (estadi successional):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.152.469,75 ha	35,90 %
2. Mitjana	657.147,57 ha	20,47 %
3. Alta	566.783,00 ha	17,65 %
4. Molt alta	723.868,02 ha	22,55 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 35. Indicador I_4 (estadi successional) a Catalunya.



4.4.5. La fragilitat ecològica

Entenem per fragilitat la susceptibilitat que tenen els organismes, comunitats, ecosistemes o paisatges, a una pertorbació “no predictable”, generalment d'origen

antròpic. Fragilitat s'oposa, en principi, al concepte d'estabilitat, encara que degut a la complexitat dels sistemes naturals no sempre és així²⁴¹. Aquí ens referim a la fragilitat del component vegetal dels hàbitats, tot i que cal tenir en compte que la fragilitat dels diferents constituents dels ecosistemes sol anar-hi lligada. El problema que afrontem és que la fragilitat, en tant que depenent de l'acció de l'home, pot ser variable en l'espai i el temps. Per tant, un hàbitat fràgil en una àrea densament poblada (com ara una pineda susceptible als incendis forestals) pot ser força més estable en un paisatge més rural; o una pastura mesoxeròfila de muntanya mitjana, fins fa algunes dècades ben estable, és ara un hàbitat fràgil a causa de l'abandonament de la ramaderia extensiva que duu a la reforestació espontània, posem per cas. És un fet demostrat que un ecosistema o una espècie tant poden ser considerats fràgils com estables, depenent del context²⁴².

El procediment metodològic intenta recollir la situació mitjana a Catalunya, extrapolant cap al futur immediat les tendències de canvi dels paisatges observades els darrers anys. Es fonamenta en quatre aspectes diferents, que integrem amb una única valoració, i que per ordre d'importància decreixent són:

- i) La *probabilitat de desaparició* que tenen els hàbitats en relació als processos de canvis de paisatge deguts a accions directes (incendis forestals, alteracions hidrològiques, etc.), o bé per l'abandonament de pràctiques forestals o agronòmiques tradicionals de les quals depenen certs hàbitats (prats de dall, pastures extensives, etc.).
- ii) La *capacitat de recuperació* de la vegetació corresponent, amb més o menys rapidesa, dels efectes de les pertorbacions (resiliència).

²⁴¹ SMITH, P.G. & J.B. THEBERGE. 1986. *A review of criteria for evaluating natural areas*. Environmental Management, 10 (6). 715-736.

²⁴² PIMM, S.L. 1984. *The complexity and stability of ecosystems*. Nature, 307. 321-326.

iii) La *dependència a factors ecològics* estrictes, sovint fràgils en sí mateixos, susceptibles d'alteració o desaparició (edafologia, hidrologia, etc.).

iv) La *situació extrema a Catalunya*, el que vol dir hàbitats a prop del límit biogeogràfic respecte les seves possibilitats de desenvolupament.

A més, s'ha tingut en compte un valor suplementari de manera més o menys genèrica per a totes les unitats litorals i per a les que depenen d'aigües superficials, per tal com aquests hàbitats es troben en l'àrea de més concentració d'activitats antròpiques, i aquest fet té tendència a mantenir-se així. A continuació es presenta la casuística general de valoració de la fragilitat dels hàbitats:

1. *Fragilitat baixa*: presència molt assegurada, fins i tot tendència a l'expansió. Inclou hàbitats artificials (urbans, ruderals, etc.), o hàbitats subsegüents a pertorbacions o d'abandonament (bardisses, falgars, etc.). En general, vegetació poc complexa lligada a pertorbacions freqüents, i de recuperació ràpida (comunitats arvenses de secà, etc.) i també hàbitats amb fort component mineral (tarteres, rocams, etc.).

2. *Fragilitat mitjana*: hàbitats que es mantenen, o amb lleu tendència a la desaparició, amb vegetació no gaire complexa (matollars, prats secs, etc.). També inclou vegetació més complexa (pinedes, alzinars, etc.) que combina certa probabilitat de desaparició (com ara per incendis forestals) amb una tendència a l'extensió (per reforestació, posem per cas).

3. *Fragilitat alta*: hàbitats força amenaçats. La majoria inclou comunitats litorals i dependents d'aigües superficials, de manera genèrica.

4. *Fragilitat molt alta*: hàbitats molt amenaçats i, a més, rars o extrems (litorals, ripàries, etc.).

En el quadre següent es fa un resum del procediment:

El procés d'obtenció:

La fragilitat ecològica (I_5)

Es considera el valor màxim dels hàbitats per polígon:

$$I_5 = F_{\max i}$$

$$F = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On F és la fragilitat ecològica per hàbitat, mentre que $F_{\max i}$ és el valor màxim per polígon.

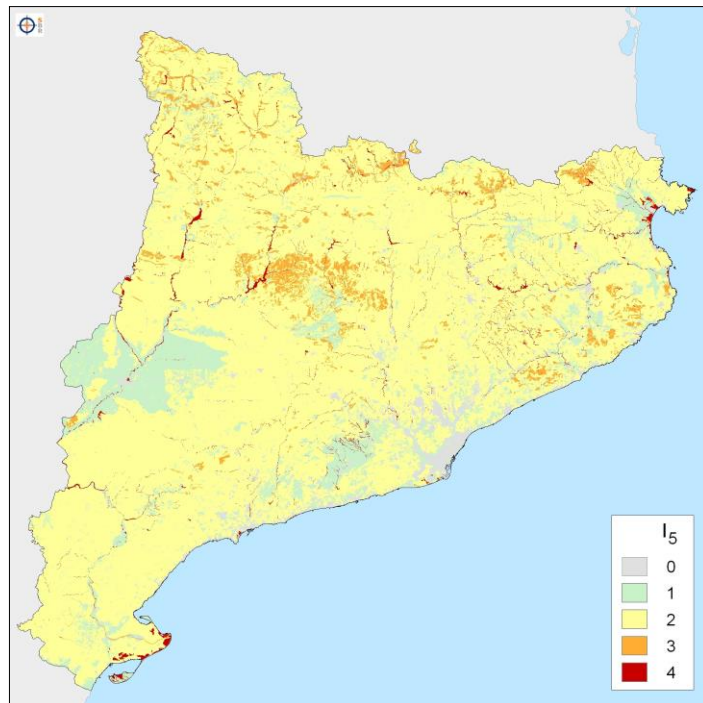
Es relaciona la valoració de l'indicador I_5 amb el mapa d'hàbitats. S'obté el valor màxim dels hàbitats per polígon. La valoració final comprèn números sencers entre 1 i 4:

1. Baixa. Poc fràgil
2. Mitjana. Moderadament fràgil
3. Alta. Molt fràgil
4. Molt alta. Extremadament fràgil

Les superfícies més valorades per aquest indicador (TAULA 33) són les relacionades a cursos fluvials i zones aigualoses, que és on es concentren els hàbitats amb valor màxim: estanys de terra baixa, llacunes salines, jonqueres, herbassars higròfils, vegetació dels sòls salins humits, tamarigars, vernedes, alberedes, omedes, alocars, sargars, gatelledes, freixenedes, salzedes. També reben la màxima valoració alguns hàbitats d'ambients litorals com dunes amb vegetació natural, cadequers i savinoses de les costes rocoses. Tots aquests hàbitats es troben en àrees amb molta activitat antròpica (MAPA 36) i, en general, estan vinculats a la qualitat de les aigües superficials, d'aquí la seva fragilitat. En el conjunt del territori representen poca superfície i sovint són fragments petits i discontinus.

TAULA 33. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_5 (fragilitat ecològica):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	384.594,73 ha	11,98 %
2. Mitjana	2.540.975,19 ha	79,15 %
3. Alta	133.562,94 ha	4,16 %
4. Molt alta	41.135,47 ha	1,28 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 36. Indicador I_5 (fragilitat ecològica) a Catalunya.

Dels hàbitats que tenen una valoració alta i que ocupen superfícies importants, destaquen les pinedes de pinassa d'ambients poc forestals de la Catalunya central, força amenaçades pel foc i amb molt poca capacitat de recuperació, i els prats de dall, sotmesos a un procés d'abandonament creixent durant les últimes dècades. Les àrees menys valorades, coincideixen amb les zones dominades pels conreus de regadiu, les vinyes i també per les zones rocoses i tarteroses, on les perturbacions són poc probables o tenen poca repercussió sobre els hàbitats.

4.4.6. El càlcul i la representació

L'índex intrínsec dels hàbitats ($IIIH$), recull els criteris de valoració més habituals -clàssics- d'espècies, comunitats i hàbitats. S'han triat fins a cinc indicadors obtinguts directament de la CHC: I_1 , riquesa florística; I_2 , raresa florística; I_3 , àrea d'implantació; I_4 , estadi

successional; I_5 , fragilitat ecològica. Els dos primers valoren la riquesa i la raresa dels tàxons que integren les fitocenosis més coincidents amb els diversos hàbitats. Els tres darrers valoren la mida, l'estructura i la sensibilitat de l'hàbitat, respectivament. Els valors de l'índex són relatius a l'àmbit d'estudi i s'han assignat segons es detalla a continuació.

Es parteix dels cinc indicadors inclosos a l' $IIIH$ i la discretització dels seus valors (TAULA 34):

TAULA 34. Indicadors inclosos a l'índex intrínsec dels hàbitats ($IIIH$)

I_n = Indicador		V_n = Valor			
Notació	Descripció	1	2	3	4
I_1	Riquesa florística	< 10 esp.	10-20 esp.	20-30 esp.	> 30 esp.
I_2	Raresa florística	0 esp.	1-2 esp.	3-7 esp.	> 7 esp.
I_3	Àrea d'implantació	> 250 ha	50-250 ha	10-50 ha	< 10 ha
I_4	Estadi de successió	Inicial	Poc madur	Força madur	Madur
I_5	Fragilitat ecològica	Baixa	Mitja	Alta	Extrema

L' $IIIH$ és el resultat de la suma dels cinc indicadors -un cop transformats a classes discretes- i del reescalat entre 1 i 10, segons el procediment següent:

El procés d'obtenció:

L'interès intrínsec dels hàbitats ($IIIH$)

Els indicadors seleccionats es relacionen segons l'algoritme:

$$IIIH = 1 + [9 (\alpha_i - \alpha_{min}) / (\alpha_{max} - \alpha_{min})]$$

$$\alpha_i = \sum_{n=1}^{n=5} V_n$$

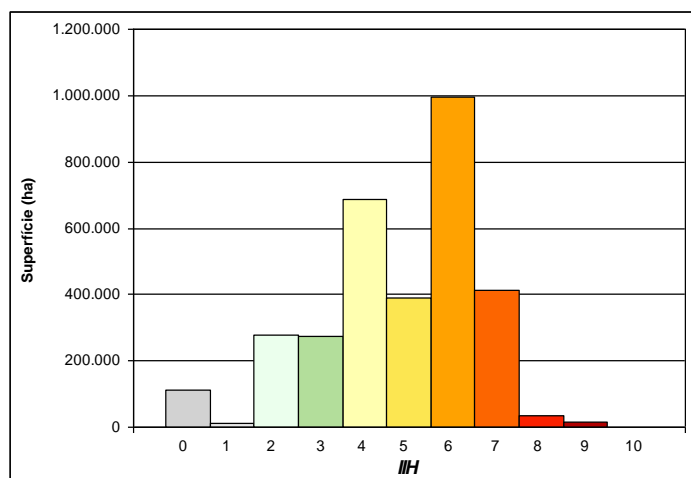
$$V_n = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On V_n és el valor que poden prendre els indicadors emprats.

La seva aplicació a Catalunya (MAPA 38) mostra una localització dels valors alts concentrada a les parts muntanyoses del territori (Pirineus, Prepirineus, Catalanídic) i en algunes parts del litoral. Hi ha una

superfície amb valor màxim (10) localitzada a l'estatge montà de la vall d'Espot (Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici); comprèn vernedes, freixenedes i herbassars higròfils (FIGURA 14). Amb valor 9 hi ha diverses àrees localitzades principalment als Pirineus, les planes de l'Empordà (IMATGE 23), el Port i part del litoral del delta de l'Ebre.

FIGURA 14. Valors de l'índex intrínsec dels hàbitats (*I/H*) i superfícies concernides a Catalunya.



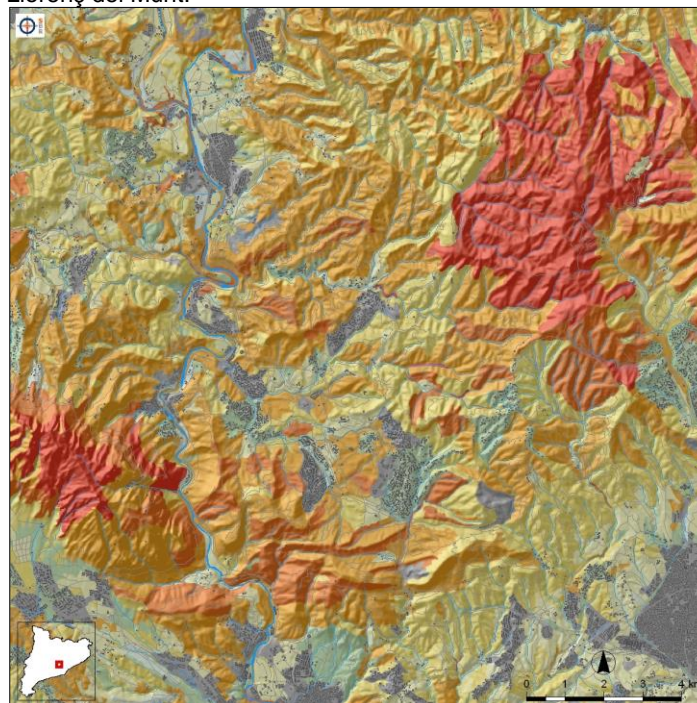
IMATGE 23. Jonqueres de sòls salins a l'estany de Vilaüt. Molt lligades a la topografia i a les condicions ecològiques (sòls salins, temporalment inundats o humits, llocs plans i litorals). Presenten valors especialment alts de raresa florística, fragilitat ecològica i diversitat topogràfica.

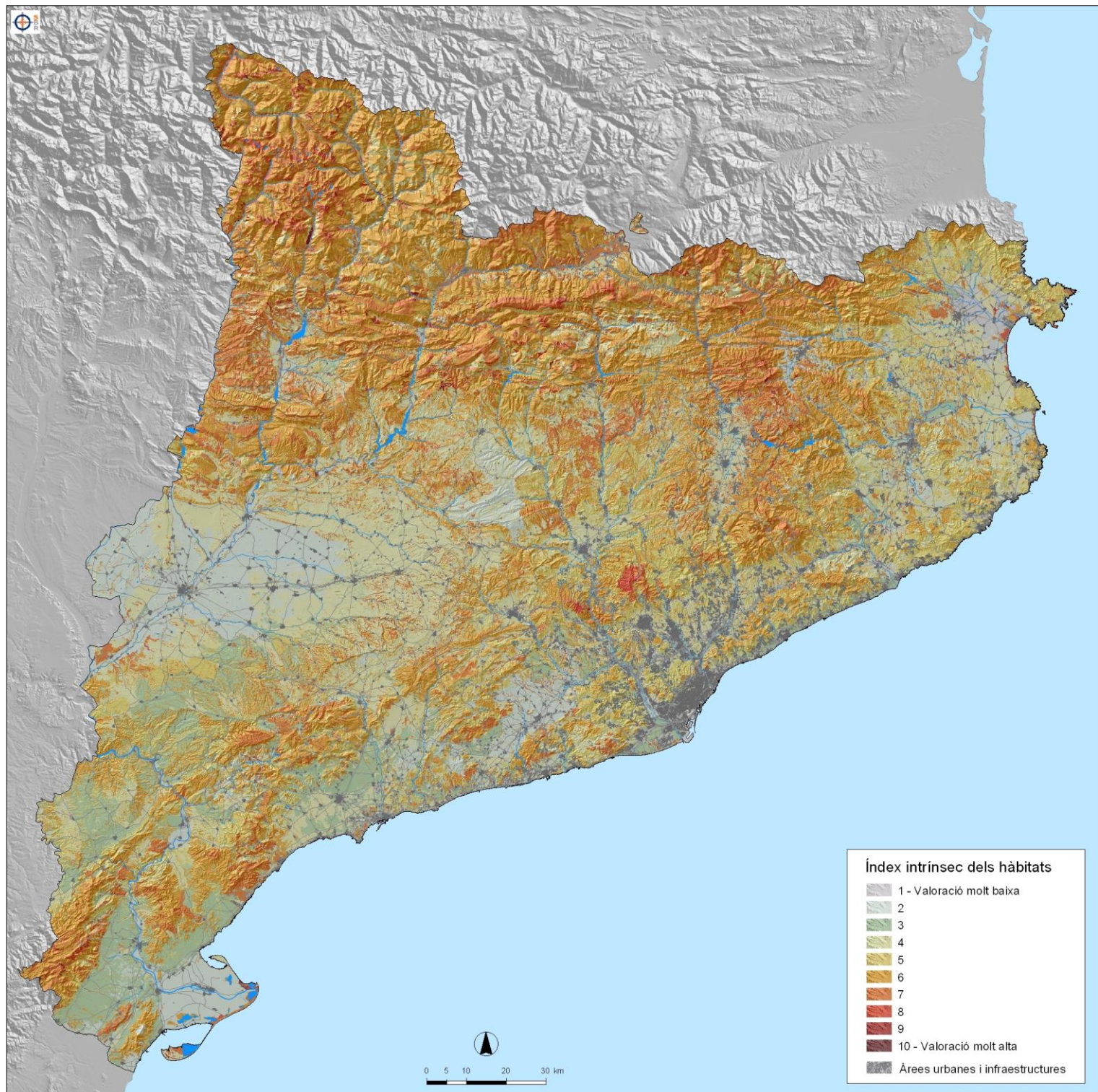


Els hàbitats principals que tenen valor màxim (9-10) són boscos de ribera (sargars, vernedes), boscos caducifolis (freixenedes, rouredes seques), roques i tarteres, matollars subalpins i hàbitats de sòls salins. Amb valors més baixos trobem conreus de diversa mena, àrees cremades recentment i algunes unitats lligades a emplaçaments urbans. Geogràficament es localitzen a les planes conreades del Segrià, de l'Empordà, del delta de l'Ebre, del Penedès i al territori cremat -en el moment de l'estudi- del Solsonès.

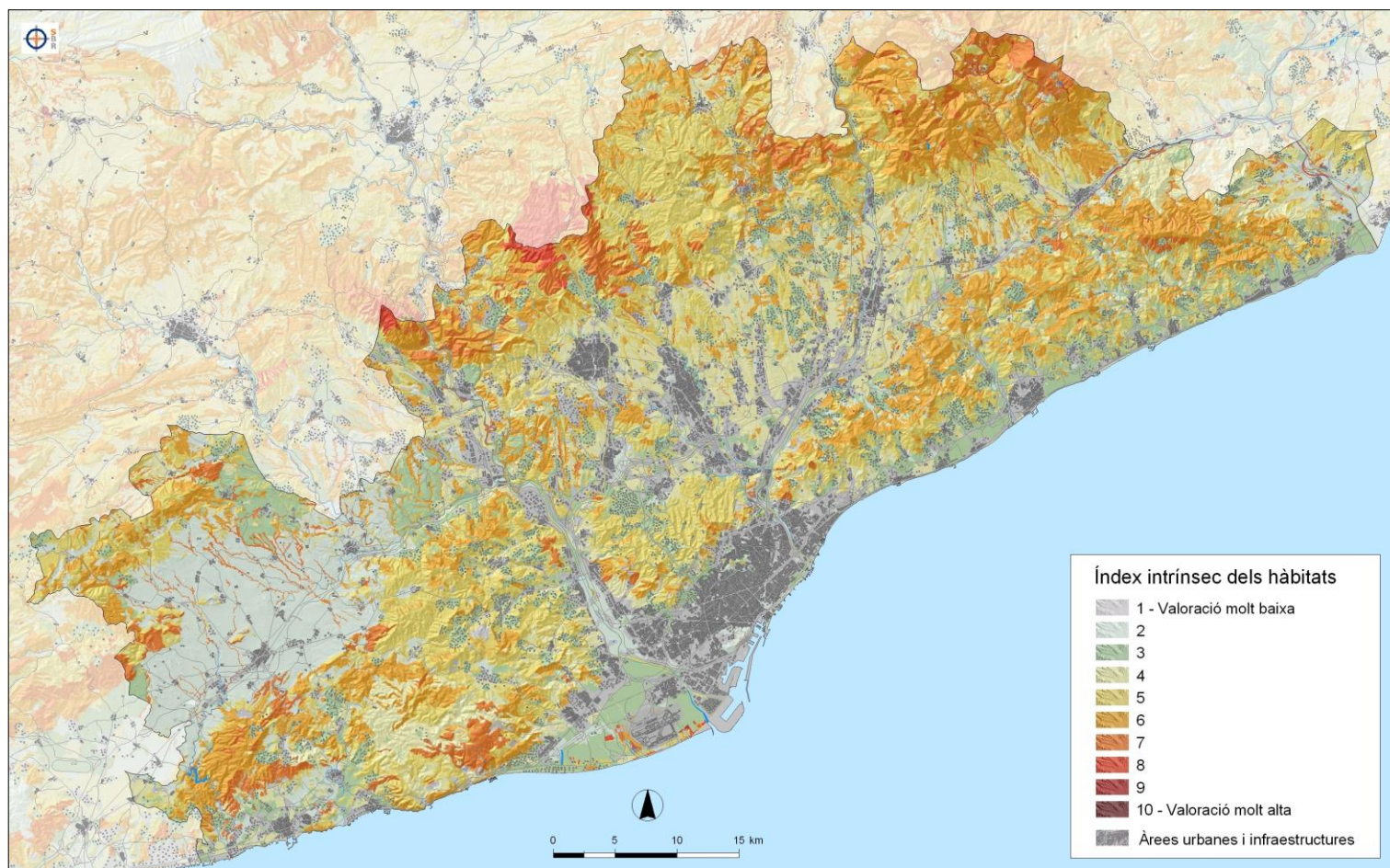
A la regió metropolitana de Barcelona (MAPA 39), gairebé no trobem valors molt alts (9-10), només en petites àrees. Els pocs que hi ha estan situats al litoral. Valors no tan alts (7-8) són força més freqüents. Es situen principalment a la serralada Prelitoral, com es pot veure a l'àmbit entre Montserrat i Sant Llorenç del Munt (MAPA 37), on s'hi concentren hàbitats amb elements florístics rars o endèmics, hàbitats d'indrets especials que ocupen superfícies petites (roques, tarteres, etc.), i masses forestals ben conservades amb alguns boscos primaris.

MAPA 37. Índex intrínsec dels hàbitats (*I/H*) entre Montserrat i Sant Llorenç del Munt.



MAPA 38. Índex d'interès intrínsec dels hàbitats (IIH) de Catalunya.

MAPA 39. Aplicació de l'índex intrínsec dels hàbitats (*I/H*) a la regió metropolitana de Barcelona.



4.5. L'interès corològic i biogeogràfic

És freqüent la valoració del patrimoni natural en base a criteris de distribució d'espècies i hàbitats²⁴³. A l'escala més general, aquests coincideixen amb aspectes biogeogràfics: als territoris mediterranis, per exemple, els elements extramediterranis (alpins, subalpins, eurosiberians, etc.) han estat especialment determinants en la delimitació d'espais protegits com el Montseny o les muntanyes de Prades²⁴⁴. A escales més locals, l'ecologia clàssica també es fa especial ressò del diferent valor de conservació que poden presentar les poblacions i els hàbitats del centre de l'àrea de distribució d'un taxó i les de la seva perifèria: els primers acostumen a resistir millor les pertorbacions que els segons, degut a l'ocupació d'àrees més òptimes i als efectes de l'aïllament poblacional. Independentment d'això, les dimensions d'aquesta àrea de distribució també poden ser cabdals en l'interès de conservació d'una espècie o hàbitat: els de distribució més restringida o agregada són, *a priori*, més vulnerables a canvis en el territori.

Els indicadors per a valorar aquest índex, tracten els hàbitats tenint en compte on es troben, és a dir, les seves característiques biogeogràfiques i de distribució espacial. Són cinc indicadors: I_6 , valor biogeogràfic; I_7 , extensió territorial; I_8 , diversitat topogràfica; I_9 , agrupació espacial; I_{10} , excentricitat espacial. Pels quatre primers indicadors els hàbitats prenen els mateixos valors en qualsevol part del territori. Pel cinquè no, ja que són els polígons els que prenen valors d'excentricitat espacial en funció dels hàbitats que continguin i del lloc on es trobin. El valor

biogeogràfic valora la singularitat de l'àrea de distribució de l'hàbitat; l'extensió territorial i la uniformitat topogràfica valoren els hàbitats estenoics, és a dir, els que tenen intervals de valors de relleu petits i que, en general, són d'extensió total reduïda; el primer en termes de superfície i el segon en la tercera dimensió. L'agregació espacial valora aquells hàbitats que, independentment de l'extensió que ocupin, es troben sempre en una part restringida del territori. Finalment, l'excentricitat espacial valora la situació perifèrica de l'hàbitat respecte del seu centre de distribució a Catalunya. Tot seguit es descriu, breument, cadascun d'ells.

4.5.1. El valor biogeogràfic

Aquest apartat valora els hàbitats tenint en compte primerament la singularitat de la seva àrea de distribució. Els que es troben estesos per grans àrees, o per àrees de significat divers (pluriregionals) són avaluats amb un valor baix, mentre que els que són propis d'àrees petites, o molt petites, obtenen valors progressivament més alts. En aquest aspecte, és una valoració similar a la emprada en el Manual d'Hàbitats de Catalunya²⁴⁵, si bé aquesta considera sis graus d'interès. En el nostre cas, s'han agrupat les classes més baixes, i s'ha mantingut una diferenciació similar per a les més altes.

Un altre aspecte introduït en la valoració és considerar el fet de que un hàbitat es trobi a Catalunya de forma extrema; dit d'una altra manera, que la seva localització en territori català representi un límit meridional, septentrional o d'altra mena, de manera clara i generalitzada. En aquestes situacions de límit geogràfic, s'ha complementat en 1 punt la valoració relativa a la mida de l'àrea de distribució de l'hàbitat. En els hàbitats d'àrea més restringida

²⁴³ MARGULES, C. & M.B. USHER, M.B. 1981. *Criteria used in assessing wildlife conservation potential*. Biological Conservation, 4. 79-109.

²⁴⁴ FOLCH, R. (coord.). 1988. *El llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans. Natura, ús o abús?*. Institució Catalana d'Història Natural. Editorial Barcino.

²⁴⁵ VIGO, J., CARRERAS, J. & A. FERRÉ. 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. En línia: <http://mediambient.gencat.net>

(endèmics de Catalunya, o quasi), com que sempre es dóna una situació de límit, aquesta valoració suplementària s'ha aplicat només en cas que es tracti d'un límit de tipus zonal, o relatiu no només a aquell hàbitat, sinó a tot un conjunt d'hàbitats de significat similar (límit septentrional dels matollars xeroacàntics ibèrics, no simplement del tipus concret de matollar tractat, per exemple). Pel que fa als hàbitats que es troben restringits a la línia litoral, complementem (generalment amb 1 punt) la valoració que els correspondria tenint en compte la seva àrea general. En contades ocasions, també s'han tingut en compte situacions de disjunció molt marcada, de dispersió o fragmentació, en el sentit de complementar el seu valor. Es presenta tot seguit la casuística biogeogràfica general de la valoració:

1. *Valoració baixa*: hàbitat pluriregional, o propi d'una regió fitogeogràfica de manera més o menys ampla (mediterrani, eurosiberià, latealpí, etc.).

2. *Valoració mitjana*: hàbitat restringit a una província (boreomediterrani, submediterrani, atlàntic, etc.) o altra àrea de mida comparable (Pirineus, depressió de l'Ebre, etc.). També: cas 1 + situació de límit.

3. *Valoració alta*: endemisme d'àrea mitjana o moderadament gran (Pirineus orientals, muntanyes tarragonines, terres marítimes catalanes, línia litoral ibèrica, etc.). També: cas 2 + situació de límit.

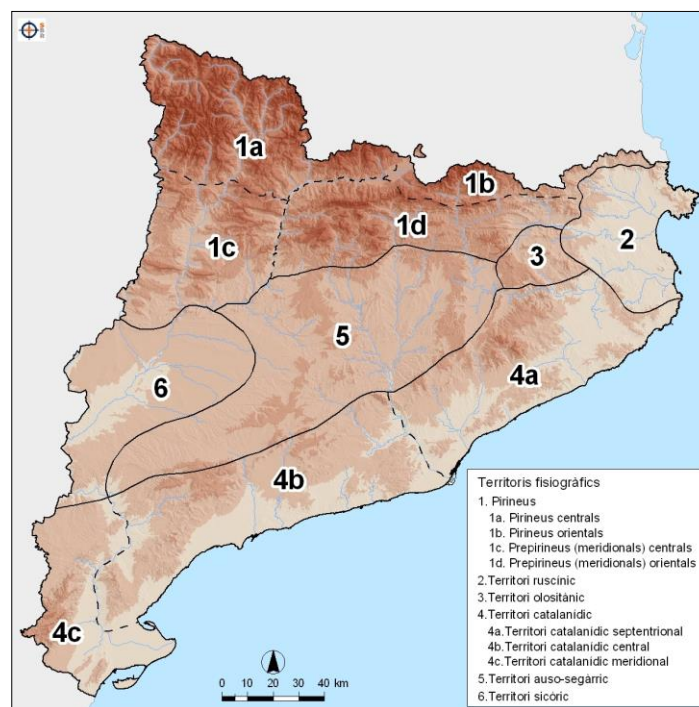
4. *Valoració molt alta*: endemisme d'àrea petita. També: cas 3 + situació de límit.

El resultat obtingut és semblant en línies generals al calculat per àrees més petites en treballs precedents²⁴⁶. Tot i això, la valoració difereix lleument en algunes unitats, principalment a causa que aquí reservem la màxima puntuació per a l'endemicitat

d'àrea petita (un massís, un sector pirinenc, etc.), mentre que en altres treballs aquesta puntuació màxima corresponia a una àrea de distribució més gran (tots els Pirineus); i també pel fet que aquí s'han valorat alhora les situacions de límit biogeogràfic, que anteriorment no s'havien tingut en compte.

Per a poder entendre la classificació anterior es mostra, a grans trets, un mapa dels territoris fisiogràfics considerats a Catalunya (MAPA 40).

MAPA 40. Territoris fisiogràfics a Catalunya (Centre Especial de Recerca de Biodiversitat Vegetal, 2003).



Finalment, es fa un resum del procediment SIG emprat per a calcular aquest indicador:

²⁴⁶ CARRILLO, E., FERRÉ, A., GRANIER, G. & J.M. NINOT. 2003. Evaluación del interés natural del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici a partir de la cartografía de hábitats CORINE. Acta Botanica Barcinonensia, 49. 357-374.

El procés d'obtenció:

El valor biogeogràfic (I_6)

La formalització matemàtica és la següent:

$$I_6 = G_{max i}$$

$$G = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On G és la distribució biogeogràfica i $G_{max i}$ el valor màxim per polígon.

Es relaciona la valoració experta dels hàbitats amb la base de dades de la CHC. S'obtenen valors sencers entre 1 i 4:

1. Baixa. Hàbitat pluriregional o de regió fitogeogràfica ampla
2. Mitjana. Hàbitat restringit a província o àrea comparable
3. Alta. Endemisme d'àrea mitjana o moderadament gran
4. Molt alta. Endemisme d'àrea petita

Les àrees que acumulen més hàbitats ben valorats per aquest indicador (TAULA 35) són principalment els Pirineus i Prepirineus i, en menor mesura, el sector nord-oriental del país i la resta d'àrees muntanyoses. Es tracta de territoris amb unes condicions ecològiques particulars i d'aquí bé la presència d'hàbitats també singulars. En el cas dels Pirineus i Prepirineus, gairebé tot el territori presenta valors alts o molt alts a causa de que alguns dels hàbitats més abundants en aquest sector (pinedes de pi negre, de pi roig, avetoses, bedollars, prats de gespa o de *Festuca airoides*, pastures acidòfiles, balegars, neretars, tarteres, etc.) tenen un valor alt per aquest indicador. Dels que tenen una valoració molt alta destaquen els prats amb *Astragalus sempervirens* subsp. *catalaunicus*, del sector més occidental, així com els prats amb sudorn subalpins, els bedollars amb bedoll pubescent, els boscos mixts amb erable o les bardisses amb púdol.

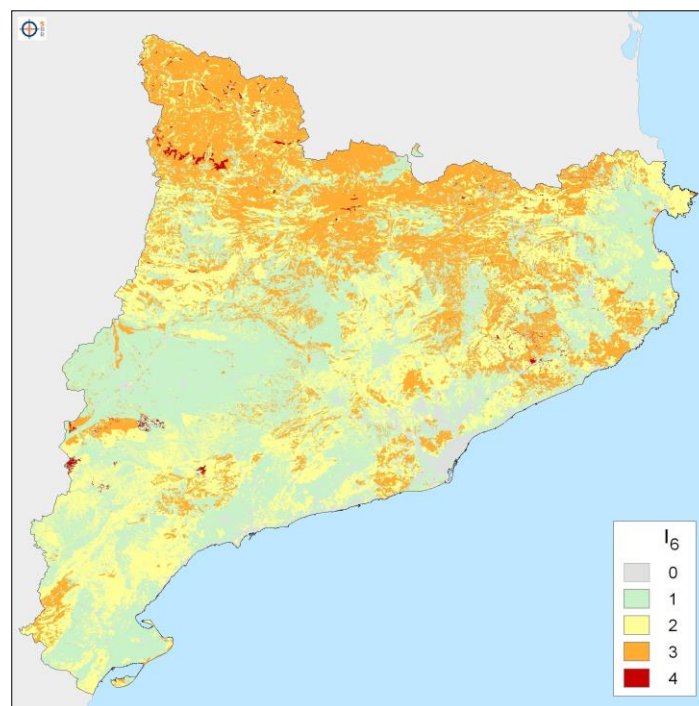
Pel que fa a les terres nord-orientals del país, la valoració també és força alta (MAPA 41), en bona part a causa de la superfície que hi representen els alzinars, les suredes i les rouredes de roure martinenc, tots amb valoració alta. Els hàbitats més ben valorats d'aquest sector són les rouredes de roure africà, les vernedes amb ortiga morta, les

bardisses d'espina-verda i les pastures de les parts més altes del Montseny. A les terres interiors àrides hi destaquen les brolles de romaní amb *Genista biflora*, un hàbitat de valoració molt alta que sovint es troba envoltat d'hàbitats menys interessants des del punt de vista de la seva distribució. Les àrees menys valorades corresponen a les zones més planes, ja que tots els hàbitats lligats als conreus, ja siguin herbacis o llenyosos, de secà o de regadiu, tenen una valoració baixa.

TAULA 35. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_6 (valor biogeogràfic):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.216.105,33 ha	37,88 %
2. Mitjana	1.011.026,10 ha	31,49 %
3. Alta	856.141,48 ha	26,67 %
4. Molt alta	16.995,43 ha	0,53 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 41. Indicador I_6 (valor biogeogràfic) a Catalunya.



4.5.2. L'extensió territorial

A banda de les espècies i les comunitats, els hàbitats i els dominis vegetació, també són valorats per la seva raresa. Per exemple, un dels dominis de vegetació potencial més rars a Catalunya són les rouredes humides²⁴⁷. Tanmateix, quan es consideren les superfícies reals que ocupen actualment aquests hàbitats, en lloc de la distribució potencial, la seva raresa s'accentua encara més (s'estima que en resten menys del 5 % potencial de les rouredes humides)²⁴⁸. És necessari advertir, però, que degut a que els límits administratius no es corresponen als límits biogeogràfics, el que pot resultar rar a Catalunya pot ser freqüent a nivell Europeu, posem per cas. Cal prendre nota, doncs, de que aquest criteri fa referència a l'àmbit d'estudi, amb el que això significa.

Es valora, per tant, la superfície relativa de l'hàbitat a Catalunya i es dona més valor als hàbitats que tenen l'àrea més petita, és a dir, als hàbitats més escassos. És tracta, per tant, un indicador de raresa territorial, comú per a tots els polígons d'un determinat hàbitat. S'ha calculat l'àrea total de les unitats que apareixen en la cartografia d'hàbitats, considerant els tres hàbitats possibles per polígon i els seus recobriments corresponents. La classificació dels valors obtinguts per cada categoria, es realitza segons la seva superfície relativa a Catalunya:

1. *Valoració baixa*: hàbitats amb més del 10 % de superfície relativa.
2. *Valoració mitjana*: hàbitats amb entre l'1 i el 10 % de superfície relativa.
3. *Valoració alta*: hàbitats amb entre el 0,1 i l'1 % de superfície relativa.

²⁴⁷ FOLCH, R. 1981. *La vegetació dels Països Catalans*. Ketres Editora.

²⁴⁸ MALLARACH, J.M. 1990. *La vialitat de la muntanya: un fenomen ambigu*. Espais, 25. 32-39.

4. *Valoració molt alta*: hàbitats amb menys del 0,1 % de superfície relativa.

Per a la representació cartogràfica s'ha considerat el valor mitjà dels hàbitats presents en cada polígon. El procediment seguit es detalla en el quadre següent:

El procés d'obtenció:
L'extensió territorial (I_T)

La formalització matemàtica s'expressa a continuació:

$$I_T = \sum (r_i S_{r,i})$$

$$S_r = 100 S_h / S_t$$

$$S_h = \sum (r_i S_i)$$

On S_r és la superfície relativa de l'hàbitat, S_h l'àrea de l'hàbitat a l'àmbit estudi i S_t l'àrea total de l'àmbit d'estudi.

Es calcula la superfície relativa de cada hàbitat a Catalunya. Es pondera el valor de l'indicador segons el percentatge de recobriment i s'obté el valor mitjà per polígon. S'arrodoneixen els resultats de la valoració a números sencers entre 1 i 4.

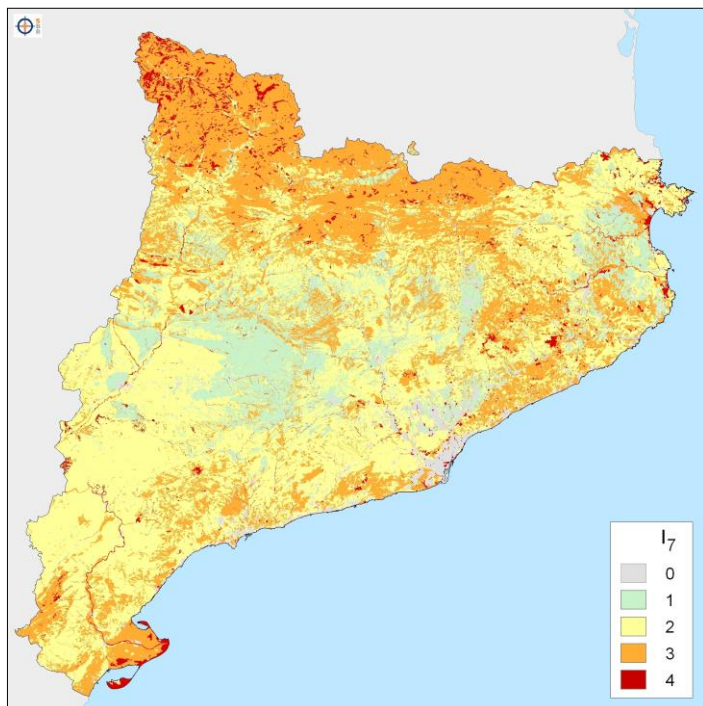
1. Baixa. > 10 %
2. Mitjana. Entre 1 i 10 %
3. Alta. Entre 0,1 i 1 %
4. Molt alta. Menys d'0,1 %

Els hàbitats més valorats per aquest indicador són aquells que tenen una superfície relativa més petita. Prenen valor màxim (4) tots aquells hàbitats que tenen una superfície relativa més petita del 0,1%. En conjunt ocupen poc més del 3% del territori (TAULA 36). Tot i això, a aquest grup, li correspon més de la meitat dels hàbitats de la llegenda de la CHC. Per tant podem assegurar que hi ha un nombre important d'hàbitats que ocupen una superfície total molt petita però que aporten molt en termes de biodiversitat. Tractant-se d'un nombre tan gran d'hàbitats, és pot esperar que es trobin repartits per tot el país com així succeeix (MAPA 42).

TAULA 36. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_7 (extensió territorial):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
Baixa	428.075,99 ha	13,33 %
Mitjana	1.495.656,05 ha	46,59 %
Alta	1.080.631,13 ha	33,66 %
Molt alta	95.905,17 ha	2,99 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 42. Indicador I_7 (extensió territorial) a Catalunya.



Són territoris amb una concentració important de polígons amb valor alt, la Vall d'Aran - Alt Pallars, els Prepirineus, el territori ruscínic i el delta de l'Ebre i alguns massissos muntanyosos de la serralada prelitoral (Montseny, Sant Llorenç, Montserrat, el Port, etc.). Els de valor 3 es concentren als Pirineus, entre la Vall d'Aran i el Ripollès i el Port, mentre que a la resta del territori li correspon valor 2, llevat de les grans àrees cerealistes (depressió central, Empordà, Vallès, part de la Cerdanya, etc.) que els hi correspon valor 1. Els hàbitats amb valor 1 són pocs, i el que

més superfície aporta, amb diferència, correspon als conreus de cereals de secà.

4.5.3. La diversitat topogràfica

La diversitat biològica està directament relacionada amb les tres dimensions espacials, de forma que depèn de variables com ara la superfície, l'altitud, la latitud o l'orientació del terreny. En relació a l'àmbit de distribució de les espècies, sovint es comprova que aquesta distribució no es homogènia²⁴⁹, ja que els patrons de colonització i regressió de les espècies van acompanyats de canvis en les seves estratègies en front de modificacions del medi biofísic. Moltes vegades aquests canvis són adaptatius a les noves condicions regionals i locals que troben les poblacions. Quan apareixen patrons geogràfics definits (clines, de vegades, salts bruscs) dins de l'àrea de distribució, llavors és útil cercar els factors ambientals que varien de forma paral·lela com a possible explicació a aquests canvis.

Aquest indicador integra dos paràmetres: a) P_{8a} valora les restriccions que imposa l'interval altitudinal; b) P_{8b} mesura l'afectació del interval d'orientacions. Es parteix de la hipòtesi de que ambdues limitacions topogràfiques reflecteixen una especificitat de requeriments ecològics. La primera s'ha valorat directament a partir del rang d'altituds en què és present en un hàbitat. Per a la segona, en canvi, s'ha calculat primerament la diversitat d'orientacions que ocupa cada hàbitat mitjançant una adaptació de l'índex de Shannon-Weaver²⁵⁰. En tots dos casos s'ha fet una classificació experta dels valors altitudinals i

²⁴⁹ VALLADARES F. (ed.). 2004. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente.

²⁵⁰ En el present treball calculem la diversitat d'exposicions emprant l'índex de Shannon-Weaver, adaptat mitjançant l'algorisme següent:

$$I_s = -\sum o_i \text{Log}_2(o_i)$$
On o_i correspon a la freqüència relativa de cada orientació i n al nombre d'orientacions diferents a cada hàbitat.

d'orientació de la cartografia d'hàbitats de Catalunya (TAULA 37). Com més rang altitudinal i més diversitat d'exposicions, menors han estat els valors assignats.

TAULA 37. Valors dels paràmetres emprats per a calcular l'indicador I_B (diversitat topogràfica).

Notació	Paràmetres	Valors			
		1	2	3	4
P_{Ba}	Rang altitudinal (m)	> 2000	1000 - 2000	500 - 1000	< 500
P_{Bb}	Diversitat d'exposicions (índex de Shannon)	> 0,9	0,75 - 0,9	0,5 - 0,75	< 0,5

Els valors d'aquests paràmetres per polígon s'han calculat per separat, com la mitjana dels valors - transformats a unitats discretes- de cada hàbitat que el componen, ponderada pel seu recobriment. Finalment s'ha calculat I_B com la suma de P_{Ba} i P_{Bb} , assignant un valor doble a l'altitud que a l'exposició, i convertint a unitats discretes el resultat final:

El procés d'obtenció:

La diversitat topogràfica (I_B)

La formalització matemàtica s'expressa a continuació:

$$I_B = (2 P_{Ba} + P_{Bb}) / 3$$

$$B_{3a} = \sum (r_i a_i)$$

$$B_{3b} = \sum (r_i l_{s_i})$$

$$I_s = - \sum (o_i \ln o_i)$$

On P_{Ba} és l'interval altitudinal, P_{Bb} és l'interval d'exposicions t, a el rang d'altitud, o la probabilitat de cada orientació i I_s és l'índex d'equitativitat de Shannon adaptat.

Es relacionen els paràmetres interval altitudinal i diversitat d'exposicions amb el mapa d'hàbitats. Es combinen els valors dels paràmetres per a obtenir el valor mitjà d'uniformitat topogràfica per polígon. Es discretitzen els resultats a valors sencers entre 1 i 4.

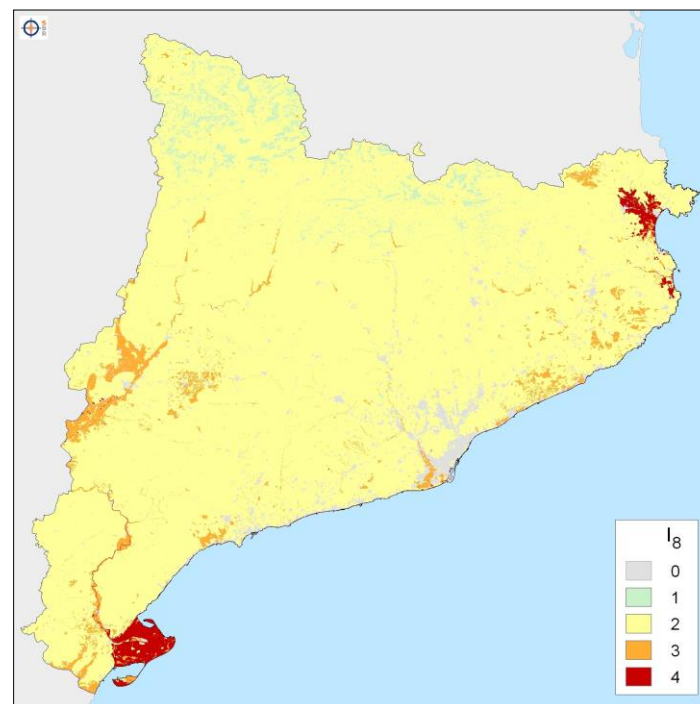
1. Baixa. Diversitat alta
2. Mitjana. Diversitat moderada
3. Alta. Diversitat baixa
4. Molt alta. Uniformitat extrema

Es valoren tant els hàbitats que es troben en un interval altitudinal reduït (s'ha assignat valor màxim als que es troben en un interval de menys de 500 metres), com els hàbitats que presenten una baixa diversitat d'exposicions (calculat segons l'índex d'uniformitat de Shannon; s'ha assignat el valor màxim als que prenen un valor inferior a 0,5 en aquest índex). En ambdós casos es tracta d'hàbitats que presenten exigències ecològiques estrictes, o bé es tracta d'hàbitats molt poc representats en el territori (TAULA 38) i això disminueix les possibilitats de trobar-los en situacions topogràfiques diverses (MAPA 43).

TAULA 38. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_B (diversitat topogràfica):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1 Baixa	84.322,29 ha	2,63 %
2. Mitjana	2.848.580,73 ha	88,73 %
3. Alta	121.412,56 ha	3,78 %
4. Molt alta	45.952,76 ha	1,43 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 43. Indicador I_B (diversitat topogràfica) a Catalunya.



En el cas de l'amplitud altitudinal, un percentatge important dels hàbitats més valorats correspon als que van lligats als ambients litorals (dunes, platges, llacunes, savinoses, illots i farallons, penya-segats, matollars xeroacàntics, jonqueres, vegetació dels sòls salins, etc.). Altres hàbitats amb un interval altitudinal petit són els que es troben només a la terra baixa, a poca altitud (arrossars, bardisses d'espina-verda, alocars, timonedes d'esparbonella, tamarigars, espartars d'albardí, brolles amb escruixidor, etc.). Finalment, cal fer esment d'alguns hàbitats de distribució molt reduïda o molt poc representats a la cartografia, com els sargars amb *Myricaria germanica*, els bruguerars amb bruc vermell, les bosquines de *Salix bicolor*, les bardisses amb púdol, els prats amb *Agrostis capillaris* del Montseny, els prats de sudorn i amb cornera dels Prepirineus centrals, els terraprimers silicis amb matafocs, les salzedes de *Salix daphnoides*, els prats culminals del Montseny o els matollars xeroacàntics de *Genista horrida*.

Pel que fa a la diversitat d'exposicions, els hàbitats que presenten un valor màxim són principalment aquells que van lligats als terrenys plans. En primer lloc, òbviament, els que estan associats a les masses d'aigua, però també les jonqueres, la vegetació de sòls salins, les dunes, els arrossars, o les platges, posem per cas; així com alguns de molt poc representats en el territori, com les salzedes de *Salix daphnoides*. Els hàbitats muntanyencs lligats a l'exposició dels vessants estan força valorats tot i que no es troben amb els que prenen el valor màxim a causa de l'escala cartogràfica i de la complexitat del relleu muntanyenc, que fa que no estiguin restringits únicament a una o molt poques exposicions.

Atenent al que s'ha comentat fins ara, s'entén que de resultes de la combinació de l'amplitud altitudinal i la diversitat d'orientacions, els hàbitats amb la valoració màxima es trobin majoritàriament a les àrees costaneres i planes (principalment el delta de l'Ebre i les planes de Empordà), on es dona la màxima concentració d'ambients litorals i lacustres del país. A

la resta del territori els hàbitats amb la màxima valoració es troben molt localitzats, sovint aïllats i en superfícies reduïdes. Per sota de les superfícies amb màxima valoració, els sectors amb hàbitats ben valorats es troba a la terra baixa propera a la costa, a les planes de Lleida i als Pirineus.

4.5.4. L'agregació espacial

La distribució d'hàbitats en l'espai està directament relacionada amb els condicionants ecològics, històrics i antròpics, i té efectes notables sobre els organismes i les poblacions (vegeu capítol 5). Es considera com a *nínxol ecològic* el paper funcional d'un organisme en la seva comunitat o ecosistema²⁵¹, que resulta de l'adaptació estructural, resposta fisiològica i comportament específic. Es a dir, en la distribució de les espècies en el territori influeixen aspectes com ara les relacions amb el medi biofísic o les transformacions de matèria i energia. Per a recollir aquesta singularitat, l'agregació espacial calcula la distància mitjana al centre de distribució de cada hàbitat, és a dir, mesura el grau d'agregació dels polígons d'un determinat hàbitat, en resposta al condicionants ecològics de l'entorn. Per tant, com més agregat és un hàbitat es considera, en principi, més vulnerable a les perturbacions -com ara les d'origen antròpic- que poden haver-hi en el territori.

L'indicador d'agregació espacial valora els hàbitats que presenten una àrea de distribució reduïda en el territori, degut a les limitacions ecològiques extremes per a les espècies que els caracteritzen. Es calcula a partir de la distància mitjana del centre de gravetat de l'hàbitat respecte els centres dels quadrats UTM de 2x2 on és present l'hàbitat analitzat²⁵². En base a la

²⁵¹ MARGALEF, R. 1977. *Ecología*. Editorial Omega.

²⁵² El centre de gravetat de cada hàbitat (X, Y), correspon a la mitjana de coordenades dels quadrats UTM de 2x2 km on aquest es troba (x_i, y_i):

$$(X, Y) = \sum (x_i, y_i) / n$$
On n és el nombre de quadrícules UTM ocupades per cada hàbitat.

distribució normal de les dades i a la classificació experta dels valors obtinguts se'n fa la següent classificació:

1. *Valoració baixa*: més de 100 km respecte el centre de distribució de l'hàbitat.
2. *Valoració mitjana*: entre 50 i 100 km al centre de distribució de l'hàbitat.
3. *Valoració alta*: entre 25 i 50 km al centre de distribució de l'hàbitat.
4. *Valoració molt alta*: menys de 25 km respecte el centre de distribució de l'hàbitat.

En la representació cartogràfica d'aquest indicador es prenen en consideració els tres hàbitats que pot tenir cada polígon. El procediment SIG es resumeix en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

L'agregació espacial (I_g)

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_g = \sum (r_i D_i)$$

$$D = [(X_i - X)^2 + (y_i - Y)^2]^{1/2} / n$$

On D és la distància mitjana de tots els polígons al centre de gravetat de l'hàbitat i n el nombre de quadriques UTM ocupades per cada hàbitat.

Es calcula la distància del centre de gravetat al centre de cada quadrat UTM de 2x2 km. S'obté la mitjana ponderada per polígon segons el recobriment dels hàbitats. Finalment, els valors es discretitzen en base a:

a) La distribució més normal de les dades, seguint la fórmula:

$$I_g = 4 - 3((I_g i - I_g \text{ min}) / (I_g \text{ max} - I_g \text{ min}))$$

b) Els intervals es classifiquen segons valoració experta.

A les categories d'hàbitat referides als incendis se'ls dona una valoració $V_g=1$. La classificació final és:

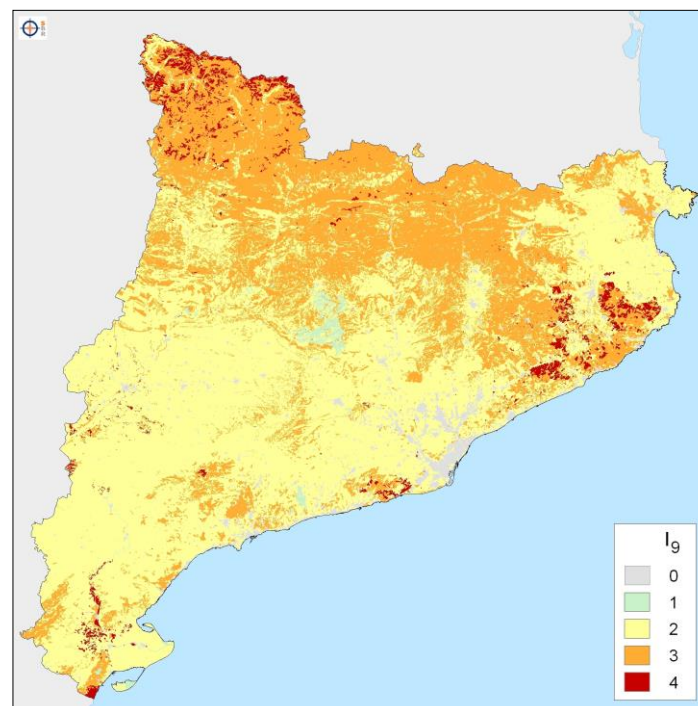
1. Baixa. > 100 km
2. Mitjana. Entre 50 i 100 km
3. Alta. Entre 25 i 50 km
4. Molt alta. Menys de 25 km

En general la màxima valoració correspon a hàbitats que es troben molt vinculats a unes condicions ecològiques que només es donen en un sector força localitzat del país, o bé són hàbitats dominats per espècies amb una distribució molt limitada (com ara brolles amb escruixidor, landes de bruc d'aiguamoll, landes d'*Erica vagans*, matollars xeroacàntics de *Genista horrida*, bardisses d'espinaessa, salzedes de *Salix daphnoides*, matollars xeroacàntics amb *Astragalus massiliensis*, prats amb *Astragalus sempervirens* subsp. *catalaunicus*, etc). Per tant, la seva extensió en el territori català és, per definició, proporcionalment baixa (TAULA 39).

TAULA 39. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_g (agregació espacial):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	24.328,32 ha	0,76 %
2. Mitjana	1.916.804,84 ha	59,70 %
3. Alta	1.075.026,93 ha	33,48 %
4. Molt alta	84.108,25 ha	2,62 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 44. Indicador I_g (agregació espacial) a Catalunya.



Els sectors amb una concentració més elevada d'hàbitats espacialment força agregats (MAPA 44) són els Pirineus centrals i les comarques nord-orientals (Maresme, la Selva, Gironès, etc.), llocs amb unes condicions ecològiques força peculiars. En el primer cas, són majoritàriament hàbitats associats a les condicions pròpies de l'alta muntanya pirinenca, impossibles de trobar fora d'aquest territori. És el cas de les bosquines de salzes de muntanya, els terraprimis amb matafocs, els bedollars amb sotabosc de megafòrbies, els bosquets de bedoll pubescent i pi negre, les congestes permanents, les avetoses amb *Pulsatilla font-queri*, les avetoses neutròfiles, les avetoses calcícoles, les landes nanes de nabius, els prats de pèl caní aranesos, els matollars d'*Empetrum hermaphroditum*, els prats de *Carex curvula*, les congesteres, els sarronars, etc. A banda d'aquests hàbitats, bona part de la superfície dels Pirineus i els Prepirineus presenta valors alts o molt alts.

En el cas de les comarques nord-orientals, s'hi troben hàbitats molt lligats a la combinació d'ambients temperats, terrenys silicis i pluviositat relativament elevada. Destaquen, per la seva importància en el paisatge, les suredes, però també les pinedes de pinastre, els boscos mixts de surera i pins, les castanyedes, les rouredes amb alzines, els ginestars de ginesta vera i les avellanoses amb *Polystichum setiferum*. Altres hàbitats que es troben força localitzats en el territori són les timonedes d'esparbonella, els espartars d'albardí, els matollars halonitròfils, la vegetació dels sòls salins, i les brolles de romaní i *Genista biflora*, tots de les terres interiors àrides; els prats culminals del Montseny; les comunitats dominades per càrritx del Garraf i àrees properes; o les brolles amb esteperola i albada i els tarongerars de les terres càlides del sud.

4.5.5. L'excentricitat espacial

Es conegut que els fragments hàbitat a la perifèria de la seva distribució geogràfica tendeixen a reduir la

diversitat genètica i a incrementar les diferències respecte les poblacions centrals de les espècies que acullen i, per tant, esdevenen més fràgils²⁵³. Per a recollir aquest concepte, es mesura el grau de perifèria de cada polígon respecte al centre de distribució de l'hàbitat. Una posició excèntrica d'un determinat polígon d'hàbitat respecte de la resta es relaciona amb una situació perifèrica, que pot tenir un important interès biogeogràfic. És el cas, per exemple, de les fagedes dels Ports, absolutament perifèriques (respecte la resta de fagedes de Catalunya) i per aquest motiu, biogeogràficament rellevants. Però també pot ser el cas d'hàbitats mediterranis d'àrea de distribució restringida: fragments perifèrics segueixen tenint, en aquest cas, un especial interès corològic.

Aquest indicador no valora només els polígons aïllats de la resta per un mateix hàbitat, sinó també els més perifèrics, respecte del centre de gravetat. Com a mesura del grau de perifèria dels polígons proposem partir dels quadrats UTM de 2x2 km. En primer lloc calcularem la distància de cada quadrat UTM al centre de distribució de cada hàbitat. Per a cada polígon calcularem després la seva distància al centre de distribució, a partir de la mitjana de les distàncies dels quadrats UTM que cauen dins seu, segons es descriu a l'indicador precedent. El grau d'excentricitat d'un polígon vindrà determinat per la seva relació amb la mitjana de les distàncies al centre de dispersió. En base a la distribució normal de les dades i a la classificació experta dels valors obtinguts se'n fa la següent classificació:

1. *Valoració baixa*: grau d'excentricitat inferior a 1.
2. *Valoració mitjana*: grau d'excentricitat entre 1 i 2.
3. *Valoració alta*: grau d'excentricitat entre 1 i 4.
4. *Valoració molt alta*: grau d'excentricitat inferior a 4.

²⁵³ SOULÉ, M.E. 1973. *The epistasis cycle: a theory of marginal population*. Annual Review of Ecology and Systematics, 4. 165-187.

A l'inrevés dels indicadors precedents l'excentricitat està referida a cadascun dels polígons de la cobertura, no als hàbitats. D'altra banda, Degut a les grans dificultats metodològiques que implicava tenir en compte tots els hàbitats d'un polígon en el càlcul d'aquest indicador, s'ha optat per a considerar només l'hàbitat principal. El procés d'obtenció d'aquest indicador es descriu en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

L'excentricitat espacial (I_{10})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{10} = D_p / D$$

$$D = [(x_i - X)^2 + (y_i - Y)^2]^{1/2} / n_2$$

On D_p és la distància del polígon al centre de gravetat de l'hàbitat, n_2 és el nombre d'UTM que cauen dins del polígon considerat, mentre que $x, y / X, Y$ són les posicions UTM i centre, respectivament.

Es calcula la distància de cada UTM 2x2 al centre de gravetat de cada hàbitat i , a continuació, l'excentricitat d'un polígon respecte la resta de polígons del mateix hàbitat, a partir dels valors mitjans dels UTM parcial o totalment inclosos en cada polígon. Finalment es realitza la següent classificació:

1. Baixa. $D_p / D < 1$
2. Mitjana. D_p / D entre 1 i 2
3. Alta. D_p / D entre 2 i 4
4. Molt alta. $D_p / D > 4$

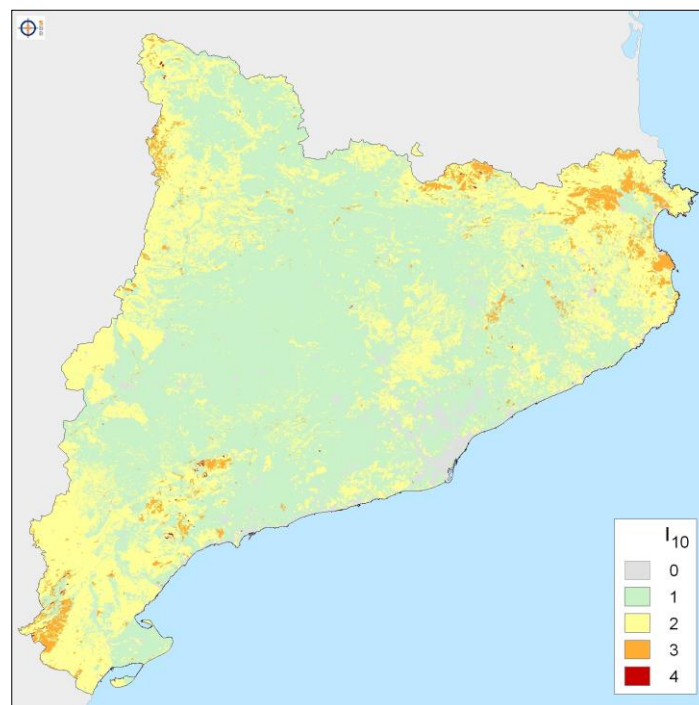
Les concentracions més importants de polígons amb valoració alta o molt alta es troben als extrems de les serralades i, per tant, presenten una superfície proporcionalment baixa (TAULA 40). Així, l'extrem oriental dels Pirineus, al Ripollès, conté un nombre elevat de polígons amb hàbitats típicament de l'alta muntanya pirinenca i que aquí es troben força allunyats del seu centre de distribució (MAPA 45). Altres muntanyes, com l'Albera, les muntanyes de Prades i el Montsant o els Ports, contenen força hàbitats muntanyencs que tenen el seu centre de distribució als Pirineus; per tant, també apareixen amb una valoració alta. En aquest sentit destaquen, per

exemple, els polígons de fageda, de boscos de pi roig i pinassa, de comunitats rupícoles o de joncedes dels Ports; o també les avetoses i els hàbitats de les roques àcides del Montseny.

TAULA 40. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{10} (excentricitat espacial):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.937.326,41 ha	60,34 %
2. Mitjana	1.057.050,04 ha	32,92 %
3. Alta	104.003,34 ha	3,24 %
4. Molt alta	84.108,25 ha	0,06 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 45. Indicador I_{10} (excentricitat espacial) a Catalunya.



En altres casos es tracta de polígons que es troben en indrets amb unes condicions ecològiques força diferents de les del seu voltant, força lluny d'altres llocs amb les mateixes característiques. És per això que a les àrees silícies de les muntanyes de Prades els polígons amb brolles silícies i amb matollars de

tomaní surten ben valorats, així com les garrigues, les pinedes de pi blanc i els llistonars que apareixen sobre les calcàries del massís del Montgrí i d'altres indrets de l'Empordà, o les màquies i garrigues amb margalló del cap de Norfeu, posem per cas. D'altra banda, cal fer també esment de l'efecte que tenen els límits administratius sobre aquest indicador, que provoca que una part del marge amb Aragó presenti una sobrevaloració pel que fa aquest indicador.

4.5.6. El càlcul i la representació

L'índex d'interès corològic (*IIC*) fa una valoració del patrimoni natural en base a criteris de distribució geogràfica dels hàbitats. S'han seleccionat fins a cinc indicadors: I_6 , valor biogeogràfic; I_7 , extensió territorial; I_8 , diversitat topogràfica; I_9 , agrupació espacial; I_{10} , excentricitat espacial. L'índex és el resultat de l'agregació dels valors discretitzats dels cinc indicadors i del reescalat del valor final mitjançant el mateix procediment emprat per a l'*I/H* (vegeu apartat 4.4.). Els valors s'han assignat per un procediment que es detalla a continuació de forma sumària.

Es parteix dels cinc indicadors inclosos a l'*IIC* i la discretització dels seus valors (TAULA 41).

TAULA 41. Indicadors inclosos a l'índex d'interès corològic (*IIC*)

I_n = Indicador		V_n = Valor			
Notació	Descripció	1	2	3	4
I_6	Valor biogeogràfic	Regió amplia	Regió mitjana	Regió petita	Endemisme
I_7	Extensió territorial	> 10 %	1-10 %	0,1-1 %	< 0,1 %
I_8	Diversitat topogràfica	1	2	3	4
I_9	Agregació espacial	> 100	50-100	25-50	< 25
I_{10}	Excentricitat espacial	< 1	1-2	2-4	>4

L'*IIC* és el resultat de la suma dels valors discretitzats dels cinc indicadors i del reescalat del valor final entre 1 i 10, segons el procediment següent:

El procés d'obtenció:

L'interès corològic dels hàbitats (*IIC*)

Els indicadors seleccionats es relacionen segons l'algorisme:

$$IIC = 1 + [9 (\beta_i - \beta_{min}) / (\beta_{max} - \beta_{min})]$$

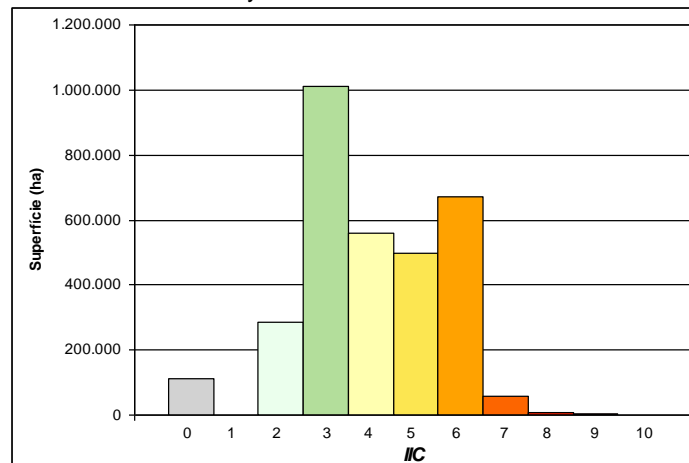
$$\beta = \sum_{n=6}^{n=10} V_n$$

$$V_n = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On V_n és el valor que poden prendre els indicadors emprats.

Aquest índex agrupa cinc indicadors (I_6 a I_{10}) que valoren els hàbitats en funció de les característiques que presenta la seva distribució en el territori (valor biogeogràfic, extensió en superfície, diversitat topogràfica, agregació en el territori i grau de perifèria dels polígons). De la combinació d'aquests indicadors en resulta un nombre relativament baix de polígons –i, per tant, superfície– amb valoració alta (FIGURA 15).

FIGURA 15. Valors de l'índex d'interès corològic (*IIC*) i superfícies concernides a Catalunya.



Les superfícies més valorades a Catalunya (MAPA 47) es concentren principalment a la Vall d'Aran (IMATGE 24) i l'Alta Ribagorça, un sector on es dona una combinació de condicions ecològiques força peculiars (condicions d'alta muntanya, atlanticitat, posició marginal, etc.). Altres sectors ben valorats són els

Pirineus orientals, el territori ruscínic, el Montnegre, la serralada Prelitoral i el territori sicòric. Els valors mitjans es concentren als Pirineus i Prepirineus, a la resta de sistemes muntanyosos i a les àrees litorals. Els sectors menys valorats es troben majoritàriament a les planes (Empordà, depressió prelitoral, planes interiors, etc.), majoritàriament ocupats per conreus, incloent-hi hàbitats amb molta superfície, distribuïts per tot el territori i amb escàs valor biogeogràfic.

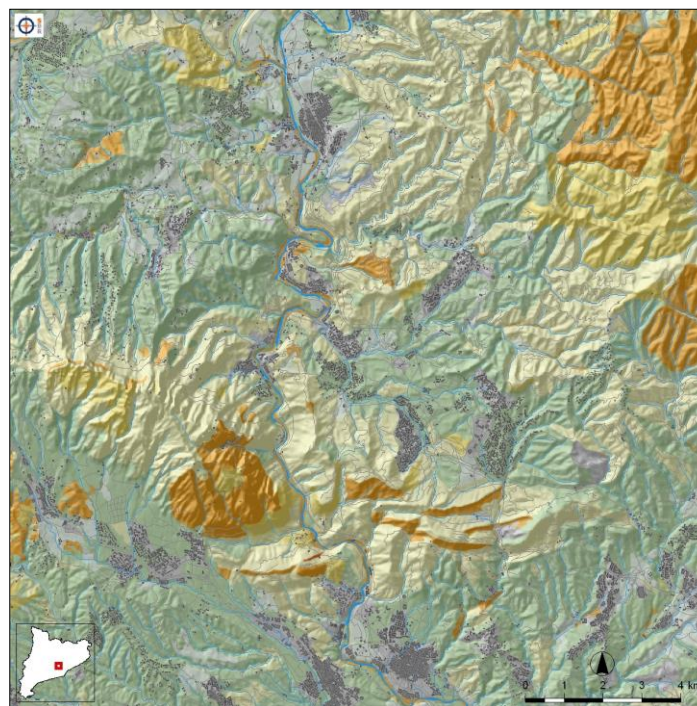
IMATGE 24. Paisatge de la muntanya aranesa, amb prats de dall, boscos mixtos de fons de vall, fagedes higròfiles, avetoses, etc. Els prats de dall, els boscos mixtos i les fagedes higròfiles són hàbitats amb una gran riquesa florística. Aquests hàbitats forestals corresponen a boscos madurs. L'atlanticitat i la posició marginal respecte la resta del territori fan que a la Vall d'Aran hi hagi una elevada concentració d'hàbitats amb un alt interès corològic.

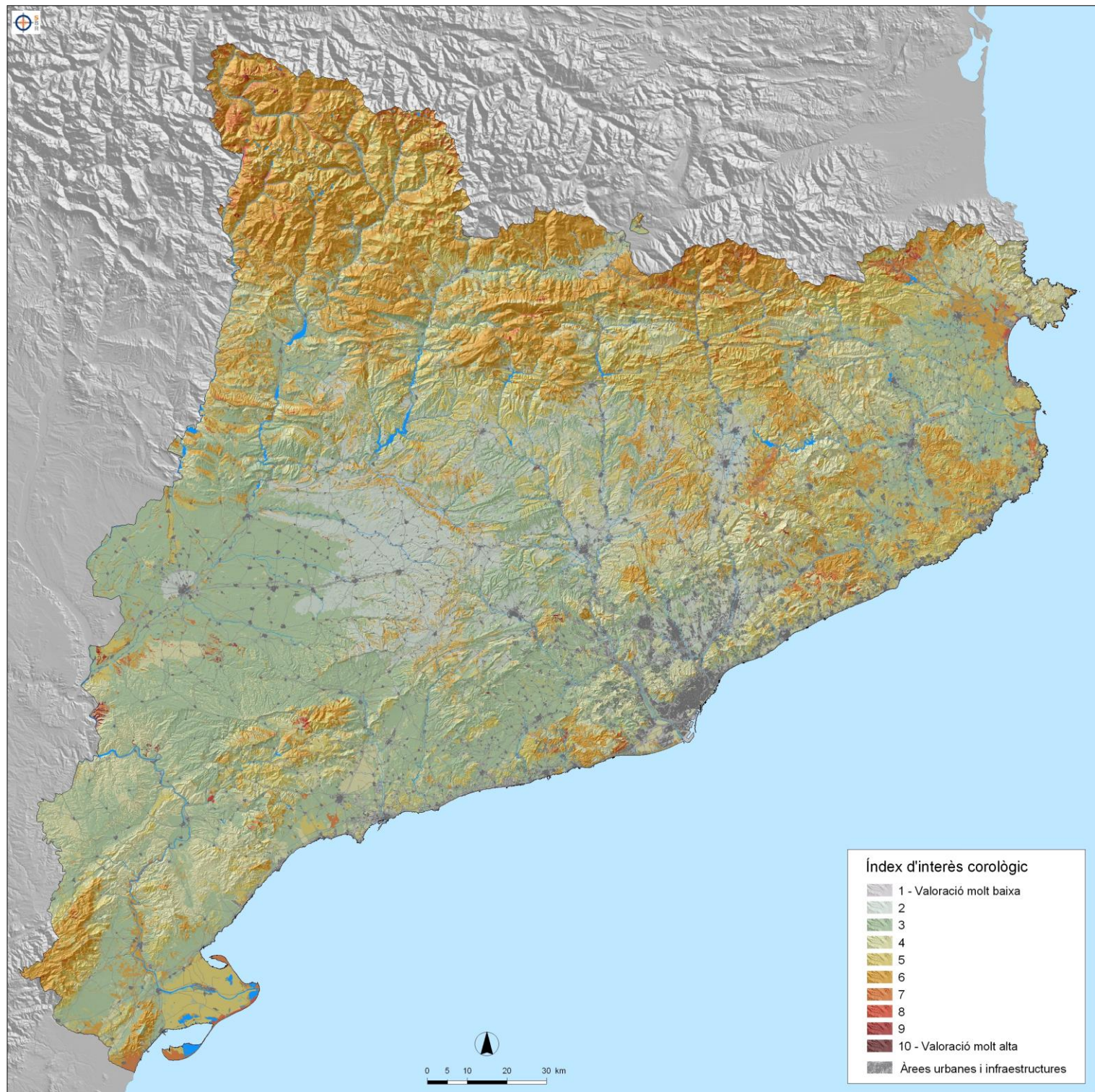


Pel que fa a la regió metropolitana de Barcelona (MAPA 48), les superfícies amb valors més baixos coincideixen amb les àrees agrícoles de la depressió prelitoral. D'altra banda, els sectors més ben valorats es concentren a les àrees muntanyoses (Garraf, Montserrat, Sant Llorenç, Montseny i Montnegre) on es troben la major part d'hàbitats singulars, especialment pel que fa al seu valor biogeogràfic, a la seva extensió territorial (són hàbitats relativament escassos) i a la seva agregació espacial (són hàbitats que sovint només es troben a les muntanyes).

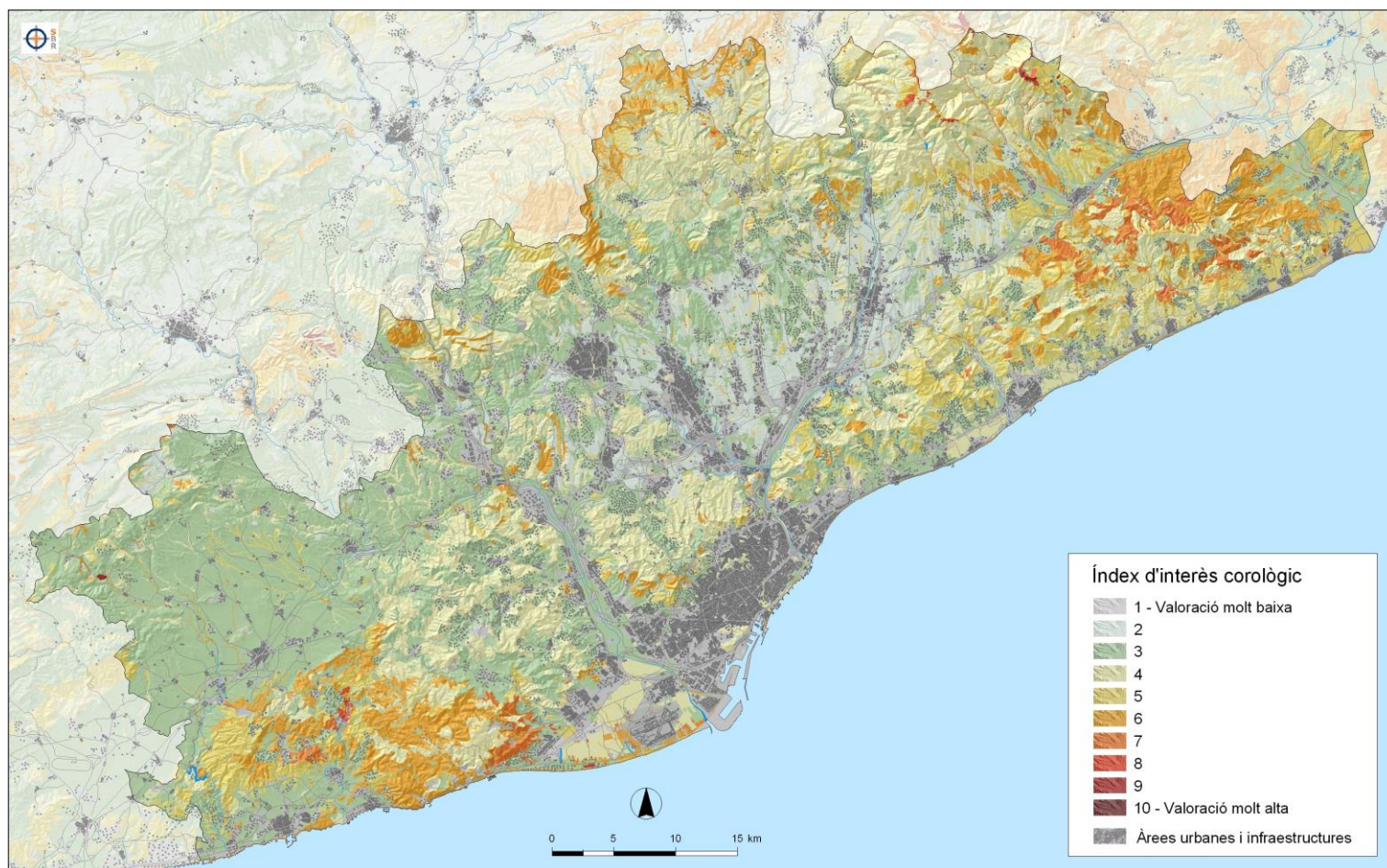
A les àrees muntanyoses és, justament, on l'índex pren els valors més alts. Com es pot veure en el mapa de detall (MAPA 46), als massissos de Sant Llorenç del Munt, Montserrat i la Fembra Morta, trobem una valoració de l'IIC en general mitjana, però amb petites àrees molt valorades. En efecte, s'hi fan hàbitats amb una distribució biogeogràfica limitada, poc estesos en el territori, força exigents en quant a la topografia, i que sovint es troben força agregats. Un dels hàbitats amb valoració molt alta i que compleix algunes d'aquestes característiques són les brolles amb escruixidor del massís de la Fembra Morta.

MAPA 46. Índex d'interès corològic (IIC) entre Montserrat i Sant Llorenç del Munt.



MAPA 47. Índex d'interès corològic (IIC) de Catalunya.

MAPA 48. Aplicació de l'índex d'interès corològic (IIC) a la regió metropolitana de Barcelona.



4.6. L'estructura del paisatge

L'índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*) pretén quantificar la capacitat del territori per a acollir espècies i processos ecològics, d'acord amb els postulats teòrics de l'ecologia del paisatge²⁵⁴, segons els quals existeix una estreta relació entre l'estructura -és a dir la composició, textura i configuració del paisatge i dels elements que el formen- i el seu funcionament ecològic. Aquesta hipòtesi de partida ha de ser, però, modulada per la intensitat dels usos antròpics adjacents que, especialment en àrees densament humanitzades com les de la mediterrània, esdevé un potent modificador del funcionament ecològic de la matriu territorial²⁵⁵.

Per a calcular els diferents indicadors que configuren l'índex, ha calgut agrupar els hàbitats de Catalunya en unitats més genèriques (TAULA 42). Aquestes unitats ecopaisatgístiques s'han determinat segons criteris fisiognòmics, successional, biogeogràfics i ecològics en general. La seva distribució a Catalunya (MAPA 49) mostra una elevada agregació espacial que, a grans trets, reproduïx les particularitats paisatgístiques dels diversos territoris fisiogràfics que trobem a Catalunya²⁵⁶. Aquestes són conseqüència de diverses particularitats topoclimàtiques, però també històriques i culturals associades al poblament humà.

Així, per exemple, les unitats forestals es concentren bàsicament al terç N i al quadrant NE, associades a

les àrees més humides (territoris pirinenc, prepirinenc, olositànic i catalanídic N). Fora d'aquestes, els boscos s'associen a les serralades (sobretot a la prelitoral), per una combinació de clima (més pluviositat i menor temperatura) i d'intensitat d'ús (menys intensiu en zones de muntanya). Per contra, els conreus de secà dominen les planes interiors (territoris ausosegàrric i sicòric) i prelitorals. Els regadius es situen a les planes costaneres i als deltes dels grans rius. Factors culturals isocioeconòmics, però també climàtics, determinen la distribució diferencial de conreus llenyosos (Penedès, Baix Ebre) i herbacis (Segarra).

TAULA 42. Agrupació dels hàbitats segons unitats de paisatge i superfícies concernides a Catalunya.

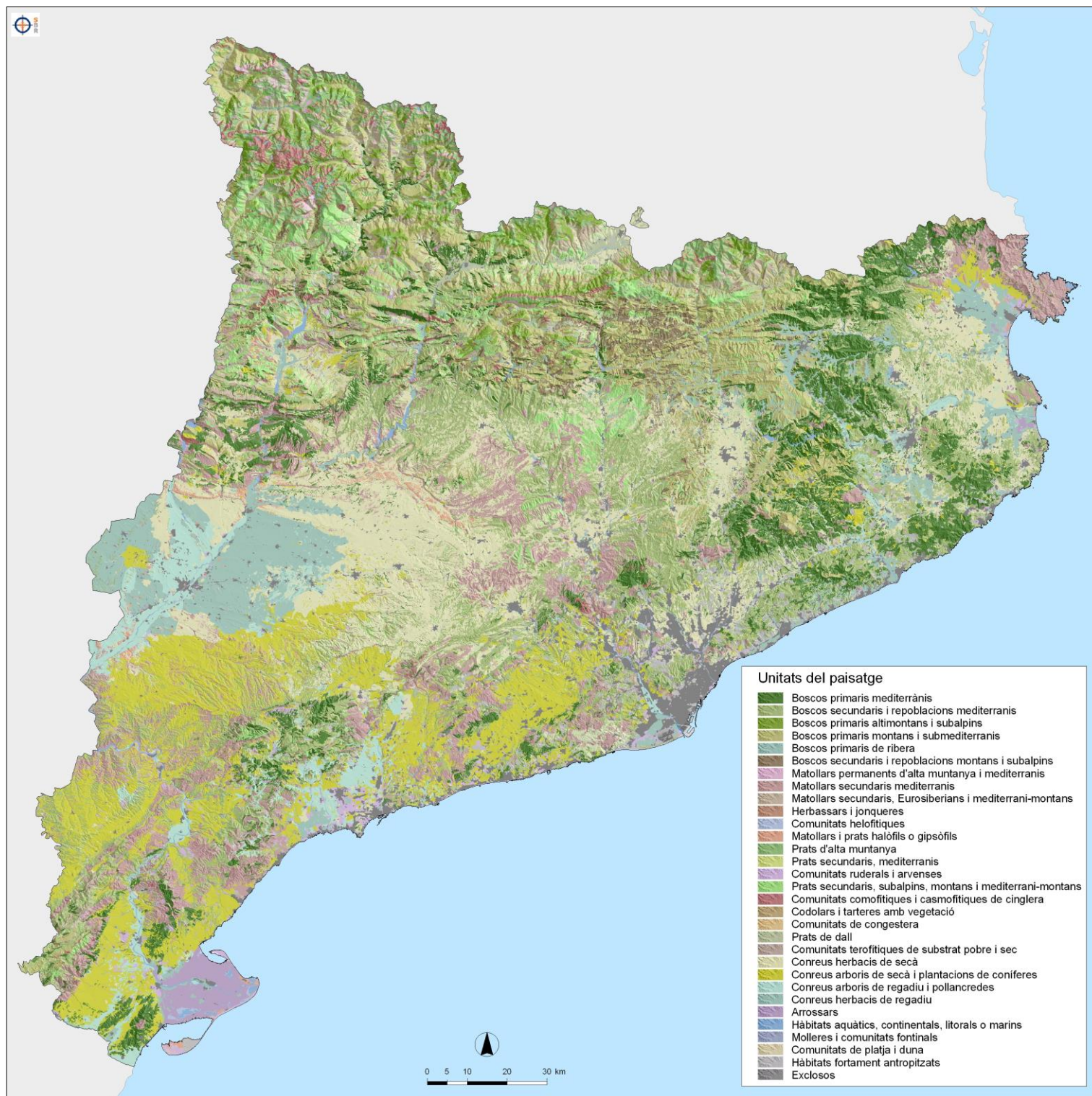
Unitats del paisatge	Superfície (ha)
Boscos primaris o quasi-primaris, mediterranis	289.055,41
Boscos secundaris i repoblacions mediterranis i submediterranis	493.880,13
Boscos primaris o quasi-primaris, altimontans i subalpins	61.370,03
Boscos primaris o quasi-primaris, montans i submediterranis	296.782,21
Boscos primaris o quasi-primaris, de ribera	13.923,51
Boscos secundaris i repoblacions montans i subalpins	50.559,48
Matollars permanents d'alta muntanya i muntanya mediterrània	11.134,97
Matollars secundaris mediterranis	289.604,53
Matollars secundaris, eurosiberians i mediterrani-montans	70.832,76
Herbassars i jonqueres	1.130,10
Comunitats helofítiques	5.631,28
Matollars i prats halòfils o gipsòfils	13.976,88
Prats d'alta muntanya	69.781,85
Prats secundaris, mediterranis	38.007,17
Comunitats ruderals i arvenses: erms, ambients ruderals, etc.	41.735,04
Prats secundaris, Subalpins, montans i mediterrani-montans	125.676,69
Comunitats comofítiques i casmofítiques de cinglera	39.732,80
Codolars i tarteres amb vegetació	16.324,64
Comunitats de congenera	292,70
Prats de dall	24.302,28
Comunitats terofítiques de substrat pobre i sec	1.722,71
Conreus herbacis de secà	441.842,84
Conreus arboris de secà i plantacions de coníferes	323.485,61
Conreus arboris de regadiu i pollancredes	103.557,36
Conreus herbacis de regadiu	177.042,30
Arrossars	23.891,45
Hàbitats aquàtics, continentals, litorals o marins	24.513,58
Molleres i comunitats fontinals	680,47
Comunitats de platja i duna	502,36
Hàbitats antròpics i altres, amb poca vegetació	49.295,20
Hàbitats exclosos	110.218,76

²⁵⁴ FORMAN, R.T.T. 1995a. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

²⁵⁵ GUIRADO, M. 2002. *Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular*. Universitat Autònoma de Barcelona.

²⁵⁶ BOLÒS, O. & J. VIGO. 1984. *Flora dels Països Catalans, 1*. Editorial Barcino.

MAPA 49. Unitats ecopaisatgístiques a Catalunya.



Un cop definides les unitats ecopaisatgístiques, s'han seleccionat els següents indicadors: I_{11} , el potencial de relació entre unitats del paisatge; I_{12} , la heterogeneïtat de contacte entre aquestes unitats; I_{13} , la integritat territorial davant d'una afectació antròpica; I_{14} , la complexitat de l'estructura vertical. A continuació es descriu el plantejament conceptual, el procés de càlcul i els resultats assolits a Catalunya.

4.6.1. El potencial de relació

Tal com afirma l'ecologia del paisatge manllevant els postulats de la teoria d'illes²⁵⁷ i aplicant-los a paisatges fragmentats, el manteniment de la biodiversitat es relaciona amb la mida dels fragments d'hàbitat i la distància entre aquests. En general, els fragments més grans i propers als continents d'hàbitat (o porcions d'hàbitat continu que queden) acullen una riquesa més gran d'espècies, i poden suportar millor els processos essencials per als ecosistemes. Això és especialment cert per a les espècies i els processos de d'interior de les taques o tessel·les²⁵⁸.

D'altra banda, segons la teoria de metapoblacions²⁵⁹, les poblacions de les diverses espècies que colonitzen els paisatges fragmentats conformen subpoblacions disperses per les peces més adequades dels arxipèlags d'hàbitat. La viabilitat d'aquestes metapoblacions depèn sovint de la mida de les illes, que determina el nombre d'individus que hi poden viure, però també de la distància a la que es troben i de la capacitat de dispersió de l'espècie, que determinen la relació potencial entre subunitats.

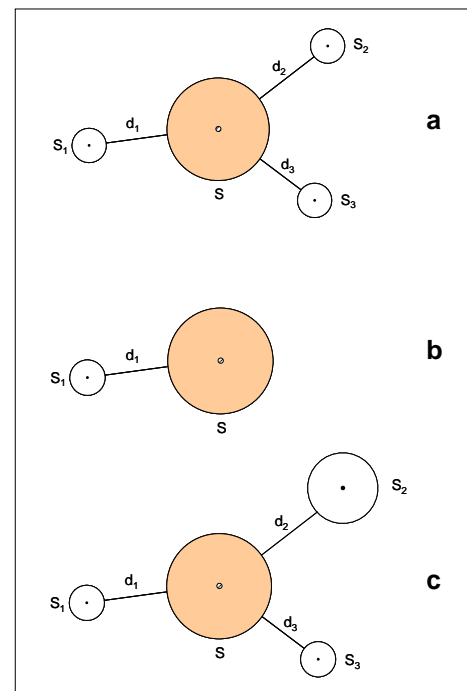
²⁵⁷ MCARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.

²⁵⁸ Treballs duts a terme al CREAF indiquen, per exemple, que la mida de bosc és un factor determinant en la distribució de les espècies d'arbres forestals eurosiberians a les muntanyes mediterrànies.

²⁵⁹ HANSKI, I.A. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.

L'aplicació d'ambdues teories en relació a la matriu territorial, permet avaluar la distribució de les tessel·les que configuren els hàbitats en el paisatge, considerant l'espai que les envolta com un obstacle als fluxos que caracteritzen els processos ecològics que hi tenen lloc²⁶⁰. La capacitat d'un paisatge per a acollir espècies i processos depèn, per tant, de la mida i la configuració espacial de les tessel·les. L'indicador pretén mesurar aquesta propietat potencial dels hàbitats mitjançant una expressió inspirada en la llei de la gravitació universal de Newton, que calcula el potencial de relació per a cada polígon (FIGURA 16). L'indicador és acumulatiu: com més polígons i més propers més potencial de relació entre hàbitats.

FIGURA 16. Potencial de relació d'una tessel·la respecte de les altres tessel·les del mateix tipus d'hàbitat. En el primer exemple (a) la tessel·la focal (en color) té més potencial que en el segon exemple (b) -per tenir més tessel·les-, i menys potencial que en el tercer exemple (c) -per tenir a prop una tessel·la més gran-.



²⁶⁰ MARGALEF, R. 1991. *Teoria de los sistemas ecológicos*. Publicacions de la Universitat de Barcelona.

Un dels aspectes més problemàtics és fixar quina és la mida funcional dels diversos hàbitats. La capacitat d'acollida d'espècies d'un hàbitat queda reflectida per la relació entre el nombre d'espècies i la superfície de les taques (coneguda en ecologia com la corba espècies-àrea). Habitualment, aquesta corba pren una forma asimptòtica, amb increments d'espècies cada cop menys importants a mesura que s'incrementa la superfície de la taca d'hàbitat²⁶¹.

Podem considerar la mida mínima funcional d'un hàbitat com aquella a partir de la qual s'assoleix un valor proper al màxim valor asimptòtic. La corba espècies/àrea és, tanmateix, diferent segons l'hàbitat, per la qual cosa la mida mínima funcional d'aquests també ho serà. Estudis previs recullen uns llindars mínims d'àrea per a diversos hàbitats que poden ser considerats com a superfícies mínimes funcionals²⁶². Recolzant-nos en aquesta proposta, s'introdueix el concepte de dimensió efectiva, que pretén ponderar la mida dels hàbitats segons diverses característiques d'aquests. Estimem llavors la dimensió efectiva dels polígons (S_e) com un quocient entre la seva superfície (S) i la constant anomenada dimensió característica (K), pròpia de cada hàbitat. Al seu torn, l'estimació de K s'ha dut a terme en funció de dos criteris²⁶³:

i) *Hospitalitat de l'hàbitat (H)*. S'assumeix que com menys extrem sigui l'ambient (humitat, recursos tròfics, temperatura, llum, etc.), menys necessitat

²⁶¹ FORMAN, R.T.T. 1995a. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

²⁶² MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona*. Ecosistemas, 11 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

²⁶³ La dimensió efectiva dels polígons (S_e) es calcula en base a la seva superfície (S) i la dimensió característica (K), pròpia de cada hàbitat:

$$S_e = S / K$$

Al seu torn, K s'ha calculat en funció de l'hospitalitat de l'hàbitat (H) i el port de la vegetació (P), segons l'algorisme següent:

$$K = (H + P^2) / 4$$

Finalment, es fa servir una estima ponderada de K , en funció dels hàbitats presents a cada polígon i del seu recobriment relatiu (r_i):

$$K_u = \sum (r_i K)$$

d'àrea presentarà per a assolir un màxim nombre d'espècies. Es defineixen les categories següents:

1. Hàbitats òptims (eutròfics, humits, etc.).
2. Hàbitats mèsics.
3. Hàbitats mesohalins i mesoxèrics.
4. Hàbitats xèrics.
5. Hàbitats extrems (salins, guixencs, sorrencs, etc.).

ii) *Port de la formació vegetal (P)*. S'assumeix que com menys port tingui la vegetació, menys necessitat d'àrea tindrà. Es defineixen les categories següents:

1. Comunitats terofítiques, hidrofítiques, de camèfits i hemicriptòfits glareícoles.
2. Comunitats hemicriptofítiques, camefítiques i conreus herbacis.
3. Comunitats d'helòfits, nanofaneròfits i conreus arboris.
4. Comunitats de macrofaneròfits.

Es planteja el potencial de relació (R) com un model newtonià de potencial gravitatori entre les dimensions efectives dels diversos polígons (S_e) i les seves distàncies relatives (d)²⁶⁴. La classificació final és:

1. *Valoració baixa*. Potencial de relació inferior a 100.
2. *Valoració mitjana*. Potencial entre 100 i 10.000.
3. *Valoració alta*. Potencial entre 10.000 i 1.000.000.
4. *Valoració molt alta*. Potencial superior a 1.000.000.

El procediment SIG es resumeix tot seguit:

²⁶⁴ La mesura s'inspira en la llei de gravitació de Newton i és acumulativa:

$$R = \sum (S_e s_{ei} / d_i^2)$$

On S_e és la dimensió efectiva del polígon problema, s_{ei} la de la resta de polígons afins, i d_i la distància entre el polígon problema i cadascun dels afins. L'indicador I_{11} és llavors una discretització de R .

El procés d'obtenció:

El potencial de relació (I_{11})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{11} = \sum (S_u S_i / K_u^2 d_i^2)$$

$$K_u = \sum (r_i K_h)$$

$$K_h = (H + P^2) / 4$$

$$H = \{0, 1, 2, 3, 4, 5\}; P = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On S_u és l'àrea de la unitat problema, s l'àrea de la resta d'unitats afins, d la distància entre la unitat problema i la resta, K_u la dimensió característica de la unitat del paisatge, K_h la dimensió característica de l'hàbitat, H l'hospitalitat de l'hàbitat i P = el port de la vegetació.

S'agrupen els hàbitats en unitats de paisatge. Es ponderen els valors de K segons el percentatge de recobriment i es calcula l'indicador. Els valors es discretitzen segons:

a) La distribució normal de les dades, seguint la fórmula:

$$R_n = 1 + 3 (\ln(1 + P_{11i} - P_{11min})) / \ln(1 + (P_{11max} - P_{11min}))$$

b) S'arrodoneixen els intervals segons valoració experta.

La classificació final és:

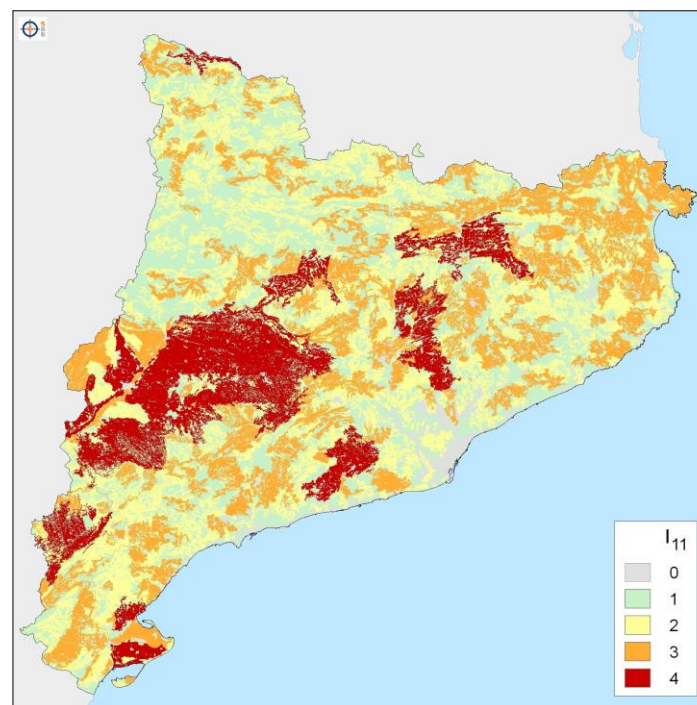
1. Baix. $R < 100$
2. Mitjana. R entre 100 i 10.000
3. Alt. R entre 10.000 i 1.000.000
4. Molt alt. $R > 1.000.000$

El potencial de relació es distribueix de forma molt heterogènia (TAULA 43). Com es pot veure en el mapa corresponent (MAPA 50), les àrees més valorades es localitzen a la plana de Lleida, l'Alt i Baix Penedès, el Moianès i el Solsonès. Als dos primers casos els hàbitats implicats són agrícoles: conreus herbacis i llenyosos, regats o no, a Lleida i vinyes al Penedès. En canvi, al Moianès i al Solsonès apareixen pinedes mediterrànies (*Pinus halepensis*) i submediterrànies (principalment de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*).

TAULA 43. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{11} (potencial de relació):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.099.913,75 ha	34,26 %
2. Mitjana	799.659,63 ha	24,91 %
3. Alta	747.938,19 ha	23,30 %
4. Molt alta	452.756,77 ha	14,10 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 50. Indicador I_{11} (potencial de relació) a Catalunya.



Màxims secundaris, d'extensió més petita, apareixen al Montsià (arrossars de l'hemidelta sud), al Baix Ebre (fruiterars llenyosos de secà de l'Ampolla i el Perelló) i l'Alt Pirineu (prats de *Festuca eskia* dels cims). Amb valor 3 trobem superfícies amb cobertes molt diverses: àrees relativament homogènies al Montnegre (alzinars), al Garraf i al Cap de Creus (matollars); àrees heterogènies amb mosaics agrícoles i agroforestals a l'Empordà, al territori Auso-Segarric (el Segrià, les Garrigues, l'Urgell, la Conca de Barberà, part del Priorat) i a la Catalunya humida

(Garrotxa, Pla de l'Estany, Gironès). La distribució dels valors més baixos (1, 2) és força heterogènia pel que fa a la seva distribució espacial i temàtica. Aplega àmbits tant dispars com el metropolitana barceloní, grans àrees del litoral i el prelitoral i l'alt Pirineu.

Les diferències entre hàbitats no són espectaculars, tot i que algunes classes destaquen pels seus valors elevats: alguns prats, matollars i boscos tant caducifolis com de coníferes. Malgrat això, cal indicar també que aquests grups amb valors mitjans més elevats mostren també una elevada desviació típica. Això es reflecteix també en el fet que els hàbitats amb els valors mitjans més elevats són força heterogenis: hi dominen els boscos, tant de coníferes com de caducifolis o mixts, i tant mediterranis com montans o subalpins. També hi apareixen alguns prats alpins i subalpins i alguns matollars bàsicament mediterranis. Els hàbitats menys afavorits són bàsicament antròpics, molts dels quals han estat exclosos i tenen valor 0. Pel que fa a la resta d'hàbitats, destaquen pels seus valors baixos una sèrie d'hàbitats caracteritzats per les seves petites dimensions: poblaments de jonques als estanys litorals, clapers i pedrusques, prats d'annuals, falgars, etc. També hi apareixen algunes plantacions arbòries.

4.6.2. L'heterogeneïtat de contacte

Durant les darreres dècades existí un cert debat sobre si cal mantenir algunes grans taques d'hàbitat o bé la mateixa superfície distribuïda en nombroses petites taques (*single large or several small, SLOSS*)²⁶⁵. La discussió SLOSS s'ha fet extensiva a una escala adequada per a la planificació aplicant-se a la mida i el nombre d'espais protegits. Recentment es reconeix la bondat de configuracions paisatgístiques que assegurin, alhora, unitats funcionalment adequades per a espècies d'interior i de marge, com és el cas

²⁶⁵ MEFFE G.K. & C.R. CARROLL. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.

dels paisatges agregats amb enclavaments²⁶⁶.

El potencial de relació de les taques d'hàbitat (I_{11} ; vegeu apartat anterior) és un atribut determinant per a l'acollida d'espècies i processos d'interior de taca, però no per a aquelles espècies que exploten les fronteres entre hàbitats (també anomenats marges o ecotons) o bé diversos hàbitats alhora i que han estat anomenades espècies de marge²⁶⁷. Cal, doncs, valorar la qualitat de les taques d'hàbitat no només per a les espècies d'interior, sinó també per a les de marge. Es proposa, per aquest motiu, el següent paràmetre que pretén complementar d'anterior amb una valoració del grau d'heterogeneïtat de les fronteres de cada polígon en funció de dos criteris bàsics de contrast.

i) *Contrast fisiognòmic* (C_f). Calculat a partir de les següents valoracions sobre les unitats genèriques:

0. No considerat: contactes amb espais urbans i viaris
1. Baix: contactes entre unitats fisiognòmiques semblants (bosc-bosc, matollar-matollar, prat-prat).
2. Moderat: contactes entre unitats fisiognòmiques força diferents (bosc-matollar, matollar-prat, bosc-conreu arbori, matollar-conreu arbori, matollar-comunitats helofítiques, prat-comunitats glareícoles, prats-comunitats helofítiques, etc.).
3. Alt: contactes entre unitats fisiognòmiques molt diferents (helòfits-comunitats glareícoles, matolls-hidròfits, matollar-comunitats glareícoles, bosc-comunitats glareícoles, bosc-prat, etc.).

ii) *Contrast ecològic* (C_e). En el càlcul es fan les següents valoracions:

²⁶⁶ FORMAN, R.T.T. & S.K. COLLINGE. 1996. *The "spatial solution" to conserving biodiversity in landscapes and regions*. DEGRAAF, R.M. & R.I. MILLER (eds.). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman and Hall. 537-568

²⁶⁷ LIDICKER, W.Z.J. & J.A. PETERSON. 1999. *Responses of small mammals to habitat edges*. BARRETT, G.W. & J.D. PELES (eds.). *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer-Verlag. 211-227.

0. *No considerat*: contactes amb espais urbans i viaris
1. *Baix*.
 2. *Moderat*
 3. *Alt*.

De la mitjana d'ambdós factors en resulta un índex de contrast (C_u) entre unitats del paisatge. Es calcula el contrast ecotònic (C)²⁶⁸, partint de la hipòtesi de que com més contrastats siguin els hàbitats més espècies diferents podrà acollir l'ecotò. Finalment s'obté l'indicador d'heterogeneïtat de contacte assignant als polígons el valor discret corresponent, en base a la distribució normal de les dades i arrodonit els intervals tenint en compte la valoració experta. La classificació que en resulta és la següent:

1. *Heterogeneïtat baixa*: $C < 1,5$.
2. *Heterogeneïtat mitjana*: $C = 1,5-2$.
3. *Heterogeneïtat alta*: $C = 2 - 2,5$.
4. *Heterogeneïtat molt alta*: $C > 2,5$.

Com a I_{11} , la complexitat del procés d'obtenció d' I_{12} ha obligat a restringir els càlculs a l'hàbitat principal de cada polígon. Es treballa amb estructura vectorial -línies i polígons- ja que es necessita saber quin és el contacte entre els polígons de les diferents unitats del paisatge. Com que els arcs determinen l'àrea dels polígons i tots tenen un origen i un final en els nodes, el SIG determina quins polígons tenen a dreta i a esquerra tots els arcs i amb aquesta informació, mitjançant un programa de base de dades, es pot calcular I_{12} . El procés seguit per a la representació cartogràfica s'explica en el quadre següent:

²⁶⁸ El contrast ecotònic (C) queda formalitzat de la següent manera:

$$C = \sum (C_u P_c) / P_t$$

On C_u és el contrast entre unitats, P_c el perímetre de contacte entre polígons i P_t el perímetre total del polígon.

El procés d'obtenció:

L'heterogeneïtat de contacte (I_{12})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$P_{12} = \sum (C_u P_c) / P_t$$

$$C_u = (C_f + C_e) / 2$$

$$C_f = \{0, 1, 2, 3\}$$

$$C_e = \{0, 1, 2, 3\}$$

On C_u és el contrast entre unitats, P_c el perímetre de contacte entre polígons, P_t el perímetre total del polígon, C_f el contrast fisiognòmic i C_e el contrast ecològic.

Una anàlisi topològica permet obtenir una taula pels polígons i altra taula pels perímetres corresponents. Es localitzen, per a cada arc, les unitats de paisatge de cada costat i s'assigna C_u segons la matriu d'ecotonia. Es multipliquen els C_u dels arcs per la seva longitud i es calculen els perímetres P_t dels polígons. Llavors s'elabora una taula pels polígons que estan a l'esquerra i altra taula pels que estan a la dreta, amb els P_c i P_t corresponents. Finalment, es vinculen els polígons amb les dues taules elaborades en el pas anterior i es calcula l'indicador. Els valors obtinguts es discretitzen segons:

a) La distribució més normal de les dades, seguint la fórmula:

$$C_n = 1 + 3(\ln(1 + (EC_f - EC_{min})) / \ln(1 + (EC_{max} - EC_{min})))^3$$

b) S'arrodoneixen els intervals en base a valoració experta.

La classificació final és:

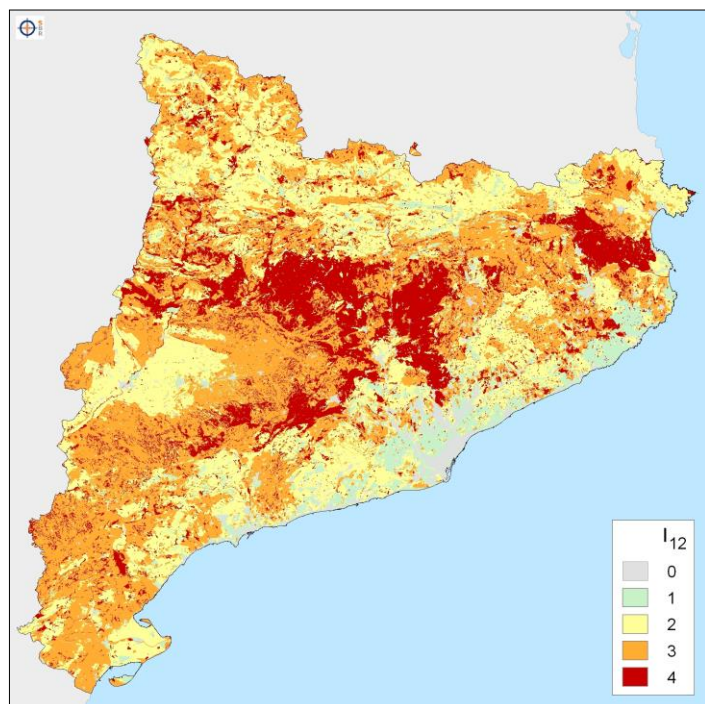
1. Baixa.: $C < 1,5$
2. Mitjana: C entre 1,5 i 2
3. Alta. C entre 2 i 2,5
4. Molt alta. $C > 2,5$

Els resultats mostren valors molt alts (TAULA 44) en un arc que limita el Prepirineu i el Prelitoral amb la plana de Lleida (la Noguera, Solsonès, Berguedà, Bages, Anoia, Segarra, Conca de Barberà i Garrigues) i una ròtula integrada pel Moianès (MAPA 51). Els territoris fitogeogràfics Prepirinenc i Auso-Segàrric, integrats per paisatges agroforestals dominats per pinedes i conreus de secà, es configuren com un gran ecotò regional amb connotacions biogeogràfiques evidents, que separa territoris climàticament molt contrastats.

TAULA 44. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{12} (heterogeneïtat de contacte):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	220.081,92 ha	6,86 %
2. Mitjana	1.004.596,69 ha	31,29 %
3. Alta	1.301.039,94 ha	40,52 %
4. Molt alta	574.549,79 ha	17,90 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 51. Indicador I_{12} (heterogeneïtat de contacte) a Catalunya.



Un altre emplaçament molt valorat encara que de menor entitat, correspon al contacte biogeogràfic en el límit de la dorsal pluviomètrica dominada per boscos planifolis i la plana de l'Empordà, essencialment agrícola (Pla de l'Estany, Gironès, Alt i Baix Empordà). El paisatge d'aquest territori és integrat per mosaics agroforestals molt diversos (matrius agrícoles, forestals de coníferes, forestals d'esclerofil·les, matollars, etc.). Valors alts (3) també els trobem en algunes àrees interiors del sud de Catalunya, de matriu agrícola però amb enclavaments

forestals (brolles i pinedes) i en zones (Garrotxa, Pla de l'Estany, Gironès) amb paisatges totalment oposats als primers, es a dir, forestals amb enclavaments agrícoles. Amb valors inferiors (2) trobem àrees homogènies, agrícoles (Delta de l'Ebre, Plana irrigada de Lleida, Penedès), o forestals (Montseny, Prepirineu i Pirineu oriental i central).

Sembla que l'indicador ve condicionat pel gra del paisatge, ja que els valors màxims apareixen en alguns paisatges fragmentats, amb gra relativament fi, seguits de paisatges menys fragmentats, amb agregats de grans dimensions i petits enclavaments. Els paisatges menys valuosos correspondrien, segons aquesta valoració, als més homogenis. És un atribut del paisatge, no de les seves peces: no hi ha cap relació entre l'àrea dels polígons i la seva ecotonia pel que fa al conjunt de polígons de la CHC²⁶⁹.

Els hàbitats amb valors més elevats corresponen a comunitats generalment de petites dimensions (basses i estanys, mollerres, comunitats de clariana de bosc, etc.) i comunitats forestals també de reduïda extensió (tamarigars, alberedes d'interior, etc). Al costat, però, hi apareixen les pinedes mediterrànies i submediterrànies (*Pinus halepensis*, *Pinus nigra*) i les rouredes seques (*Quercus faginea*), totes elles actors principals dels paisatges de gra fi presents en el territori auso-segàrric. Per contra, altres actors destacats com els conreus de secà no hi apareixen, probablement pel poc contrast ecotònic que presenten a la seva perifèria els polígons de les grans àrees agrícoles (la Depressió Central, per exemple).

4.6.3. La integritat territorial

Una de las conseqüències més evidents de la fragmentació dels sistemes naturals és la fragilitat de

²⁶⁹ Segons estimació realitzada amb el programari estadístic SPSS, tenint en compte els models més usuals (linears, curvilinears, logarítmics, exponencials, etc.).

les vores dels fragments respecte les perturbacions d'origen antròpic. S'ha demostrat més mortalitat d'espècies de fauna i flora als marges que a l'interior de les tessel·les que configuren el paisatge²⁷⁰, així com la conseqüent reducció de la superfície dels fragments²⁷¹. Tanmateix, el concepte de l'anomenat efecte marge es complex i pot implicar nombrosos mecanismes, depenent de l'organisme o la variable d'estudi. El contacte amb usos antròpics del territori és una font essencial de perturbacions (contaminació, soroll, freqüentació, etc.) dels fragments d'hàbitats naturals i seminaturals. Nombrosos estudis posen de manifest els efectes significatius de les àrees urbanes i les carreteres sobre la composició i l'estructura dels fragments adjacents²⁷². Per tal de recollir l'impacte d'aquests espais antròpics sobre la qualitat dels hàbitats es proposa un indicador que pretén valorar la perforació i adjacència per espais urbans o viaris mitjançant una aproximació quantitativa.

Es treballa amb estructura vectorial, ja que es necessita saber quin és el contacte entre els polígons de les diferents unitats del paisatge, respecte els arcs que caracteritzen les xarxes d'infraestructures. El SIG defineix quin polígon tenen a dreta i a esquerra tots els arcs considerats. Finalment, mitjançant un gestor de bases de dades, es determina I_{13} . S'assigna als polígons el valor discret corresponent, en base a la distribució normal de les dades obtingudes. La classificació que en resulta és la següent:

1. *Integritat baixa*: coeficient superior a 100

2. *Integritat mitjana*: coeficient entre 10 i 100

²⁷⁰ MILLS, L. S. 1995. *Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants*. Conservation Biology, 9. 395-402.

²⁷¹ HARRIS, L.D. 1988. *Edge effects and conservation of biotic diversity*. Conservation Biology, 2. 330-332.

²⁷² FORMAN, R.T.T. 2000. *Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States*. Conservation Biology, 14. 31-35.

3. *Integritat alta*: coeficient entre 0 i 10

4. *Integritat molt alta*: cap afectació antròpica

El quadre següent en resumeix el procediment SIG:

El procés d'obtenció:

La integritat territorial (I_{13})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{13} = K_u P_a / S_u$$

$$P_a = P_i + P_d$$

On P_a és el perímetre d'afectació antròpica, P_i el perímetre inclòs i P_d el perímetre adjacent.

S'intersequen les tipologies urbanes del mapa d'hàbitats amb les unitats del paisatge. Es seleccionen les xarxes viària i ferroviària (planimetria 1:50.000 de Catalunya; ICC, 2000) i s'intersequen amb les unitats del paisatge. S'exporten els resultats a un programa de tractament de bases de dades. Es calcula l'indicador. La classificació final és:

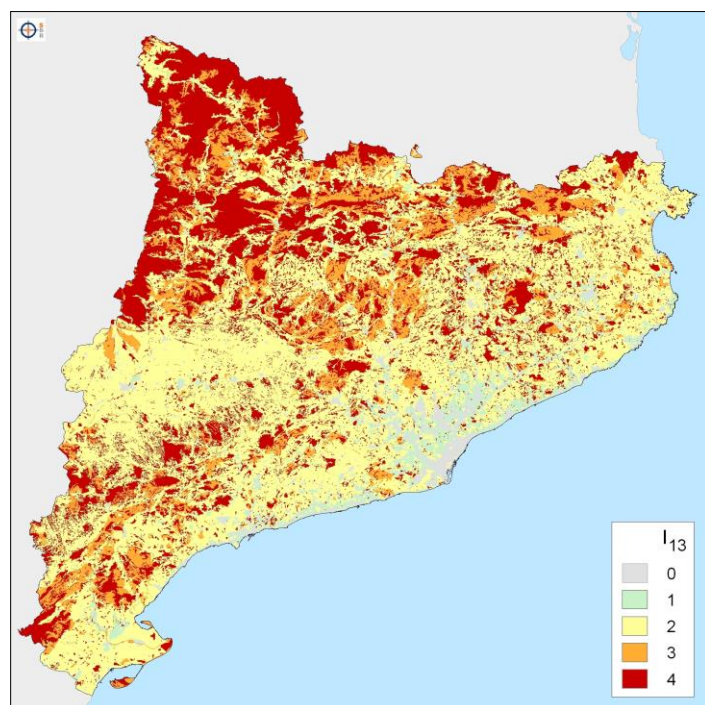
1. Baixa. Grau d'afectació > 100
2. Mitjana. Grau d'afectació entre 10 i 100
3. Alta. Grau d'afectació entre 0 i 10
4. Molt alta. Sense afectació

Bona part de Catalunya presenta valors d'integritat mitjans (TAULA 45). D'altra banda, són més abundants els valors elevats (3 i 4) que els baixos (0 i 1). Els resultats d'aquest indicador són lògics atès que els valors màxims es concentren als extrems menys desenvolupats de Catalunya (MAPA 52), lluny de les àrees metropolitanes i costaneres; així, els trobem als Pirineus més occidentals (Vall d'Aran, Pallars, Alta Ribagorça) i a les comarques interiors més meridionals que envolten els Ports (Ribera d'Ebre i Terra Alta, especialment). Els valors alts (3) es distribueixen bàsicament als Prepirineus i Pirineus i a les serres prelitorals i planes interiors meridionals.

TAULA 45. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{13} (integritat territorial).

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	181.934,75 ha	5,67 %
2. Mitjana	1.630.731,43 ha	50,79 %
3. Alta	442.265,12 ha	13,78 %
4. Molt alta	845.337,03 ha	26,33 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 52. Indicador I_{13} (integritat territorial) a Catalunya.



Els hàbitats menys afectats per cobertes urbanes i d'infraestructures corresponen als més inaccessibles. De fet, bona part són culminals (prats i herbassars alpins i subalpins, matollars alpins, de congestes i crestalls, etc.), d'altres són de terra baixa però poc accessibles (codolars, penya-segats litorals, pedrusques i pradells de teròfits, etc.). També hi apareixen boscos reclosos a indrets inaccessibles com ara els repeus de cingle (teixedes). Per contra, els més afectats són hàbitats propis del litoral, molts d'ells secundaris (pinedes pi pinyer, prats d'albellatge,

etc.) Cal destacar la profusió d'hàbitats litorals, que inclouen penya-segats, platges i aiguamolls. Al costat d'aquests hi apareixen també hàbitats clarament antròpics com ara els canyars, els parcs i jardins o les àrees urbanitzades amb restes de vegetació.

4.6.4. La complexitat vertical

La quantitat d'espècies que pot acollir un paisatge no és només resultat del nombre, abundància relativa i configuració espacial dels hàbitats que el conformen, sinó també de propietats relatives a la complexitat estructural d'aquestes unitats. En general, cal esperar un augment de la biodiversitat amb l'estructura vertical, des de les comunitats herbàcies a aquelles que presenten més d'un estrat arbori²⁷³.

Els patrons de relació entre estructura i biodiversitat dels hàbitats són, però, complexos i modulats per múltiples factors, com ara els històrics, els geogràfics, els climàtics o els topogràfics, per citar-ne alguns dels més rellevants. D'altra banda, l'estat successional dels hàbitats també condiciona la seva riquesa d'espècies²⁷⁴. En general, cal esperar màxims de diversitat en estadis intermedis de la successió ecològica, atesa la coexistència d'espècies pròpies dels estadis inicials i dels més avançats²⁷⁵. I també en aquelles comunitats que suporten nivells intermedis i recurrents de pertorbació, tal com prediu la teoria ecològica de la pertorbació intermèdia²⁷⁶.

²⁷³ L'anàlisi de les relacions entre variables estructurals, funcionals i riquesa de plantes llenyoses -a partir de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya- confirma la complexitat dels patrons de biodiversitat forestal, amb mínims als ambients més extrems i estrats arboris més dens. Existeix també una relació directa entre riquesa d'espècies i producció primària.

²⁷⁴ MARGALEF, R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press.

²⁷⁵ ODUM, E.P. 1969. *The strategy of ecosystem development*. Science, 164. 262-270.

²⁷⁶ CRAWLEY, M. (ed.). 1997. *Plant ecology*. Blackwell Science. Oxford.

Atesa la complexitat de cercar unes regles bàsiques que relacionin la complexitat estructural de les comunitats amb la biodiversitat que suporten, s'ha optat per valorar mitjançant judici expert els diversos hàbitats de la CHC, segons les classes següents:

1. Comunitats herbàcies baixes i conreus anuals.
2. Comunitats arbustives baixes, herbàcies altes i conreus herbàcis perennes.
3. Comunitats arbustives altes, arbòries baixes i conreus llenyosos.
4. Comunitats arbòries altes.

Per a la representació cartogràfica s'ha seguit el següent procediment:

El procés d'obtenció:

La complexitat vertical (I_{14})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{14} = \sum (u_i V_i)$$

$$V = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

$$u = \sum (r_i S_{p_i}) / S_u$$

On V és l'estructura vertical, u el recobriment hàbitat per unitat i S_p l'àrea del polígon per unitat.

Es pondera l'estructura vertical per a cada polígon d'hàbitat segons el percentatge de recobriment. S'agrupen els hàbitats segons les unitats de paisatge considerades. Es calcula l'indicador. S'obtenen valors sencers entre 1 i 4:

1. Baixa. Comunitats herbàcies baixes i conreus anuals.
2. Mitjana. Comunitats arbustives baixes, herbàcies altes, etc.
3. Alta. Comunitats arbustives altes, arbòries baixes, etc.
4. Molt alta. Comunitats arbòries altes.

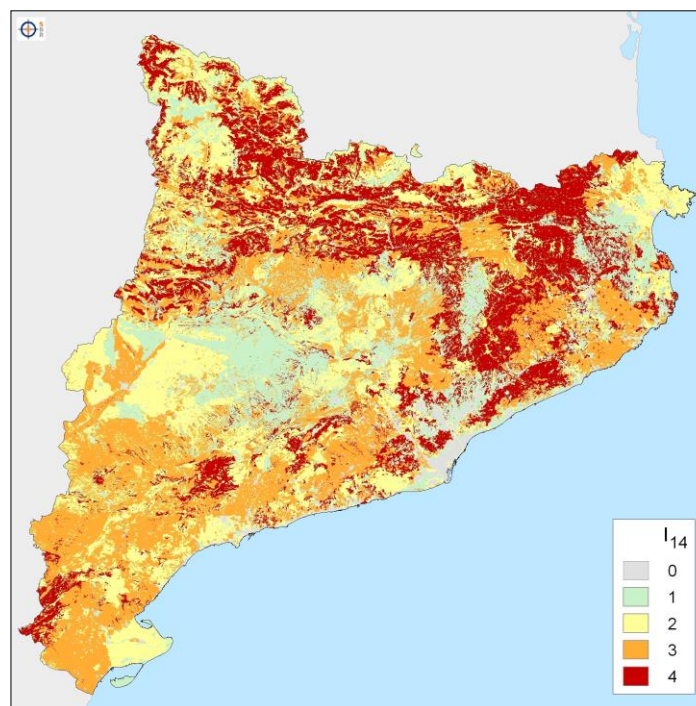
La complexitat vertical a Catalunya és dominada pels valors mitjans o elevats (TAULA 46). Els punts on es concentren els valors més elevats corresponen a les masses forestals més esponeroses dels Pirineus i

Prepirineus i de la Serralada Transversal (MAPA 53). També a la Serralada Prelitoral i Litoral Nord, fins aproximadament el Penedès. Els Ports constitueixen un màxim aïllat al sud de Catalunya. Per contra, els valors més petits corresponen a l'entorn metropolità de Barcelona (Barcelonès, Vallès i Maresme) i Girona (Girona-Figueres), i a la zona agrícola que s'estén entre la Segarra i l'Urgell. Àrees agrícoles com el Penedès gaudeixen, en canvi, de valors mitjans a causa de la predominança dels conreus llenyosos.

TAULA 46. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{14} (complexitat vertical):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	543.676,70 ha	16,93 %
2. Mitjana	850.422,68 ha	26,49 %
3. Alta	1.005.924,72 ha	31,33 %
4. Molt alta	700.244,24 ha	21,81 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 53. Indicador I_{14} (complexitat vertical) a Catalunya.



Els valors són notablement més elevats per als hàbitats forestals arbrats, cosa que és conseqüència directa del procediment de construcció de l'indicador. A conseqüència de l'assignació dels valors per judici expert la variància dels valors de les classes és baixa (hi ha molta coincidència entre els valors assignats als hàbitats d'una determinada classe). La relació entre els tipus d'hàbitat (grans tipus en què s'estructura la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya) i l'estructura vertical és elevada (estadístic V de Cramer del 0,77).

4.6.5. El càlcul i la representació

L'índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*) pretén quantificar la capacitat del territori d'acollir espècies i processos ecològics, d'acord amb els postulats teòrics de l'ecologia del paisatge, segons els quals existeix una relació entre l'estructura i el funcionament ecològic del paisatge. S'han seleccionat els següents indicadors: I_{11} , el potencial de relació entre unitats del paisatge; I_{12} , la heterogeneïtat de contacte entre aquestes unitats; I_{13} , la integritat territorial davant d'una afectació antròpica; I_{14} , la complexitat de l'estructura vertical. Els valors s'han assignat per un procediment que es detalla a continuació (TAULA 47).

TAULA 47. Indicadors inclosos a l'índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*)

I_n = Indicador		V_n = Valor			
Notació	Descripció	1	2	3	4
I_{11}	Potencial de relació	<100 Km ²	100-10000	10000-1000000	>1000000 Km ²
I_{12}	Ecotonia ecològica	< 1,5	1,5-2	2-2,5	> 2,5
I_{13}	Integritat territorial	> 100	10-100	0-10	0
I_{14}	Estructura vertical	Molt baix	Baix	Mitjà	Alt

L'*IEE* és el resultat de la suma dels valors discretitzats dels quatre indicadors i del reescalat del valor final entre 1 i 10, segons el procediment següent:

El procés d'obtenció:

L'estructura ecopaisatgística (*IE*)

Els indicadors seleccionats es relacionen segons l'algorisme:

$$IEE = 1 + [9 (y_i - y_{min}) / (y_{max} - y_{min})]$$

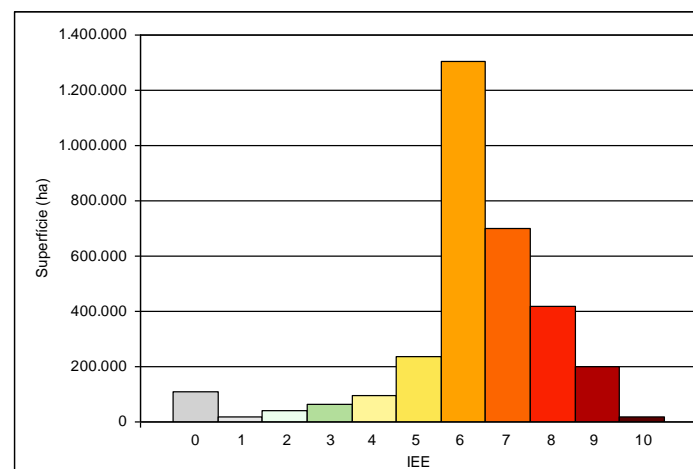
$$y_i = \sum_{n=1}^{n=14} V_n$$

$$V_n = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On V_n és el valor que poden prendre els indicadors emprats.

La distribució dels resultats de l'índex dóna una moda en valors alts (6 i 7) quan s'aplica a Catalunya (FIGURA 17). A mesura que ens allunyem per sobre i per sota d'aquests valors el percentatge de superfície implicada esdevé més baix (excepte per als hàbitats exclosos). L'aplicació cartogràfica a Catalunya dona, per tant, colors força càlids (MAPA 55), que representen, precisament, la valoració alta que se'n fa de les unitats ecopaisatgístiques del país.

FIGURA 17. Valors de l'índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*) i superfícies concernides a Catalunya.



La combinació dels índexs parcials en l'*IEE* dóna resultats no directament esperables a partir de l'anàlisi dels primers, ja que els valors més alts es localitzen principalment en zones forestals, com al Moianès-Bertí (Vallès Occidental, Vallès Oriental,

Bages i Osona) on hi trobem valors 9 - 10 en pinedes mediterrànies i submediterrànies (*Pinus halepensis*, *Pinus pinea*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*), conreus i matollars (IMATGE 25). Al Solsonès s'hi troben valors de 9 en pinedes de *Pinus nigra* i conreus. També a l'alta Garrotxa i al Pla de l'Estany hi trobem valors de 9 en alzinars i pinedes de *Pinus halepensis*; a les Gavarres els trobem sobre suredes i pinedes de *Pinus halepensis*; a les Alberes en alzinars; als Ports sobre pinedes mediterrànies i submediterrànies.

IMATGE 25. Panoràmica dels cingles de Bertí (segon terme), des del Montseny fins a Sant Llorenç de Munt i Montserrat (al fons). Separen l'altiplà del Moianès, zona de contacte dels paisatges submediterranis de la Catalunya humida, amb els ambients mediterranis del Vallès. Estan formats per materials sedimentaris propis de la depressió central catalana, com són els gresos, les calcàries, les fossilíferes o les margues. Els vessants són coberts per alzinars, pinedes de pins blancs i pinyers i pinassa, garrigues i brolles. Valors molt alts per a l'índex d'estructura ecopaisatgística.



Valors de 8 apareixen en moltes àrees i sobre hàbitats diversos. Al Gironès i la Garrotxa en alzinars (Rocacorba); al prelitoral central (Miralles) en pinedes; al prepirineu occidental (Noguera) en carrascars i pinedes; al prepirineu oriental (Cadí) en prats i pinedes montanes i subalpines; al Baix Ebre en conreus arboris de secà. Valors de 7 són més freqüents en conreus principalment llenyosos: de secà

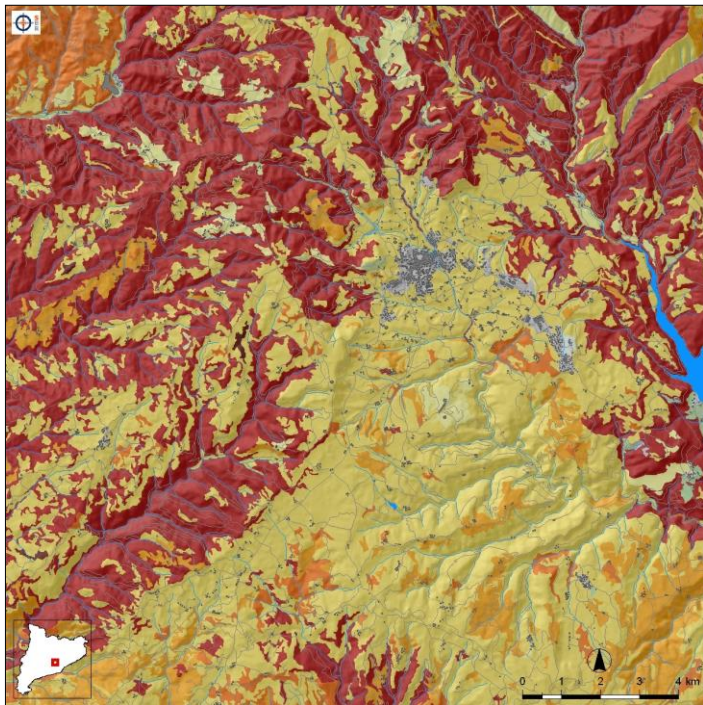
al samontà dels Ports, al Baix Ebre-Montsià, i al baix Segrià i les Garrigues; de regadiu a l'alt Segrià i la Noguera; de vinya al Penedès, a vegades alternats amb àrees forestals (Bages-Anoia). També tenen valor 7 boscos amb matollars i prats alpins i subalpins del Pirineu axial (Pallars, Alt Urgell i Cerdanya).

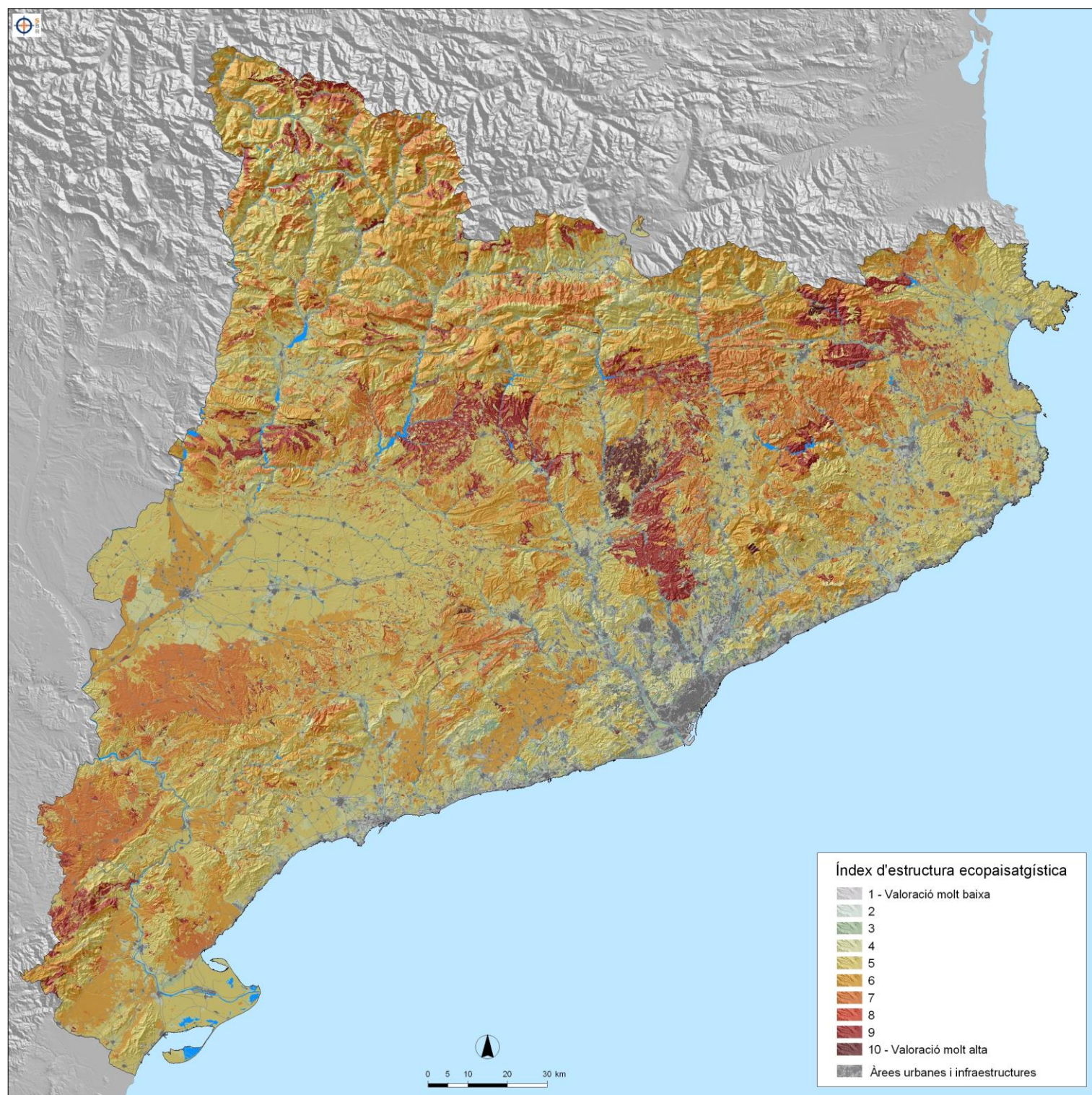
Diverses àrees agrícoles amb mosaics de conreus llenyosos i herbacis (Segarra-Urgell, Pla d'Urgell, Empordà, Gironès, Tarragona, Baix Ebre) presenten valors de 6. Els valors més baixos (d'1 a 4) es concentren en àmbits metropolitans de l'entorn de Barcelona (Barcelonès, Baix Llobregat, Vallès i Maresme) i a la costa, aproximadament entre els caps de Creus i de Salou. Els hàbitats costaners presenten una estructura ecopaisatgística especialment dolenta per diversos motius: dimensions ja de per sí reduïdes, distribució molt puntual pel territori, proximitat a àrees humanitzades i port habitualment herbaci.

Pel que fa a la regió metropolitana de Barcelona, el patró que s'observa és força heterogeni (MAPA 56). Hi destaquen dues àrees molt diferents: el Moianès-Bertí i el Penedès, ja comentats abans. En general sovintegen els valors mitjans, més elevats en massissos forestals relativament perifèrics (Montseny, Montnegre, Sant Llorenç del Munt) que en àrees més properes a Barcelona (Garraf, Ordal). Destaca especialment el cas de Collserola que, malgrat el seu caràcter forestal, presenta valors relativament baixos derivats del seu aïllament enmig d'àrees urbanes.

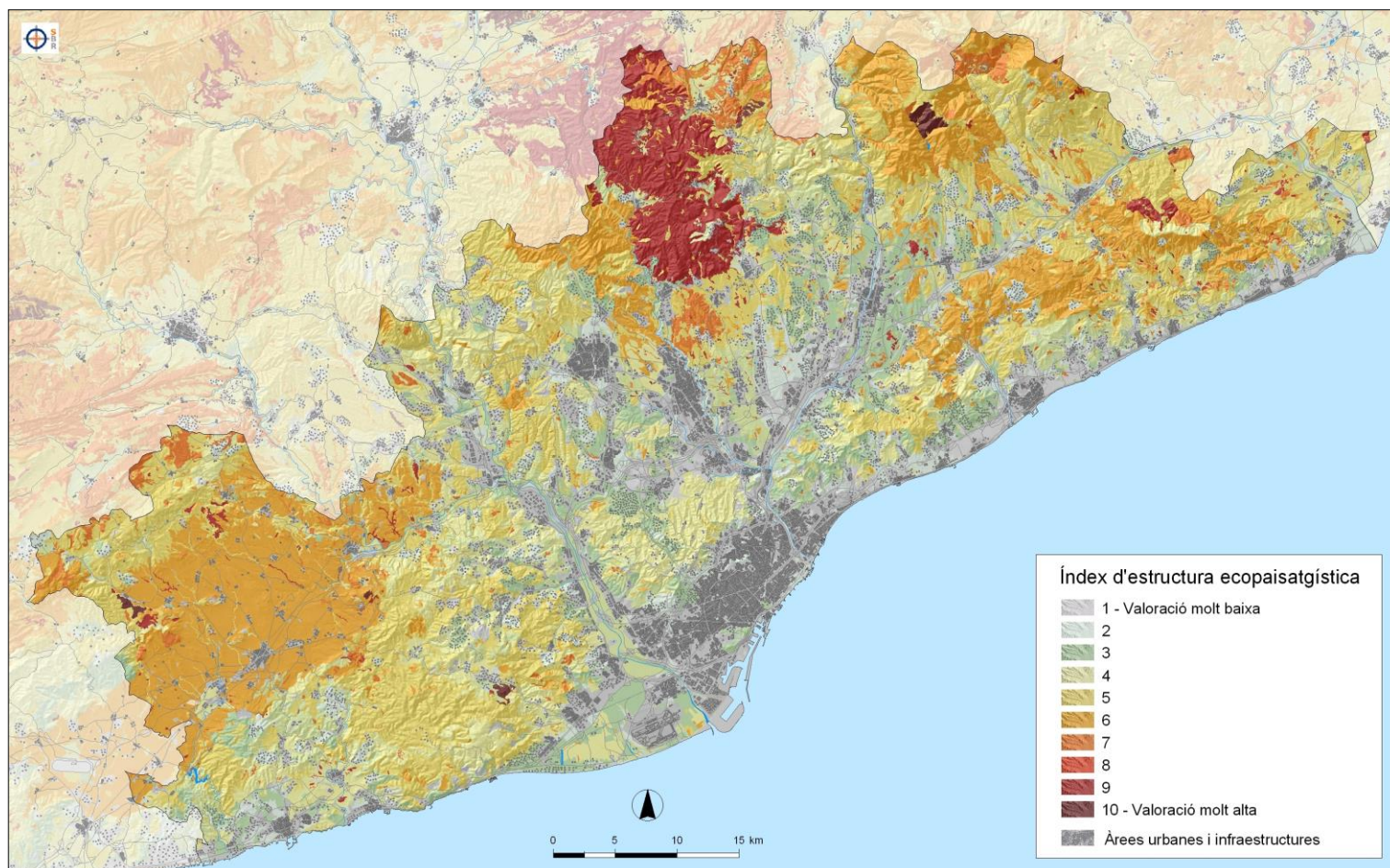
En el mapa de detall (MAPA 54) presentem el cas concret dels voltants de Solsona. Es tracta d'un fragment del territori fitogeogràfic anomenat aussegàrric, que posa en contacte la plana de Lleida (territori sicòric) amb el Prepirineu. L'IEE dona una curiosa distribució dels valors per hàbitats, els més alts (9 i 10) concentrats en boscos (pinedes submediterrànies, rouredes seques i boscos mixts) i els mitjans (4 a 6) distribuïts preferentment en conreus herbacis de secà. Cal suposar que l'efecte de I_{14} (complexitat vertical) és determinant en aquest cas.

MAPA 54. Índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*) a l'àmbit de Solsona.



MAPA 55. Índex d'estructura ecopaisatgística (*IEE*) a Catalunya.

MAPA 56. Índex d'estructura ecopaisatgística (IEE) a la regió metropolitana de Barcelona.



4.7. El servei ecosistèmic

La valoració del patrimoni natural ha estat tradicionalment centrada en el valor intrínsec de les espècies, les comunitats i els hàbitats, atenent a criteris taxonòmics, ecològics, biogeogràfics o de conservació clàssics. Aquesta visió naturalista és actualment qüestionada per molts autors que veuen la necessitat d'incloure els serveis que ens proporcionen els ecosistemes en llur valor de conservació. En aquest sentit, cal destacar els intents de valorar en termes econòmics els serveis prestats pels hàbitats naturals i seminaturals. En un treball considerat clàssic²⁷⁷ s'arriben a definir i valorar econòmicament els serveis ecosistèmics a escala global. Aquest estudi és probablement imprecís a causa dels mètodes emprats, i millorable a mesura que s'avanci en la definició i valoració d'aquests serveis, però proporciona un punt de partida: els serveis ecosistèmics no són precisament una part menor del balanç econòmic total de l'ús del territori.

Els indicadors que s'han triat per a fer una primera aproximació al servei ecosistèmic que poden proporcionar els hàbitats a Catalunya són: I_{15} , la fixació de diòxid de carboni; I_{16} , la capacitat de regulació hídrica; I_{17} , el control de l'erosió; I_{18} , l'aprofitament potencial per al lleure. Tot seguit es descriu, breument, cadascun d'ells.

4.7.1. La fixació de carboni

La capacitat de fixació de CO₂ és un criteri de valoració ambiental de primer ordre des de la celebració de la tercera Conferència del Conveni Marc de les Nacions Unides sobre el Canvi Climàtic a

²⁷⁷ CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON P. & M. VAN DEN BELT. 1997. *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, 387 (15). 253-260.

Kyoto²⁷⁸, on es pretenia iniciar un control sobre les emissions d'aquest gas d'efecte hivernacle. La valoració de la capacitat dels hàbitats d'acumular CO₂ topa, tanmateix, amb dificultats conceptuals i metodològiques, derivades de trobar-ne el millor estimador. L'indicador òptim seria, en principi, la Producció Neta de l'Ecosistema (PNE), però actualment no disposem de prou informació perquè només tenim alguns resultats molt preliminars limitats a alguns tipus de bosc²⁷⁹.

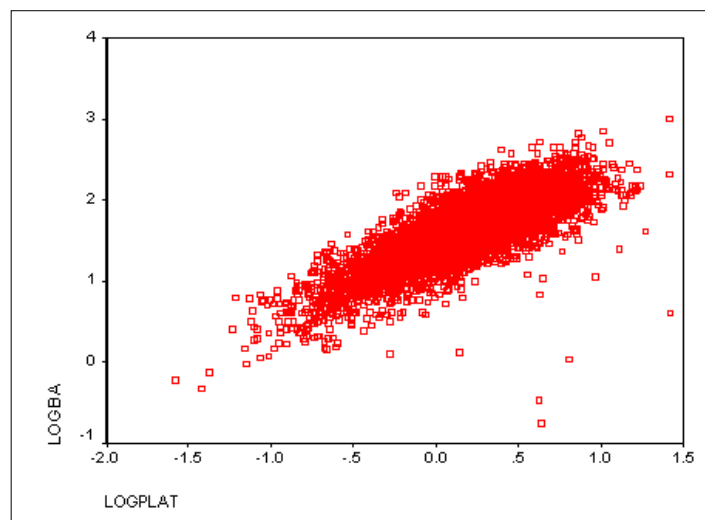
Una segona opció és treballar amb la Producció Llenyosa Aèria Total (PLAT), que és una aproximació a la producció primària neta arbòria²⁸⁰. Per tal d'incorporar-hi els hàbitats i els estrats arbustius i herbacis proposem treballar amb un indicador encara més senzill, la biomassa aèria total, que presenta una relació log-log ($r=0.81$, $p<0.001$) amb la PLAT satisfactòria per als punts de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC) analitzats (FIGURA 18). La biomassa és, en efecte, un estimador relativament poc acurat de la capacitat de fixació de CO₂, però, per contra, presenta molts avantatges: a) és una mesura del CO₂ acumulat, una mena de capital ambiental; b) es relaciona amb el grau de desenvolupament de les capes edàfiques, un component essencial en la fixació de CO₂ i en altres funcions ecològiques; c) és una mesura estructural essencial, que al seu torn proporciona altres serveis als ecosistemes.

²⁷⁸ Protocol de Kyoto per al Conveni Marc de les Nacions Unides sobre el Canvi Climàtic. En línia: http://mediambient.gencat.net/cat/el_medi/C_climatic/kyoto.jsp

²⁷⁹ CREAM. 1992. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Mètodes*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, Barcelona.

²⁸⁰ Actualment es compta amb dades de PLAT per al conjunt de parcel·les de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC), però aquests només limiten el càlcul de la PLAT a l'estrat arbòri.

FIGURA 18. Relació logarítmica entre biomassa aèria total (BA) i producció aèria llenyosa total (PLAT).



Les dades de biomassa dels boscos provenen de l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC). El procés seguit per a la seva estimació parteix de dades recollides en un mostreig no destructiu al camp. S'han seleccionat les parcel·les de bosc relativament pur (dominància de l'espècie principal > 70% de l'àrea basal), que s'han assimilat a les categories de la CHC. Mitjançant aquestes parcel·les s'han obtingut les biomasses mitjanes per l'estrat arbori de diversos boscos purs i, per correspondència, de les diverses categories d'hàbitats forestals.

Al cas dels matollars, només es comptava amb dades de biomassa de les espècies dominants d'algunes comunitats tipus²⁸¹. Les biomasses dels matollars recollits a la CHC s'han hagut d'inferir a partir de comunitats de port similar constituïdes per espècies amb valors de biomassa coneguts. Pel que fa als hàbitats herbacis perennes, i per alguns hàbitats fortament antròpics (parcs, conreus llenyosos, conreus abandonats, etc.) s'ha considerat que hi pot haver una certa capacitat d'acumulació de CO₂

²⁸¹ PLA, E. 2002. Modelització de la dinàmica de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

(certament molt variable al cas dels parcs urbans) i, per això, se'ls ha assignat un valor arbitràriament baix de fixació de CO₂. Es comptava amb dades de recobriment (arbori o arbustiu) que s'han fet servir per a calcular valors de biomassa per unitat percentual. S'assigna als polígons el valor discret corresponent, en base a la distribució normal de les dades. La classificació que en resulta és:

1. *Fixació baixa*: amb un coeficient inferior a 0,25
2. *Fixació mitjana*: entre 0,25 i 0,50
3. *Fixació alta*: entre 0,50 i 1
4. *Fixació molt alta*: amb un coeficient igual a 1

El procediment es descriu en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

La fixació de carboni (I_{15})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{15} = \sum (r_i B_i)$$

On B_i és la biomassa de l'hàbitat per unitat de recobriment i r_i el recobriment mitjà de l'hàbitat.

Es relaciona la valoració de la biomassa per cada hàbitat com a estimador de la fixació de CO₂. Es fa la mitjana ponderada de la biomassa segons el percentatge de recobriment. Per a realitzar la discretització dels valors s'ha tingut en compte:

a) La distribució més normal de les dades, seguint la fórmula:

$$B_n = 1 + 3(\ln(1 + (I_{15i} - I_{15min})) / \ln(1 + (I_{15max} - I_{15min})))$$

b) Els intervals es classifiquen segons valoració experta.

La classificació final és:

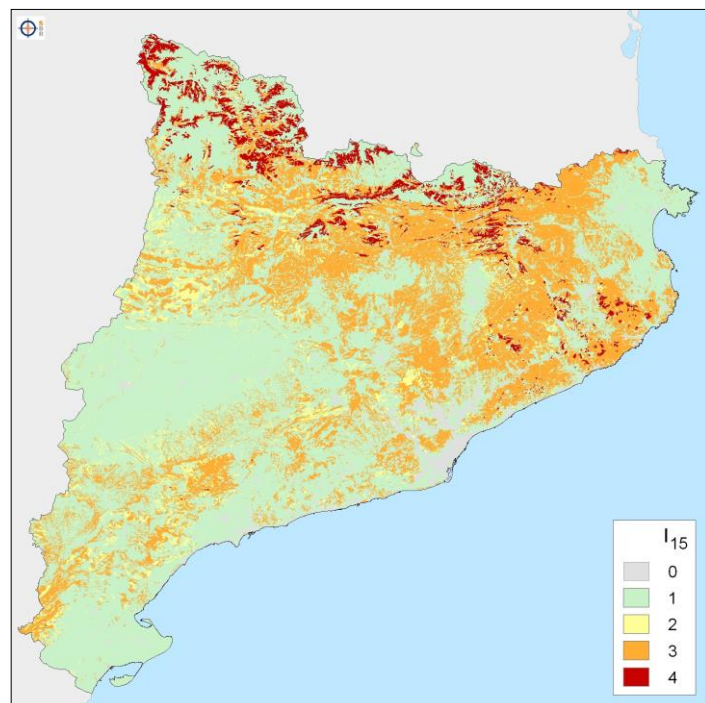
1. Baixa. $B_n < 0,25$
2. Mitjana. B_n entre 0,25 i 0,50
3. Alta. B_n entre 0,50 i 1
4. Molt alta. $B_n > 1$

Els resultats a Catalunya mostren un predomini de valors baixos, amb un màxim secundari de valors alts (TAULA 48). La capacitat de fixació de CO₂ es relaciona amb el port de la vegetació i la mida que aquesta ateny, conseqüència de com s'ha construït l'indicador. Els valors més alts coincideixen amb els hàbitats més esponerosos del país (MAPA 57): boscos de coníferes altimontans i subalpins (*Pinus uncinata*, *Abies alba*, *Pinus sylvestris*), obagues pirinenques i prepirinenques, fagedes i altres boscos caducifolis de la dorsal pluviomètrica (Montseny) i algunes pinedes de pinastre (*Pinus pinaster*) del prelitoral i litoral nord (Montseny, Montnegre, Gavarres).

TAULA 48. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador *I*₁₅ (fixació de carboni):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.868.061,68 ha	58,19 %
2. Mitjana	162.632,74 ha	5,07 %
3. Alta	939.623,84 ha	29,27 %
4. Molt alta	129.950,07 ha	4,05 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 57. Indicador *I*₁₅ (fixació de carboni) a Catalunya.



Els valors alts es localitzen principalment en boscos mediterranis i submediterranis (alzinars, pinedes, rouredes). Els valors més baixos es concentren en àmbits agrícoles i periurbans. Els hàbitats menys afavorits es caracteritzen pel poc o nul recobriment arbore (hàbitats aquàtics, fluvials o d'aiguamoll, platges, roquissars i cingleres, pradells d'annuals, àrees recentment cremades, etc.). La dispersió dels valors per classes d'hàbitat no és gaire gran, tret d'alguns boscos planifolis relativament heterogenis com els de ribera o els de tendència eurosiberiana.

4.7.2. La regulació hídrica

La capacitat de regulació hídrica segons l'emplaçament és un valor indiscutible a Catalunya que, com la resta de la regió mediterrània, es caracteritza per una alternança de períodes de sequera i de precipitacions abundoses. Els indicadors d'aquesta capacitat són, però, difícils de calcular amb les dades existents i, en particular, sense una adequada cartografia de sòls²⁸². En conseqüència, basem el seu càlcul dos paràmetres principals: la biomassa dels hàbitats i el grau de convexitat del polígon que ocupen. La biomassa es pot relacionar amb la formació d'un sòl profund, el qual té una relació directa amb: a) la capacitat d'infiltració d'aigua; b) la capacitat d'emmagatzematge d'aigua. El grau de convexitat del terreny es relaciona, al seu torn, en la capacitat d'un punt d'acumular o exportar aigua i sediments. En general, s'admet que la capacitat de regulació hídrica és màxima a les zones còncaues que recullen aigua i mínima a les carenes.

Quan el procediment de càlcul, el paràmetre relatiu a la biomassa dels hàbitats ja ha estat detallat en el cas d'*I*₁₅. L'altre paràmetre considerat, el model digital de concavitats, s'ha calculat mitjançant un programari

²⁸² L'Institut d'Estudis Catalans (IEC) i el Departament d'Agricultura Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya han impulsat recentment l'elaboració d'un Mapa de Sòls de Catalunya. En línia: <http://www.iecat.net/mapasols>

que es fonamenta en un operador laplacià i assigna valors positius per a les concavitats, 0 per a les planes i negatius per a les convexitats²⁸³. Com més còncava o convexa és una zona, més elevat és el valor que resulta del model en termes absoluts. El procediment seguit es descriu en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

La regulació hídrica (I_{16})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{16} = (1 + C / C_{max}) \sum (r_i B_i)$$

On C és la convexitat mitjana per polígon i C_{max} la convexitat màxima a l'àmbit d'estudi.

Es converteix del mapa vectorial d'hàbitats a format grid i s'executa el programa AML pel càlcul del grau de convexitat mig. Es relacionan els amb la base de dades vectorial per a determinar el grau de convexitat mig per polígon. Es fa una suma de la mitjana ponderada de biomassa segons el percentatge de recobriment dels diferents hàbitats. Finalment s'aplica la fórmula. Es discretitzen els valors segons:

a) La distribució normal de les dades, seguint la fórmula:

$$H_n = 1 + 3(\ln(1 + (I_{16i} - I_{16min})) / \ln(1 + (I_{16max} - I_{16min})))$$

b) Els intervals s'arrodoneixen en base a valoració experta.

La classificació final és:

1. Baixa. $H_n < 0,01$
2. Mitjana. H_n entre 0,01 i 0,50
3. Alta. H_n entre 0,50 i 1
4. Molt alta. $H_n > 1$

La capacitat de regulació hídrica mostra un patró de distribució territorial (TAULA 49) molt similar a l'indicador I_{15} (veure apartat anterior), amb el qual també presenta certa redundància²⁸⁴. Això és

²⁸³ PONS, X. 2002. *MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF. Bellaterra.

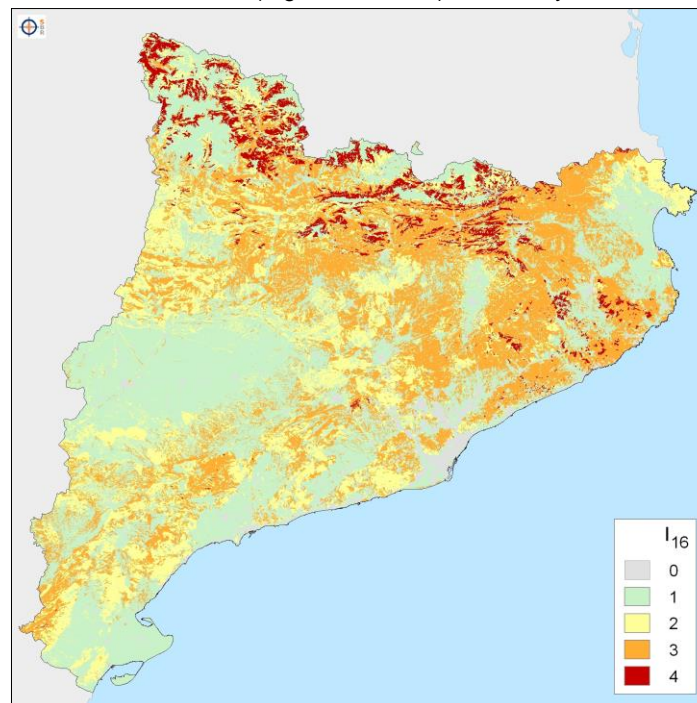
²⁸⁴ En base a l'anàlisi estadístic V de Cramer (0.83) els indicadors I_{15} i I_{16} son força redundants entre ells. Els autors assumeixen aquests resultats, entre d'altres raons, degut a la manca d'una cartografia de sòls de Catalunya a l'escala adient, el que podria corregir aquesta situació.

conseqüència del pes que té la biomassa en ambdós indicadors. Els valors més freqüents són l'1 i el 3 com a l' I_{15} , tot i que en aquest cas també hi pren una certa importància el valor 2. Els boscos són, de llarg, l'hàbitat amb valors mitjans més elevats, seguits per alguns matollars alts i fins i tot àrees recentment cremades o tallades (MAPA 58). Els valors més baixos corresponen als hàbitats més antròpics, en bona part exclosos. La major part d'hàbitats mostren valors de dispersió baixos, tret d'alguns hàbitats del litoral caracteritzats per la seva heterogeneïtat topogràfica.

TAULA 49. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{16} (regulació hídrica):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	1.345.030,29 ha	41,89 %
2. Mitjana	659.805,90 ha	20,55 %
3. Alta	948.551,20 ha	29,55 %
4. Molt alta	146.880,94 ha	4,58 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 58. Indicador I_{16} (regulació hídrica) a Catalunya.



Una anàlisi més detallada revela que els hàbitats més valuosos corresponen a boscos altimontans i subalpins, principalment de coníferes (*Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*) i mixtos. També hi apareixen alguns boscos montans de planifolis (principalment fagedes) i boscos submediterranis (*Pinus pinaster*). Els hàbitats menys valuosos es caracteritzen per un recobriment de vegetació llenyosa escàs o efímer (conreus, comunitats ruderals, comunitats litorals herbàcies i de platja, etc.).

L'indicador de regulació hídrica mostra una estreta dependència amb la biomassa ($r^2=1$), mentre que l'efecte de la convexitat és baix, probablement perquè es treballa amb dades mitjanes per polígon. El fet que un paràmetre sigui tant poc rellevant automàticament fa que la correlació amb l'altre sigui molt elevada²⁸⁵. En definitiva, el que posen de manifest aquestes anàlisis és la dificultat de calcular aquest indicador amb les dades de que es disposen actualment.

4.7.3. El control de l'erosió

El fenomen de la desertització a la conca mediterrània implica, més que una disminució dels recursos hídrics per una menor precipitació o una major evapotranspiració, una pèrdua irreversible dels sòls que, en molts casos, han estat formats en èpoques passades més favorables²⁸⁶. El risc d'erosió pot relacionar-se amb les característiques climàtiques, edàfiques i topogràfiques del territori, però també amb la vegetació que hi creix i, particularment, amb l'estructura de les comunitats vegetals que s'hi troben. En tot cas, però, la valoració de l'erosionabilitat del

territori no és senzilla atesa la multitud de factors que hi concorren. Una de les propostes de valoració de l'erosionabilitat del territori més utilitzades és l'Equació Universal de Pèrdua de Sòl (USSLE) desenvolupada als EUA²⁸⁷.

En el cas de l'indicador de control de l'erosió s'ha optat per una versió simplificada de l'USSLE²⁸⁸, que recull la capacitat de retenció relativa (ponderada pel valor màxim). En tractar-se d'un quocient, molts paràmetres que no prenen valor zero i que són desconeguts s'han eliminat. Atesa la manca de dades respecte l'erosionabilitat del substrat i a les pràctiques de conservació que s'hi realitzen, proposem treballar amb una versió reduïda i escalada de la capacitat de retenció de sòl dels hàbitats en funció de tres factors bàsics: a) capacitat de retenció de sòl de la coberta vegetal²⁸⁹; b) grau de pendent, c) pluviositat mitjana.

Els paràmetres de pendent i pluviositat mitjana s'han afegit per tal d'aconseguir una mesura no constant per a tipus d'hàbitat, sinó dependent de la situació topogràfica de cada polígon concret. Cal tenir present, però, que la mitjana no és precisament la variable de pluviositat més relacionada amb el risc d'erosió, sinó que aquesta darrera depèn més de paràmetres relacionats amb la intensitat de la pluja en períodes

²⁸⁵ Les correlacions que mostra l'estadístic de Pearson entre I_{16} i del seu valor discretitzat (V_{16}) amb els paràmetres implicats en el seu càlcul (B_i , biomassa dels hàbitats; C , convexitat mitjana del polígon), mostra una relació molt elevada amb la biomassa (1 i 0,88) i baixa amb la convexitat (0,18 i 0,23). Totes les correlacions són significatives amb $P < 0.01$.

²⁸⁶ GROVE, A.T. & O. RACKHAM. 2001. *The nature of Mediterranean Europe: An ecological history*. New Haven, CT. Yale University Press.

²⁸⁷ WISCHMEIER, W.H. & D.D. SMITH. 1978. *Predicting rainfall erosion losses*. USDA Agriculture Handbook, 537.

²⁸⁸ L'Equació Universal de Pèrdua de Sòl es va desenvolupar als EUA a partir de l'anàlisi de més de 10.000 mostres i es formalitza com segueix:
 $A = 2.24 * R * K * L * S * C * P$
 On: A és la pèrdua anual de sòl (t/ha), R el factor de pluja, K el factor d'erosionabilitat del sòl, L el factor de longitud del vessant, S el factor de pendent del vessant, C el factor de coberta vegetal, i P el factor de pràctiques de conservació.

²⁸⁹ La capacitat de retenció de sòl (C_s), s'estima a partir de l'expressió:

$$C_s = \sum (r_i Q_{max} / Q_s)$$

On Q_s és la pèrdua de sòl per hàbitat i $Q_{max} = 0.45$ és el valor màxim per a zones descobertes (WISCHMEIER & SMITH, 1978). Aquesta informació és disponible només per a categories d'hàbitats molt genèriques, definides a partir del recobriment i tipus de cobertes arbòries, arbustives i herbàcies (TRAGSA, 2003). El valor de Q_s ha estat inferit a partir dels d'aquestes categories, assignant els hàbitats més semblants a cada classe.

curts (agressivitat de la pluja). Atès que la informació sobre intensitat de pluja no és disponible actualment, no s'ha pogut incloure, de moment, en el càlcul d' I_{17} . Seria, però, desitjable fer-ho en versions posteriors. El procediment SIG es descriu en el quadre següent:

El procés d'obtenció:
El control de l'erosió (I_{17})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{17} = C_s I_m P_m$$

$$C_s = \sum (r_i Q_{max} / Q_s)$$

$$Q_{max} = 0.45$$

On C_s és la capacitat de retenció de sòl, I_m el pendent mitjà per polígon, P_m la pluviositat mitjana per polígon i Q_s la pèrdua de sòl per hàbitat.

Es combinen els subgrups del mapa d'hàbitats amb el mapa de pendents i el mapa de precipitació. Un cop calculat el valor de pendent mig i la precipitació per cada polígon, es relacionen amb el valor de pèrdua de sòl per hàbitat, tenint en compte el percentatge de recobriments, i s'aplica la fórmula. Es discretitzen els valors segons:

a) La distribució més normal de les dades segons:

$$R_n = 1+3(\ln(1+(I_{17} i - I_{17} min)) / \ln(1+(I_{17} max - I_{17} min)))^2$$

b) Els intervals es prenen en base a criteri expert.

La classificació final és:

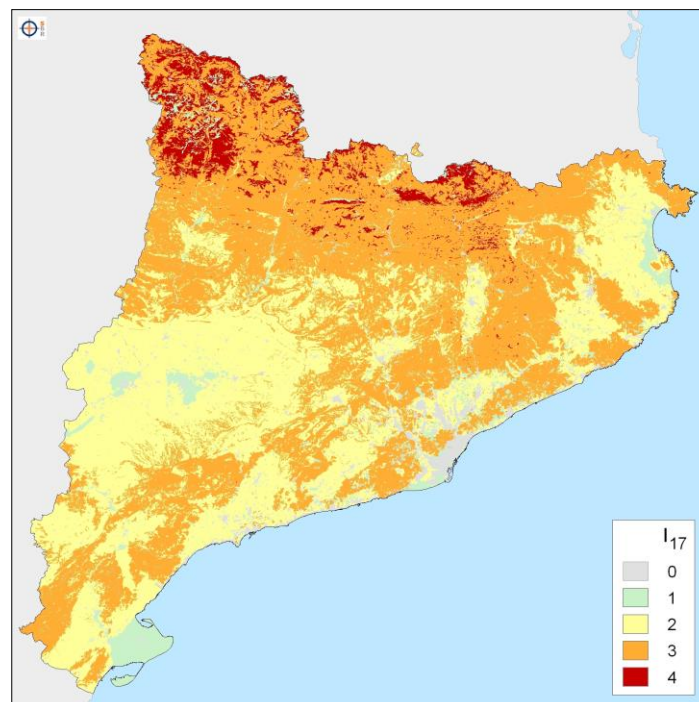
1. Baixa. $R_n < 2.500$
2. Mitjana. R_n entre 2.500 i 50.000
3. Alta. R_n entre 50.000 i 1.000.000
4. Molt alta. $R_n > 1.000.000$

Els resultats obtinguts a Catalunya (TAULA 50) mostren valors mitjans (2-3). Aquest indicador apareix relacionat amb el tipus de vegetació i l'orografia que, al seu torn, està molt correlacionada amb la precipitació mitjana. Així, els valors més elevats (4) es distribueixen (MAPA 59) a les zones altes del Pirineu (Vall d'Aran, Pallars, Alt Urgell, Cerdanya, Ripollès i Garrotxa). Aquestes àrees corresponen a prats d'hemicriptòfits, altimontans, subalpins i alpins.

TAULA 50. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{17} (control de l'erosió):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	158.859,59 ha	4,95 %
2. Mitjana	1.241.981,32 ha	38,69 %
3. Alta	1.545.620,03 ha	48,14 %
4. Molt alta	153.807,40 ha	4,79 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 59. Indicador I_{17} (control de l'erosió) a Catalunya.



Els valors de 3 es distribueixen preferentment per la resta del Pirineu i el Prepirineu, així com per les serralades prelitoral i litoral, en zones ocupades per bosc. Els valors més baixos (1) es localitzen a les planes agrícoles del Segrià, l'Urgell, l'Empordà i els deltes del Llobregat i l'Ebre. Els hàbitats amb major capacitat de control de l'erosió són comunitats pratenses i arbustives situades per sobre el límit del bosc, o bé altimontanes i subalpines. Els hàbitats menys valorats són litorals, fluvials, lacustres, o bé culminals poc recoberts de vegetació (congesteres).

Els valors de dispersió de les classes d'hàbitats són moderats. Destaca l'elevada desviació típica dels ambients rupícoles o similars (tarteres, cingles, etc.) d'alta muntanya i del litoral. Al cas de l'indicador I_{17} i del seu valor discretitzat, les correlacions amb els paràmetres de càlcul són moderades i relativament equilibrades. En definitiva, l'anàlisi estadística demostra que els paràmetres escollits no són redundants i contribueixen de forma proporcionada en els valors finals obtinguts per l'indicador²⁹⁰.

4.7.4. L'ús lúdic

La valoració del territori segons la capacitat que ofereixen els hàbitats per al lleure serà cada cop més usual en una societat on aquests usos són, precisament, cada cop més importants. Aquesta valoració compta, però, amb molt pocs precedents a Espanya²⁹¹. La realitat és que el valor lúdic del territori és poc tingut en compte a l'hora de planificar actuacions sobre aquest, o en delimitar àrees protegides. Podem considerar que la delimitació d'espais emblemàtics (Montseny, Sant Llorenç, Montserrat) o amb paisatges singulars (Mare de Déu de la Roca, Muntanya de Sal de Cardona) són una aproximació parcial a la valoració de l'ús lúdic del territori, que sovint té en compte una qualitat perceptiva particularment alta. Mentrestant, grans àrees del territori (especialment metropolità) sense atributs reconeguts suporten un ús lúdic intens (com ara les pinedes de Castelldefels, el pla de Carat a Gavà o la Torre Marimon a Caldes de Montbui).

²⁹⁰ L'estadístic de Pearson mostra una correlació entre I_{17} i del seu valor discretitzat (V_{17}) amb els paràmetres implicats en el seu càlcul (C_s , capacitat de retenció del sòl; I_m , pendent mitjà del polígon, P_m , pluviositat mitjana del polígon) força moderats. Destaca lleugerament el factor de control de l'erosió (C_3), especialment al cas d' V_{17} . Totes les correlacions són significatives amb $P < 0.01$.

²⁹¹ MÚGICA, M. & J.V. DE LUCIO, 1996. The role of on-site experience on landscape preferences: a case study at Doñana National Park. Spain. *Journal of Environmental Management*, 47: 229-239.

Considerem com a lleure potencial la capacitat d'acollir visitants en un sentit general, amb dues components principals:

i) L'accessibilitat potencial de la població (A_c), es calcula a partir de la importància (nombre d'habitants) i la distància a la que es troben les diverses àrees urbanes d'un determinat punt del territori. Com a estimador s'ha fet servir un operador de potencial de camp newtonià, semblant a l'utilitzat a I_{11} , per a estimar el potencial de relació entre polígons.

ii) L'atractivitat dels hàbitats (A_t), ha estat objecte d'estudis diversos²⁹². Mitjançant la consulta d'aquestes fonts es desprèn que existeixen dos perfils d'usuaris de la natura com a lleure: els generalistes (la major part de la població) i els especialistes (biòlegs, ambientòlegs, naturalistes, etc.). Centrant-nos en els primers, la consulta de referències bibliogràfiques i la realització d'una enquesta complementària ens ha portat a considerar l'atractivitat com la suma de quatre factors bàsics:

1. *Fisiognomia* (Z_1): 1. Conreus abandonats i ambients ruderals; 2. Conreus en actiu i matollars; 3. Prats de pastura; 4. Boscos.
2. *Fitogeografia* (Z_2). 1. Mediterrani meridional i continental; 2. Mediterrani septentrional; 3. Submediterrani i eurosiberià; 4. Subalpí i alpí.
3. *Abundància d'aigua* (Z_3). 1. Hàbitats xèrics; 2. Hàbitats mesoxèrics; 3. Hàbitats mèsics o higròfils; 4. Hàbitats aquàtics o semiaquàtics.
4. *Estructura paisatgística* (Z_4). Aquest factor deriva de la classificació d'hàbitats en categories bàsiques i la seva agrupació en unitats ecològiques²⁹³. 4. Àrees

²⁹² MÚGICA, M. 1994. *Modelos de demanda paisajística y uso recreativo de los espacios naturales*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid.

²⁹³ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona*. *Ecosistemas*, 11 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

de bosc i mosaics bosc-matoll amb matriu >80% de bosc; 3. Mosaics bosc-matoll amb 60-80% de bosc, mosaics bosc-conreu amb més del 50% de bosc i mosaics prats de pastura-bosc amb més del 50% de bosc; 2. Mosaics agroforestals amb més del 50% de conreus i mosaics bosc-prats de pastura amb més del 50% de prats; 1. Altres mosaics, matolls, conreus i tipologies residuals.

La representació cartogràfica segueix el procediment SIG que es detalla en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

L'ús lúdic (I_{18})

La formalització matemàtica s'expressa tot seguit:

$$I_{18} = A_c A_t$$

$$A_c = 16 (W_i - W_{min}) / (W_{max} - W_{min})$$

$$W = \sum (P_b / d_i^2)$$

$$A_t = \sum Z_n$$

$$Z_n = \{1, 2, 3, 4\}$$

On A_c és l'accessibilitat, A_t l'atractivitat, P_b la població per nucli urbà, d la distància del polígon a les poblacions, Z_1 la fisiognomia dels hàbitats, Z_2 la fitogeografia dels hàbitats, Z_3 l'abundància d'aigua per hàbitat, i Z_4 l'estructura paisatgística.

L'atractivitat (A_t) ve donada per tres factors (Z_1 , Z_2 i Z_3) que es valoren per interpretació experta, i un quart (Z_4) que s'obté per procediment topològic. La població a nivell censal o municipal s'associa al sòl residencial, ponderant en base a la tipologia urbana. Per a calcular l'accessibilitat (A_c) s'aplica el model de gravetat de Newton (W) i es distribueixen els resultats igual que A_t (entre 0 i 16). Finalment, s'aplica la fórmula i es discretitzen els valors segons:

a) La distribució normal de les dades en base a:

$$L_n = 1 + 3 \left(\ln(1 + (P_{18i} - P_{18min})) / \ln(1 + (P_{18max} - P_{18min})) \right)^2$$

b) Els intervals es prenen tenint en compte el criteri expert.

La classificació final és:

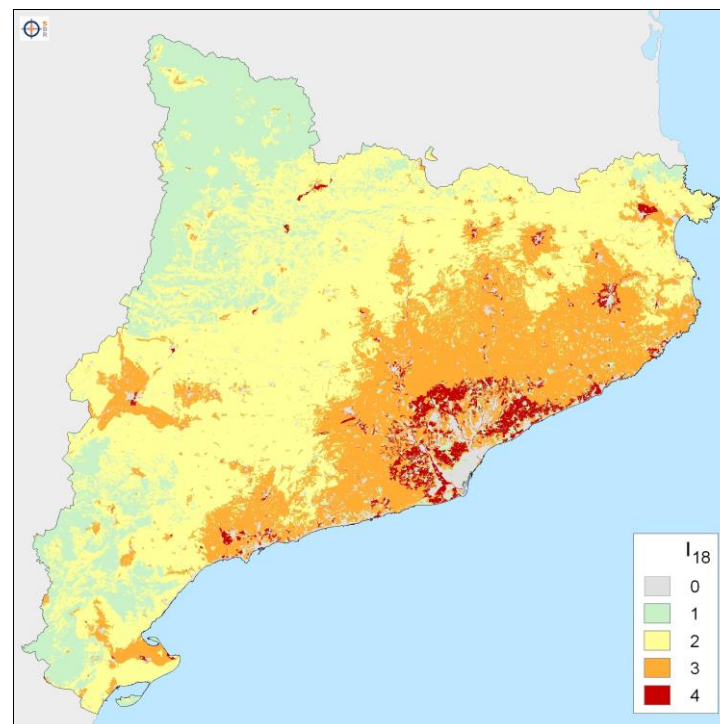
1. Baixa. $L_n < 10$
2. Mitjana. L_n entre 10 i 40
3. Alta. L_n entre 40 i 160
4. Molt alta. $L_n > 160$

L'ús lúdic presenta un histograma de freqüències molt proper a una distribució normal (TAULA 51), amb un màxim al valor mitjà (2) i freqüències decreixents a mesura que ens hi allunyem. La representació cartogràfica d'aquest indicador (MAPA 60) introdueix una discordança respecte dels altres indicadors considerats, doncs els valors més elevats es concentren al voltant de la primera corona de Barcelona, Girona, Tarragona-Reus-Salou i Lleida, posant de manifest una mena de "petjada" metropolitana relativament coherent amb la realitat.

TAULA 51. En termes quantitius, el territori català presenta la següent valoració de l'indicador I_{18} (ús lúdic):

Zones excloses	110.218,76 ha	3,43 %
1. Baixa	662.453,90 ha	20,63 %
2. Mitjana	1.538.950,03 ha	47,94 %
3. Alta	811.549,36 ha	25,28 %
4. Molt alta	87.315,05 ha	2,72 %
Total	3.210.487,10 ha	100,00 %

MAPA 60. Indicador I_{18} (ús lúdic) a Catalunya.



El valor 3 es distribueix per la segona corona metropolitana fins Vic i Olot, majoritàriament al nord del Llobregat. Per contra, els valors més baixos es concentren a les zones menys poblades d'occident, tant al Pirineu (Vall d'Aran, Pallars i Ribagorça) com al sud (Segrià, Terra alta, Ports, Delta de l'Ebre). D'altra banda, no hi ha una selecció clara d'hàbitats: entre els més valorats predominen els de terra baixa, poc valorats per la resta d'indicadors i sovint força humanitzats (boscors i matollars secundaris, brolles i prats, etc.), també hi han hàbitats fluvials i culminals, a més de conreus. Entre els hàbitats menys valorats es troben els subalpins i alpins (preferentment matollars i prats, però també boscors secundaris). També hi apareixen matollars i prats mediterranis, oromediterranis i submediterranis.

Com I_{18} és format per una part d'assignació experta (atractivitat), relativament poc variable entre classes, i una altra de calculada (accessibilitat), força variable entre classes, la variància intragrupal hauria de ser conseqüència d'aquesta darrera part. De fet, l'anàlisi de les correlacions de I_{18} i el seu valor discretitzat confirma l'efecte desequilibrat d'ambdós paràmetres sobre l'indicador: l'accessibilitat és entre 6 i 8 cops més relacionada amb l'indicador que l'atractivitat. Els resultats posen de manifest, per tant, el predomini de la distància a les zones habitades per sobre dels hàbitats en la valoració de la utilitat lúdica del territori. Això fa que l'indicador funcioni relativament bé per a àmbits metropolitans, però segurament caldria ampliar l'índex perquè els espais més emblemàtics (i freqüentats) del país apareguin més valorats.

4.7.5. El càlcul i la representació

Cada cop és més gran el consens sobre la necessitat d'incloure -a més dels valors taxonòmics, ecològics, biogeogràfics o de conservació tradicionals- els serveis que ens proporcionen els ecosistemes en llur valor de conservació. Els indicadors seleccionats per a fer una primera aproximació al servei ecosistèmic

dels hàbitats a Catalunya són: I_{15} , fixació de diòxid de carboni; I_{16} , capacitat de regulació hídrica; I_{17} , control de l'erosió; I_{18} , aprofitament potencial per al lleure. Els valors s'han assignat per un procediment que es detalla a continuació.

La taula següent mostra els quatre indicadors inclosos a l'índex de servei ecosistèmic (ISE) i la discretització dels seus valors en quatre categories.

TAULA 52. Indicadors inclosos a l'índex de servei ecosistèmic (ISE)

$I_n =$ Indicador		$V_n =$ Valor			
Notació	Descripció	1	2	3	4
I_{15}	Fixació de carboni	< 0,25	0,25-0,5	0,5-1	> 1
I_{16}	Regulació hídrica	< 0,01	0,01-0,5	0,5-1	> 1
I_{17}	Control d'erosió	< 2500	2500-50000	50000-1000000	> 1000000
I_{18}	Ús lúdica	< 10	10-40	40-160	> 160

Com als tres índexs parcials precedents, l' ISE és el resultat de la suma dels valors discretitzats dels quatre indicadors i del reescalat del valor final entre 1 i 10, mitjançant el procediment següent:

El procés d'obtenció:

El servei ecosistèmic (ISE)

Els indicadors seleccionats es relacionen segons l'algorisme:

$$ISE = 1 + [9 (\delta_i - \delta_{min}) / (\delta_{max} - \delta_{min})]$$

$$\delta = \sum_{n=15}^{n=10} V_n$$

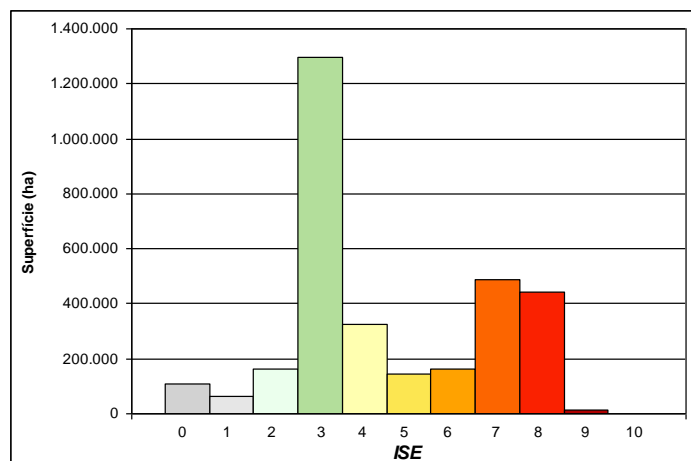
$$V_n = \{0, 1, 2, 3, 4\}$$

On V_n és el valor que poden prendre els indicadors emprats.

L'índex mostra una distribució de freqüències irregular (FIGURA 19), amb un màxim a valors baixos (3) i un altre de secundari en valors relativament elevats (7-8). A grans trets, l' ISE ve condicionat principalment per dos factors: la biomassa de les formacions vegetals i la distància a les grans concentracions urbanes. Els

valors més elevats (8-10) es concentren als territoris més forestals del quadrant del nord-est (MAPA 62), al triangle format pel massís de l'Ordal, les Gavarres i la serra de Cadí. Aquesta zona inclou el Montseny, Sant Llorenç del Munt, les Guilleries i el Montnegre.

FIGURA 19. Valors de l'índex de servei ecosistèmic (ISE) i superfícies concernides a Catalunya.



El Pirineu occidental mostra, en canvi, valors més baixos (6-8) malgrat la presència de grans boscos, a causa de la seva llunyania de les àrees metropolitanes. Això també s'observa a les masses forestals meridionals (Prades-Ports). Els matollars i prats presenten valors entre 3 i 6, més baixos a l'alta muntanya (Pallars, Aran, Cerdanya) que a la costa (Garraf) a causa de l'efecte metropolità. Les planes agrícoles de l'Empordà i especialment de Lleida mostren els valors més baixos, a causa dels pocs serveis ecosistèmics assignats als conreus i, especialment a Lleida, per la distància a la regió metropolitana de Barcelona.

L'ISE prioritza els hàbitats forestals, a causa probablement del pes de la biomassa en molts dels indicadors que componen aquest índex. Entre els boscos són, de nou, els més esponerosos del país els que assoleixen valors més elevats: boscos altimontans i subalpins, principalment de coníferes (*Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*) però

també mixtos. També hi apareixen alguns boscos montans de planifolis (principalment fagedes) i boscos submediterranis (de *Pinus pinaster*) que atenyen grans mides. A l'altre extrem, els valors més baixos es troben en un conjunt molt heterogeni d'hàbitats, en general caracteritzats per un recobriment llenyós o fins i tot herbaci baix (comunitats herbàcies litorals i fluvials, comunitats herbàcies d'interior, pedruscalls, tarteres i congestes d'alta muntanya, etc.).

No s'observen, en general, desviacions típiques gaire elevades entre les diverses classes tret del cas dels hàbitats dunars costaners. En general, s'observa un pes excessiu de les masses forestals i de la "petjada" metropolitana que determina una valoració molt baixa de molts hàbitats de muntanya, no arboris, amb un ús ecosistèmic important (protecció de l'erosió, ús lúdic, etc.). Les àrees humides del litoral també surten potser infravalorades tot i el seu interès lúdic. A la regió metropolitana de Barcelona (MAPA 63) s'observen valors notablement elevats (8-9) als boscos més propers a Barcelona (Collserola -IMATGE 26-, Ordal) i a la conurbació vallesana (Sant Llorenç del Munt, Montnegre). Fins i tot els matollars de Garraf presenten valors notables (5-6). Només les planes agrícoles del delta del Llobregat, del Vallès i del Penedès mostren valors baixos (≤ 3).

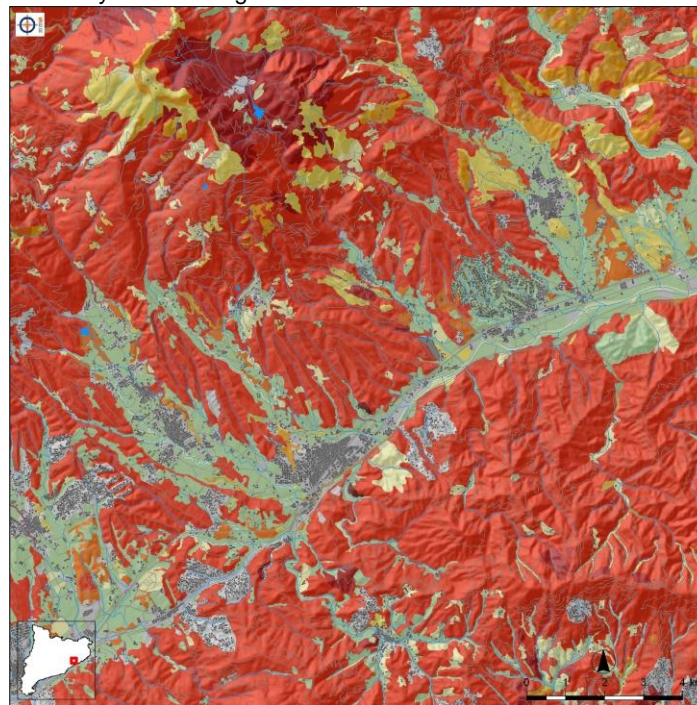
IMATGE 26. La serra de Collserola presenta un interès ecosistèmic molt elevat al constituir-se en un autèntic "pulmó verd" per a la regió metropolitana de Barcelona, a més de l'ús lúdic que representa pels seus valors naturals i la proximitat a la ciutat.

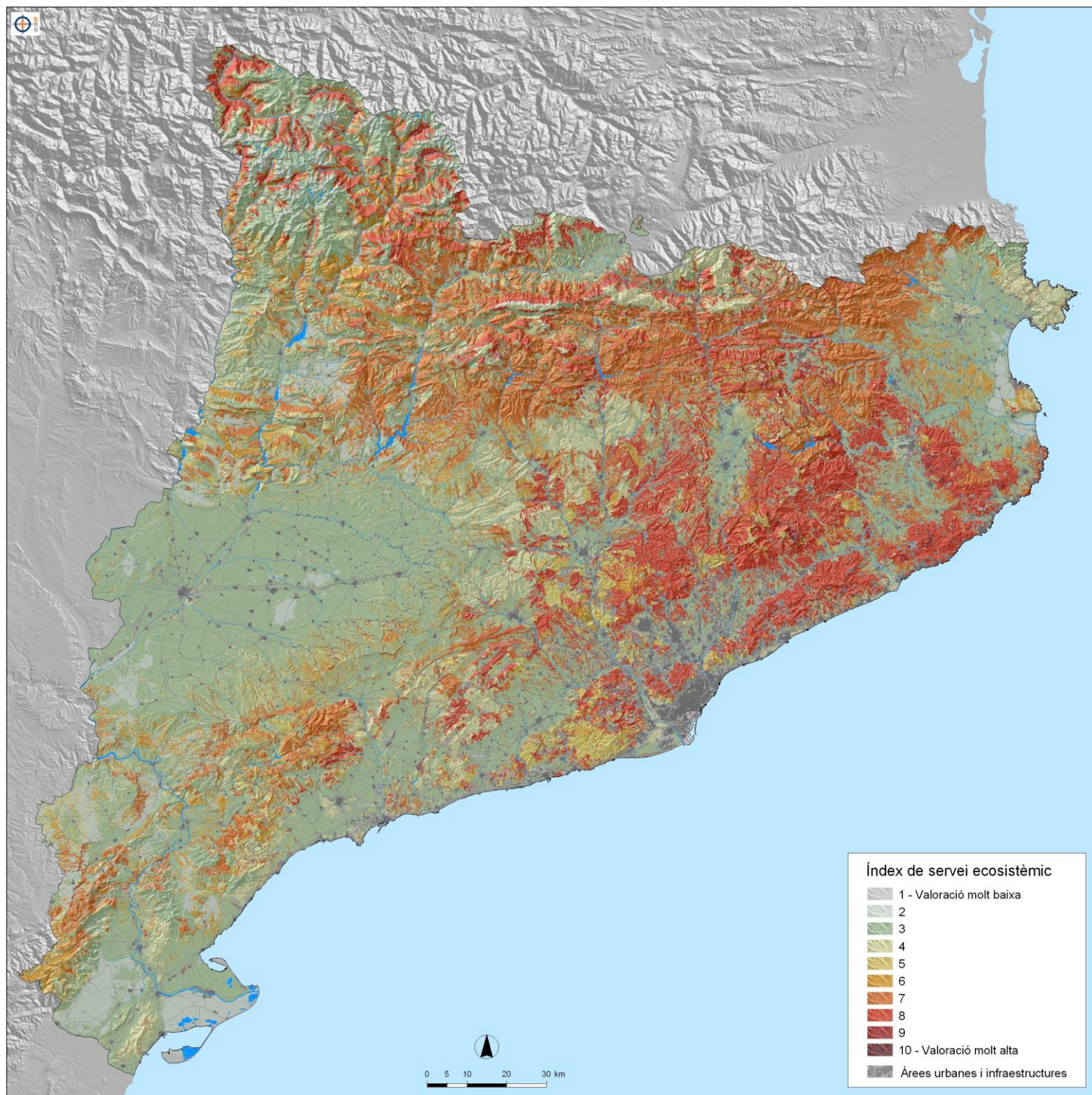


Com a valoració final caldria dir que l'ISE incorpora aspectes molt interessants que cal tenir en compte en la valoració del patrimoni natural. La manca de dades respecte de molts dels indicadors proposats en compliquen, tanmateix, la seva posada a punt fins a produir resultats com el que hem aconseguit: un índex relativament parcial que no recull tots els principals serveis que obtenim dels ecosistemes i que, a més, mostra una redundància notable pel que fa als que aconseguim incorporar. Cal que, en fases posteriors, la recerca es centri especialment en millorar aquest índex -el més novedós i, per tant, menys consolidat dels proposats-, si és que es disposa de les bases de dades necessàries per a fer-ho.

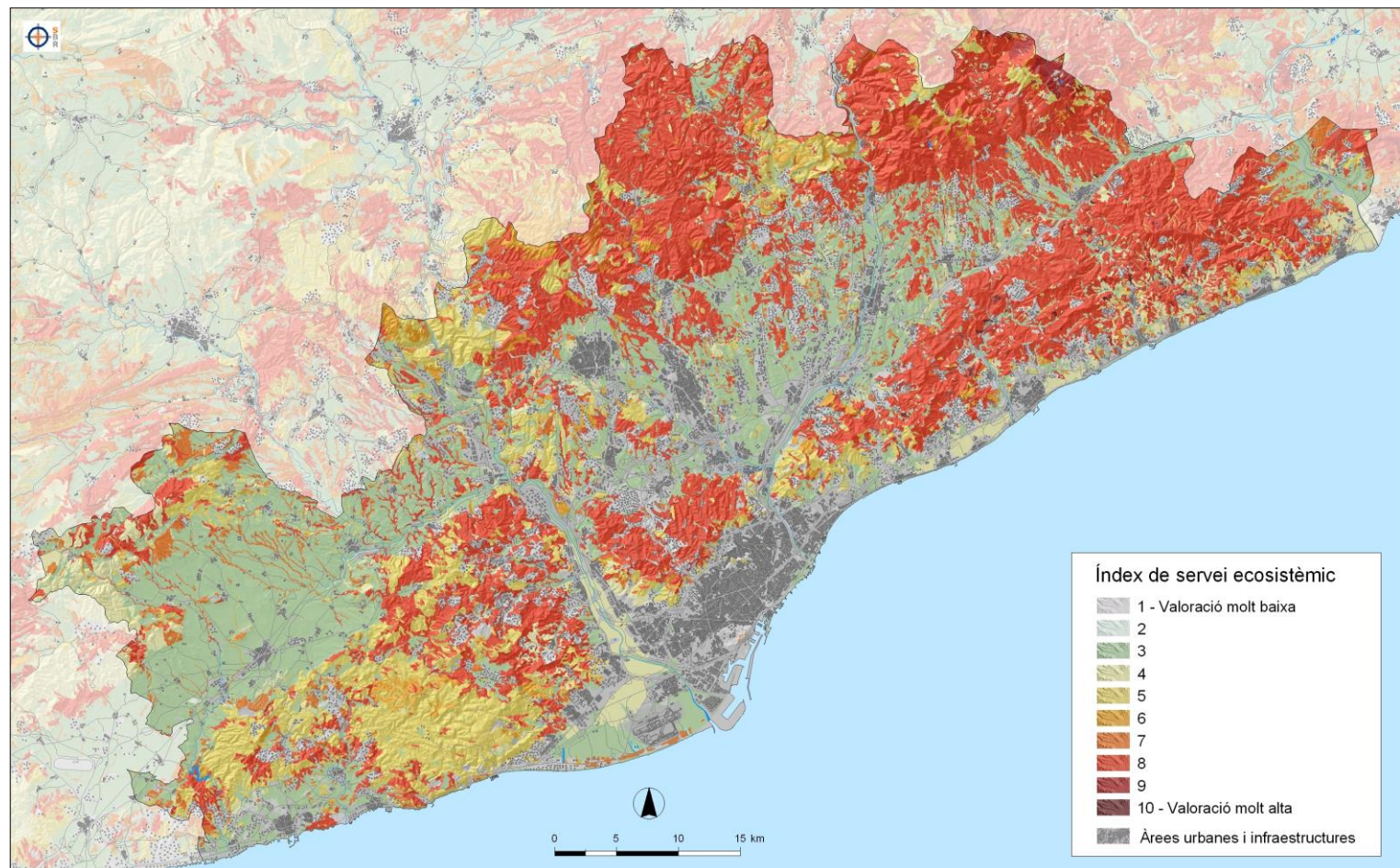
Fem una anàlisi detallada de l'ISE a la confluència del Montseny i el Montnegre (MAPA 61), a l'extrem NE de la plana del Vallès. Es tracta d'una àrea boscosa, amb pendents notables i prop de la regió metropolitana de Barcelona. Per tot plegat hi conflueixen valors elevats de capacitat de fixació de CO₂, de retenció de sòl i de regulació hídrica, a més d'un ús lúdic ben conegut. Com a conseqüència, la major part dels boscos de les serres, de la plana i dels samontans associats són altament valorats (*ISE* >7). Els valors més elevats corresponen a les fagedes del Montseny, esponeroses i de gran atractiu lúdic. Les fagedes del vessant vallesà són més valorades que les d'Osona, perquè són més properes a la conurbació barcelonina. En canvi, entre els hàbitats de muntanya menys valorats (valors entre 4 i 6) hi figuren alguns matollars mediterranis, montans i subalpins (bruguerars, ginebredes, ginestars de *Sarothamnus scoparius*, etc.). Els conreus de la plana vallesana presenten valors notablement més baixos (3), però menys que les àrees urbanitzades (1).

MAPA 61. Índex de servei ecosistèmic (*ISE*) a la confluència del Montseny i el Montnegre.



MAPA 62. Índex de servei ecosistèmic (ISE) a Catalunya.

MAPA 63. Índex de servei ecosistèmic (ISE) a la regió metropolitana de Barcelona.



4.8. La valoració del patrimoni natural

A l'apartat 4.1. es descriu el procés de concepció de l'IVPN, els objectius perseguits i els criteris considerats: hi remetem al lector. En el present apartat, en canvi, se'n fan unes consideracions generals en quant al propòsit de l'índex i es discuteixen les implicacions derivades dels materials utilitzats, els mètodes proposats i els resultats esperables. Es descriu, també el procés d'obtenció de l'algoritme i es presenten i es discuteixen els primers resultats obtinguts a Catalunya.

4.8.1. Consideracions generals

L'IVPN no és un treball experimental ni segueix moltes de les normes universalment acceptades en un treball científic, sinó un treball de gabinet elaborat a partir de la informació disponible i del criteri de diversos experts. Cal mirar-lo com una primera proposta metodològica, oberta a debat i que haurà de passar per una fase de verificació i de consulta a experts externs abans de poder ser aplicat en l'avaluació ambiental estratègica.

El propòsit de l'índex

L'IVPN proporciona una primera aproximació per a quantificar el valor del patrimoni natural del conjunt de Catalunya amb criteris homogenis i sense apriorismes (com ara els que es derivarien de considerar de forma diferencial els espais protegits i la resta del territori). No se'n coneixen gaires precedents, probablement per les dificultats d'implementació degudes a la manca d'informació geogràficament referenciada, suficientment precisa i que cobreixi la major part del territori. Seguidament procedim a fer una valoració de l'IVPN, basada en una discussió dels materials i els mètodes emprats, els resultats obtinguts i llur possible utilitat en la planificació territorial.

Els materials

L'IVPN assolix el seu objectiu de tractar el territori de forma homogènia gràcies a la posada a punt de la CHC i del projecte BIOCAT. Tanmateix, la utilització d'una sola informació de base relacionada amb el patrimoni natural presenta l'inconvenient de generar distorsions en aquells components de la biodiversitat menys correlacionats amb la informació disponible. Les mancances són, d'altra banda, importants pel que fa als sòls i al component geològic del patrimoni natural, cosa que fa que l'actual versió de l'IVPN sigui en realitat un índex de valoració del patrimoni biològic -i encara parcial.

En l'apartat següent (vegeu 4.9) es realitzen diverses validacions dels resultats de l'IVPN considerant altres components rellevants de la biodiversitat. Per a aquesta tasca poden ser de gran utilitat treballs recents amb informació de fins d'1x1 km de resolució, com ara l'atles d'ocells nidificants de Catalunya²⁹⁴ o fins i tot d'altres atles de vertebrats amb dades per UTM de 10x10 km²⁹⁵. Alternativament, es podria completar l'IVPN amb informació complementària, tant biològica com relativa als substrats i formacions geològics, al sòl i al patrimoni paleontològic entre d'altres. No es pot ser, tanmateix, gaire optimista pel que fa a aquest component no biològic del patrimoni natural, atesa la manca de cartografia suficientment precisa i extensa²⁹⁶.

²⁹⁴ ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & S. HERRANDO. (eds.). 2004. *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia. Lynx Edicions.

²⁹⁵ PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & M. LIZANA. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Asociación Herpetológica Española.

²⁹⁶ Entre les poques capes d'informació disponibles figura l'Inventari d'Espais d'Interès Geològic de Catalunya. La delimitació d'aquests espais parteix, però, una aproximació metodològica força diferent. En línia: <http://mediambient.gencat.net/cat/inici.jsp>

El mètode

L'IVPN pot ser considerat un bon exemple de les tendències actuals en la valoració del patrimoni natural, que busquen suplir amb algorismes bona part del què abans era confiat a la intuïció i al coneixement expert²⁹⁷. L'encert dels models de valoració és conseqüència directa dels algorismes de càlcul emprats i, també, dels paràmetres que els integren. En aquest sentit, diversos estudis destaquen la necessitat de que les valoracions del patrimoni natural estiguin fonamentades en un nombre suficient de criteris que atorgui robustesa als resultats²⁹⁸. Tanmateix, la tria dels indicadors també porta implícit el problema de la redundància en la informació que aquests aporten. Al cas de l'IVPN s'ha fet una anàlisi estadística preliminar que demostra que, en general, el nivell de redundància entre indicadors i índexs parcials és moderat i que, per tant, la informació que aporten és relativament complementària i ajuda a enriquir el resultat final²⁹⁹.

La combinació de paràmetres en indicadors i índexs sempre comporta associats problemes derivats de quina informació s'utilitza i de quina manera es relaciona³⁰⁰. En el cas de l'IVPN s'ha optat per combinar els indicadors i els índexs parcials de la manera més simple possible, utilitzant combinacions additives o multiplicatives i no assignant pesos

diferencials als elements si no es comptava amb informació contrastada al respecte. La combinació dels diversos elements pren especial rellevància pel que fa a l'índex global -l'IVPN- que resulta de la combinació de variables de temàtica molt diferenciada. Per tot plegat cal realitzar anàlisis de sensibilitat de l'IVPN i dels seus índexs parcials (*I/H*, *I/C*, *I/EE*, *I/SE*), en base als indicadors, paràmetres i constants principals que intervenen en els algorismes considerats (vegeu apartat 4.9.). Abans, però, constatem que l'aproximació proposada per a calcular el valor de patrimoni natural a Catalunya, ofereix la transparència i modularitat en que es configura l'índex. El mètode emprat permet, doncs, que tant o més que l'IVPN, els seus índexs parcials o fins i tot els diversos indicadors puguin ser aplicables per sí mateixos en la presa de decisions sobre el territori.

Els resultats

Fidel a una concepció sistèmica del component biològic, l'IVPN aposta per considerar els diversos nivells d'organització dels sistemes naturals, i combinar els criteris de valoració clàssics amb d'altres de relativament nous. La incorporació d'aquests nous criteris respon a la necessitat de fugir de valoracions excessivament academicistes i centrades en els organismes i els hàbitats, o en determinats contextos biogeogràfics o ecològics.

Més enllà de valoracions acadèmiques, l'IVPN pretén ser principalment una eina d'anàlisi territorial i, per tant, auxiliar del planejament. Es tracta d'un índex relatiu que ha estat aplicat al conjunt de Catalunya i, per tant, totes les valoracions es fan en relació a aquest àmbit territorial, que no coincideix amb cap regió biogeogràfica ni ecològica. A més, la transposició del mètode a territoris de dimensions similars però pertanyents a àmbits ecològics diferents pot generar distorsions que cal analitzar. Igualment, cal determinar encara els efectes derivats de canviar l'escala d'aplicació, considerant altres àmbits territorials (com, per exemple, comarques). En aquest

²⁹⁷ JUSTUS, J. & S. SARKAR. 2002. *The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history*. Journal of Bioscience 27. 421-435.

²⁹⁸ MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

²⁹⁹ MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M.J., LLINÀS, J., RODÀ, F., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 115-138.

³⁰⁰ STOMS, D.; McDONALD, J.M. & F.W. DAVIS. 2002. *Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves*. Environmental Management, 29. 545-558.

sentit, convé recordar la vocació de l'IVPN de servir a escales adequades per a plans i programes i, per tant, relatives a territoris relativament extensos.

4.8.2. El càlcul i la representació

L'índex de valor del patrimoni natural (IVPN) es planteja com un sistema ordenat jeràrquicament en divuit indicadors que s'integren en quatre índexs parcials dels que es deriva, segons una distribució relativa a l'àmbit d'estudi, l'índex global.

El procés d'obtenció

L'IVPN es pot considerar com una mena de “caixa d'eines” d'anàlisi, amb quatre índexs parcials que recullen determinats aspectes del patrimoni natural. Això permet, a més d'obtenir un valor global per a cada punt del territori, determinar quin aspecte del component biològic pesa més en aquesta valoració. Els quatre índexs recullen, a més, un total de divuit indicadors relatius a aspectes molt diversos del patrimoni natural. L'índex intrínsec dels hàbitats (IIH) calcula el valor florístic i fitocenològic dels hàbitats; l'índex d'interès corològic (IIC) inclou des d'aspectes biogeogràfics a d'altres relatius a la distribució dels hàbitats; l'índex d'estructura ecopaisatgística (IEE) comprèn un tercer bloc d'indicadors relacionats amb l'estructura del paisatge i la seva utilització pels organismes i processos ecològics; finalment, l'índex de servei ecosistèmic (ISE) recull una valoració dels hàbitats o unitats del paisatge relativa als béns i serveis que n'obtenim.

A cada índex parcial es combinen els valors dels diversos indicadors, convenientment discretitzats segons interpretació experta en quatre valors intuïtius (baix, mitjà, alt i molt alt), amb algorismes específics. Per al càlcul de l'IVPN també es tenen en compte aquests quatre índexs de rang inferior, cada un dels quals és expressiu en sí mateix. Una propietat interessant d'aquests quatre índexs parcials és que

presenten una distribució relativa als valors obtinguts, segons una escala entre 1 (impacte baix) i 10 (impacte molt alt), el que permet identificar les zones amb major valor per al patrimoni natural en relació a l'àmbit d'estudi, en aquest cas Catalunya, per molt escadusser que sigui aquest valor. L'expressió cartogràfica atribueix als valors de l'escala una intuïtiva gamma de colors que van del verd fins al vermell. Al seu torn, l'addició dels quatre índexs permet calcular l'índex global:

El procés d'obtenció:

La valoració del patrimoni natural (IVPN)

Mitjançant àlgebra de mapes, s'han combinat els quatre índexs parcials IIH, IIC, IEE i ISE, amb les diferents capes d'informació associada, per a finalment obtenir l'índex global:

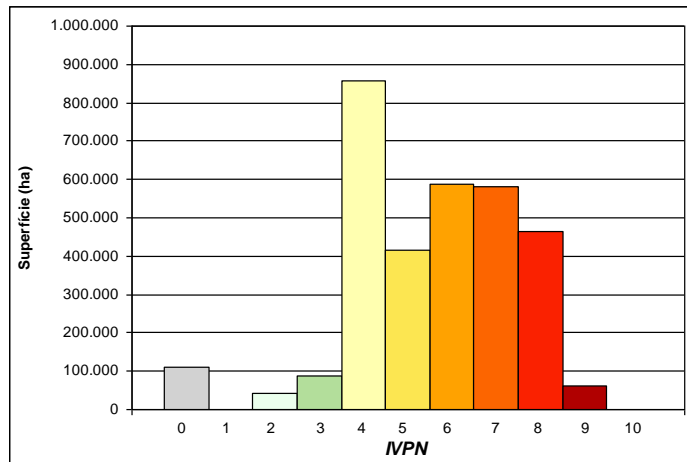
$$\varepsilon = IIH + IIC + IEE + ISE$$

$$IVPN = 1 + [9 (\varepsilon_i - \varepsilon_{min}) / (\varepsilon_{max} - \varepsilon_{min})]$$

Això ha generat un mapa amb valors enters compresos entre 1 i 10 (les zones excloses en l'estudi prenen valor 1).

La significació espacial

L'aplicació de l'IVPN a Catalunya mostra una distribució de valors normal en relació al recobriment relatiu de les diverses classes (FIGURA 20). La seva distribució espacial (MAPA 65) és relativament difusa, probablement a causa de la confluència d'indicadors molt diversos en un índex únic. Tot i així, s'observa un cert predomini dels valors alts (7 o més) al quadrant nord-est, entre Sant Llorenç del Munt (IMATGE 27), l'Alta Garrotxa, les Gavarres i el Montnegre. La resta de massissos també presenten valors relativament elevats. Les planes agrícoles mostren valors relativament baixos, especialment al cor del regadiu lleidatà. En les zones incendiades recentment, com el foc del Solsonès de 1998, també s'obtenen valors molt baixos. Cap el sud es difuminen les diferències entre hàbitats i tant àrees agrícoles com de bosc o matollar presenten valors mitjans. Només en els boscos dels Ports es troben valors notables.

FIGURA 20. Valors de l'IVPN i superfícies concernides a Catalunya.

IMATGE 27. Els paisatges de Sant Llorenç del Munt i de la serra de l'Obac són rics en hàbitats interessants, com les roques, amb un valor alt d'elements florístics rars. També hi ha superfícies importants d'alzinars amb alts valors d'estadi successional. En general, en els massissos prelitorals hi trobem hàbitats força valorats pel seu interès corològic, ecopaisatgístic i ecosistèmic.



Les mitjanes de l'IVPN per grup d'hàbitats mostren diferències poc clares, que probablement no serien significatives en gran part dels casos. En tot cas, però, s'apunta una concentració de valors elevats a les unitats de bosc, i també a mollerres, prats d'alta muntanya, pastures, conreus arboris i matollars resultants dels incendis. Més clara és la concentració

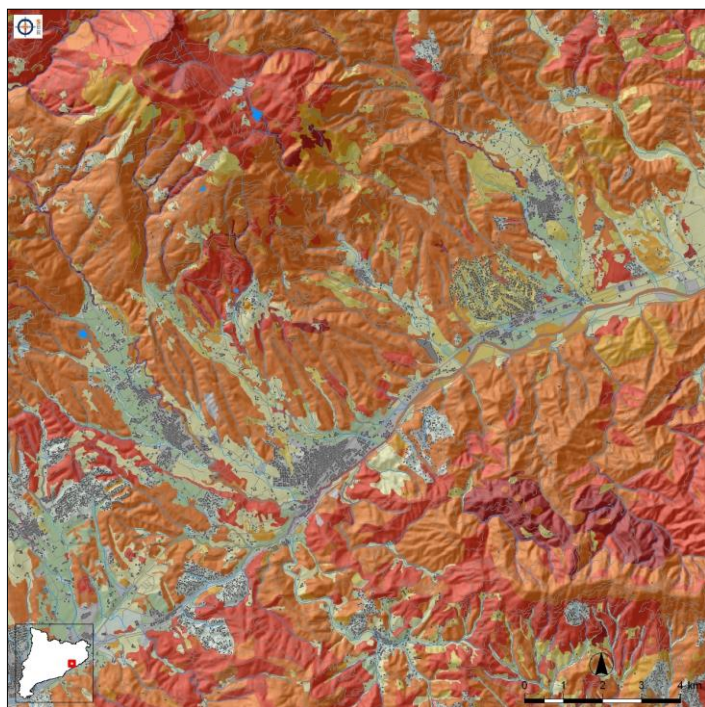
dels valors baixos en hàbitats de terra baixa. A part dels típicament antròpics, cal destacar el cas de les platges de còdols. Una anàlisi més detallada dels hàbitats posa de manifest que els més valorats són boscos no estrictament mediterranis i, en general, poc representats al territori: submediterranis (rouedes seques, teixedes, etc.), eurosiberians (rouedes, pinedes, fagedes, etc.), subalpins (avetoses, bedollars, etc.), o de ribera (alberedes, vernedes, etc.).

Els hàbitats menys valorats són molt diversos. Ultra els típicament antròpics, sovint exclosos en molts dels indicadors, hi trobem una gran proporció d'hàbitats litorals molt diversos (roquissars, cingleres, platges, hàbitats fluvials, matollars i herbassars secundaris, etc.). Òbviament també apareixen poc valorats els conreus i els erms resultants de llur abandonament, això com hàbitats resultants de la restauració d'activitats especialment agressives (mines a cel obert, pistes d'esquí, etc.). La desviació típica de les classes d'hàbitats tendeix a ser baixa, tret d'algunes excepcions que ja havien donat valors elevats per a alguns indicadors i índexs parcials i per a hàbitats molt humanitzats.

A la regió metropolitana de Barcelona trobem valors en general moderats (MAPA 66). Probablement es compensa la manca de valors naturals intrínsecs amb un elevat servei ecosistèmic per a l'elevada població metropolitana. Així, els matollars de Garraf i els boscos de l'Ordal i Collserola mostren valor 6. En serres més allunyades de la primera corona metropolitana (Montseny, Montnegre, Sant Llorenç del Munt, Montserrat, Ancosa) s'assoleixen valors de 8 i 9. El corredor entre Sant Llorenç i el Montseny (Moianès-Bertí) és potser la zona fora PEIN que presenta els valors més elevats, degut probablement a una bona combinació de valors naturals, d'estructura ecopaisatgística i de serveis ecosistèmics. Per contra, àrees amb una estructura ecopaisatgística molt favorables com el Penedès queden penalitzades per la manca de valors naturals.

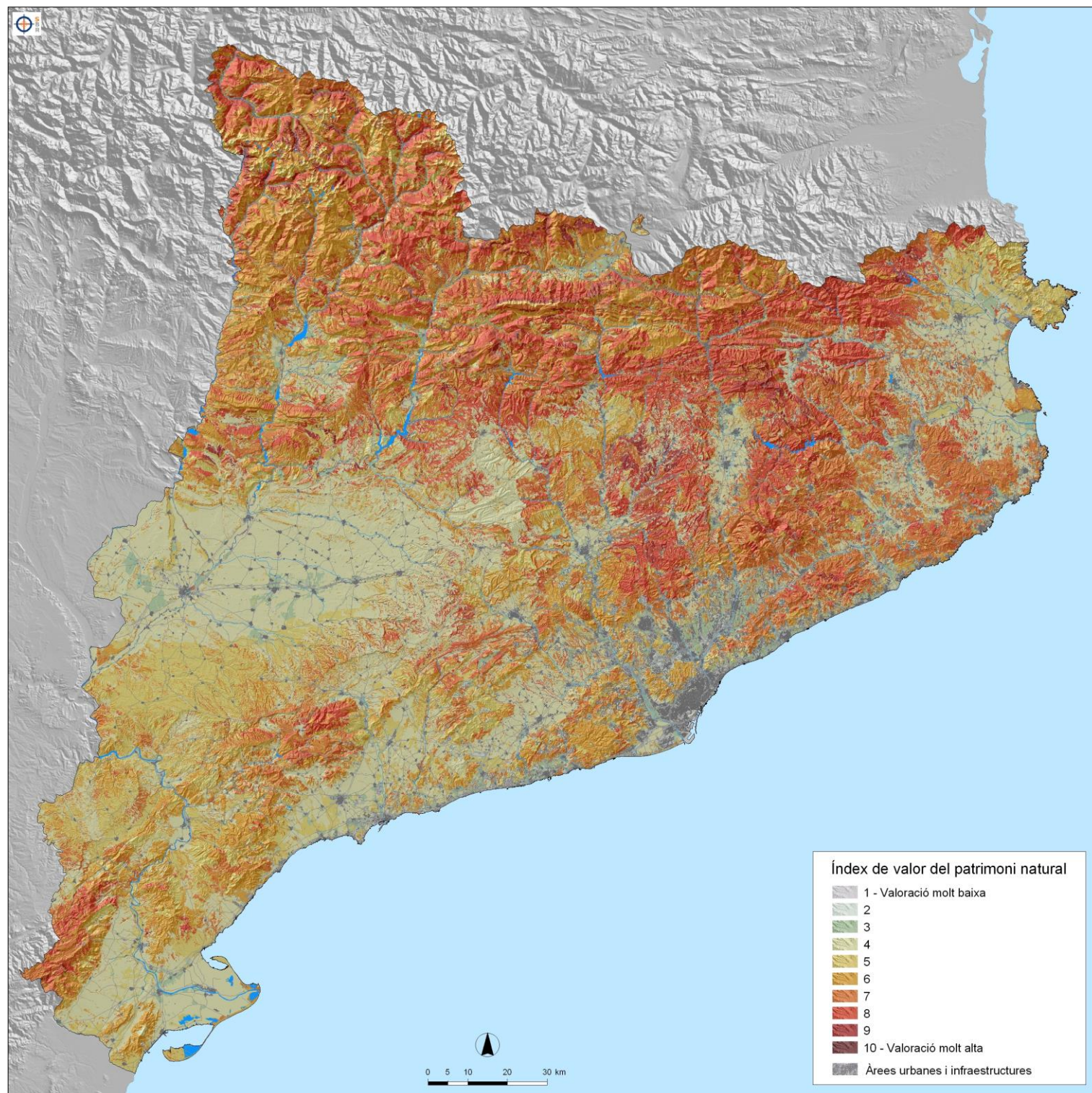
Centrem una anàlisi detallada de l'IVPN a la zona NE de la plana vallesana (MAPA 64) on també s'ha analitzat amb detall l'ISE (vegeu apartat 4.7.). En aquesta zona, caracteritzada per una gran diversitat d'hàbitats amb graus de naturalitat també molt diversos, l'IVPN dona un gran contrast de valors. El màxim (9) és assolit per hàbitats situats a l'interior dels parcs naturals del Montseny i del Montnegre. Es tracta d'hàbitats situats a la perifèria de la seva àrea de distribució a Catalunya o a Europa i per tant excèntrics o biogeogràficament significatius: les avetoses del Montseny (les més meridionals d'Europa), algunes rouredes de *Quercus petraea* i *Quercus humilis* i algunes suredes del Montnegre (probablement de les més meridionals de Catalunya).

MAPA 64. Índex de valor del patrimoni natural (IVPN) a la plana nord-oriental del Vallès.

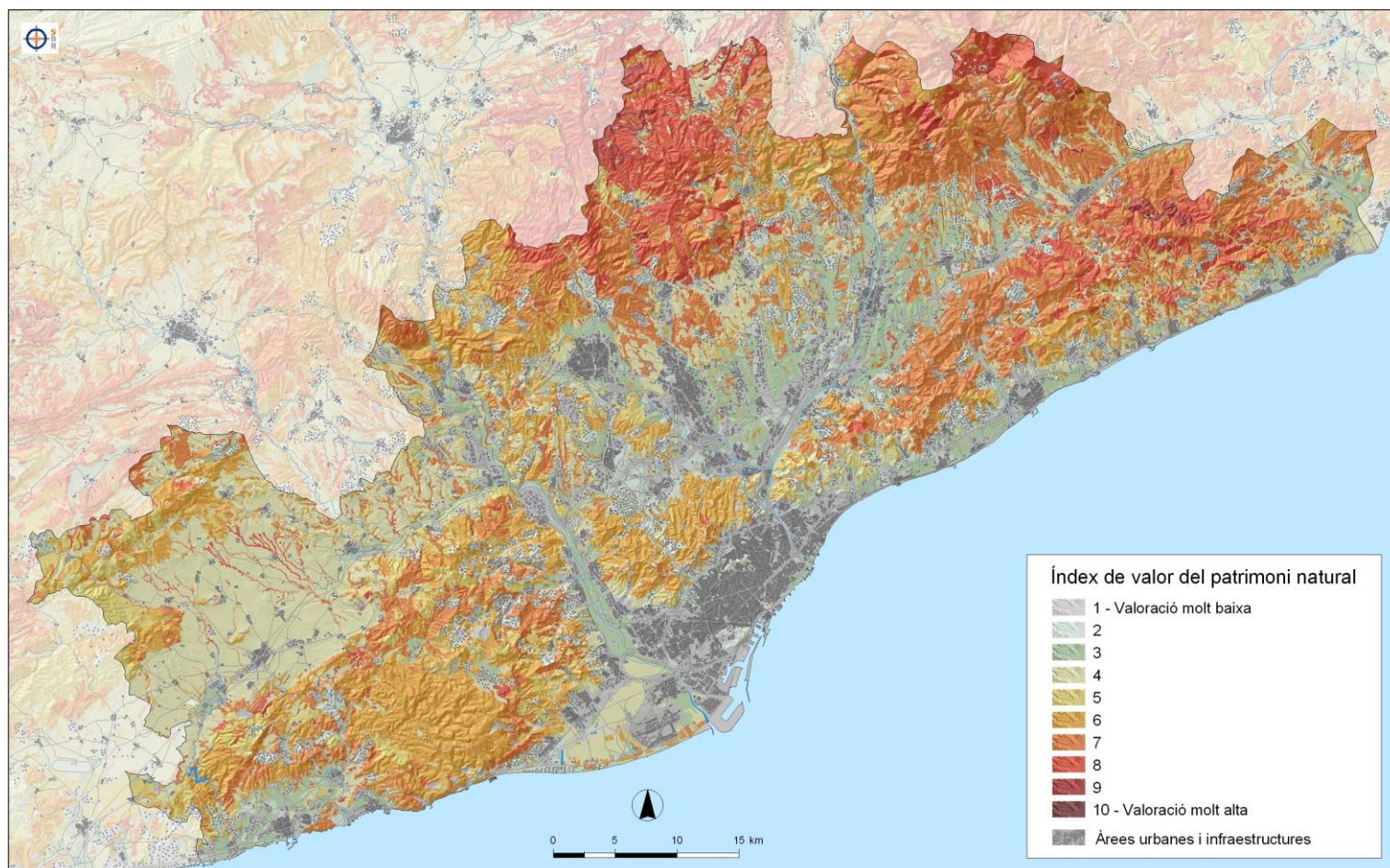


Els hàbitats forestals més extensos (alzinars, pinedes amb alzines o suros, fagedes) prenen valors situats entre 7 i 8, probablement per una barreja de valor

biològic, corològic ecopaisatgístic i ecosistèmic. Les pinedes de pi blanc de la plana vallesana presenten típicament valor 6; probablement compensen el seu escàs interès intrínsec i corològic amb un cert valor ecopaisatgístic, derivat d'uns potencial de relació i contrast ecotònic elevats, i un interès ecosistèmic, sobretot lúdic, notable. Els conreus herbacis de secà, sobretot concentrats a la plana del Vallès, presenten una situació relativament similar a la de les pinedes: el seu interès intrínsec i corològic és pràcticament nul, però en canvi tenen un cert interès ecopaisatgístic (sobretot pel que fa al potencial de relació i al contrast ecotònic) i ecosistèmic (principalment lúdic). Això els determina valors de l'IVPN entre 4 i 5, inferiors als de les pinedes de la plana. Els conreus envoltats de cobertes urbanes i viàries i les àrees d'urbanització difusa presenten un valor residual (IVPN entre 2 i 3).

MAPA 65. Índex de valor del patrimoni natural (IVPN) a Catalunya.

MAPA 66. Índex de valor del patrimoni natural (IVPN) a la regió metropolitana de Barcelona.



4.9. La verificació de la metodologia

La generació d'un mapa a partir d'algoritmes basats en la informació cartogràfica preexistent i els criteris proporcionats per experts és, segurament, l'alternativa més factible per a confeccionar una cartografia del valor de patrimoni natural a Catalunya, considerant l'escassa disponibilitat de dades cartogràfiques prou detallades. És, també, l'opció que presenta la millor relació cost-benefici. La metodologia desenvolupada es considera un exemple de la tendència actuals en la valoració del patrimoni natural, que busquen suplir amb algoritmes bona part del què abans era confiat a la percepció subjectiva, sense renunciar però al coneixement expert³⁰¹. L'encert dels models de valoració és conseqüència directa dels algorismes de càlcul emprats i, també, dels paràmetres que els integren. En aquest sentit, s'han realitzat diversos anàlisis de verificació amb l'objectiu de: a) avaluar el grau de redundància dels paràmetres considerats; b) determinar la sensibilitat dels algoritmes a valors no recolzats experimentalment; c) comprovar la fiabilitat de l'aproximació sistèmica adoptada en relació a dades empíriques; d) avaluar la coherència territorial dels resultats obtinguts.

4.9.1. Les anàlisis de redundància

Diversos estudis destaquen la necessitat de que les valoracions del patrimoni natural estiguin fonamentades en un nombre suficient de criteris que atorgui robustesa als resultats³⁰². Tanmateix, la tria de les components de qualsevol índex compost porta

³⁰¹ JUSTUS, J. & S. SARKAR. 2002. *The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history*. Journal of Bioscience 27. 421-435.

³⁰² MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

implícit el problema de la redundància en la informació que aquelles aporten. Per aquest motiu, l'IVPN va ser sotmès a una anàlisi preliminar, que va explorar les possibles associacions entre els diversos indicadors que l'integren.

El procediment seguit parteix d'una cobertura de 40.000 punts, un per polígon de l'IVPN, seleccionats a l'atzar sobre Catalunya. Mitjançant aplicacions de combinacions de capes amb programari SIG, es van assignar a cada punt mostrejat els valors dels 18 indicadors que conformen l'IVPN. Llavors es va dur a terme una anàlisi de la contingència per parelles d'indicadors³⁰³. Atesos els resultats obtinguts, sospitosament homogenis (la major part dels valors queden entre 0,5 i 0,6), es va proposar la cerca de tècniques alternatives per a valorar la redundància dels índexs i indicadors. Llavors es van identificar alguns mètodes més adients per a treballar amb variables ordinals (és a dir, discretes però ordenades, on 2 vol dir més -o menys- que 1), com ara l'estadístic Tau-b (T) de Kendall³⁰⁴. Aquest mètode ha estat, en conseqüència, seleccionat per a millorar l'anàlisi de la redundància entre indicadors.

Aplicant el mètode a la bateria d'indicadors de l'IVPN s'observa que totes les comparacions han donat una associació significativa entre indicadors, resultat totalment esperable degut a l'elevat nombre de polígons analitzat (TAULA 53). Atès que, en general, s'obtenen valors mitjans de l'estadístic ($T < 0.6$), podem concloure que el nivell de redundància entre indicadors i índexs parcials és moderat i que, per tant, la informació que aporten és relativament complementària i ajuda a enriquir el resultat final. Cal destacar, però, que els indicadors de servei ecosistèmic basats en la biomassa (I_{15} i I_{16}) i I'_{14} (estructura vertical) que indirectament reflecteix

³⁰³ En un estudi preliminar es va calcular l'associació corresponent amb una X^2 i el grau d'associació amb l'estadístic V de Cramer.

³⁰⁴ AGRETI, A. 1984. *Analysis of ordinal categorical data*. John Wiley & Sons. New York.

aquella, mostren una redundància destacable ($T > 0,7$) entre sí, i també l'estat successional (I_4) i el valor biogeogràfic (I_6). Aquests resultats també són lògics i, en base a la disponibilitat d'informació cartogràfica més precisa, caldrà millorar aquests indicadors redundants en futures versions de l'IVPN.

TAULA 53. Valors de l'estadístic Tau-b (T) de Kendall obtinguts en les comparacions per parelles dels indicadors de l'IVPN mitjançant taules de contingència. Els resultats mostren una associació significativa entre indicadors per al test de la X^2 i una $P < 0,001$.

	I_1	I_2	I_3	I_4	I_5	I_6	I_7	I_8	I_9	I_{10}	I_{11}	I_{12}	I_{13}	I_{14}	I_{15}	I_{16}	I_{17}
I_1																	
I_2	0,15																
I_3	0,10	0,01															
I_4	0,41	-0,04	0,28														
I_5	0,27	0,27	0,19	0,55													
I_6	0,39	0,04	0,35	0,77	0,58												
I_7	0,06	-0,16	0,39	0,37	0,20	0,32											
I_8	-0,21	-0,09	0,13	-0,10	0,09	-0,12	0,30										
I_9	0,03	-0,18	0,02	0,20	0,00	0,16	0,35	-0,11									
I_{10}	0,15	0,14	0,07	0,15	0,22	0,16	0,23	0,02	0,18								
I_{11}	0,09	-0,10	-0,32	0,04	-0,05	0,05	-0,08	-0,15	-0,02	-0,06							
I_{12}	0,12	0,08	-0,15	0,03	0,20	0,00	-0,05	0,03	-0,18	0,09	0,12						
I_{13}	0,16	0,08	0,00	0,15	0,09	0,16	0,12	-0,08	0,09	0,11	0,13	0,32					
I_{14}	0,30	-0,34	0,07	0,58	0,29	0,51	0,24	-0,10	0,00	0,04	0,16	0,11	0,09				
I_{15}	0,37	-0,32	0,21	0,70	0,49	0,63	0,25	-0,14	0,17	0,06	0,09	0,11	0,04	0,71			
I_{16}	0,43	-0,14	0,31	0,79	0,57	0,73	0,33	-0,15	0,18	0,12	0,07	0,08	0,11	0,67	0,88		
I_{17}	0,43	0,12	0,21	0,61	0,57	0,67	0,29	-0,13	0,05	0,19	0,14	0,08	0,23	0,47	0,53	0,66	
I_{18}	0,04	-0,12	0,14	0,36	0,38	0,35	0,17	0,16	-0,29	-0,06	0,04	0,09	-0,13	0,46	0,47	0,44	0,36

4.9.2. Les anàlisis de sensibilitat

Degut a la seva naturalesa eminentment de gabinet, l'IVPN i els seus índexs parcials han estat sotmesos a una profunda revisió de llur cartografia. En primer lloc, l'índex global ha estat sotmès a una anàlisi de sensibilitat sobre els seus indicadors. Atesa la natura discreta (categòrica) de l'índex, ha calgut desenvolupar un procediment *ad hoc* que es fonamenta en una mesura inversa a la sensibilitat: la resistència de l'índex a canviar. Definim aquesta resistència com la probabilitat de que el valor de l'IVPN en un determinat polígon no canviï. Aquesta probabilitat s'ha avaluat en relació a:

1. El percentatge de polígons que canvien de valor per indicador (0, 10, 20, 40, 60, 80 i 100%).

2. El nombre d'indicadors canviats per índex parcial (d'1 a 4). Només s'ha considerat una de les possibles combinacions: indicadors canviats i no canviats. Com que a l'IVPN els índexs parcials es construeixen com sumes d'indicadors sense pesos específics, és indiferent quin és l'indicador que canvia.

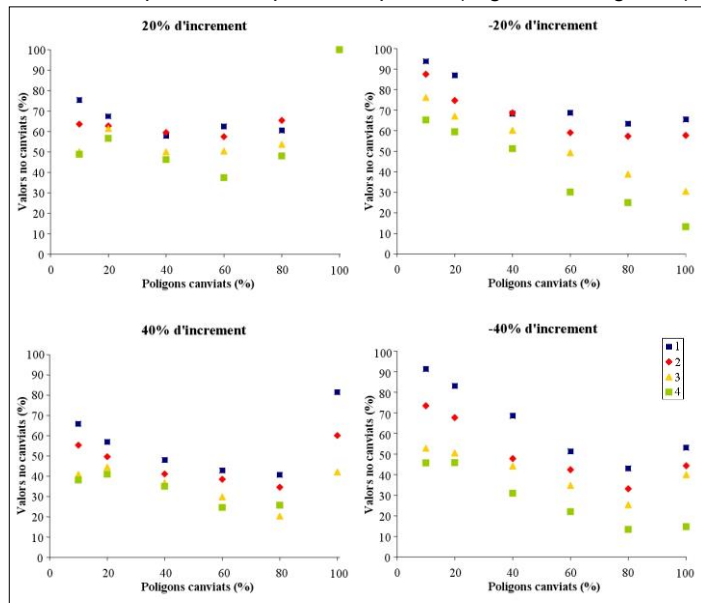
3. La intensitat de canvi en els indicadors. Com que aquests són categòrics, se'ls ha sumat o restat un o dos valors enters, sense excedir-nos per sota o per sobre dels valors mínims o màxims de l'escala de valors. Això equival a un increment positiu o negatiu del 20 i el 40%.

Un cop definit l'anàlisi, es realitza la selecció a l'atzar 20.000 punts de mostreig (equivalents a polígons de l'IVPN) procedents de la base utilitzada per a l'anàlisi de la redundància (vegeu apartat anterior). Recordem que aquests punts contenen els valors per a cada indicador de l'IVPN. Llavors, aquests valors han estat modificats de forma aleatòria d'acord amb les regles 1 a 3. L'associació entre la resistència de l'IVPN a canvis realitzats en els seus indicadors s'ha avaluat mitjançant mètodes de regressió clàssics.

Els resultats obtinguts mostren una sensibilitat notable dels polígons (probabilitat relativament baixa de que no variïn de valor) als canvis en els indicadors (FIGURA 21), fet esperable en un índex additiu com l'IVPN (format per sumes d'indicadors). Això posa de manifest que, atès que tots aquests indicadors tenen un component expert important, cal anar amb cura a l'hora de definir-los, i que calen anàlisis de fiabilitat amb dades externes, el més independents possibles al projecte. Aquesta ha estat la raó per a dur a terme una anàlisi exhaustiva de la fiabilitat de l'IVPN respecte diferents indicadors de biodiversitat a diverses escales espacials, i altra anàlisi per avaluar la coherència territorial dels resultats en relació amb

variables climàtiques, topogràfiques i paisatgístiques. Ambdues anàlisis es recullen als apartats següents.

FIGURA 21. Resistència a canvis (% de polígons que no canvien de valor) de l'índex de valor del patrimoni natural (IVPN) en funció de la intensitat (%) de canvi dels indicadors (gràfics individuals: $\pm 20\%$, ± 1 valor de ; $\pm 40\%$, ± 2 valors), el percentatge de polígons canviats per indicador (abscisses dels gràfics) i el nombre d'indicadors que canvien per índex parcial (llegenda dels gràfics).



4.9.3. Les anàlisis de fiabilitat

La validació externa de l'IVPN topa amb el problema de que no tenim una referència absoluta -podem anomenar-la veritat terreny- del valor del patrimoni natural³⁰⁵. La relació amb la biodiversitat és un dels criteris més explorats quan es pretén valorar el medi biològic. Tanmateix, és important considerar quina mena de biodiversitat acull el paisatge, ja que podria contenir gran nombre d'espècies ubiqües, exòtiques,

³⁰⁵ MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M.J., LLINÁS, J., RODÀ, F., CATTILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. *Primera proposta d'índex del valor del patrimoni natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 115-138.

o fins i tot, indicadores de degradació ambiental. A Catalunya s'han elaborat a la darrera dècada diverses bases de dades amb informació sobre els components més rellevants de la biodiversitat o sobre els quals hi havia més informació prèvia disponible. Entre totes elles destaquen les següents:

i) El Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya (BioCat)³⁰⁶. Es tracta d'un projecte que pretén donar a conèixer els elements que componen la biodiversitat a Catalunya i la seva distribució territorial. També permetrà avaluar l'estat de conservació i els graus d'amenaça, raresa o endemisme de les diverses espècies. Les dades s'estructuren, en general, per quadrícules UTM de 10x10 km (N=379) i s'organitzen en diversos mòduls. En l'anàlisi s'ha fet servir informació referent a plantes superiors i vertebrats. Les variables emprades han estat:

1. Riquesa total d'ocells nidificants.
2. Riquesa d'ocells rapinyaires.
3. Riquesa d'amfibis i rèptils.
4. Riquesa total de plantes vasculares.
5. Riquesa de plantes vasculares exòtiques.
6. Riquesa de plantes vasculares endèmiques.
7. Riquesa de plantes vasculares amenaçades.

ii) L'Atlas dels ocells nidificants de Catalunya³⁰⁷. El projecte es va basar en un mostreig genèric de la presència d'espècies d'ocells nidificants a Catalunya, realitzat per quadrícules UTM de 10x10 km. També es va fer un cens complementari en aproximadament 10 quadrats d'1x1 km (N=3.077) seleccionats per judici expert dins de cada quadrícula UTM de 10x10 km, per tal de cobrir l'heterogeneïtat d'ambients. Aquestes dades han estat utilitzades per a estimar l'abundància

³⁰⁶ El Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya i la Universitat de Barcelona estan posant a punt el Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya (BIOCAT). En línia: <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>

³⁰⁷ ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & S. HERRANDO. (eds.). 2004. *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia. Lynx Edicions.

d'espècies i generar els seus models de distribució. S'han seleccionat les variables:

1. Riquesa total d'espècies d'ocells.
2. Índex de conservació mitjà per parcel·la

iii) El Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SitXell)³⁰⁸. El projecte es constitueix com una eina de base per a estudiar, analitzar, valorar i planificar els espais lliures de la província de Barcelona i, també, per a oferir informació i criteris als diferents municipis per a l'exercici de les seves competències en matèria de planejament urbanístic i protecció dels espais naturals. S'estructura amb programari SIG en mòduls temàtics, segons una base de dades cartogràfica i alfanumèrica (1:50.000). Per a les anàlisis s'han utilitzat dades de camp -quadricules UTM de 2x2 km (N=200)-, sobre 14 espècies de mamífers pertanyents a tres grups: a) lagomorfs (llebre, *Lepus europaeus*; conill, *Oryctolagus cuniculus*); b) ungulats (senglar, *Sus scrofa*; cabirol, *Capreolus capreolus*; isard, *Rupicapra rupicapra*); c) carnívors (fagina, *Martes foina*; teixó, *Meles meles*; mostela, *Mustela nivalis*; visó americà, *Mustela vison*; geneta, *Genetta genetta*; guilla, *Vulpes vulpes*; gat fer, *Felis sylvestris*; gat domèstic, *Felis catus*; gos, *Canis familiaris*). Cada variable emprada és el resultat del promig obtingut per a les espècies implicades:

1. Abundància total.
2. Abundància de carnívors.
3. Abundància de lagomorfs.
4. Abundància d'ungulats.
5. Abundància de mamífers antropòfils..
6. Abundància de mamífers no antropòfils.
7. Riquesa d'espècies no antropòfiles.

iv) La Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC)³⁰⁹. És la informació sobre biodiversitat a Catalunya més extensa i precisa (1:50.000). Es defineixen els hàbitats a partir de la vegetació vascular, perquè aquesta sol ser la part viva de l'ecosistema que hi aporta un major percentatge de biomassa. A més, la seva immobilitat en l'espai, la seva relativa perdurabilitat en el temps i la seva mida, fan de la vegetació l'element més important i més fàcilment perceptible per a realitzar una primera aproximació al coneixement dels ecosistemes terrestres. En les anàlisis s'ha utilitzat la variable: nombre d'hàbitats per UTM de 10x10 km (N=379)

v) L'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC)³¹⁰. El projecte recull informació de base per gestionar els boscos a Catalunya. També s'ha utilitzat l'Inventari Forestal Nacional (IFN). Ambdós inventaris recullen, en format SIG, punts de mostreig georeferenciats amb diverses variables ecològiques i forestals de parcel·les de bosc de radi variable i distribuïdes regularment per la superfície forestal de Catalunya, a una resolució d'un punt de mostreig per km² (més de 10.000 punts per inventari). Per a realitzar les anàlisis s'han considerat tots els punts de l'IEFC amb informació relativa a l'edat dels arbres (N=1.800) i tots els punts de l'IFN3 (N=12.000). Les variables seleccionades han estat:

1. Edat màxima de les parcel·les (IEFC).
2. Nombre total de plantes llenyoses (IFN3).
3. Nombre total de plantes llenyoses nadiues (IFN3).
3. Nombre de plantes llenyoses exòtiques (IFN3).

³⁰⁸ La Diputació de Barcelona ha elaborat el Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SitXell). En línia: <http://www.diba.es/parcsn/sitxell/plana01.asp>

³⁰⁹ El Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya i el Grup de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació de la Universitat de Barcelona, han desenvolupat la Cartografia d'Hàbitats de Catalunya (CHC50) a partir dels hàbitats CORINE (amb valor normatiu a la Unió Europea). En línia: <http://mediambient.gencat.net>

³¹⁰ El Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) ha dut a terme l'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC). En línia: <http://www.creaf.uab.es/iefc>

Totes aquestes bases de dades de biodiversitat són relativament recents i han estat recopilades en projectes independents. Recullen informació sobre la distribució de diversos grups d'organismes i, sovint, compten amb indicadors del seu valor de conservació. De forma sumària, les anàlisis de fiabilitat s'han centrat en quatre casos d'estudi, que comporten extensions territorials i resolucions diferents:

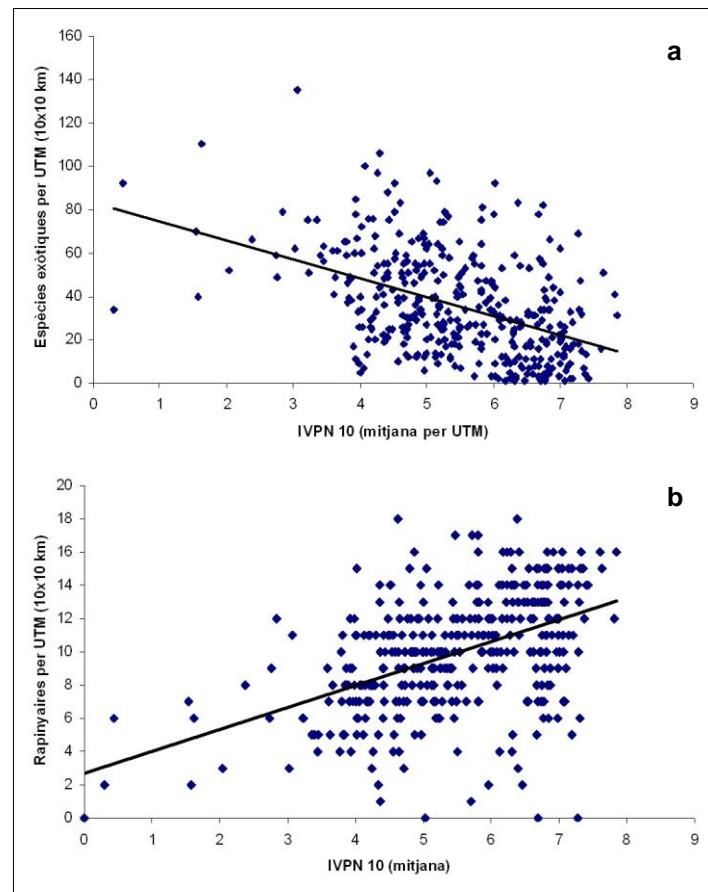
1. UTM de 10x10 km. Catalunya (BioCat).
2. UTM de 2x2 km. Província de Barcelona (SitXell).
3. UTM 1x1 km i tot Catalunya (ICO).
4. Parcel·la forestal i tot Catalunya (IEFC-IFN3).

Per a tots els casos d'estudi s'ha determinat la relació de les variables de biodiversitat amb l'índex general (IVPN), i també amb els índexs parcials (*IIH*, *IIC*, *IEE*, *ISE*). Tots aquests índexs són discrets però ordinals (els valors segueixen una ordenació creixent), cosa que permet un tractament numèric continu, sempre i quan es compti amb una mida de mostra suficient. Per a la comparació amb dades puntuals (parcel·les forestals) s'han obtingut els valors dels índexs a cada punt de mostreig. Per a les comparacions amb dades per UTM s'han obtingut els valors mitjans de cada quadrícula. Un cop obtingudes totes les dades, s'ha avaluat el grau d'associació dels índexs amb les variables de biodiversitat mitjançant ajustos curvilinis. S'han assajat diversos models (linear, polinòmic de grau 2, exponencial, logarítmic, invers, compost, potencial) a fi i efecte de trobar el més ajustat. De l'anàlisi s'han exclòs les UTM que tenen menys del 60% de la seva superfície corresponents a terra ferma de Catalunya.

Els resultats obtinguts mostren els millors ajustos per als valors mitjans per UTM de 10, 2 i 1 km de costat. La major part de les associacions són significatives. En general, els índexs mostren un grau d'associació amb les variables de biodiversitat que decreix amb la mida de les UTM. A 10x10 km, gairebé totes les relacions són significatives i arriben a un 30% de variància explicada. Els millors ajustos corresponen

als models lineals o quadràtics (la FIGURA 22 en recull alguns dels exemples més significatius). Els resultats mostren que l'IVPN i els seus subíndexs es correlacionen positivament amb la riquesa d'hàbitats, d'ocells totals i d'ocells rapinyaires, i negativament amb la de plantes exòtiques, com era d'esperar.

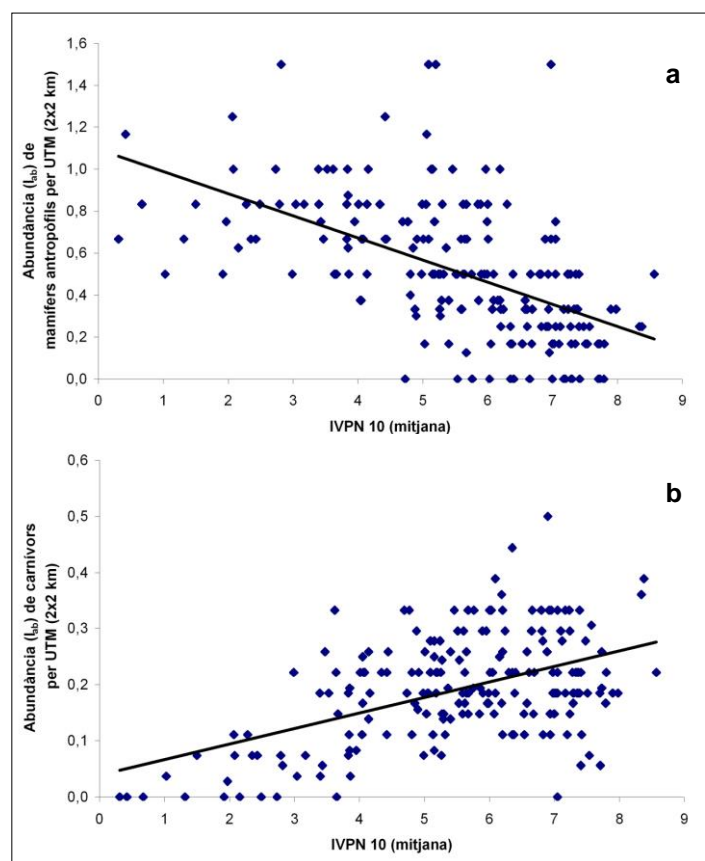
FIGURA 22. Associacions entre la mitjana de l'IVPN per UTM (10x10 km) i variables de biodiversitat considerades negatives (espècies exòtiques, a) o positives (rapinyaires, b) per a la conservació.



Els índexs parcials que recullen indicadors clàssics (*IIH* i *IIC*) són els més correlacionats amb aquestes variables (sobretot l'*IIH*). Tot i que els criteris nous de valoració (*IEE* i *ISE*) també es correlacionen notablement amb la riquesa d'hàbitats, de rapinyaires, i de plantes exòtiques (amb $r^2 > 0,2$), el percentatge de

variància explicada és en general més baixa. A UTM de 2x2 km (FIGURA 23), els valors mitjans de l'IVPN es correlacionen moderadament ($r^2=0,2-0,3$) i de forma positiva amb la riquesa i l'abundància de mamífers no antropòfils, i amb l'abundància d'alguns grups de cert interès (ungulats i carnívors). També es correlacionen negativament amb l'abundància d'antropòfils. Per a la resta de variables, la variància explicada és molt més baixa o fins i tot no significativa.

FIGURA 23. Associacions entre la mitjana de l'IVPN per UTM (2x2 km) i variables de biodiversitat considerades negatives (mamífers antropòfils, a) o positives (carnívors, b) per a la conservació.



A 1x1 km, la variància explicada pels diversos índexs de l'IVPN pel que fa a la riquesa total i l'índex de conservació de l'ornitofauna és francament baixa. Probablement els ocells exploten el territori a escales superiors (com posaven de manifest les dades de

10x10 km). A 1x1 km, probablement apareixen diversos factors estocàstics que són molt més importants que els gradients territorials. Destaca però l'associació de la riquesa total amb l'índex del servei ecosistèmic (23% de variància explicada). Es tracta d'una relació exponencial que posaria la menor riquesa d'ocells en ambients marcadament forestals, d'altra banda ja coneguda en territoris particularment estudiats ara els de la plana del Vallès³¹¹.

A escala de parcel·la forestal, la variància explicada pels models és mínima, el que coincideix amb la tendència decreixent amb l'àrea de mostreig que ja s'observava en el cas de les UTM. Aquesta tendència cal relacionar-la amb les característiques de l'IVPN, índex dissenyat per a l'anàlisi ambiental estratègica (1:50.000). Tot i això, s'observen relacions significatives interessants en molts dels índexs i de les variables, que obren un nou camp d'estudi sobre les relacions entre territori i biodiversitat. Les associacions de l'IVPN i la major part dels seus subíndexs parcials són positives amb l'edat del bosc, el total d'espècies llenyoses i el d'espècies nadiues. I en canvi són negatives pel que fa al nombre de llenyoses exòtiques. Aquests resultats posen de manifest una certa tendència a que les àrees amb major qualitat segons l'índex corresponguin a boscos més vells i diversos, i menys influïts per l'home.

En síntesi, cal destacar l'associació significativa de l'IVPN amb un gran nombre de variables de biodiversitat, malgrat els problemes obvis de comparar informació a resolucions espacials molt diferents. Els valors d'associació es poden titllar de baixos només si s'ignora aquest fet, o bé si no es té en compte que moltes de les bases de dades utilitzades com a veritat-terreny són, de fet, molt allunyades d'aquesta condició. També cal tenir present que les anàlisis s'han fet pel conjunt del

³¹¹ PINO, J., COMER, K.C., RODÀ, F., GUIRADO, M. & J. RIBAS. 2004. Riquesa d'espècies i interès per a la conservació dels ocells a l'àrea metropolitana de Barcelona: relacions amb la xarxa actual d'espais protegits. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 71. 141-153.

territori i no per a determinats hàbitats o regions, aproximació que hauria augmentat la variància explicada a costa de sacrificar una visió general d'aplicabilitat de l'índex a Catalunya.

4.9.4. Les anàlisis territorials

Aquesta darrera anàlisi té com a objectiu identificar les principals variables de la matriu territorial associades als valors de l'IVPN, per a estimar la seva coherència territorial (vegeu apartat 3.8.4. per a una descripció més acurada del mètode emprat). En resum, s'han dut a terme les tasques següents:

i) Selecció i posada a punt de diverses capes SIG relatives a variables topogràfiques, climàtiques i paisatgístiques considerades determinants per a la caracterització de la matriu territorial.

1. *Variables topogràfiques.* Elevació; pendents; desviació en graus del N; desviació en graus de l'E.

2. *Variables climàtiques.* Temperatura mitjana de les màximes (juliol); temperatura mitjana de les mínimes (gener); pluja dels mesos d'estiu (juny-agost).

3. *Variables paisatgístiques.* Distància a la costa; distància al centre de Barcelona; distància a les autopistes, carreteres nacionals i autonòmiques; distància a les vies secundàries; distància als rius de primer ordre; distància als rius de segon ordre.

ii) Generació d'una capa de punts a l'atzar sobre Catalunya (N=40.000), als quals és relaciona el valor de l'IVPN i els índexs parcials amb les variables abans esmentades, amb l'objecte d'obtenir una capa de punts que recull totes les variables dependents i independents necessàries per a realitzar les anàlisis.

iii) Incorporació a la capa de punts d'un polinomi de segon grau amb la posició geogràfica de cada punt, per tal de detectar superfícies de tendència. S'han

inclòs les variables: UTM X; UTM Y; UTM X²; UTM Y²; UTM XY. Els valors han estat estandarditzats.

iv) Anàlisis estadístiques sobre la base de dades. S'ha dut a terme una primera selecció de les variables menys correlacionades, a partir del càlcul de les correlacions de Pearson de cada parella de variables. A continuació s'han ortogonalitzat les variables restants amb una anàlisi de components principals (CP). Finalment, s'ha dut a terme una anàlisi de regressió múltiple per a eliminar per iteracions successives les variables que no aporten un increment significatiu de la variància explicada (r^2).

Els resultats obtinguts amb aquestes anàlisis (TAULA 54) mostren una relació significativa ($P < 0,05$) de l'IVPN i els seus índexs parcials amb les variables territorials seleccionades. A més, el percentatge de la variància explicat és notable (fins un 40%), però major en els indicadors considerats clàssics (*IIH*, *IIC*) que en els nous (*IEE*, *ISE*). Als indicadors clàssics hi apareixen regularment alguns factors relacionats amb les àrees de muntanya (pendents, elevacions, pluja d'estiu, latitud alta). Destaca també una relació positiva amb l'exposició nord. Tot plegat indica que aquests indicadors: i) prioritzen els hàbitats extramediterranis (eurosiberians, subalpins i alpins); ii) que els seus valors es concentren al nord de Catalunya, àmbit muntanyós i plujós, i a les obagues en general. Pel que fa als indicadors més recents (*IEE*, *ISE*), hi apareixen una munió de factors, sovint poc explicatius, relatius a superfícies de tendència poc clares (com ara factors quadràtics de la posició geogràfica). Destaca el paper positiu de la distància a Barcelona (o la longitud negativa) a l'*IEE* (indica l'influència metropolitana en el paisatge) i negatiu a l'*ISE* (possible afectació de l'indicador relacionat amb l'ús lúdic). La distància a les vies principals i secundàries s'associa positivament amb l'*IEE*, cosa que posa de manifest el paper de les infraestructures en l'artificialització del territori.

TAULA 54. Resum dels models lineals per a l'índex de valor del patrimoni natural (IVPN) i els seus índexs parcials. S'indica el percentatge de variància explicada (r^2) i les components principals (CP) més correlacionades en cada cas (coeficient beta no estandarditzat). S'adjunta una interpretació territorial de cada CP.

Índex (r^2)	Component	Variabls territorials relacionades	Beta
IVPN (0,35)	CP 10	Pendents	0,383
	CP 1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància costa	0,349
	CP 6	Distància a vies secundàries	0,163
	CP 5	Distància a vies principals	0,139
	CP 12	UTM XY	0,102
	CP 9	Desviació del Nord	-0,102
IIH (0,35)	CP 10	Pendents	0,388
	CP 1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància costa	0,370
	CP 6	Distància a vies secundàries	0,158
	CP 5	Distància a vies principals	0,144
IIC (0,40)	CP 1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància costa	0,414
	CP 10	Pendents	0,301
	CP 4	UTM X, UTM X2	0,226
	CP 5	Distància a vies principals	0,145
	CP 3	UTM X2	0,133
	CP 6	Distància a vies secundàries	0,131
IEE (0,22)	CP 12	UTM XY	0,221
	CP 2	UTM X (-), Distància a BCN, Dist. a la costa	0,194
	CP 6	Distància a vies secundàries	0,186
	CP 1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància costa	0,161
	CP 10	Pendents	0,155
	CP 5	Distància a vies principals	0,144
ISE (0,27)	CP 10	Pendents	0,356
	CP 2	UTM X (-), Distància a BCN, Dist. a la costa	-0,242
	CP 1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància costa	0,191
	CP 9	Desviació del Nord	-0,120

Recapitulació

El concepte de patrimoni natural s'ha revaloritzat des que el discurs sobre sostenibilitat irrompís amb força en tractats internacionals de començament dels anys vuitanta del segle passat. El seu caràcter comprensiu i els valors que vehicula -relacionats amb l'equitat intergeneracional- ofereix molts avantatges respecte altres alternatives emprades els darrers trenta anys (recursos naturals, biodiversitat, etc.). L'índex de valor del patrimoni natural (*IVPN*) aposta per una concepció holística del component biològic, que aplega diversos nivells d'organització dels ecosistemes. Pretén fugir de valoracions massa academicistes -centrades en organismes i hàbitats-, mirant d'aportar una eina útil en la gestió i conservació del territori com a sistema.

La valoració del patrimoni natural no ha estat exempta de tendències, corrents o fins i tot modes que esbiaixen els esforços cap a determinades espècies o hàbitats, menystenint o fins i tot ignorant d'altres tant o més rellevants pel funcionament de la matriu territorial. L'*IVPN* contribueix a corregir algunes d'aquestes contradiccions, com ara: i) la valoració prioritària dels fragments, sovint molt escassos, de comunitats naturals que originàriament cobrien un territori determinat, menystenint la resta d'hàbitats naturals i seminaturals; ii) la prioritització dels boscos enfront dels hàbitats oberts; iii) la preferència pels hàbitats alpins, subalpins i eurosiberians en front dels mediterranis; iv) la valoració intrínseca de la biodiversitat per davant dels béns i serveis ecosistèmics que proporciona.

La valoració del patrimoni natural, tal com es planteja, no té gaires precedents entre les iniciatives de conservació més conegudes. La metodologia proposada es basa en l'ecologia del paisatge quantitativa i ofereix una aproximació continua al valor del medi biològic. L'*IVPN* parteix de la cartografia d'hàbitats de Catalunya i ha estat sotmès a un exhaustiu procés de verificació que inclou: i) anàlisis de redundància de les seves parts, de gran interès

atès el seu caràcter d'índex complex; ii) anàlisis de sensibilitat a canvis en els indicadors que l'integren; iii) anàlisis de fiabilitat per comparació amb estudis de camp; iv) anàlisis de la coherència territorial. Els resultats obtinguts confirmen la bondat de l'índex, la seva escassa redundància interna, la coherència territorial dels resultats obtinguts i l'associació amb dades empíriques de valor del patrimoni natural.

En particular, cal destacar l'associació significativa amb un gran nombre de variables de biodiversitat, malgrat els problemes obvis de comparar informació a resolucions espacials molt diferents. Les anàlisis de fiabilitat realitzades corroboren el fet de que l'*IVPN* és un índex aplicable a escales de planejament territorial (1:50.000 o superior), tot i que també pot aportar un marc de referència rellevant a escales més detallades. És evident, però, que l'eficàcia pràctica d'aquest índex anirà lligada, en darrer terme, a les disposicions legals que es puguin establir.

Cal, per tant, disposar d'uns objectius de sostenibilitat pel conjunt del país, que es despleguin en normatives específiques. En aquest sentit, és previsible que el concepte de patrimoni natural adquireixi encara més força i protagonisme en les noves lleis marc catalana i espanyola que estan en procés d'elaboració. No obstant això, cal fer també un important esforç per tal d'adaptar les metodologies de parametrització socioambiental i els procediments d'aplicació, a les necessitats i la idiosincràsia dels àmbits professionals i administratius corresponents.

L'*IVPN* proporciona una visió relativament nova de valoració del component biològic, basada en les teories actuals sobre biogeografia, ecologia del paisatge i serveis ecosistèmics. Analitza el conjunt del territori amb criteris homogenis, per tal de que pugui ser aplicable en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes. En definitiva, pretén ser una eina d'anàlisi territorial, auxiliar del planejament; una peça més d'un conjunt de tres índexs ecològics bàsics per a determinar l'aptitud de la matriu territorial (*IAT*).

5. La funcionalitat territorial

Resum

La matriu territorial és un sistema complex que pot ser descrit com una xarxa d'elements o nodes que interactuen entre ells mitjançant diverses connexions. En la nostra percepció del paisatge, aquestes connexions poden ser físiques però la majoria de vegades representen interaccions variables o són abstraccions conceptuals. L'estructura espacial del paisatge i les propietats dels elements que el configuren es relacionen, per tant, amb els processos socioambientals. Tanmateix, l'ecologia del paisatge ha trobat dificultats per a establir una relació matemàtica prou sòlida entre els patrons espacials i els diversos processos funcionals. En aquest context, l'índex de connectivitat ecològica (ICE) proposa una síntesi de les principals variables funcionals que interactuen en la matriu territorial des d'un punt de vista sistèmic. L'algoritme es basa en un model de distància de costos de desplaçament, que considera diferents classes d'àrees ecològiques a connectar - nodes- i una superfície d'impedància que, al seu torn, incorpora una matriu d'afinitat de les cobertes del sòl i l'efecte de les barreres antropogèniques en l'espai circumdant. Els resultats del model es discretitzen mitjançant un algorisme que incorpora al sistema el judici expert, el que afavoreix la seva interpretació i comparació. Es presenten valoracions relatives al mètode, a la fiabilitat dels resultats obtinguts, a les possibilitats d'ús en el planejament i, més en general, en el tractament del territori com a sistema funcional.

Mots clau

Connectivitat, fragmentació, nodes, xarxa.

5.1. Introducció

Els sistemes complexos es basen en xarxes constituïdes per nodes i connexions que interactuen segons bucles retroactius en els que l'efecte actua sobre la causa i es converteix en part d'aquesta, el que acaba produint mecanismes d'autoregulació que garanteixen certa homeòstasi en front a les incerteses del medi. En els ecosistemes existeix un compromís entre regularitat i atzar, el que aporta la màxima complexitat aparent: hi han pocs nodes molt connectats i molts nodes poc connectats, són les nomenades *xarxes lliures d'escala*. Margalef ja va intuir la utilitat d'aquestes distribucions potencials de freqüència, ja que poden tenir relació amb l'èxit en la captura de recursos i/o espai: per definició, només unes poques espècies són dominants en un ecosistema³¹². Potser s'arriba a aquest mateix resultat en molts sistemes complexos adaptatius perquè és precisament el model que funciona i perdura entre l'ordre i el caos. La matriu territorial es comporta com una xarxa per a moltes de les seves propietats funcionals, entre les quals destaca la connectivitat pel seu paper en la conservació d'espècies i processos. Definim l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) com una mesura de les interaccions entre els processos ecològics bàsics -a múltiples escales- que tenen lloc en el territori. Es tracta, per tant, d'un criteri ecològic fonamental que engloba molts aspectes funcionals de la matriu territorial i de l'estructura del paisatge.

5.2. L'aproximació conceptual

L'ecologia del paisatge parteix de la hipòtesi de que la composició i la configuració espacial de la matriu territorial i les propietats dels seus elements es relacionen amb processos físics, biològics, ecològics,

³¹² MARGALEF, R. 1977. *Ecologia*. Editorial Omega.

sociològics, econòmics, en definitiva socioambientals. L'estructura del paisatge és, per tant, el resultat dels processos funcionals que tenen lloc en ella i, al mateix temps, condiciona el funcionament d'aquests processos³¹³. Encara que hi ha un clar consens científic al respecte, l'ecologia del paisatge ha trobat força dificultats per a establir una relació quantitativa prou sòlida entre els patrons espacials i els diversos processos funcionals que tenen lloc en el territori³¹⁴. Sembla que, en part, això és conseqüència de l'acció humana sobre el paisatge, que estableix els seus propis esquemes topològics³¹⁵. En tot cas, la relació entre patrons i processos es considera un axioma fonamental en ecologia i actualment és una de les puntes de llança de la recerca en aquest àmbit³¹⁶.

5.2.1. Estructura del paisatge i funcionalitat ecològica

La quantificació dels patrons del paisatge ha estat un dels camps més fructífers de l'ecologia del paisatge els darrers vint anys. En general, es poden diferenciar els indicadors de caràcter estructural, més associats a les propietats físiques del paisatge i els seus elements, dels indicadors de caràcter funcional, més relacionats amb els processos que hi tenen lloc³¹⁷.

³¹³ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

³¹⁴ Vegeu, per exemple: OPDAM, P., FOPPEN, R. & C. VOS. 2001. *Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology*. *Landscape Ecology*, 16. 767-779; o també: LI, H. & J. WU. 2004. *Use and misuse of landscape indices*. *Landscape Ecology*, 19. 389-399.

³¹⁵ TURNER, M.G. 2005. *Landscape Ecology: what is the state of the science?*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36. 319-344.

³¹⁶ CHETKIEWICZ, C.-L.B., CLAIR, C.C.S. & M.S. BOYCE. 2006. *Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37. 317-342.

³¹⁷ TURNER, M.G. 1989. *Landscape Ecology: The effect of pattern on process*. *Annual Review of Ecological System*, 20. 171-197.

Amb l'objectiu de mesurar les característiques estructurals del paisatge s'han desenvolupat un gran nombre d'indicadors, literalment centenars³¹⁸. Es tracta d'operadors matemàtics més o menys complexos (anomenats genèricament *landscape metrics*) que incorporen aspectes molt diversos de la composició i la configuració espacial del paisatge, així com també atributs de dimensió, forma i distribució espacial dels elements (tessel·les) que el constitueixen³¹⁹. Les dues categories no són, tanmateix, totalment disjunctes ja que sovint s'atribueix als atributs estructurals un component funcional rellevant (vegeu capítol 4).

El càlcul de les mètriques més pròpiament funcionals no compta amb gaires principis generals contrastats empíricament. Un dels principals esculls conceptuals és el caràcter multifacètic del que es vol mesurar i, pel que fa a nivell metodològic, que molts dels processos ecològics que tenen lloc a la matriu territorial són difícilment cartografiats. No obstant això, existeixen algunes propostes prou interessants que recullen exemples d'atributs funcionals del paisatge³²⁰.

Entre els atributs de caire funcional més emprats cal destacar la connectivitat, que per a molts autors és un únic atribut i per altres pot ser diferenciat en dos: la connectància i la connectivitat³²¹. La primera fa referència a la connexió des d'un punt de vista estructural (calculable a partir d'atributs físics), mentre

³¹⁸ GUSTAFSON, E. J. 1998. *Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?* Ecosystems, 1. 143-156.

³¹⁹ COLVILLE, D. 1995. *Ecological landscape analysis using GIS*. DOMON, G. & J. FALARDEAU (eds.). *Landscape ecology in land use planning. Methods and practice*. Canadian Society for Landscape Ecology and Management. Polyscience Publications Inc. Morin Heights (Canada). 143-148.

³²⁰ ARONSON, J. & E. LE FLOC'H. 1996. *Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology*. Restoration Ecology, 4. 377-387.

³²¹ CROOKS, K.R. & M. SANJAYAN (eds.). 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.

que la segona es relaciona amb els aspectes funcionals de la connexió entre els elements del paisatge, como són els patrons de moviment i migració d'organismes o la seva resposta a la presència de barreres.

En la present aproximació s'han utilitzat diversos indicadors, de base estructural, que pretenen valorar la funcionalitat de la matriu territorial, des de dos perspectives, de forma no totalment independent: a) la capacitat d'acollir processos dins les unitats del paisatge; b) la capacitat per a connectar processos entre les unitats del paisatge. Existeix, en efecte, una evident relació entre ambdues aproximacions, derivada del fet de que la capacitat del territori com a hàbitat depèn en gran mesura de la seva funcionalitat connectiva, i a l'inrevés. Aquests indicadors formen part de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*), dissenyat per a la seva aplicació en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes.

5.2.2. La connectivitat ecològica com atribut funcional

El concepte de connectivitat ecològica es relaciona amb els principals aspectes funcionals que determinen les connexions entre els diferents elements del paisatge, des de l'energia a la informació. Engloba, per tant, un nombre ingent d'interaccions, com ara els cicles de nutrients, la dispersió del pol·len o els moviments de la fauna. En conseqüència, la connectivitat ecològica, entesa des d'un punt de vista sistèmic, representa una primera aproximació a la funcionalitat ecològica de la matriu territorial i, doncs, del seu estat ambiental. En altres paraules, la connectivitat ecològica es defineix com la qualitat que permet el contacte efectiu entre diferents ecosistemes, espècies o poblacions. Es tracta, en definitiva, d'una mesura de la complexitat estructural de la xarxa d'interaccions de la qual depenen els processos ecològics bàsics en el territori.

Els sistemes complexos es caracteritzen per una tendència a l'augment de la connectància, és a dir, de la interconnexió generalitzada i redundat de les parts que els formen. Això és aplicable als aspectes funcionals dels ecosistemes (com ara l'establiment de xarxes tròfiques³²²) i també a la matriu territorial. El concepte de connectivitat és essencial en ecologia del paisatge perquè complementa la concepció purament física que ens proporciona la connectància: no només cal assegurar la connexió física entre tessel·les, sinó que també és necessari que els processos ecològics es propaguin convenientment entre aquestes.

La pèrdua de connectivitat ecològica tant pot tenir causes naturals com antròpiques. En regions molt urbanitzades de països industrialitzats, com és el cas de Catalunya, el progressiu decaïment de la connectivitat ecològica és un efecte generalment associat a la fragmentació d'hàbitats produïda per l'efecte sinèrgic de l'expansió urbanística, d'infraestructures de totes menes, de canvis d'usos del sòl que hi són associats i de degradació ambiental i paisatgística. S'ha demostrat que aquests processos són la primera causa de pèrdua de diversitat biològica a Europa, per damunt, fins i tot, de la destrucció directa d'hàbitats o l'eliminació d'espècies³²³.

La importància de la permeabilitat territorial

L'anàlisi de les causes de pèrdua de connectivitat s'ha centrat en el paper de la fragmentació dels hàbitats i de la proliferació d'infraestructures. En canvi, no ha rebut la mateixa atenció el paper que pot jugar la possible resistència al moviment dels organismes que

pot oferir la matriu territorial³²⁴. La matriu sovint es concep com un hàbitat inadequat i potencialment hostil, però rarament és una barrera completa a la dispersió. En alguns casos, el moviment a través de la matriu pot ser suficient perquè la immigració compensi l'extinció en poblacions (secundàries) locals³²⁵. Anomenem permeabilitat a aquesta propietat de la matriu de facilitar el moviment dels organismes, i impedància o resistència a la seva inversa. La permeabilitat és, per tant, consubstancial a la connectivitat com atribut funcional del territori, atès que modula els efectes de la fragmentació en incrementar o disminuir les interaccions entre els fragments d'hàbitat, per a les diverses espècies o processos ecològics.

Lògicament, la permeabilitat ecològica depèn dels biomes, dels paisatges, dels hàbitats o dels organismes considerats. Dins dels ecosistemes terrestres, té més importància pels animals que no pas pels vegetals i, dins dels animals, en general s'accepta que pot tenir més importància com més grans siguin les espècies i llurs poblacions mínimes viables. La connectivitat és, per tant, vital per a les espècies que viuen en metapoblacions.

Les principals barreres físiques amb que s'enfronten els desplaçaments dels organismes terrestres són les infraestructures lineals, els espais urbans o industrials, i, en certa mesura, els rius i zones humides que els hi barren el pas, però això depèn de les espècies considerades (determinades aranyes poden franquejar distàncies considerables penjades d'un fil i arrossegades pel vent, mentre que algunes tortugues de terra poden ser incapaces de superar un simple traçat de ferrocarril, posem per cas). Respecte

³²² Dins d'uns límits: la connectància en xarxes tròfiques és més aviat baixa (poques relacions tròfiques reals respecte totes les possibles).

³²³ COLLINGE, S.K. 1996. *Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning*. Landscape and Urban Planning, 36. 59-77.

³²⁴ HUDGENS, B.R. & N.M. HADDAD. 2003. *Predicting Which Species Will Benefit from Corridors in Fragmented Landscapes from Population Growth Models*. The American Naturalist, 161. 808-820.

³²⁵ WITT, W.C. & N. HUNTLY. 2001. *Effects of isolation on red-backed voles (Clethrionomys gapperi) and deer mice (Peromyscus maniculatus) in a sage-steppe matrix*. Canadian Journal of Zoology 79(9).1597-1603.

els organismes aquàtics, les principals barreres són la contaminació i les grans preses (com és el cas de la llúdriga) i les derivacions de cabals que arriben a assecar llargs trams fluvials, però a diferència dels ecosistemes terrestres, el potencial de recuperació i regeneració dels ecosistemes fluvials és, en general, molt més gran.

En certes circumstàncies especials, la connexió física pot no ser necessària: petits fragments d'hàbitat aïllats poden ser adequats per a protegir algunes plantes o invertebrats, a condició de que la gestió d'aquests espais sigui adequada als seus requeriments específics. D'altra banda, per a la majoria d'ocells i d'insectes migradors, la connectivitat no depèn de l'existència d'un nexse físic de connexió, sinó de que la distància que separa llurs hàbitats no superi la que poden franquejar, i de la major o menor reticència a creuar determinats tipus d'espais. La probabilitat de fer el viatge minva, normalment, a mida 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 distribució geogràfica i l'absència d'obstacles entre elles (com ara línies d'alta tensió) dona, doncs, la mesura de la connectivitat per a aquests organismes migradors.

La connectivitat no és, per tot plegat, una propietat fixa del territori i mesurable directament, sinó que depèn de cada tipus d'organisme o procés (tal com passa amb el propi paisatge). La seva quantificació dependrà llavors, a més de l'aproximació quantitativa triada, dels tipus d'organismes que es considerin. Les mesures experimentals de connectivitat basades en el seguiment de les espècies estudiades (per exemple mitjançant telemetria) o la captura d'aquestes, s'han efectuat només en relació a unes poques espècies d'animals vertebrats. A tall d'exemple, uns 30 m d'amplada poden ser suficients per un bosc de ribera ben estructurat, mentre que un corredor faunístic forestal hauria de tenir entre 500 i 1.500 m, segons els casos, per a poder acollir hàbitats interiors.

La justificació de la connectivitat ecològica

La connectivitat ecològica és, de fet, una mesura de la magnitud dels fluxos d'energia, matèria i informació que tenen lloc en -i entre- els ecosistemes presents en un territori. A Catalunya, on més de la meitat dels espais protegits inclosos en el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) tenen menys de 10 km², la pèrdua de connectivitat ecològica fa augmentar la vulnerabilitat dels sistemes naturals que acullen els espais naturals legalment protegits envers les agressions urbanístiques i d'infraestructures cada vegada més fortes a què estan sotmesos -encara que normalment en la seva perifèria- molts d'ells³²⁶. Cal no obviar, per tant, la funcionalitat global de la matriu territorial. En aquest sentit, la justificació de preservar la connectivitat ecològica és triple:

i) La primera es basa en la necessitat de mantenir els fluxos ecològics (aigua, nutrients, sediments, pol·len, llavors, fauna, etc.) un aspecte clau en el funcionament dels sistemes naturals. Totes les espècies vivents mantenen vincles orgànics i funcionals amb el seu entorn. Si aquests vincles es deterioren o es trenquen, certes espècies i comunitats se'n ressentiran, començaran a declinar i, tard o d'hora, desapareixeran. L'aïllament ecològic, en aquest sentit, equival a un empobriment de la biodiversitat.

ii) La segona justificació recolza en el concepte ecològic de dimensions mínimes viables de poblacions o d'hàbitats. Per sota d'una certa dimensió (que, per exemple, podria ser d'unes quantes desenes de parelles per a molts animals vertebrats) una població té una elevada probabilitat a desaparèixer per causes naturals. Com que en molts casos no és fàcil ampliar els espais naturals protegits,

³²⁶ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2005. *A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area*. Landscape and Urban Planning, 71. 243-262.

la millor alternativa per a mantenir la biodiversitat és garantir la seva connexió amb d'altres de similars.

iii) La tercera justificació rau en què les connexions ecològiques constitueixen una mena d'assegurança dels sistemes naturals, davant de les incerteses polítiques, econòmiques i de canvi climàtic, així com dels fenòmens catastròfics. Si es compleixen els darrers pronòstics referents al canvi climàtic global, es veurien afectats un gran nombre d'espècies i comunitats, les quals, incapaces d'adaptar-se a les noves condicions, haurien d'intentar migrar i, arribat el cas, aquesta migració només serà possible si es manté una bona connectivitat entre els hàbitats.

En tot cas, les possibilitats de conservar o restaurar connexions paisatgístiques entre els espais naturals presents a les zones més urbanitzades de Catalunya són actualment força escasses i les opcions viables que romanen són cada vegada menys atractives³²⁷. Tot sovint, només resta un sol lligam viable entre dos espais naturals protegits, i encara degradat. S'imposa, doncs, adoptar mesures d'urgència. El principi de precaució, en aquest cas, diu que la manca de dades científiques segures sobre la dinàmica de certes espècies o sobre el funcionament de certs ecosistemes, no pot ésser excusa per a endarrerir l'adopció de mesures profilàctiques que estalviïn la ruptura de les connexions ecològiques que avui dia encara es mantenen, mentre siguin funcionals. En un futur, a mida que hom disposi de dades més completes o fiables, es podran anar afinant llurs dissenys o adequant la seva gestió.

Finalment, hi ha una altra reflexió que s'escau a l'hora de proposar l'adopció de mesures immediates, derivada del desfasament temporal de molts dels impactes respecte les pressions. Com que la majoria de les externalitats de la fragmentació territorial i ecològica cauran damunt de les generacions

³²⁷ MALLARACH, J.M. 2000. *Importància dels connectors ecològics a l'àmbit metropolità de Barcelona*. Notes: Les ciutats emergents, 14: 41-56. Centre d'Estudis Molletans, Mollet del Vallès.

properes, una política territorial que no s'enfronti a les tendències dominants causa un conflicte d'equitat intergeneracional que planteja seriosos problemes ètics. Es aquí on el concepte de sostenibilitat pot resultar útil, doncs és indiscutible que el manteniment dels ecosistemes exigeix la conservació de les seves connexions funcionals a diverses escales de la matriu territorial, sense les quals no podrien mantenir la seva salut i vitalitat a llarg termini. Conservar i restaurar els connectors ecològics i paisatgístics és, des d'aquest punt de vista, una estratègia territorial imprescindible per a conservar el patrimoni natural del país.

5.2.3. Connectivitat ecològica i matriu territorial

Gran part del creixement urbanístic de les darreres dècades a Catalunya s'ha recolzat en plans deficients des del punt de vista ecològic, quan no s'ha produït al marge del planejament. És comprensible que una de les prioritats dels urbanistes hagi estat connectar adequadament els nous assentaments urbans amb els anteriors, és a dir, dotar-los d'accessos i facilitar-los tots els serveis bàsics³²⁸. Pocs s'adonaren, però, que aquest procés comportava generalment el trencament de moltes de les connexions que permetien els fluxos d'energia, matèria i informació entre els ecosistemes que conformen la matriu biofísica del territori.

De fet, al llarg de la història, els sistemes naturals a Catalunya han estat ecològicament connectats a través d'una matriu territorial permeable d'espais agropecuaris extensius, solcats per boscos en galeria i fragments de vegetació natural. Per això, segurament, resultava difícil adonar-se que podien deixar de ser-ho en un context de precipitada transformació i fragmentació paisatgística. I encara

³²⁸ BELTRAN, J. 2000. *La ciutat i el medi natural*. DVA et al. *Parcs Naturals més enllà dels límits*, Generalitat de Catalunya, Departament de la Presidència. 170-185.

més, adonar-se de les conseqüències que se'n poden desprendre a mig i a llarg termini per a l'estabilitat i la salut dels ecosistemes.

És cert que en territoris secularment humanitzats el procés de fragmentació dels sistemes naturals ha experimentat moltes variacions al llarg del temps. Des de les èpoques en que els espais forestals ho cobrien gairebé tot, fins a d'altres en que l'expansió dels sistemes agropecuaris fou màxima. Ara bé, el que resulta nou en la situació actual és la combinació de processos de fragmentació i d'artificialització que es produeixen a una escala espaciotemporal sense precedents històrics. Per fer-se'n una idea només cal mirar la situació de les regions europees més urbanitzades³²⁹. No és d'estranyar que el debat sobre l'isolament dels hàbitats hi hagi assolit tanta importància en els darrers temps, i que s'hagi impulsat una ambiciosa estratègia de connexió de biòtops, tant costosa com de dubtosa efectivitat.

S'ha comprovat que, en general, la fragmentació dels espais naturals en la matriu territorial pot anar creixent sense resultats gaire apreciables per a la conservació, fins assolir un cert llindar passat el qual la integritat de certs sistemes naturals s'esfondra, certs processos ecològics essencials fan fallida, i els problemes s'agregen, de sobte i normalment de forma irreversible³³⁰. Aquest llindar depèn d'una multitud de factors diversos i no és fàcil de determinar amb precisió en sistemes tan complexos com són els territoris construïts. En qualsevol cas, el principi de prudència demanaria evitar atansar-s'hi, tot i que sembla que ja s'ha superat o s'està fregant per a forces hàbitats i espècies de bona part de Catalunya.

³²⁹ Com és ara Baden-Württemberg, un lander alemany considerat un dels "motors d'Europa", el qual, malgrat disposar d'una legislació proteccionista molt completa i d'un sistema d'espais naturals protegits molt més desenvolupat que el de l'àrea metropolitana de Barcelona, té amenaçats o en perill d'extinció el 40% dels ocells, el 45% dels amfibis i rèptils, el 50% dels mamífers i el 70% dels peixos.

³³⁰ O'NEIL, R.V., GARDNER, R.H. & M.G. TURNER. 1992. *A hierarchical neutral model for landscape analysis*. *Landscape Ecology*, 7 (1). 55-61.

En el cas de la regió metropolitana de Barcelona una superfície significativa (aproximadament un 20%) està coberta per espais naturals que disposen d'un grau variable de protecció, des de les petites reserves naturals del delta del Llobregat fins a la Reserva de la Biosfera del Montseny. I també cal considerar positiva la nova proposta de Xarxa Natura 2000, que protegirà de l'ordre del 30 % del territori català. Es tracta, però, d'un model d'espais naturals protegits discret, físicament desconnectat, cosa ben diferent d'una *xarxa ecològica funcional* de sistemes naturals i, òbviament, de gestionar la matriu territorial en la seva integritat. Per això, milers d'espais naturals relictuals, amb les seves poblacions corresponents, han quedat isolats els uns dels altres, i aquest efecte s'agreuja si es desenvolupen els plans urbanístics vigents. Fins i tot alguns dels espais naturals protegits més extensos han esdevingut pràcticament illes biològiques pel que fa a la fauna terrestre (com ara els parcs naturals de Collserola, Montnegre o Garraf, posem per cas).

Existeix un clar consens científic en el sentit de que els espais naturals protegits aïllats són insuficients (per ben dissenyats i gestionats que estiguin), per a conservar la biodiversitat, i per a complir moltes altres funcions ecològiques i socials importants³³¹. A més, diversos estudis recents han posat de manifest que alguns dels components més importants de la biodiversitat a Catalunya, com ara l'avifauna amenaçada o en perill d'extinció, no es concentren dins dels espais naturals protegits -majoritàriament forestals i situats a les serralades-, sinó justament en els paisatges agropecuaris en mosaic que es troben entremig d'ells³³².

³³¹ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

³³² PINO, J., RODÀ, F., RIBAS, J. & X. PONS. 2000. *Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks*. *Landscape and Urban Planning* 49. 35-48.

En conseqüència, es considera que l'establiment d'una xarxa efectiva de connexions biològiques i paisatgístiques que relliguin els espais naturals, els donin estabilitat, i en garanteixen la sostenibilitat, és un component essencial d'una estratègia de conservació integrada. Per tant, l'efectivitat dels espais naturals protegits des del punt de vista de la conservació, no depèn només de les seves dimensions, del seu règim de protecció, ni de la seva gestió, sinó del grau de funcionament de les connexions biològiques i paisatgístiques que els relliguen a través de la matriu territorial.

Lamentablement, encara falta molt perquè els principis d'integració dels criteris ecològics en la planificació territorial, urbanística i sectorial es tradueixin en fets palpables a Catalunya, si bé comencen a fer esforços en aquest sentit. En efecte, malgrat algunes excepcions dignes d'esment (com ara el Pla del Delta del Llobregat), la majoria dels creixements urbanístics i d'infraestructures produïts a les darreres dècades han seguit malbaratant els connectors ecològics i paisatgístics, accelerant una tendència que avança en direcció oposada a la que totes les directives nacionals i internacionals coincideixen que caldria seguir.

El cas de les infraestructures lineals mereix un comentari addicional doncs els eixos viaris i ferroviaris constitueixen una barrera faunística molt rellevant. Cada any, gran quantitat d'animals vertebrats moren atropellats en les vies de comunicació mentre intenten superar-les. En altres casos, els animals ja no intenten travessar aquestes vies, la qual cosa fragmenta les poblacions. D'altra banda, les línies elèctriques van créixer caòticament les darreres dècades, degut en part a la multiplicitat d'empreses que actuaven, i gran quantitat d'ocells moren electrocutats o per col·lisió³³³. A més, les seves zones de servitud han creat una xarxa de corredors arranats

i tractats amb biocides periòdicament, que fragmenta molts hàbitats forestals interiors de les serralades. Cal, en definitiva, incorporar la funcionalitat de la matriu biofísica on s'assenten aquestes infraestructures (probablement necessàries a nivell socioeconòmic) com un objectiu bàsic en l'origen de l'elaboració dels plans i, en conseqüència, adoptar les mesures projectuals i constructives adients.

L'anisotropia territorial a Catalunya i, especialment, la conjunció de l'orografia i els usos del sòl, explica que moltes connexions ecològiques es puguin plantejar a través de les àrees forestals, els cursos hídrics i les seves ribes. Això no obstant, caldrà seleccionar un nombre suficient d'hàbitats de plana, sobretot els espais agropecuaris extensius que resten, per tal de garantir els requeriments de les comunitats i les espècies que en depenen, i que es troben en perill o amenaçades d'extinció, mitjançant la determinació d'àrees ecològiques funcionals. És necessari, per tant, considerar l'estructura funcional del paisatge globalment, d'una forma integrada. En definitiva, els discursos cofoistes que de vegades s'escolten no canvien una realitat caracteritzada per unes tendències objectivables com són l'augment de la fragmentació, l'aïllament ecològic i la degradació ambiental, que provoquen un empobriment correlatiu del patrimoni paisatgístic, ecològic i biològic de gran part de Catalunya.

D'altra banda, la planificació de la xarxa de connexions ecològiques no pot limitar-se a un àmbit administratiu, sinó que ha de considerar les regions naturals on es troben, és a dir, s'hauria de basar en un àmbit definit per criteris ecològics i no únicament per criteris administratius o polítics. Les funcions d'ordenació territorial de l'espai, d'estructuració de les vores dels nuclis urbans, la reducció dels efectes de les revingudes, el control de l'erosió i el filtre de contaminants agrícoles, entre d'altres, justifiquen diversos plantejaments en l'establiment de xarxes de connexions ecològiques i paisatgístiques, a diferents

³³³ Per algunes espècies en perill d'extinció, com és ara l'àliga perdiguera (protegida a nivell europeu i català), les línies elèctriques representen la principal causa de mortalitat adulta.

escales territorials, des de l'escala fenomenològica fins a les escales de planificació i gestió.

El repte que es planteja consisteix, doncs, en mantenir ambdues connectivitats: la dels sistemes urbans (segurament potenciant el transport públic) i la dels espais naturals (considerant una matriu biofísica funcional). I aquest repte que té en l'actualitat Catalunya, principalment en una zona tant intensament artificialitzada com la regió metropolitana de Barcelona, és molt complex, no sols per la seva dificultat tècnica, sinó sobretot perquè fins fa molt poc ni tant sols es plantejava com un objectiu en els plans urbanístics i d'infraestructures. I ara que es comença a plantejar, moltes decisions encara segueixen basant-se en la inèrcia de plans i de mentalitats que no tenien en compte atributs funcionals del paisatge tan bàsics com ara la connectivitat ecològica. Per tant, ens convé -i molt- fer un esforç transdisciplinari per a vèncer aquesta inèrcia com més aviat millor.

En resum, la conservació de la connectivitat ecològica és un component fonamental d'una estratègia integrada d'ordenació global de la matriu territorial que es proposi la sostenibilitat dels recursos bàsics i la qualitat ambiental i paisatgística com un dels seus objectius prioritaris. Cal, en definitiva, integrar els quatre sistemes estructuradors del territori: el sistema d'àrees ecològiques funcionals, la xarxa de connexions ecològiques, el sistema urbà i la xarxa d'infraestructures i comunicacions.

Dit això, cal insistir en el fet de que es tracta d'una estratègia essencialment *preventiva*, fins al punt que en algunes de les àrees més fragmentades els seus costos econòmics i socials la poden fer inviable, com s'ha vist en algunes de les regions més congestionades dels EUA, malgrat tots els esforços esmerçats. I també cal advertir que si no es planteja bé, aquesta estratègia pot tenir inconvenients ecològics, com ho ha demostrat l'experiència de tres dècades en països industrialitzats. Per tant, com més es tardi a protegir la connectivitat dels sistemes

naturals de Catalunya, més costarà que sigui efectiva ecològicament, viable econòmicament, o acceptable social i políticament.

5.3. El plantejament metodològic

Com d'altres propietats del paisatge, el concepte de connectivitat ecològica es presta a accepcions molt diverses, en funció de l'escala de treball, de la disciplina d'estudi i dels objectius que es persegueixen. Seguidament en destaquem dos, que seran objecte de reflexió al present capítol i al següent. D'una banda, tenim la concepció sorgida directament de l'ecologia del paisatge, que fa referència al grau de connexió dels elements focals del paisatge (tessel·les d'hàbitats) i que té lloc físicament al llarg d'altres elements (corredors) o funcionalment a través del que anomenem la *matriu del paisatge* (vegeu un desenvolupament del model tessel·la-corredor-matriu al capítol 6). D'altra banda, però, la transposició dels models conceptuals de l'ecologia del paisatge a escala regional i a un context de planificació territorial, ha portat a analitzar i gestionar la connectivitat entre espais protegits sencers, mitjançant la proposta de les anomenades xarxes ecològiques. En elles, assimilem els espais naturals protegits a tessel·les, llurs àrees de connexió intermèdies a corredors i la resta del territori, que pot presentar un grau d'humanització variable, a la *matriu*. Aquestes dues accepcions tenen gran importància atès que han comportat la proposta de mesures de gestió molt diferents. També comporten dues filosofies d'entendre la connectivitat ecològica i el seu tractament en la planificació territorial: com un procés que té lloc de forma difusa per tot el territori (aproximació contínua) o bé com quelcom limitat a determinades àrees (aproximació discreta).

5.3.1. Els treballs de referència

La importància de la connectivitat ecològica com atribut funcional de la *matriu territorial*³³⁴ ha estat amplament reconeguda a Europa. A partir dels anys 90 els coneixements científics sobre la fragmentació d'hàbitats i la connectivitat ecopaisatgística van entrar a l'arena política, com es pot constatar a l'Estratègia Global per a la Biodiversitat (1992), la Directiva Habitats (1992), l'Estratègia Paneuropea de Diversitat Biològica i Paisatgística (1995) o l'Estratègia de la Comunitat Europea per a la Biodiversitat (1998), per posar alguns exemples rellevants. En aquest sentit, cal destacar la declaració de la Xarxa Ecològica Europea, dita EECONET (1991), que proposa els següents principis bàsics: a) La xarxa ecològica ha de configurar-se per tal de conservar les àrees de major importància per a la conservació de la diversitat biològica i paisatgística; b) ha de garantir la salvaguarda dels processos ecològics i la connectància del territori; c) ha de ser incorporada en la planificació territorial; d) ha de promoure el desenvolupament sostenible³³⁵.

En conseqüència, l'anàlisi i la modelització de la connectivitat ecològica ha estat objecte de nombrosos desenvolupaments metodològics en diferents països, usualment basats en els principis de l'ecologia del paisatge i en la biologia de la conservació, com és el cas dels Països Baixos o Dinamarca³³⁶, si bé en altres casos, com ara la xarxa ecològica d'Estònia³³⁷, els

³³⁴ Definim *matriu territorial* com la totalitat del territori i els processos que hi tenen lloc (vegeu capítol 1). Altres termes relacionats són *matriu del paisatge* (a escala de paisatge) i *matriu* (a escala regional), referits a la "resta del territori", es a dir, espais oberts no identificats com elements ecològics singulars (tessel·les, corredors; espais protegits, connectors).

³³⁵ BENNET, G. 1991. *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, The Netherlands.

³³⁶ BRANDT, J. 1995. *Ecological networks in Danish planning*. *Landschap*, 12 (3). 63-76.

³³⁷ SEPP, K., PALANG, H., MANDER, Ü & A. KAASIK. 1999. *Prospects for nature and landscape protection in Estonia*. *Landscape and Urban Planning*, 46. 161-167.

sistemes territorials d'estabilitat ecològica d'Eslovàquia i Txèquia³³⁸, o el sistema d'àrees protegides de Lituània³³⁹, combinen principis teòrics amb aproximacions de planificació territorial més pragmàtiques.

Tanmateix, la majoria de mètodes clàssics requereixen d'una gran quantitat de dades -que inclouen la distribució d'espècies clau- que moltes vegades manquen³⁴⁰. Per aquest motiu, un model holístic alternatiu, més simplificat, pot resultar fins i tot de major utilitat a nivell de matriu territorial³⁴¹. En relació a aquesta darrera metodologia, plantejada a nivell sistèmic, la connectivitat ecològica ha estat objecte de força estudis a Catalunya, que cobreixen àmbits territorials molt diversos a escales de treball també diferents. De forma sumària, les podem resumir en dos grans tipus d'aproximacions:

i) *Aproximacions qualitatives o semiquantitatives.* Destinades a propostes de xarxes ecològiques que porten, més o menys implícita, una certa anàlisi de la connectivitat. Totes elles es basen en la combinació SIG de diverses capes d'informació digital (mapes de cobertes del sòl, planejament urbanístic, etc.) i en la presa de decisions sobre les combinacions resultants. Aquestes decisions es poden fonamentar en l'anàlisi experta dels mapes que en resulten o bé es poden recolzar en algorismes d'anàlisi multicriteri. Una anàlisi

³³⁸ KUBES, J. 1996. *Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the "territorial system of ecological stability"*. Landscape and Urban Planning 35. 231-240.

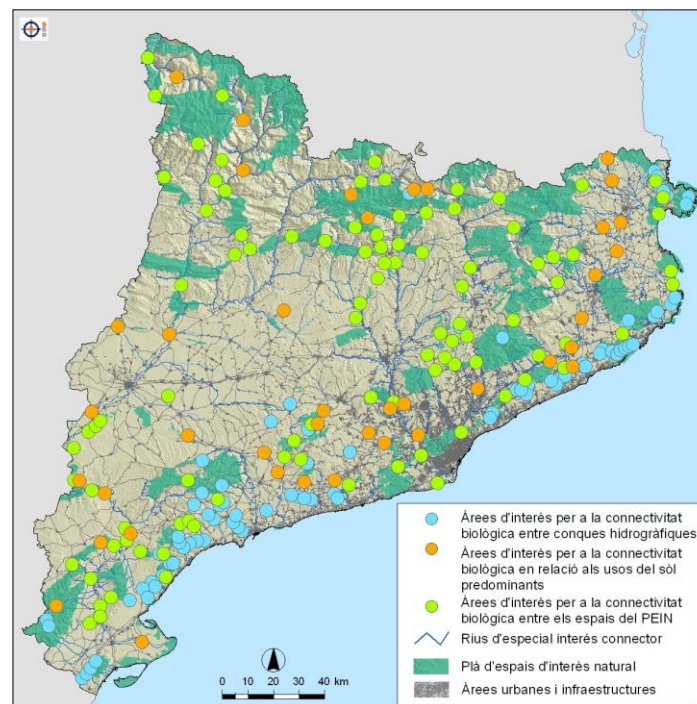
³³⁹ BAŠKYTĚ, R. 2003. *System of Protected Areas of Lithuania*. State Service for Protected Areas, Ministry of Environment.

³⁴⁰ MÚGICA, M., DE LUCIO, J.V., MARTÍNEZ, C., SASTRE, P., ATAURI-MEZQUIDA, J.A. & C. MONTES. 2002. *Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

³⁴¹ GARDNER, R.H. & R.V. O'NEILL. 1990. *Pattern, Process and Predictability: Neutral Models for Landscape Analysis*. M.G. TURNER & R.H. GARDNER (eds.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer. New York. 289-308.

preliminar dels diversos exemples disponibles, a escales local³⁴² (municipal, supramunicipal) o catalana (MAPA 67)³⁴³, revela que l'anàlisi de la connectivitat ecològica sovint es redueix a la presentació de propostes de xarxes ecològiques formades pels espais protegits i els seus connectors principals. Es tracta per tant de procediments que proporcionen una visió *discreta* de la connectivitat, ja que seleccionen un seguit de connectors òptims i menystenen el paper connectiu de la resta del territori.

MAPA 67. Àrees d'interès per a la connectivitat biològica a Catalunya (Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya, 1999).



³⁴² PINO, J. & F. RODÀ. 2000. *Elements de diagnosi i propostes per a l'avanç de pla de la connexió Sant Llorenç-Montseny*. Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.

³⁴³ MAYOR, X. & G.TERRADAS. 1999. *Directrius estratègiques per al manteniment de les connexions entre espais protegits*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Inèdit.

ii) *Aproximacions quantitatives*. Basades en el desenvolupament de models matemàtics que quantifiquen la facilitat dels organismes (reals o potencials) de moure's pel territori. Per tant, es tracta de veritables modelitzacions de la connectivitat com a propietat del paisatge funcional. Les diverses aproximacions es basen en: a) informació de camp sobre la distribució i els moviments reals dels organismes en un territori, complementades amb informació molt bàsica de l'estructura d'aquest com ara la seva composició en cobertes o hàbitats (aproximacions de baix a dalt o *bottom-up*)³⁴⁴; b) models ecopaisatgístics complexos construïts a partir de mapes d'hàbitats o de cobertes, que recullen alguns elements bàsics per al manteniment de la connectivitat i els seus valors llindar segons la bibliografia especialitzada: mida mínima de les unitats a connectar, afinitat entre hàbitats, fragmentació, efecte barrera de les infraestructures, etc. (aproximació de dalt a baix o *top-down*)³⁴⁵.

En el present treball desenvolupem una metodologia basada en una anàlisi topològica dels hàbitats segons l'aproximació de *dalt a baix*. És a dir, adoptem una aproximació holística en l'estudi de la complexitat del territori, el que ens permet avaluar -a escala regional- l'efecte de les barreres antropogèniques sobre l'espai circumdant, el seu impacte ecopaisatgístic i, finalment, realitzar una diagnosi de la connectivitat ecològica. De fet, aquesta metodologia es pot considerar apta per a quantificar -i cartografiar- el funcionament global de la matriu territorial en relació a l'escenari actual; però també resulta molt útil en l'anàlisi de diferents escenaris potencials, com ara l'avaluació de plans urbanístics i d'infraestructures.

³⁴⁴ BROTONS, L., CAMPENY, R., PLANAS, V. & C. ROSELL. 2004. *Definició de la metodologia i assaig d'obtenció de mapes de connectivitat per als ocells forestals en el Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITXELL) de les comarques de Barcelona*. Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.

³⁴⁵ MARULL, J. & J. M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona*. Ecosistemas, 11 (2). (<http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>).

En ciència, la contínua fricció entre els punts de vista elemental -reduccionista- i complex -holístic- només ens indica que la realitat pot abordar-se, al menys, des de dos punts de vista i que la seva integració és tan difícil que no és dona -quasi- mai. Un repte és, doncs, analitzar els sistemes de baix a dalt i de dalt a baix, integrant en la nostra visió del món gens i selecció, organismes i ecosistemes, història, individu i societat, multiplicitat d'escales i causes. Tanmateix, la nostra comprensió sempre serà parcial, perquè la matriu territorial és massa complexa. Reconèixer-ho no és un fracàs, sinó una necessitat, i no solament per a entendre alguna cosa de la realitat, sinó per a comportar-nos raonablement en ella, el que -a la vista dels fets- ens resulta tan complicat³⁴⁶.

5.3.2. El mètode adoptat

L'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) representa una síntesi de les variables funcionals que caracteritzen la matriu territorial. L'algoritme es basa en un model de distància de costos de desplaçament, que considera diferents classes d'àrees ecològiques funcionals a connectar i una superfície d'impedància que incorpora una matriu d'afinitat de les cobertes i l'efecte de les barreres antropogèniques en l'espai.

El procés d'elaboració

En un context de manca de la informació necessària per a la concreció d'una proposta de connectivitat ecològica fonamentada en dades empíriques i en absència de metodologies específiques per a tractar aquesta problemàtica amb profunditat, es va optar per a desenvolupar una metodologia nova, basada fonamentalment en una anàlisi topològica dels usos del sòl o, en la seva versió més aprofundida, en un mapa d'hàbitats. Per tant, una propietat remarcable

³⁴⁶ TERRADAS, J. 2006. *Biografía del mundo. Del origen de la vida al colapso ecológico*. Editorial Destino.

del mètode es que no requereix d'una base de dades extensiva, sinó que utilitza com a única font d'informació una anàlisi matemàtica de la distribució espacial de les cobertes del sòl, que incorpora els elements permeables a les barreres antropogèniques (túnels, ponts). Això és una avantatge important per a aquells territoris amb una base de dades incompleta o deficient en quant a biodiversitat. Però, per la mateixa raó, és important assegurar la qualitat de la cartografia emprada i conèixer bé la seva fiabilitat.

Un cop completades totes les anàlisis prèvies i implementat el model de connectivitat, es va disposar de les bases de dades necessàries per a poder elaborar una proposta de xarxa ecològica funcional, que inclou la identificació de corredors ecològics i enllaços paisatgístics. La identificació de diferents categories d'àrees estratègiques per a la connectivitat ecopaisatgística es va contrastar posteriorment amb treballs recents elaborats a escala regional, basats en criteri expert. De fet, del que es tracta és de verificar si les diagnosi i propostes derivades del projecte són prou fiables a nivell de gestió territorial.

En efecte, una de les principals dificultats de la validació a partir del treball de camp és el gran salt escalar que existeix entre els mapes del projecte, que tenen un rang d'aplicabilitat comprés entre 1:50.000 i 1:25.000, i l'escala d'observació sobre el terreny, que es podria dir compresa entre 1:5.000 i 1:1.000. Seria, per tant, un error demanar a un estudi d'àmbit regional i de caràcter estratègic, que fos més precís que els mapes d'usos del sòl o d'infraestructures dels quals s'ha derivat. En tot cas, per congruència amb la metodologia quantitativa de tot el projecte, és indispensable que el mètode de validació sigui quantificable i que permeti calcular el grau de fiabilitat.

Els paràmetres i el mètode de treball

La metodologia proposada és transparent i, amb les variacions que s'escaiguin, pretén ser vàlida en un context ecopaisatgístic mediterrani. Tanmateix, també

s'ha aplicat en altres regions biogeogràfiques, fins i tot molt diferenciades³⁴⁷. L'estudi es basa en la modelització de la connectivitat ecològica, sustentada en una anàlisi topològica dels usos del sòl, formalitzada íntegrament en llenguatge matemàtic i desenvolupada mitjançant sistemes d'informació geogràfica (SIG). Implica, a més, un intent d'incorporar-hi el tractament dels diversos processos vinculats a ella (apartat 5.2):

i) *La fragmentació dels hàbitats*. Mitjançant la definició d'unes àrees ecològiques funcionals que, per llurs característiques topològiques, permetin la viabilitat de poblacions, espècies i processos ecològics.

ii) *La permeabilitat de la matriu territorial*. A través d'una superfície d'impedàncies obtinguda en base a les afinitats entre les cobertes del sòl i les àrees ecològiques funcionals definides prèviament.

iii) *L'efecte de les barreres antropogèniques*. Segons un model específic que calcula l'impacte del desenvolupament urbanístic i d'infraestructures en l'espai circumdant, com a cas extrem d'impedància.

La diagnosi de la connectivitat ecològica es fonamenta, per tant, en la identificació d'unes àrees ecològiques funcionals³⁴⁸ -nodes- que cal connectar i en un model de distància de costos de desplaçament, que es calcula a partir de la distància entre aquestes àrees i es pondera mitjançant una superfície d'impedàncies que, al seu torn, es calcula a partir d'una matriu d'afinitats entre les cobertes del sòl i altra matriu relativa als efectes de les barreres antropogèniques en l'espai. Finalment, els resultats del model es discretitzen mitjançant un algorisme que incorpora al sistema el criteri expert.

³⁴⁷ DAZZINI, M. 2007. *Highways and Landscape Fragmentation in Northern Florida: A GIS-based Comparison of Landscapes in 1973, 1990, and 2000*. Master of Science. Virginia Polytechnic Institute and State University.

³⁴⁸ En rigor, podríem anomenar-les *àrees focals* per a la connectivitat.

La metodologia es desplega en diversos estudis col·laterals, que representen aportacions noves de prou interès, com són l'índex d'afectació de les barreres (*IAB*), l'índex d'isolament residual (*IIR*), la determinació d'àrees ecològiques funcionals (*AEF*) o la identificació de punts crítics per a la connectivitat ecològica. D'altra banda, aquest mètode està dissenyat per a ser aplicat en els procediments d'avaluació ambiental estratègica, és a dir, per a treballar a escales pròpies de planejament territorial. Els processos informàtics inclouen estructura ràster (píxel=25-100 m²) o vectorial (1:25.000-1:50.000), en funció dels objectius de les anàlisis. Per a estudis de més detall, calen mètodes complementaris, recolzats en dades empíriques addicionals.

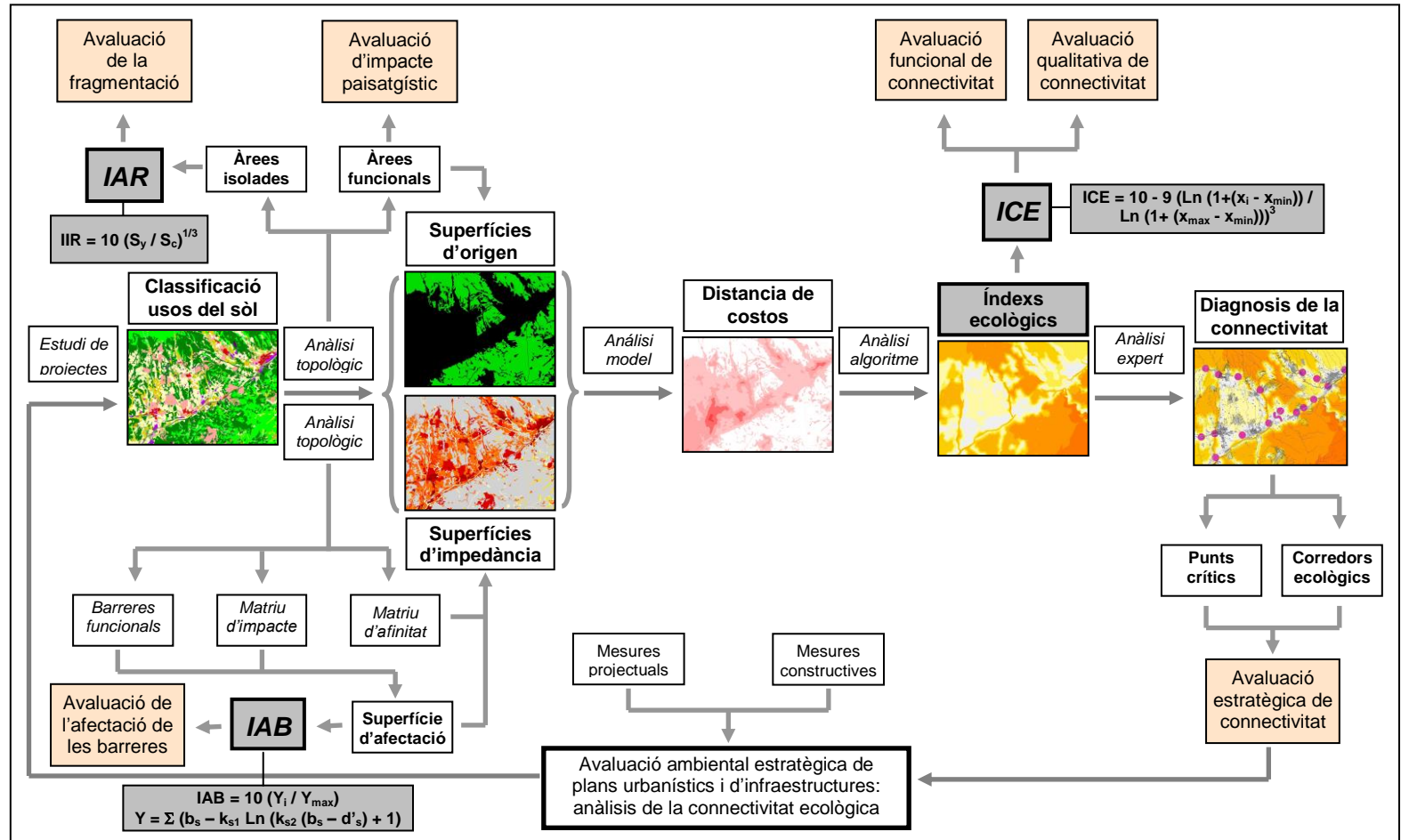
L'*ICE* actua com un model dinàmic, calculant el camí de mínim cost entre diferents àrees ecològiques funcionals en funció de la distància i una matriu d'impedàncies que pot variar segons diferents escenaris territorials, de forma que els valors de l'*ICE* es recalculen quan s'incorporen en el sistema diferents traçats d'una xarxa ferroviària o diverses alternatives d'un projecte urbanístic, posem per cas. A la vista dels resultats assolits es poden plantejar tot un seguit de mesures projectuals i/o constructives i fer correr de nou el model. Diverses aplicacions d'aquesta metodologia (veure capítol 7) han demostrat la seva utilitat pràctica i, el que és molt important, la interacció, tant conceptual com tècnica, amb els planificadors.

En definitiva, la metodologia desenvolupada permet realitzar una anàlisi de l'impacte potencial que poden ocasionar diferents escenaris territorials, com ara el desenvolupament de plans urbanístics o d'infraestructures, sobre el funcionament ecològic de la matriu territorial. L'aplicació del mètode permet avaluar l'efecte de les barreres antropogèniques sobre l'espai circumdant, el seu impacte sobre l'estructura del paisatge, així com una avaluació funcional, qualitativa i estratègica de la connectivitat entre els sistemes naturals (FIGURA 24). La seva

agilitat per a generar mapes i càlculs numèrics dels impactes associats a diferents alternatives, la converteixen en una eina molt útil per a l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes.

Atesa la seva naturalesa de gabinet, l'*ICE* precisa d'un procés de verificació complet, que inclogui comparacions amb altres treballs independents, basats preferentment en dades empíriques ("veritat terreny"), i també una anàlisi de la pròpia coherència dels resultats obtinguts. Per aquest motiu s'ha realitzat una anàlisi comparativa entre els resultats de l'*ICE* i els derivats de diversos treballs rellevants sobre la connectivitat de diverses regions de Catalunya, elaborats a escales de major resolució i basats en metodologies alternatives, que inclouen aproximacions qualitatives i també quantitatives realitzades segons el mètode de *baix a dalt*. Les discrepàncies que es detectin es poden agrupar en dos conjunts, les d'omissió i les de comissió. Segons les discrepàncies que s'identifiquin, cal examinar la metodologia dels estudis respectius per interpretar-ne l'origen i valorar la seva significació (veure apartat 5.9). L'anàlisi de la coherència dels resultats obtinguts s'ha adreçat mitjançant l'estudi de les principals variables territorials associades als valors de l'*ICE*.

FIGURA 24. Esquema d'aplicació del mètode d'anàlisi de la connectivitat ecològica en l'avaluació ambiental estratègica.



5.4. Les àrees ecològiques funcionals

Per tal d'avaluar la connectivitat ecopaisatgística el primer que es requereix és decidir quins elements de la matriu territorial es volen connectar. Per tant, el mètode comença amb la identificació del que denominem *àrees ecològiques funcionals (AEF)*³⁴⁹. A continuació, necessitem decidir quina mena de xarxa cal per a subministrar els fluxos d'energia, matèria i informació, bàsics per a mantenir els processos ecològics d'aquestes àrees nucli i assegurar-ne la conservació de la biodiversitat a llarg termini. Tanmateix, en territoris poblats i fragmentats per sistemes urbans i infraestructures de tota mena, la definició d'*AEF* té un valor intrínsec molt rellevant, fins i tot independentment del nivell de connectivitat³⁵⁰.

5.4.1. La definició conceptual

La identificació d'*AEF* hauria de ser un element bàsic en qualsevol estudi rigorós sobre la connectivitat dels sistemes naturals. Aquestes àrees s'han de definir en termes ecològics, es a dir, sense tenir en compte els límits administratius existents en un moment donat (com ara el PEIN, la Xarxa Natura 2000, etc.), si bé alhora de protegir-les mitjançant polítiques de conservació s'han de tenir presents les figures legals disponibles i, possiblement, complementar-les amb altres mesures que considerin la matriu territorial. En el capítol 6 es demostrarà la importància d'aquestes àrees per a garantir la funcionalitat ecològica del territori, principalment en àrees metropolitanes.

³⁴⁹ Entenem aquesta *funcionalitat* com la capacitat de configurar àrees focals per a la connectivitat, a nivell de matriu territorial.

³⁵⁰ ANDRÉN, H. 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review*. *Oikos*, 71. 355-366.

El manteniment de les *AEF* dins la matriu territorial té un valor intrínsec cabdal ja que, segons la teoria de la percolació³⁵¹, quan la seva proporció és inferior a un llindar determinat, la funcionalitat global del sistema s'enfonsa i, en poc temps, sorgeixen problemes per a la conservació de nombroses espècies i processos ecològics bàsics³⁵². Tanmateix, estudis recents no recolzen empíricament les bases teòriques d'aquest model³⁵³. En qualsevol cas, la identificació d'*AEF* esdevé crucial en conurbacions urbanes, ja que la seva protecció pot mitigar la pressió urbanística que pateixen els hàbitats, en reconèixer el seu valor per a garantir la biodiversitat i la qualitat paisatgística. Aquest aspecte és especialment rellevant en el cas d'absència d'una planificació territorial sostenible, el que inevitablement ocasiona l'isolament ecològic i la fragmentació dels espais naturals.

Per tant, definim la "funcionalitat" com la capacitat de configurar superfícies mínimes viables o àrees nucli a connectar. Serien les superfícies que, per les seves característiques intrínseques i contextuais, haurien de preservar la seva integritat dins la matriu territorial i relacionar-se amb peces similars mitjançant una xarxa de connectors; aspectes indispensables per a mantenir la seva viabilitat en el temps. Tot i ser un element indispensable en els estudis de connectivitat, la identificació d'*AEF* ha esdevingut un concepte sorprenentment poc tractat en la literatura científica, potser degut a les dificultats metodològiques que, fins

³⁵¹ WITH, K. A. & T.O. CRIST. 1995. *Critical thresholds in species response to landscape structure*. *Ecology*, 76 (8). 2446-2459.

³⁵² Segons diversos estudis basats en models, quan la proporció d'hàbitats en un territori es redueix per sota d'un 60% de la superfície total -valor aproximat que depèn de l'àmbit d'estudi-, comencen a sorgir problemes significatius per a la conservació de la biodiversitat. Cal advertir, però, que aquest és un resultat teòric derivat de models molt simplificats, i aplicable només quan la distribució de l'hàbitat és a l'atzar.

³⁵³ Una nova aproximació sobre l'existència -i rellevància- dels llindars de pèrdua d'hàbitats, es pot veure a: FAHRIG, L. 2002. *Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis*. *Ecological Applications*, 12. 346-353. I també: LINDENMAYER, D.B., FISCHER, J. & R.B. CUNNINGHAM. 2005. *Native vegetation cover thresholds associated with species responses*. *Biological Conservation*, 124. 311-316.

ara, acompanyaven la seva delimitació, i als problemes que planteja cercar criteris generals d'utilitat en el planejament i la gestió del territori.

5.4.2. Els precedents

La recerca d'estudis sobre plans territorials regionals o estatals d'altres països, que han determinat la seva xarxa o sistema d'espais naturals protegits, basant-se en superfícies mínimes funcionals que havien de tenir els elements a connectar (TAULA 55), pot ser un referent important a tenir en compte³⁵⁴.

TAULA 55. Revisió de les dimensions mínimes dels hàbitats a connectar, considerades en diversos plans territorials regionals o estatals d'Europa i EE.UU.

Estat Regió	Pla Territorial	Hàbitat	Superfície (ha) Ample (m)
Països Baixos	Xarxa ecològica nacional	Bosc caducifolis Nuclis d'hàbitat	50-250 ha
República Txeca	Sistema territorial de estabilitat ecològica	Diversos sistemes naturals	10-50 ha 40 m
Regió de Vlaanderen (Bèlgica)	Groene Hoofdstructuur	Àrees nuclis	50 ha
Regió metropolitana de Milwaukee, Wisconsin (EUA)	Corredors ecològics i ambientals	Àrees forestals i zones humides	40-62 ha
Eslovàquia	Sistema territorial d'estabilitat ecològica i paisatgística	Diversos sistemes naturals	10-50 ha 20-50 m

Un altre referent alhora de determinar quina superfície mínima han de tenir les àrees ecològiques per a esdevenir "funcionals" pot ser l'anàlisi de les àrees de

campeig de diverses espècies animals significatives en un àmbit d'estudi (TAULA 56). Aquestes àrees de "domini vital" són la superfície utilitzada per un individu en el desenvolupament de les seves funcions (descans, alimentació, reproducció, etc.). En general, quan més gran és aquest domini més gran serà la sensibilitat de la població a la fragmentació dels hàbitats, i més perjudicials poden ser les barreres que li dificultin l'accés a àrees on es troben recursos essencials, com ara aliment o zones de refugi³⁵⁵.

TAULA 56. Superfície de les àrees de campeig en diferents espècies d'amfibis, rèptils i mamífers (Rosell & Velasco, 1999). Per una mateixa espècie, l'àrea de campeig pot variar molt segons la qualitat de l'hàbitat i la densitat de població.

Espècie	Àrea de campeig (ha)
Gripau comú (<i>Bufo bufo</i>)	< 0,2
Llangardaix pirinenc (<i>Lacerta agilis</i>)	< 0,2
Ratolí de camp (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	0,2 - 3
Esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>)	2 - 10
Conill (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	0,2 - 7
Llebre (<i>Lepus europaeus</i>)	72 - 330
Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	70 - 1.500
Lynx ibèric (<i>Lynx pardinus</i>)	50 - 1.700
Senglar (<i>Sus scrofa</i>)	6.000 - 15.000

Els estudis trobats resulten molt dispars alhora de definir superfícies mínimes i, tot i disposar d'un rang orientatiu, resulta difícil adaptar el procediment de càlcul a uns treballs que defineixen les superfícies per unitats ecopaisatgístiques diferents a les del nostre àmbit d'estudi, o per espècies que poden formar part de varies tipologies d'àrees ecològiques funcionals, posem per cas. Conscients d'aquestes limitacions, plantegem la definició de criteris objectivables inherents a les característiques i la distribució de cada unitat ecopaisatgística, que generin superfícies semblants als estudis exposats que, en aquest sentit, resulten d'utilitat per a verificar el model.

³⁵⁴ JONGMANN, R.H.G. 1995. *Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks*. Landscape and Urban Planning, 32. 169-183.

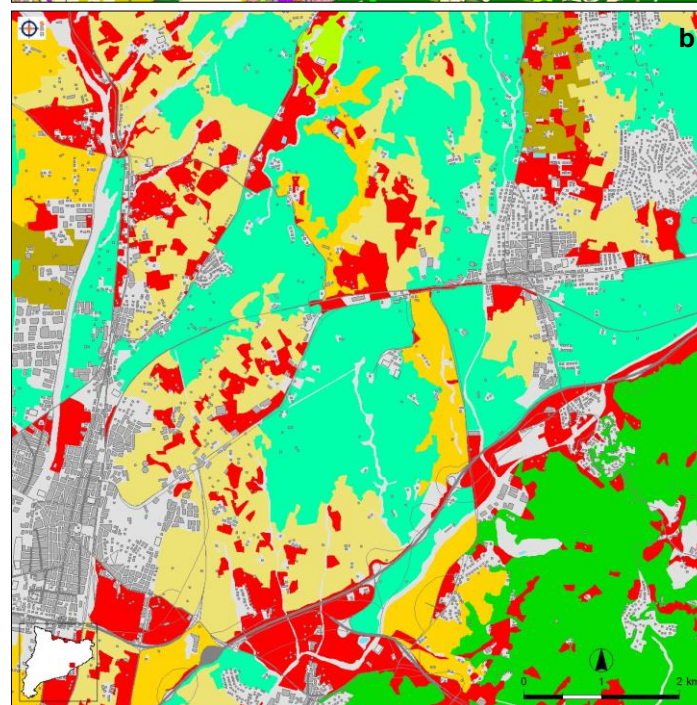
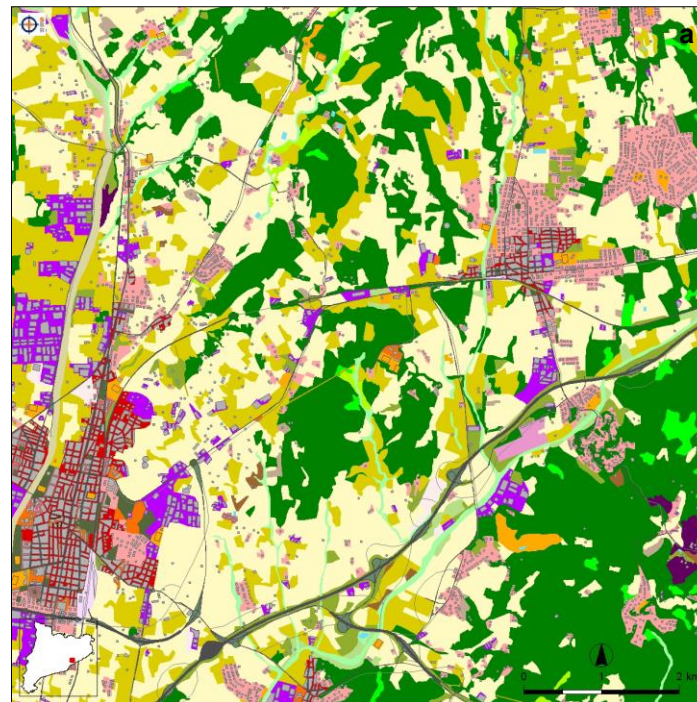
³⁵⁵ ROSELL, C. & J.M. VELASCO. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

5.4.3. El procediment de càlcul

Així doncs, en un context de manca de suficients dades empíriques, la nostra aproximació planteja una metodologia objectiva i reproduïble que permet determinar les àrees ecològiques funcionals d'un determinat territori aplicant els criteris adoptats i, és important remarcar-ho, el principi de la prudència. En efecte, cal tenir en compte que la funcionalitat d'una determinada unitat d'hàbitat o agrupació d'aquests, conté una complexitat d'interrelacions i processos ecològics inabastable, i que, per tant, la identificació d'aquestes àrees equivaldrà sempre a una modelització -amb totes les incerteses que això suposa- d'aquesta pretesa funcionalitat, fins i tot potencial. Tanmateix, com s'ha exposat anteriorment, és del tot necessària la identificació d'aquests espais -principalment en àrees molt antropitzades- per tal d'establir una base rigorosa pels estudis de connectivitat ecològica i, potser encara més important, per a avaluar el grau de fragmentació del territori i determinar els espais que conserven una major viabilitat ecològica, el que permetria conèixer els impactes potencials i la millor manera de mitigar-los.

El procediment de càlcul que s'ha seguit per a determinar les àrees ecològiques funcionals es fonamenta, bàsicament, en criteris de superfície mínima i compacitat (MAPES 68 i 69), i parteix de dues aproximacions metodològiques prou diferents, dissenyades per a tractar problemàtiques diverses: a) el *mètode senzill* es recolza en un mapa d'usos del sòl i es vàlid per a una avaluació àgil (per exemple diverses alternatives de plans urbanístics) efectuada en àmbits d'estudi locals o regionals (com ara la regió metropolitana de Barcelona); b) el *mètode complert* es desenvolupa a partir d'un mapa d'hàbitats i és apte per a realitzar estudis aprofundits (per exemple en relació a determinats grups faunístics) i àmbits d'estudi extensos que incloguin diferents regions biogeogràfiques (Catalunya).

MAPES 68 i 69. Usos del sòl (a) i àrees ecològiques funcionals (b) a l'àmbit d'estudi comprés entre Granollers i Cardedeu (en vermell es ressalten els fragments d'espais oberts que no compleixen els criteris exigits de superfície mínima i compacitat).



El mètode basat en els usos del sòl

El mètode basat en els usos del sòl parteix d'una base cartogràfica senzilla, disponible en la major part de territoris o amb possibilitats d'obtenir-la per la seva bona relació cost-benefici. Aquesta metodologia està dissenyada per a l'avaluació de plans i programes en un territori limitat -amb una diversitat biogeogràfica relativament baixa- gràcies a la seva facilitat d'ús i provada fiabilitat en nombrosos anàlisis pràctics (planejament urbanístic, plans d'infraestructures viàries o ferroviàries, projectes de restauració ecològica, etc.). Tanmateix, es desaconsella la seva aplicació en territoris extensos que reunixin varies regions biogeogràfiques doncs, en general, els mapes d'usos del sòl no incorporen aquesta informació, absolutament imprescindible per a valorar correctament la connectivitat entre hàbitats amb característiques ecològiques afins. En aquest darrer cas, efectivament, cal una aproximació més aprofundida (vegeu l'apartat següent).

El procediment comença amb un mapa d'usos del sòl, a partir del qual es realitza una primera anàlisi topològica per tal d'agrupar, en funció de la seva afinitat ecològica, les diferents classes originals de cobertes relatives als espais oberts³⁵⁶ -forestals i agrícoles- que hi són presents en una matriu territorial determinada. Posteriorment -un cop efectuades les agrupacions (vegeu TAULA 57)- s'apliquen dos criteris quantitatius: a) es fixa una *superfície mínima* ($S_r = 50\text{-}200$ ha; segons tipologies), en base a una extensa revisió bibliogràfica³⁵⁷; b) es calcula la distribució

³⁵⁶ Cal destacar el fet de que considerar únicament els denominats *espais oberts* com àrees ecològiques funcionals no vol dir, òbviament, que els *espais urbans* no tinguin valor ecològic. El que és preten és identificar dins una matriu biofísica les àrees nucli a connectar. No es consideren, per tant, els sistemes urbans, connectats entre ells mitjançant les infraestructures corresponents i que, en qualsevol cas, estudia l'ecologia urbana.

³⁵⁷ Vegeu, per exemple: FAHRIG, L. & G. MERRIAM. 1994. *Conservation of fragmented populations*. Conservation Biology, 8. 50-59; o també: BENDER, D.J., CONTRERAS, T.A. & L. FAHRIG. 1998. *Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect*. Ecology, 79. 517-533.

estadística dels polígons (s'inclouen ≥ 30 % dels polígons per tipologia), en base a una anàlisi iterativa de les bases cartogràfiques amb l'objectiu d'evitar estructures esfilagarsades (no compactes). Llavors en resulten el que denominem "àrees ecològiques funcionals senzilles".

A continuació, s'efectua una segona anàlisi topològica a partir de les superfícies restants -que no compleixen les condicions establertes per a ser considerades àrees ecològiques funcionals senzilles-, agrupant-les en "mosaics forestals" o "mosaics agraris" (TAULA 57), seguint els mateixos criteris basats en referències bibliogràfiques³⁵⁸ i distribució estadística dels polígons ($S_r \geq 150$ ha i $S_r \geq 50$ ha, respectivament). Al seu torn, amb les superfícies que resten d'aquesta segona operació, es realitza una tercera anàlisi topològica per a identificar "mosaics agroforestals" aplicant, novament, els criteris anteriors ($S_r \geq 50$ ha). Finalment, les superfícies que no han pogut ser considerades en cap de les classes d'àrees ecològiques funcionals (simples o mosaics), es classifiquen com àrees ecològiques fragmentades.

La incorporació de mosaics com àrees ecològiques funcionals s'ha considerat molt rellevant en l'estudi, perquè s'ha demostrat l'existència d'una forta correlació entre diversitat d'hàbitats i biodiversitat, especialment en referència als vertebrats. De fet, els mosaics agroforestals representen el segon hàbitat en termes de diversitat biològica a Catalunya³⁵⁹ -després de les zones humides- i, d'altra banda, s'ha constatat que moltes espècies protegides -especialment avifauna- es concentren precisament en aquests

³⁵⁸ Vegeu: FORMAN, R.T.T. 1990. *Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration*. FORMAN, R.T.T. & I.S ZONNEVELD (eds.). *Changing Landscapes, an ecological perspective*. Springer-Verlag; o també: VIRGÓS, E., TELLERIA, J.L. & T. SANTOS. 2002. *A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain*. Biodiversity and Conservation, 11. 1063-1079.

³⁵⁹ INSTITUCIÓ CATALANA D'HISTÒRIA NATURAL. 1999. *Estudis previs de l'estratègia catalana per a la conservació i l'ús sostenible de la diversitat biològica*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

paisatges en mosaic, més que no pas en àrees forestals properes incloses, fins i tot, en espais naturals protegits³⁶⁰.

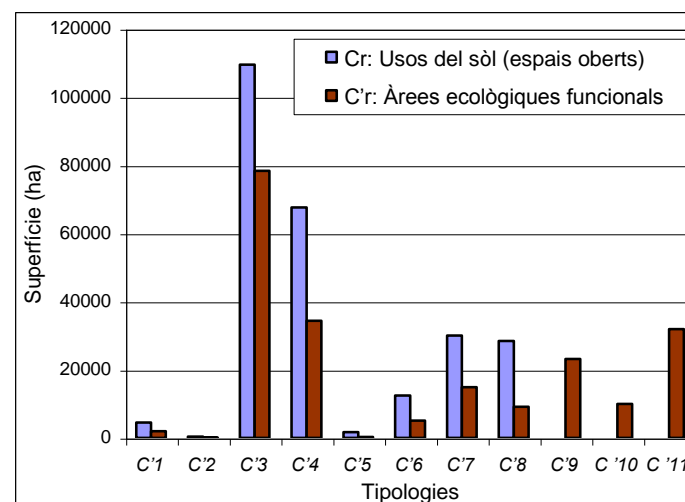
TAULA 57. Àrees ecològiques funcionals (C'_n) determinades a partir de classes d'usos del sòl (C_n) relatives als espais oberts presents a la matriu territorial i superfícies mínimes obtingudes (S_r).

Notació	Descripció	S_r (ha)
C'_1	Boscós àrees humides	≥ 100
C'_2	Aiguamolls	≥ 50
C'_3	Boscós àrees seques	≥ 200
C'_4	Matollars i prats	≥ 200
C'_5	Llenyosos regadiu	≥ 50
C'_6	Herbaciis regadiu	≥ 50
C'_7	Llenyosos secà	≥ 100
C'_8	Herbaciis secà	≥ 50
C'_9	Mosaic forestal	≥ 150
C'_{10}	Mosaic agrícola	≥ 50
C'_{11}	Mosaic agroforestal	≥ 50

S'ha realitzat un assaig d'aplicació de la metodologia basada en els usos del sòl a la regió metropolitana de Barcelona (escala 1:25.000)³⁶¹. Es tracta d'una conurbació urbana tan poblada i fragmentada que la identificació d'àrees ecològiques funcionals té un valor molt significatiu per a garantir l'estructura paisatgística i els processos ecològics que encara tenen lloc en aquest territori. La representació cartogràfica (MAPA 70) posa de manifest la situació predominant de les masses forestals a les serralades i les extensions agràries -al Vallès molt afectades per sistemes urbans i infraestructures- que es situen principalment a les planes. Els resultats obtinguts (FIGURA 25) mostren com la superfície de totes les àrees ecològiques

funcionals ($C'_r = 64,53\%$) és molt inferior a la superfície total dels usos del sòl que caracteritzen el denominat espai obert ($C_r = 78,53\%$). Aquesta observació es considera rellevant doncs, d'acord amb la teoria ecològica de la percolació -abans comentada- quan la proporció d'hàbitats naturals en un territori és inferior a un llindar determinat (aproximadament el 60 % segons diversos estudis; quasi la proporció obtinguda en les anàlisis), llavors comencen a sorgir problemes significatius per a la conservació de la biodiversitat.

FIGURA 25. Usos del sòl d'espais oberts (C_n) i àrees ecològiques funcionals (C'_n) a la regió metropolitana de Barcelona.

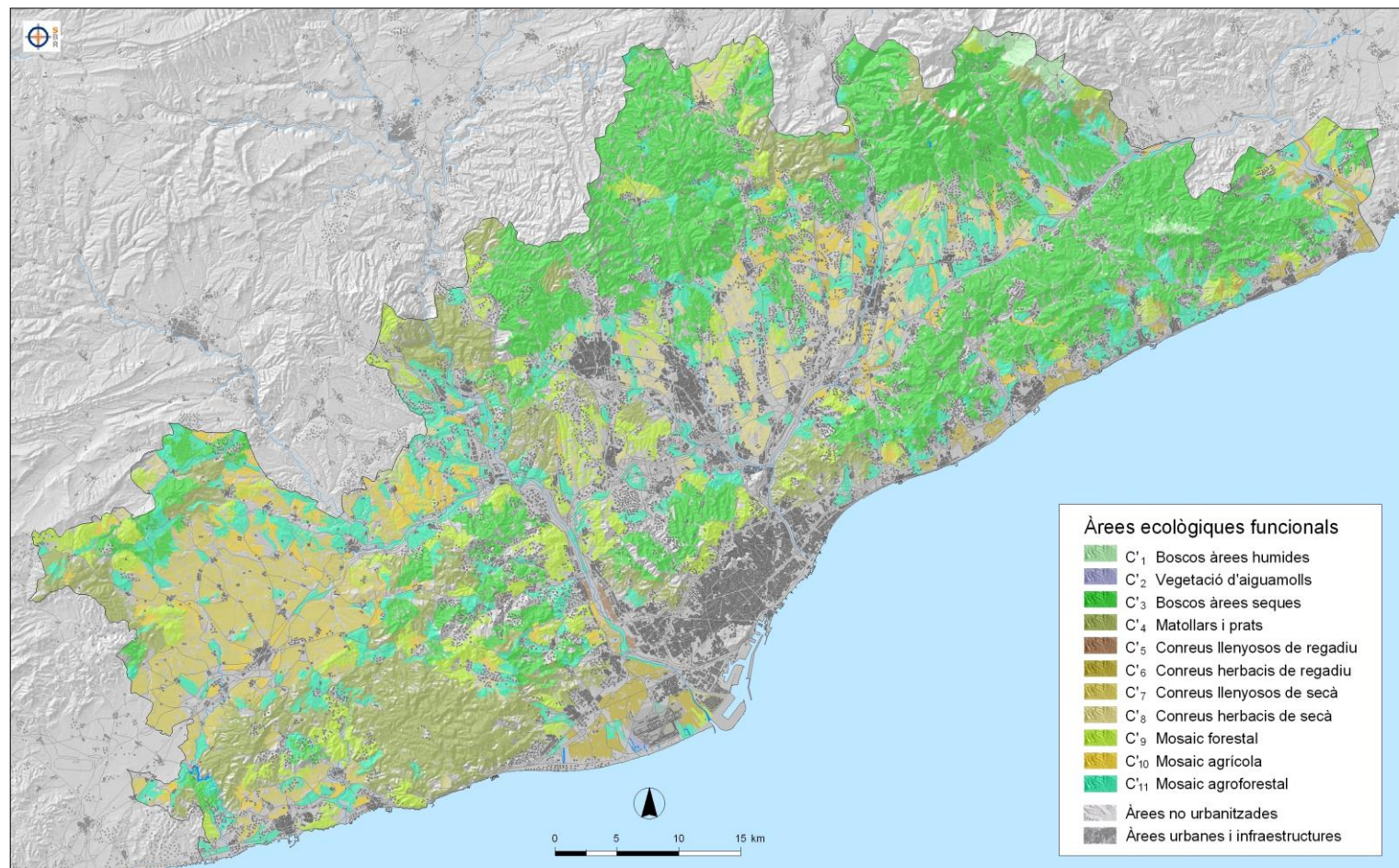


D'altra banda, una considerable proporció (35,47 %) de la regió metropolitana de Barcelona correspon a emplaçaments urbans o superfícies que no compleixen les condicions establertes per a ser considerades funcionals, des de la perspectiva de l'ecologia del paisatge. Les àrees ecològiques funcionals més extenses són els boscós secs d'esclerofil·les i aciculifolis (24,16 %), seguides pels matollars (10,60 %) i els mosaics forestals i agroforestals (sumen un 17 %). Les zones humides, amb una superfície que únicament cobreix el 0,03 %, són la classe d'ús del sòl més escassa i amenaçada de la regió.

³⁶⁰ PINO, J., RODÀ, F., RIBAS, J. & X. PONS. 2000. *Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks*. Landscape and Urban Planning 49. 35-48.

³⁶¹ BARCELONA REGIONAL & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA. 2001. Mapa d'usos del sòl de l'Àrea Metropolitana de Barcelona (1:25.000).

MAPA 70. Àrees ecològiques funcionals a la regió metropolitana de Barcelona, segons el mètode basat en els usos del sòl.



El mètode basat en les unitats del paisatge

En territoris extensos que reuneixen una gran diversitat d'hàbitats -pertanyents fins i tot a diverses regions biogeogràfiques- els mapes d'usos del sòl no permeten modelitzar acuradament la connectivitat. Hàbitats fisiognòmicament iguals però ecològicament molt diferents (com ara les pinedes mediterrànies i subalpines) són tractats com a totalment afins quan hom utilitza un mapa d'usos de sòl, però la seva afinitat pot ser en realitat molt baixa (les espècies que comparteixen són força diferents). La modelització de la connectivitat, que passa per l'establiment de les afinitats entre categories, ha de disposar en aquest cas de cartografia amb més resolució temàtica que un mapa de cobertes o d'usos del sòl.

Aquesta problemàtica sorgí en el moment de plantejar la construcció d'un índex de connectivitat ecològica per a Catalunya, un territori on cada coberta del sòl (bosc, matollar, conreu, prat) integra una gran diversitat d'hàbitats ecològicament molt diferents entre sí. Cal, per tant, cercar una metodologia de delimitació de les àrees ecològiques funcionals de Catalunya a partir d'una representació cartogràfica prou acurada dels seus hàbitats. La informació de base utilitzada per aquest estudi va ser el Mapa d'Hàbitats de Catalunya (MHC)³⁶². En concret, es plantegen els següents criteris per a la seva definició:

i) Les *característiques intrínseques i contextuals*. Aquests atributs fan referència als elements de la xarxa que interrelacionen entre si, de tal manera que formen classes d'hàbitats capaces de mantenir relacions amb altres classes d'hàbitats afins. Així doncs, el primer problema que es planteja, és el de detectar quins són aquests elements (espècies, comunitats) que es relacionen formant grans unitats ecopaisatgístiques.

ii) La *determinació de dimensions i formes*. Aquest concepte és clau per a determinar la funcionalitat de les unitats ecopaisatgístiques que hem definit prèviament, ja que segons les característiques dels elements que formin aquestes unitats, necessitaran una dimensió i compacitat mínimes per a poder garantir la seva viabilitat en el temps, mantenint la complexitat del sistema en quant a la seva capacitat d'acollir la biodiversitat i els processos ecològics que les caracteritzen.

Les unitats ecopaisatgístiques així definides esdevenen, doncs, les àrees nucli existents a la matriu territorial que es pretenen connectar. Tanmateix, els dos criteris abans esmentats per a la seva determinació són de difícil resolució degut, justament, a la complexitat que caracteritza als sistemes naturals. No obstant això, resulten indispensables si volem generar un model de connectivitat ecològica. En conseqüència, per tal d'abordar un procediment que ens permeti obtenir les diferents categories d'unitats ecopaisatgístiques s'han tingut en compte les premisses següents:

i) Un model, per si mateix, significa una simplificació de la realitat per a poder predir -raonablement- el seu comportament. Per aquesta raó s'han d'assumir certes hipòtesis per a que el model resulti operatiu. Cal valorar la senzillesa com una virtut del model i, per tant, s'han de generar les mínimes categories possibles que representin de forma acceptable la diversitat ecopaisatgística d'un territori.

iii) S'entén com a representació acceptable de la diversitat ecopaisatgística una categorització que sigui capaç d'explicar, com a mínim: a) les grans bioregions (mediterrània, alpina, etc.); b) les principals característiques fisiognòmiques dels hàbitats (boscos, matollars, conreus, etc.); c) les comunitats amb característiques singulars (hàbitats litorals, etc.).

³⁶² CARRERAS, J. & F. DIEGO (coor). 2006. *Cartografia dels hàbitats a Catalunya (1:50.000)*. Departament de Medi Ambient i Habitatge Generalitat de Catalunya. En línia: http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia

En el context dels criteris i premisses de partida abans exposats, per a determinar les àrees ecològiques funcionals que s'han d'utilitzar en el model de connectivitat ecològica, es proposa un mètode de càlcul innovador de reconeixement de patrons en el paisatge, a partir de la distribució espacial d'una reclassificació dels hàbitats. Un cop establerts aquests patrons, es realitza una anàlisi topològica per a determinar les superfícies mínimes necessàries per a esdevenir àrea ecològica funcional, que s'ha fonamentat en criteris objectius -abans esmentats- relatius a la distribució de les dimensions en l'espai i a la compacitat dels polígons resultants.

El reconeixement de patrons

L'anàlisi ISODATA és un procediment de càlcul relativament estàndard que es basa en el reconeixement de patrons sobre imatges³⁶³, és a dir, que identifica unitats relativament homogènies pel que fa a la seva composició de colors i la seva configuració espacial. Aplicat sobre un mapa de cobertes, el mètode ISODATA identifica les unitats -que comparteixen determinades tipologies i disposicions espacials- assimilables a paisatges.

El reconeixement de patrons és un procés topològic iteratiu que comença amb l'agrupació dels píxels d'una imatge a uns centroids -o centres de masses- pel criteri de la mínima distància, calculada emprant diversos estimadors (distància euclidiana, de Mahalanobis, etc.) en l'espai n-dimensional original. Aquests centroids són resultants del nombre de classes o *clusters* prèviament seleccionats. Un cop assignats, els píxels serveixen per a recalculer els centroids fins que les assignacions dels píxels arriben a estabilitzar-se. El mètode d'assignació dels píxels als centres de masses és un *clustering* no jeràrquic, similar al que s'utilitza en procediments clàssics de classificació multivariant (com el K-mitjanes). A

³⁶³ DUDA, R.O. & P.E. HART. 1973. *Pattern classification and scene analysis*. John Wiley & Sons. New York.

diferència d'aquests, però, el nombre de *clusters* no és fix: els *clusters* es poden dividir o fondre entre sí al llarg del procés en funció de com canvia la posició dels seus centres de masses.

La delimitació de paisatges pel mètode ISODATA ha estat assajada amb èxit a la província de Barcelona³⁶⁴, utilitzant com a variables de classificació les distàncies de cada punt de la matriu territorial a les diverses cobertes o hàbitats considerades. La classificació dels paisatges a tot Catalunya s'ha basat en aquesta experiència prèvia. El mètode comença amb la determinació de les anomenades unitats ecopaisatgístiques senzilles, reclassificació dels hàbitats que pretén representar les principals categories fisiognòmiques i regions biogeogràfiques:

0. Hàbitats exclosos³⁶⁵
1. Bosc mediterranis i submediterranis.
2. Boscos altimontans i subalpins
3. Boscos caducifolis montans, sovint barrejats amb coníferes
4. Matollars i prats mediterranis
5. Matollars i prats submediterranis i montans, i prats de dall
6. Matollars i prats permanents alpins, subalpins i oromediterranis
7. Conreus herbacis de secà
8. Conreus llenyosos de secà
9. Conreus llenyosos de regadiu
10. Conreus herbacis de regadiu
11. Hàbitats helofítics, halòfils i psammòfils.

El resultat final d'aplicar el mètode ISODATA als hàbitats reclassificats pot ser, tanmateix, molt divers segons dues variables: a) el nombre de categories o

³⁶⁴ PINO, J & F. RODÀ. 2005. *Combinació de la geomorfologia i l'estructura del paisatge vegetal considerant diversos mètodes i escales*. Sistema Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures de la Província de Barcelona (SITXELL). Àrea d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona. Inèdit.

³⁶⁵ Per definir les zones excloses s'han utilitzat les mateixes categories de la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC) que en la resta de metodologies paramètriques exposades en el treball (vegeu capítol 3).

clusters finals; b) la distància màxima a la que un píxel influeix sobre els altres (anomenada distància de veïnatge). A partir de l'experiència de treballs previs a la província de Barcelona, s'ha partit d'un nombre suficientment elevat de classes inicials (100) per tal de saturar el nombre de classes resultants de les successives interaccions. S'ha triat una distància de veïnatge de 500 m ja que proporciona resultats acceptables en la classificació dels paisatges. Les unitats ISODATA resultants poden ser agrupades en funció de la seva afinitat, entesa aquesta com la posició relativa en l'espai n-dimensional dels mapes de distàncies. Per aquest motiu, es va realitzar una classificació jeràrquica dels centroids de les unitats, mitjançant una anàlisi *cluster* jeràrquica clàssica amb el mètode de *linkage* UPGMA i la r^2 de Pearson com a mesura de similitud. El dendrograma resultant és una mesura d'afinitat en tant en quant recull la proximitat espacial dels diversos tipus d'unitats ISODATA. És, a més, una eina molt útil si es vol reduir el nombre d'unitats agrupant-les per graus d'afinitat³⁶⁶. El procediment s'explica, de forma sumaria, en el quadre següent:

El procés d'obtenció:

El mètode de reconeixement de patrons (ISODATA)

1. Elaboració de mapes de distàncies de cada píxel del territori al píxel més proper per a cadascuna de les 11 unitats en què hem reclassificat la cartografia d'hàbitats de Catalunya (CHC).

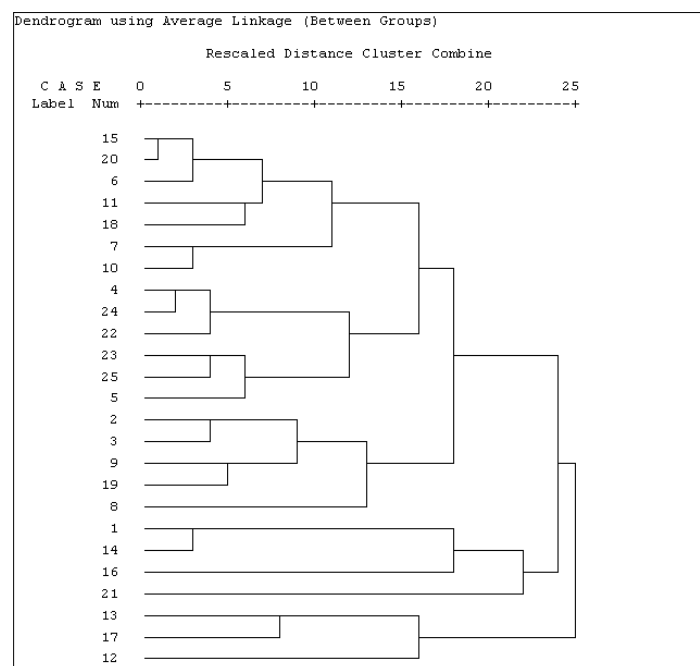
2. Utilització d'aquestes unitats en una anàlisi ISODATA, amb un nombre de categories inicial molt alt (100). Durant el procés, el propi algoritme ha descartat la majoria de categories per ser molt semblants entre elles, i finalment n'ha produït 25.

3. Classificació jeràrquica de les 25 categories mitjançant una anàlisi *cluster* clàssica. Aquesta s'ha fet a partir dels centroids (valors mitjans) en l'espai 11-dimensional dels mapes de distàncies inicials (punt 1). S'ha fet servir la r^2 de Pearson com a mesura de la distància entre classes

³⁶⁶ Posteriorment es va realitzar una anàlisi per a determinar l'efecte bora, emprant informació complementària a la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC), en concret el mapa Corine Land Cover (Agència Europea de Medi Ambient, 2000).

A partir del dendrograma obtingut quan s'aplica el model a Catalunya (FIGURA 26) s'han agrupat les unitats ISODATA amb diferències (distàncies al dendrograma) inferiors al 20% de la distància màxima, i això ha donat un total de 16 categories.

FIGURA 26. Dendrograma obtingut al classificar els centroids de les 25 categories ISODATA en l'espai de les variables originals (distància a les diverses unitats CHC reclassificades) utilitzant la correlació de Pearson com a mesura de similitud.

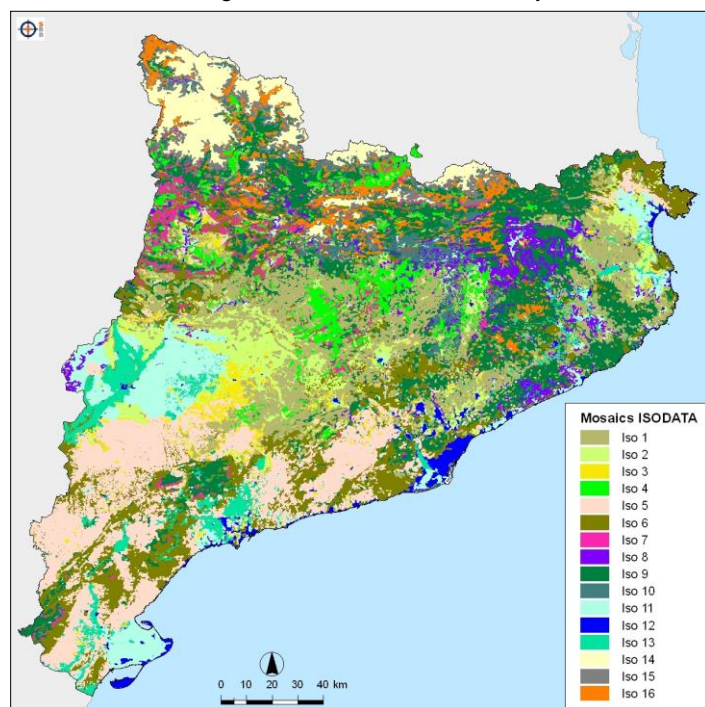


Finalment, les unitats ISODATA obtingudes, han estat categoritzades en funció dels principals hàbitats reclassificats que integren (MAPA 71):

1. *Iso1*: Mosaics agroforestals mediterranis, de bosc i conreus herbacis de secà.
2. *Iso2*: Mosaics agrícoles amb conreus herbacis de secà.
3. *Iso3*: Mosaics agrícoles, herbacis i llenyosos de secà.
4. *Iso4*: Mosaics agroforestals de tendència submediterrània, amb pastures, conreus herbacis de secà i boscos.

5. *Iso5*: Mosaics agroforestals mediterranis, amb boscos i conreus llenyosos de secà.
6. *Iso6*: Mosaics forestals mediterranis de boscos, matollars, prats i roques.
7. *Iso7*: Mosaics forestals de tendència submediterrània, amb boscos i matollars.
8. *Iso8*: Mosaics agroforestals mediterranis, de bosc i conreus herbacis de regadiu.
9. *Iso9*: Mosaics forestals mediterranis dominats per boscos.
10. *Iso10*: Mosaics forestals altimontans i subalpins dominats per boscos.
11. *Iso11*: Mosaics agrícoles, herbacis de regadiu.
12. *Iso12*: Mosaics litorals, amb hàbitats exclosos, però amb elements helofítics i psamofítics.
13. *Iso13*: Mosaics agrícoles, llenyosos de regadiu.
14. *Iso14*: Mosaics de matollars, prats i roquissars de muntanya, amb boscos esparsos.
15. *Iso15*: Mosaics de matollars, prats i roquissars tant de muntanya com de terra baixa.
16. *Iso16*: Mosaics forestals montans i subalpins dominats per boscos, amb matollars.

MAPA 71. Mosaic de tipus de paisatges obtinguts d'aplicar l'anàlisi ISODATA a la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya.



Els resultats (TAULA 58) mostren que determinades unitats ecopaisatgístiques es configuren com a categories independents en el territori: *Iso9* conté essencialment la unitat ecopaisatgística 1, *Iso10* la 2, *Iso16* la 3, *Iso6* la 4, *Iso15* la 5, *Iso14* la 6, *Iso2* la 7, *Iso5* la 8, *Iso13* la 9 i *Iso11* la 10. La unitat 11 queda representada de forma artefactual per *Iso12* junt amb els hàbitats exclosos, degut a que aquests (la majoria urbans) es concentren en el litoral, la zona potencial on es troba aquesta unitat. S'observa, també, que existeixen mosaics a la matriu territorial constituïts per diversos fragments de les unitats ecopaisatgístiques senzilles que també formen unitats territorialment diferenciades. Així doncs, és necessari detectar quins són aquests mosaics i com es poden representar.

TAULA 58. Percentatge de la superfície de les categories ISODATA ocupat per les diferents unitats ecopaisatgístiques senzilles.

ISODATA	Unitats ecopaisatgístiques											
	0	1	2	3	5	7	8	9	10	11	6	4
<i>iso1</i>	8,38	41,64	0,02	0,56	0,00	41,32	0,00	0,21	0,01	0,08	0,06	7,73
<i>iso2</i>	7,57	0,00	0,26	0,30	0,00	79,98	0,00	0,03	0,00	0,19	0,00	11,68
<i>iso3</i>	5,65	8,88	0,00	0,16	0,00	47,59	34,45	0,09	0,07	0,28	0,00	2,83
<i>iso4</i>	3,55	20,2	0,19	0,51	39,05	34,00	0,00	0,10	0,04	0,02	0,20	1,52
<i>iso5</i>	5,52	19,07	0,00	0,15	0,26	0,07	62,94	0,28	0,00	0,20	0,00	11,51
<i>iso6</i>	6,25	30,43	0,17	0,42	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,07	0,39	62,03
<i>iso7</i>	3,29	28,00	0,08	0,45	34,17	0,00	0,00	0,06	0,00	0,02	1,50	32,44
<i>iso8</i>	7,21	41,37	0,09	3,41	6,60	1,49	0,01	1,54	37,94	0,14	0,18	0,02
<i>iso9</i>	5,79	77,41	0,00	6,70	9,52	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,55	0,00
<i>iso10</i>	1,64	26,33	65,72	0,02	5,38	0,55	0,00	0,03	0,07	0,00	0,17	0,10
<i>iso11</i>	9,40	0,05	0,38	0,37	0,00	1,59	1,79	0,12	83,17	0,97	0,01	2,16
<i>iso12</i>	93,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,24	0,00	0,00
<i>iso13</i>	12,41	1,24	0,01	1,55	0,02	3,54	2,64	78,02	0,09	0,41	0,00	0,07
<i>iso14</i>	1,21	0,04	21,61	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	76,94	0,19
<i>iso15</i>	1,20	1,31	13,96	0,00	52,58	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	30,42	0,49
<i>iso16</i>	2,51	0,25	14,95	65,65	13,65	0,12	0	0	0,05	0,01	1,96	0,86

Degut al nombre de possibles mosaics (combinacions potencials entre diferents unitats ecopaisatgístiques senzilles) es fa un estudi basat en el reconeixement d'afinitats entre categories per esdevenir mosaic, a partir de la interpretació dels resultats de l'anàlisi ISODATA sobre les 11 unitats ecopaisatgístiques obtingudes de la reclassificació dels hàbitats.

El procés d'obtenció:

Informació emprada per a l'obtenció dels mosaics

S'ha utilitzat com a informació de base, els resultats obtinguts a partir de l'anàlisi ISODATA i la subsegüent reclassificació de les unitats obtingudes, considerant fins el 20% de la distància del dendrograma d'afinitats:

1. Mapa d'hàbitats reclassificat en 11 unitats ecopaisatgístiques senzilles.
2. Mapa de categories ISODATA resultants (16 categories).
3. Taula de la composició, en percentatge, de les categories ISODATA pel que fa a cadascuna de les unitats ecopaisatgístiques senzilles que contenen.

El fet de que existeixin unitats ecopaisatgístiques amb una gran distribució sobre el territori català, que formen agregacions molt diverses, dificulta el fet de generar mosaics a partir de l'agrupació de categories discretes. Tot i això, és possible establir agrupacions generals que segueixen distribucions i afinitats similars sobre el territori definides, sobre tot, per les regions bioclimàtiques. D'aquesta manera, s'observa que les unitats ecopaisatgístiques montanes i altimontanes (2, 3, 5, 6) apareixen associades en moltes ocasions i formant múltiples relacions.

S'observa també una important relació dels habitants mediterranis (1 i 4) entre si, i d'aquests amb els conreus de secà (7 i 8). D'altra banda, els conreus herbacis de regadiu formen àrees més homogènies i de caràcter més marcat per la influència de les canalitzacions generades per l'home. Els conreus herbacis de regadiu en zones deltaiques litorals acostumen a formar mosaics amb hàbitats helofítics (11). També existeixen zones del territori català on apareixen mosaics de transició entre unitats ecopaisatgístiques mediterrànies i unitats montanes i altimontanes. Aquesta darrera tipologia de mosaics és força difícil de representar mitjançant agrupacions discretes, que mostren més afinitat per les unitats de

la seva bioregió, ja que es tracta d'una veritable successió gradual en l'espai.

En definitiva, el procediment de càlcul basat en el mètode ISODATA de reconeixement de patrons espacials en el paisatge, parteix de l'anàlisi topològic dels hàbitats existents a la matriu territorial, mitjançant diferents nivells d'agregació. Els resultats de l'estudi condueixen, finalment, a una proposta de classificació d'unitats ecopaisatgístiques senzilles i en mosaic per a tot Catalunya:

0. Hàbitats exclosos.
 1. Bosc mediterrani i submediterrani.
 2. Bosc altimontà i subalpí.
 3. Bosc caducifoli montà, sovint barrejat amb coníferes.
 4. Matollars i prats mediterranis.
 5. Matollars i prats submediterranis i montans, i prats de dall.
 6. Matollars i prats permanents alpins, subalpins i oromediterranis.
 7. Conreus herbacis de secà.
 8. Conreus llenyosos de secà.
 9. Conreus llenyosos de regadiu.
 10. Conreus herbacis de regadiu.
 11. Hàbitats helofítics, halòfils i psammòfils.
 12. Mosaic forestal mediterrani: 1 + 4.
 13. Mosaic forestal montà i altimontà: 2 + 3 + 5 + 6.
 14. Mosaic agroforestal de zones humides de terra baixa: 10 + 11 + 9.
 15. Mosaic agroforestal mediterrani: 1 + 4 + 7 + 8.
 16. Mosaic agroforestal de transició mediterrani - montà: 1 + 2 + 3 + 4 + 5 + 6 + 7 + 8.

La unitat 12 representa *iso6*. Ja que és un dels mosaics més representat en tot el territori català degut a la semblança de les unitats ecopaisatgístiques que el conformen. La unitat 13 representa *iso14*, *iso15* i *iso16*. Es presenta com a mosaic forestal, ja que en les àrees d'alta muntanya les zones agroforestals es donen amb molta poca freqüència, i quan es donen existeix una marcada dominància dels hàbitats

forestals. A més, les zones on es donen més freqüentment els paisatges agroforestals de muntanya són les de transició entre habitats mediterranis i montans, els quals seran representats per la unitat 16. La unitat 14 representa parcialment *iso11* i *iso13*, concretament les zones deltaiques de mosaic agroforestal, ja que les altres parts d'aquest mosaic ja les representen les unitats ecopaisatgístiques senzilles de conreus herbacis de regadiu i conreus llenyosos de regadiu. La unitat 15 representa *iso1*, *iso2*, *iso3* i *iso5*. Es presenta com a mosaic agroforestal perquè en les diverses categories ISODATA, els conreus de secà es veuen fortament relacionats amb els hàbitats mediterranis. Finalment, la unitat 16 representaria *iso4*, *iso7*, *iso9* i *iso10* donant resposta a la dificultat de representar els mosaics de transició mediterrani-montans, per això s'ha situat en un segon nivell d'agrupació, ja que si primerament seleccionem els anteriors, els polígons que restaran formaran mosaics consistents només a les zones de transició de les bioregions mediterrànies i alpines o, si es donen en altres regions, serà formant polígons molt fragmentats que no superaran els criteris d'àrea mínima n'hi de compacitat per a esdevenir àrees ecològiques funcionals.

Les anàlisis topològiques

Degut a que disposem de la totalitat de polígons de cadascuna de les unitats ecopaisatgístiques a Catalunya, sembla convenient buscar un estadístic que ens generi aquestes superfícies mínimes dins la disciplina de l'anàlisi exploratòria de dades. Partim de la premissa que l'estadístic utilitzat ens ha de generar superfícies mínimes dins del interval de valors observats en els estudis previs i en referències bibliogràfiques basades en dades empíriques (veure apartat anterior). En segon lloc, aquest estadístic ha de mostrar quins valors són significatius a la distribució de superfícies de cada unitat.

L'estadístic que proposem utilitza els valors extrems del diagrama de caixa (*box-plot*) segons la distribució

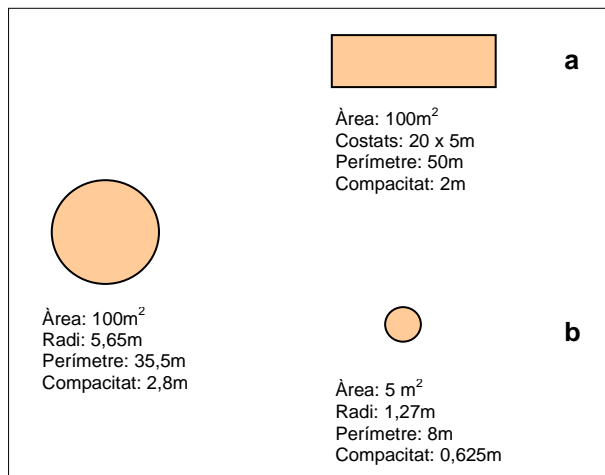
de superfícies de cada unitat ecopaisatgística. És compleixen les condicions expressades anteriorment, ja que són valors representatius d'una distribució i, a més, es calculen en base a les característiques intrínseques a la distribució de cada unitat (tres vegades el recorregut interquartílic sumat al tercer quartil). Els resultats d'aplicar aquest estadístic (TAULA 59), mostren que els valors obtinguts -la superfície mínima s'arrodoneix al considerar-la un càlcul aproximat- es mouen dins del rang de valors trobats en estudis anteriors.

TAULA 59. Dimensions mínimes dels hàbitats a connectar segons els valors extrems del diagrama de caixa (*box-plot*).

Unitat ecopaisatgística	Recorregut interquartílic (ha)	Tercer Quartil (ha)	Superfície mínima (ha)
U_1	19,1	23,9	81,2
U_2	39,6	45,8	164,6
U_3	32,5	38,4	135,9
U_4	20,4	25,7	86,9
U_5	17,2	21,8	73,4
U_6	12,1	15,8	52,1
U_7	16,7	21,1	71,2
U_8	20,3	25	85,9
U_9	15	19,3	64,3
U_{10}	17,5	22,2	74,7
U_{11}	9,7	12,7	41,8

De totes maneres, es segueixen seleccionant alguns polígons que, tot i assolir la superfície mínima especificada, tenen una forma molt poc compacta. Aquestes estructures esfilagarsades difícilment poden ser considerades àrees nucli a connectar. Per aquesta raó es proposa la relació entre àrea i perímetre com a mesura de compacitat (*C*). Per exemple, un cercle, que és la figura més compacta possible, tindrà una compacitat més gran que, posem per cas, un rectangle amb la mateixa àrea; i un cercle amb major àrea tindrà una compacitat més gran que un cercle més petit (FIGURA 27).

FIGURA 27. Alguns exemples geomètrics de compacitat, modificant la forma (a) o la superfície (b) respecte una circumferència inicial.



Mitjançant un procés iteratiu de depuració topològica, s'ha determinat que el valor de compacitat a superar sigui el d'un cercle amb àrea 10 vegades més petita que la superfície mínima determinada per a cada unitat ecopaisatgística³⁶⁷. S'ha utilitzat aquest valor de 10 perquè depura les estructures esfilagarsades i és un indicador relacionat amb les característiques de cada unitat (àrees majors assoleixen valors de C més grans i a la inversa). Utilitzant aquest criteri de depuració s'obtenen les unitats ecopaisatgístiques senzilles ($U'_1 - U'_{11}$) que poden esdevenir àrees ecològiques funcionals, segons el criteris de superfície mínima i compacitat.

Per a determinar les àrees ecològiques funcionals corresponents a mosaics s'han utilitzat els fragments d'unitats ecopaisatgístiques senzilles que no complien els criteris topològics exigits. En primer lloc, s'han obtingut els mosaics de nivell 1 (U'_{12} mosaic forestal mediterrani, U'_{13} mosaic forestal montà i altimontà i U'_{14} mosaic agroforestal de zones humides de terra baixa). L'àrea mínima d'aquests mosaics s'ha determinat dissolent els fragments de les unitats que

³⁶⁷ Per exemple, la unitat ecopaisatgística U'_{11} d'aiguamolls i hàbitats litorals amb superfície mínima $S_u = 418.000 \text{ m}^2$, haurà de superar un valor de compacitat $C = 57,67 \text{ m}$:
 $C = 0.1 S_u / 2 \pi r = 41.800 / = 724,77 = 57,67 \text{ m}$

els conformen i fent el mateix anàlisi de distribució de mides que hem realitzat per a les àrees ecològiques funcionals senzilles. Finalment, s'ha aplicat el criteri de compacitat. Successivament, s'ha realitzat el mateix anàlisi amb els mosaics de nivell 2 (U'_{15} mosaic agroforestal mediterrani), i de nivell 3 (U'_{16} mosaic agroforestal de transició mediterrani – montà).

Els resultats d'aplicar aquest mètode (TAULA 60), mostren la predominança dels hàbitats mediterranis arreu del territori català, una distribució significativa de les categories de conreu, una superfície més reduïda dels hàbitats montans i altimontans i una presència pràcticament relicte dels hàbitats litorals.

TAULA 60. Criteris de selecció d'àrees ecològiques funcionals (AEF) i superfícies obtingudes a Catalunya segons el mètode d'unitats del paisatge.

Àrees ecològiques funcionals		Criteris de selecció		Resultats a Catalunya		
Notació	Descripció	S_u (ha)	C (m)	Polígons	Àrea (ha)	Catalunya (%)
U'_1	Bosc mediterrani i submediterrani	80	80	687	766.786	23,9
U'_2	Bosc caducifoli montans, sovint barrejats amb coníferes	140	106	136	72.283	2,3
U'_3	Bosc altimontans i subalpins	160	113	144	94.859	3,0
U'_4	Matollars i prats mediterranis	90	85	430	270.262	8,4
U'_5	Matollars i prats submediterranis i montans, i prats de dall	70	75	365	141.770	4,4
U'_6	Matollars i prats permanents alpins, subalpins i oromediterranis	50	63	107	138.738	4,3
U'_7	Conreus herbacis de secà	70	75	513	346.069	10,8
U'_8	Conreus llenyosos de secà	90	85	215	259.229	8,1
U'_9	Conreus herbacis de regadiu	70	75	168	174.846	5,4
U'_{10}	Conreus llenyosos de regadiu i pollancredes	60	69	153	82.481	2,6
U'_{11}	Hàbitats helofítics, psammòfils i halòfils	40	56	14	6.670	0,2
U'_{12}	Mosaic forestal mediterrani	70	75	266	45.933	1,4
U'_{13}	Mosaic forestal montà i altimontà	70	75	288	59.497	1,9
U'_{14}	Mosaic agroforestal de zones humides	50	63	48	4.662	0,1
U'_{15}	Mosaic agroforestal mediterrani	70	75	522	106.295	3,3
U'_{16}	Mosaic agroforestal de transició mediterrani - montà	60	69	436	49.967	1,6
Total					2.620.344	81,6

A Catalunya, les tessel·les d'hàbitats de gran part del territori compleixen encara els requisits topològics -

mida i forma- per a ser considerades AEF (MAPA 72). Aquesta tendència general no s'acompleix, però, pels àmbits metropolitans (sobretot de Barcelona, però també a Reus-Tarragona-Salou i a Girona-Costa Brava Sud). En aquests àmbits, la creixent ocupació urbana difusa del sòl (*urban sprawl*) i la proliferació de xarxes d'infraestructures determinen una progressiva fragmentació de les unitats ecològiques, les quals poden acabar esdevenint no funcionals.

La distribució de les AEF a Catalunya reflecteix la dels hàbitats principals a partir dels quals han estat definides. La distribució d'aquests darrers mostra una elevada agregació espacial que, a grans trets, reproduïx les particularitats paisatgístiques dels diversos territoris fisiogràfics que trobem a Catalunya³⁶⁸. Aquestes obeeixen a diverses variables topoclimàtiques, però també històriques i culturals associades al poblament humà (IMATGE 28). Entre totes elles en destaquem les més importants:

IMATGE 28. Àrea ecològica funcional formada per closes, a la plana de l'Empordà.



i) El gradient climàtic latitudinal general a tot Europa, que a Catalunya determina la coexistència de dues grans regions biogeogràfiques (mediterrània al sud i submediterrània- eurosiberiana al nord).

³⁶⁸ Vegeu-ne una síntesi des de l'òptica de la Geobotànica a: BOLÓS, O. & J. VIGO. 1984. *Flora dels Països Catalans*, 1. Editorial Barcino.

ii) El gradient costa/interior, força específic de la península Ibèrica, que comporta bàsicament una forta continentalització i aridificació del clima cap a Ponent.

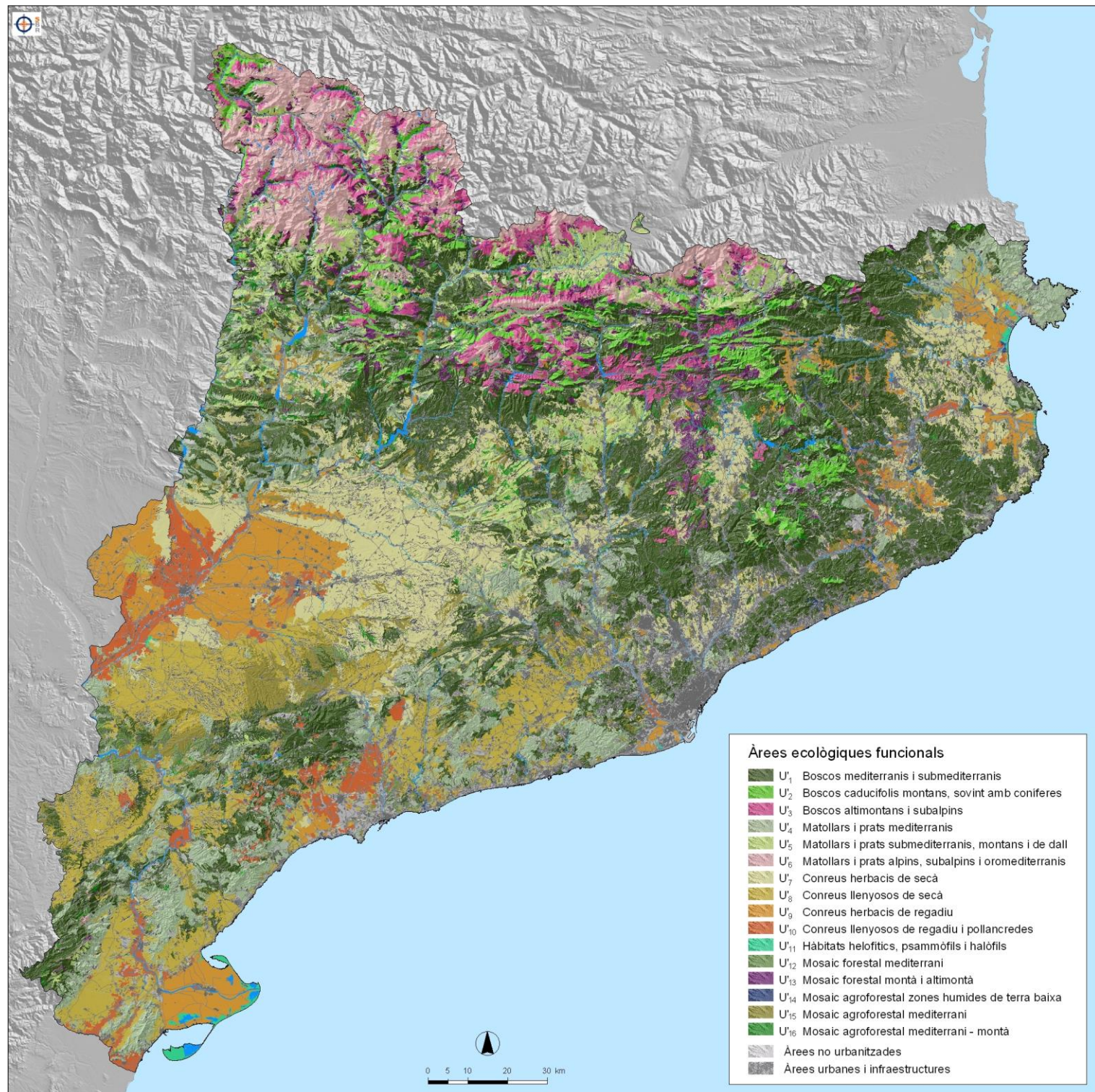
iii) La presència dels Pirineus i, en menor grau, de la serralada Prelitoral, que introdueixen singularitats topoclimàtiques associades a gradients altitudinals enmig de les unitats zonals determinades pels gradients latitudinal i costa-interior.

iv) Unitats geomorfològiques particulars, com ara depressions tectòniques, grans rius amb llurs planes d'inundació, deltes, etc.

v) Condicionants topoclimàtics, històrics i socioeconòmics associats al desenvolupament urbà i a les infraestructures de comunicació.

Així, per exemple, les unitats forestals es concentren bàsicament al terç N i al quadrant NE, associades a les àrees més humides (territoris pirinenc, prepirinenc, olositànic i catalanídic N). Fora d'aquestes, els boscos es troben a les serralades (sobretot a la prelitoral), probablement a causa d'una combinació de clima (major pluviositat i menor temperatura per efecte de l'orografia) i d'intensitat d'ús (menys intensiu en zones de muntanya). Per contra, els conreus de secà dominen les planes interiors (territoris ausosegàrric i sicòric) i prelitorals i els regadius dominen a les planes costaneres i als deltes dels grans rius. Factors culturals i socioeconòmics, però també climàtics, determinen la distribució diferencial dels conreus llenyosos (Penedès, Baix Ebre) i herbacis (Segarra). Entre les regions dominades per boscos i conreus, apareixen sovint els mosaics agroforestals, com ara als territoris ausosegàrric i prepirinenc i als contactes plana-serralada del territori ruscínic (Empordà) i catalanídic (resta de prelitoral i litoral). A tot això, el fenomen metropolità hi superposa paisatges cada cop més dominats per les cobertes urbanes i viàries com més ens apropem a les conurbacions costaneres i especialment a la regió de Barcelona.

MAPA 72. Àrees ecològiques funcionals a Catalunya, segons el mètode basat en les unitats del paisatge.



5.5. La fragmentació ecològica

La creixent evidència de que la fragmentació dels hàbitats, conseqüència del creixement urbanístic i d'infraestructures ocorregut en la major part d'àrees metropolitanes del món, es produeix en detriment d'un gran nombre d'espècies³⁶⁹ i, per tant, pot contribuir substancialment a la pèrdua de biodiversitat regional i global³⁷⁰, ha justificat la necessitat de gestionar el paisatge d'una forma integral, més que no pas estudiar cada un dels seus components per separat. Degut a la importància que té considerar la fragmentació ecològica com un paràmetre d'impacte ambiental de primer ordre en qualsevol planejament sostenible del territori, es descriu un índex d'isolament residual (*IIR*) estretament relacionat amb la metodologia proposada per a modelitzar la connectivitat ecopaisatgística de la matriu territorial.

5.5.1. La definició conceptual

Es defineix la fragmentació ecològica com el procés de pèrdua i aïllament dels hàbitats³⁷¹. Actualment constitueix el principal impacte sobre la biodiversitat i el funcionament de la matriu territorial a escala planetària³⁷². L'estudi de la fragmentació dels hàbitats es va iniciar de forma sistemàtica a partir dels anys 60

en base a dos principis teòrics fonamentals: la teoria biogeogràfica d'illes i la teoria de metapoblacions.

La teoria biogeogràfica d'illes³⁷³ estudia la influència de l'aïllament en les tessel·les d'un paisatge (distància entre hàbitats afins) i la dimensió d'aquestes tessel·les (superfície mínima dels hàbitats) en la biodiversitat. Considera la colonització i l'extinció de poblacions com a processos fonamentals. Al seu torn, la teoria de metapoblacions³⁷⁴ descriu a les poblacions compostes per subpoblacions i determina la importància de la connectivitat i l'intercanvi genètic entre poblacions espacialment separades³⁷⁵. Aquests conceptes han estat emprats en models de gestió del territori i conservació d'espècies amenaçades.

En aquest context, s'assumeix que la fragmentació ecològica està associada als efectes negatius derivats de les accions antròpiques, a diferents escales espacials i nivells d'organització biològica, que comporten una alteració intensa en l'estructura i el funcionament de la matriu territorial, el que es tradueix en una pèrdua important d'hàbitats i en la conseqüent disminució -o, fins i tot, extinció- d'espècies³⁷⁶. Tanmateix, això no té per què ser així a nivell d'evolució biològica, ben al contrari, s'ha demostrat que la fragmentació ecològica produeix importants processos d'especiació i afavoreix la biodiversitat³⁷⁷. El problema consisteix, doncs, en l'escala de temps a la que es produeixen els impactes sobre el paisatge.

³⁶⁹ SAUNDERS, D., HOBBS, R.J. & C.R. MARGULES. 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. Conservation Biology, 5. 18-32.

³⁷⁰ FAHRIG L. 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34. 487-515.

³⁷¹ COLLINGE, S.K. 1996. *Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning*. Landscape and Urban Planning, 36. 59-77.

³⁷² PICKETT, S.T.A., OSTFELD, R.S., SHACHAK, M. & G.E. LIKENS, (eds.). 1997. *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, ecosystem, and Biodiversity*. Chapman & Hall. New York.

³⁷³ MCARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.

³⁷⁴ LEVINS, R. 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity or biological control*. Bulletin of the Entomological Society of America, 15. 237-240.

³⁷⁵ HANSKI, I.A. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.

³⁷⁶ LINDENMAYER, D.B. & J. FISCHER. 2007. *Tackling the habitat fragmentation pantheon*. Trends in Ecology and Evolution, 22.127-132.

³⁷⁷ FONTDEVILA, A. & A. MOYA. 2003. *Evolución: origen, adaptación y divergencia de las especies*. Editorial Síntesis.

La principal causa del ràpid procés de fragmentació ecològica arreu del món és el creixement demogràfic de l'espècie humana, expressat a nivell territorial en l'expansió urbanística, la industrialització, l'agricultura i la silvicultura intensives, i molt especialment en el desplegament de les infraestructures de transport. Aquestes darreres són, paradoxalment, les que presenten una afectació més gran sobre els fluxos energètics, materials i d'informació entre els sistemes naturals, i ho fan no tant per la pèrdua de superfície neta, sinó per la ruptura estructural de la matriu biofísica en la que s'assenten. Tot seguit es revisen, de forma sumaria, les principals conseqüències sobre l'estructura i, per tant, el funcionament dels ecosistemes i la dinàmica de les espècies, posant èmfasi en aquells aspectes més rellevants per a la planificació territorial i la biologia de la conservació.

Efectes sobre l'estructura del paisatge

La fragmentació ecològica és un procés dinàmic, de forma que es pot definir un gradient continu d'alteració de l'estructura del paisatge (des d'intacte, passant per diversos graus d'alteració, a relicte o extint)³⁷⁸. Els efectes de la fragmentació s'han parametrizat mitjançant diversos índexs ecològics, que poden aplicar-se a una espècie concreta (per exemple, considerant la seva àrea de distribució), a una classe d'hàbitat (determinades superfícies forestals, posem per cas) o a una xarxa d'espais protegits. En aquest darrer cas, les mètriques emprades fan referència al nombre d'elements del que es compon la xarxa. En general, es considera que molts espais de petites dimensions, aïllats i sense continuïtat espacial tindran un nivell de fragmentació elevada. Les mesures bàsiques per a quantificar la fragmentació ecològica són, bàsicament, el número d'elements, la seva superfície i la distància entre ells.

Els processos de fragmentació ecològica provoquen la pèrdua de superfície neta en els sistemes naturals d'un territori (debilitant la seva capacitat per acollir espècies i processos), disminueixen l'àrea mitjana de les tessel·les en el paisatge (comprometent la seva viabilitat en el temps), alteren la connectivitat ecològica entre hàbitats afins (interrompent el fluxos d'energia, matèria i informació), i augmenten l'afectació de les barreres antropogèniques, principalment a les bores d'uns espais cada cop més aïllats i degradats, immersos en una matriu territorial que, tot sovint, queda orfe de protecció.

En general, fora dels espais naturals protegits la matriu proveeix d'hàbitats a espècies que viuen en agroecosistemes que requereixen grans superfícies (com el pioc salvatge o el sisó), però també aporta hàbitats aptes per a organismes que no necessiten superfícies molt extenses, sinó que únicament requereixen determinades estructures que poden estar disperses per la matriu (com ara espècies que viuen en marges vegetals o utilitzen arbres aïllats). Aquests elements poden tenir un efecte destacat en zones molt fragmentades al complir el paper d'hàbitat, recurs i refugi. Llavors, la conservació o restauració d'aquests petits espais pot ser gens menyspreable pel manteniment de la biodiversitat. En general, la matriu del territori pot incrementar la funcionalitat dels espais protegits actuant com àrea d'esmoreïment de les pressions antròpiques, a més d'aportar connectivitat entre grans espais naturals i, a escala de detall, entre els fragments més petits.

És important fer notar que a la conca mediterrània, les activitats tradicionals no han produït una pèrdua d'*eficiència territorial* (capítol 1) sinó que, ben al contrari, han donat lloc a paisatges força heterogenis construïts mitjançant l'adaptació històrica de les activitats humanes amb el seu entorn (como ara paisatges agroforestals o d'agricultura extensiva), que tot sovint mostren nivells força elevats de biodiversitat, fins i tot més alts que sistemes forestals

³⁷⁸ HOBBS, R.J. & A.M. WILSON. 1998. *Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives*. DOVER & BUNCE (eds.), Key Concepts in Landscape Ecology. Preston, UK. 265-279.

propers poc o gens alterats³⁷⁹. En aquests casos no s'arriba, en general, a un llindar de pèrdua d'hàbitats³⁸⁰ ni de ruptura dels processos ecològics (hidrogeològics, sedimentació, etc.) que suposi un isolament funcional de les unitats del paisatge.

Per a cada nivell d'alteració del paisatge calen, per tant, mesures de gestió diferents. En paisatges molt transformats, pren un paper molt rellevant la preservació d'àrees ecològiques funcionals, en el sentit de que encara mantenen certa integritat territorial i dignitat paisatgística, dins d'una matriu altament fragmentada. Tanmateix, també són importants altres elements estratègics de reforç com ara les lleres dels rius o petits fragments connectats els uns als altres. Aquests elements del paisatge no es solen tenir gaire en compte en la planificació territorial i, no obstant això, poden ser vitals per a la conservació de la biodiversitat. A l'altre extrem, en paisatges menys transformats, l'alteració estructural del paisatge afectarà, en general, a les espècies més singulars o amb requeriments d'hàbitat especials i que, per tant, caldria estudiar en concret. Les mesures pel manteniment funcional del sistema anirà dirigida, bàsicament, a conservar una xarxa d'espais naturals protegits i eficaçment connectats entre ells.

Efectes sobre el funcionament ecològic

La fragmentació ecològica, entesa com un procés dinàmic que determina que un hàbitat es vagi reduint a tessel·les de menor dimensió, més o menys connectades entre si, en una matriu d'hàbitats diferents a l'original, comporta els següents efectes

espacials³⁸¹: a) una disminució general de la superfície de l'hàbitat afectat en favor d'usos antròpics (residencials, industrials, etc.); b) una reducció de la superfície dels fragments de l'hàbitat per subdivisió de les tessel·les originals (carreteres, ferrocarrils, etc.); c) un aïllament dels fragments com a conseqüència de la destrucció o degradació dels espais oberts, augmentant la distància efectiva entre ells (activitats periurbanes, contaminació, etc.).

L'aïllament ecològic es pot mesurar amb mètriques que, per exemple, calculen la distància al fragment d'hàbitat més proper. Aquest efecte té una component funcional rellevant doncs la matriu territorial pot ser més o menys permeable, en funció de les diferents espècies considerades. En general, s'accepta que els processos més afectats per la fragmentació del paisatge són aquells que depenen de vectors de transmissió³⁸² (dispersió de les llavors, pol·linització de les plantes, relacions entre depredador i presa, etc.) i que poden amenaçar la viabilitat de les poblacions per diferents motius: a) la disminució de la mida de les poblacions com a conseqüència de reduir la superfície total dels hàbitats; b) l'augment de la permeabilitat als impactes ambientals degut a baixar la relació entre àrea i perímetre de les tessel·les; c) al incrementar la dificultat d'intercanvi genètic entre poblacions com a resultat d'augmentar la distància efectiva que cal superar entre els fragments d'hàbitat.

Els efectes de la fragmentació ecològica poden ser sinèrgics i, a més, produir derivades importants a considerar com, per exemple, que les espècies més resistents o generalistes tendeixen a mantenir-se en el territori i, fins i tot, augmenten significativament llurs poblacions; mentre que les espècies més fràgils o

³⁷⁹ PINEDA, F.D. & J. MONTALVO. 1995. Biological diversity in dehesa systems. GILMOUR, D. (ed.), Biological diversity outside protected areas. Overview of traditional agroecosystems. IUCN, Forest Conservation Program. 107-122.

³⁸⁰ Afirmació vàlida en termes generals però hi ha excepcions destacables (en determinats casos han desaparegut, per exemple, els boscos de plana, els aiguamolls perfluvials, etc.).

³⁸¹ FORMAN, R.T.T. 1995a. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

³⁸² SANTOS, T., TELLERIA, J. L. & R. CARBONELL. 2002. *Bird conservation in fragmented mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation*. Biological Conservation, 105 (1). 113-125.

selectives resulten excloses i únicament es mantenen en fragments d'hàbitat amb superfície mínima per a mantenir les seves poblacions en el temps. El resultat és una davallada general en la biodiversitat a la matriu territorial i una banalització de les espècies que acull. D'altra banda, és molt important tenir en compte que la fragmentació opera a diferents escales en funció dels hàbitats i les espècies considerades³⁸³.

En definitiva, es considera que les dimensions, la forma i la distribució en l'espai dels fragments d'hàbitat condiciona en gran mesura les possibilitats per a mantenir determinades poblacions³⁸⁴. En general, a menys superfície i menor compacitat un fragment isolat serà més vulnerable als impactes externs. Pel contrari, a més superfície i major compacitat un fragment ben connectat tindrà una capacitat major per a conservar les seves característiques intrínseques i, per tant, poder mantenir les poblacions que acull i els processos ecològics que hi tenen lloc.

Aquestes consideracions tenen una clara traducció en l'establiment de mesures per a la conservació biològica i en el disseny de xarxes ecològiques funcionals, on la dimensió, la forma i la distribució dels fragments d'hàbitats dins la matriu territorial adquireix una importància cabdal. En síntesi, els espais naturals protegits han de tenir una superfície suficient per a mantenir les espècies que pretenen conservar i, d'altra banda, es requereix la connexió entre aquests espais per tal de prevenir les incerteses inherents als sistemes naturals, agreujades per les friccions que es donen a escala local (com ara plans urbanístics i d'infraestructures) i global (per exemple el canvi climàtic). En front a les conseqüències negatives de la

fragmentació ecològica en regions molt antropitzades, les polítiques de conservació s'han d'orientar decididament cap a mesures que afavoreixin la permeabilitat del paisatge, tot mantenint una sèrie d'elements estratègics que poden ser continus però també discontinus. En últim terme, del que es tracta d'afavorir la connectivitat de la matriu territorial.

Estudis recents en fragmentació ecològica reconeixen la importància d'altres processos ecològics, les diferències de les espècies en resposta a aquests processos i el valor de la heterogeneïtat del paisatge, per a la conservació de la biodiversitat. Aquest model assumeix, per tant, una relació entre la funcionalitat del territori i els patrons de distribució de les espècies, i pot ser emprat com a base conceptual per a modelitzacions estadístiques, especialment en paisatges antropitzats on aquestes dades poden ser essencials per a la conservació de la biodiversitat³⁸⁵.

5.5.2. El procediment de càlcul

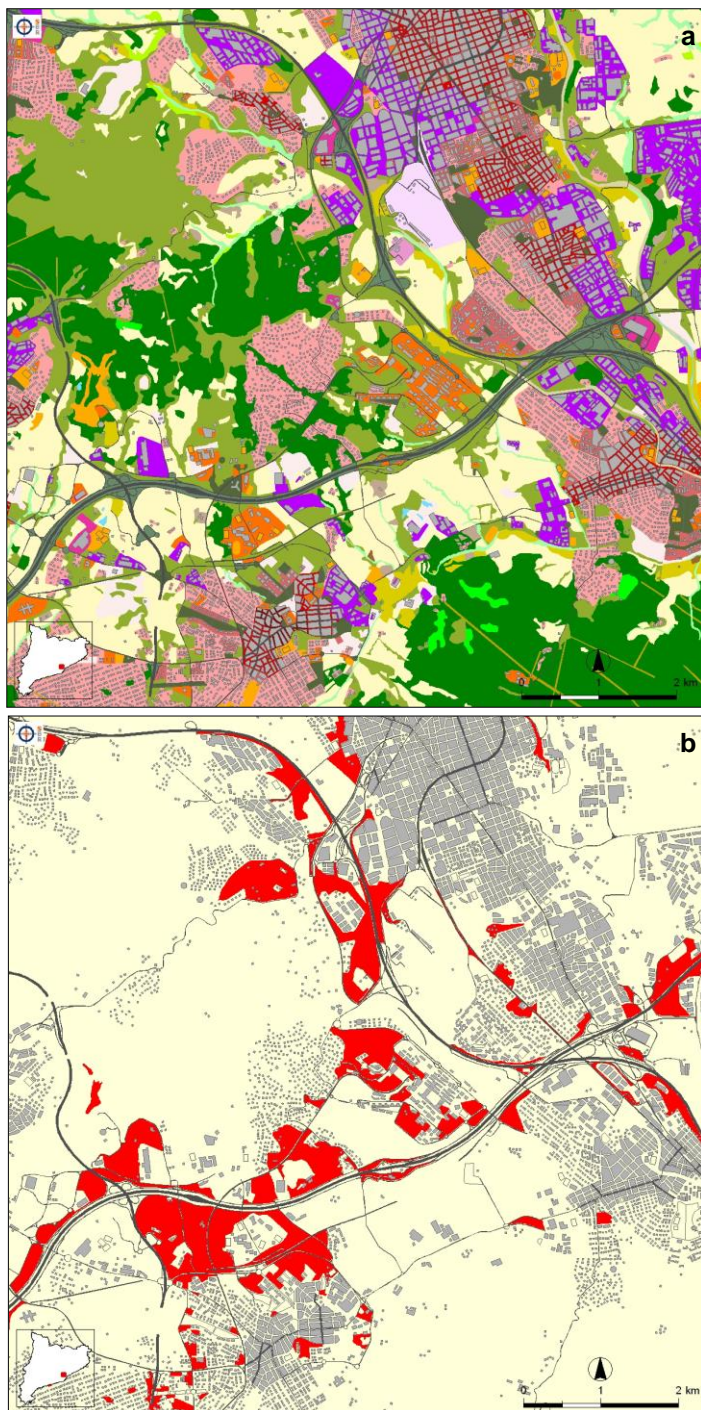
La fragmentació dels hàbitats ja es considera la principal causa de pèrdua de diversitat biològica a Europa i la problemàtica s'agreuja ràpidament a les regions metropolitanes més densament poblades i amb major desenvolupament urbanístic. Així doncs, la permeabilitat del paisatge es presenta com un dels objectius primordials alhora d'abordar la disciplina de la conservació en territoris construïts. En aquest context, es determinen les àrees isolades per efecte de les barreres antropogèniques (MAPES 73 i 74) i, per tal de quantificar aquest impacte en el territori, es proposa un índex d'isolament residual (*IIR*), estretament relacionat amb la connectivitat ecològica.

³⁸³ WIENS, J.A. & B.T. MILNE. 1989. *Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective*. *Landscape Ecology*, 3(2). 87-96.

³⁸⁴ DIAMOND, J.D. 1975. *The island dilemma. Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves*. *Biological Conservation*, 7. 129-146.

³⁸⁵ FISCHER J. & D.B. LINDENMAYER. 2006. *Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes*. *Oikos*, 112. 473-480.

MAPES 73 i 74. Usos del sòl (a) i àrees residuals isolades ecològicament (ressaltades en vermell) per efecte de les barreres antropogèniques (b), a l'àmbit d'estudi comprès entre Rubí i Barberà del Vallès.



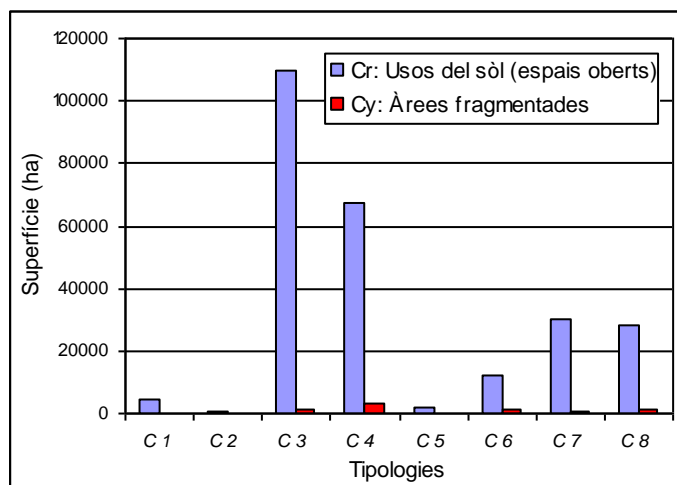
S'ha analitzat l'isolament residual a partir dels fragments d'hàbitat aïllats, en major o menor grau, per l'efecte de les barreres que s'assenten a la matriu territorial (sistemes urbans, infraestructures de tota mena; IMATGE 29). Certament, també hi han espais naturals -fins i tot protegits- de dimensions superiors i, per tant, inclosos a la categoria d'àrees ecològiques funcionals (vegeu apartat 5.4), que també estan aïllats ecològicament (per exemple el Parc de Collserola a la regió metropolitana de Barcelona), però els que aquí es consideren són únicament les tessel·les que no tenen una superfície mínima per a ser considerades àrees ecològiques funcionals i que, a més, estan aïllades per l'efecte de les barreres el que, per norma general, las aboca a un ràpid procés de degradació ambiental, periurbanització i, tot sovint, urbanització.

IMATGE 29. Àrees residuals isolades per l'ocupació urbana del sòl i xarxa viària associada, a l'extraradi de l'Hospitalet de Llobregat.



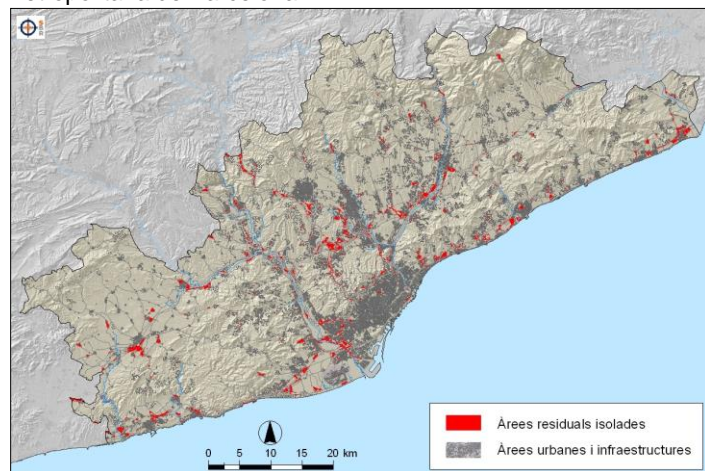
Com a exemple pràctic es presenta un assaig d'aplicació a la regió metropolitana de Barcelona (FIGURA 28). Els resultats obtinguts mostren una superfície conjunta d'espais residuals aïllats ecològicament d'unes 6.982 ha (2,15% de la regió). D'altra banda, més del 44,35% d'aquests espais corresponen a arbustos i prats. Cal advertir que l'anàlisi no considera les carreteres locals, ja que no sempre fragmenten ecològicament les tessel·les.

FIGURA 28. Àrees residuals isolades ecològicament (C_y) en relació a les classes de usos del sòl corresponents als espais oberts (C_r) de la regió metropolitana de Barcelona (tipologies a la Taula 56).



Per tant, es considera que, en general, els hàbitats i les espècies associades estan molt relacionades amb els efectes de la fragmentació ecològica³⁸⁶ (MAPA 75). No obstant això, aquesta relació no depèn únicament del grau de fragmentació sinó també de la sensibilitat de cada espècie o comunitat al procés d'aïllament.

MAPA 75. Àrees residuals isolades ecològicament a la regió metropolitana de Barcelona.



³⁸⁶ RODÀ, F., GUIRADO, M., PINO, J., ESPADALER, X., BERNAL, V., RIBAS, J. & C. BASNOU. 2005. *La fragmentació dels boscos de la plana del Vallès*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Fundació Abertis.

Com a conseqüència de la importància de quantificar el procés de fragmentació ecològica en un context de ràpid desenvolupament de plans urbanístics i d'infraestructures en el territori, s'ha considerat expressar un índex d'aïllament residual (IIR):

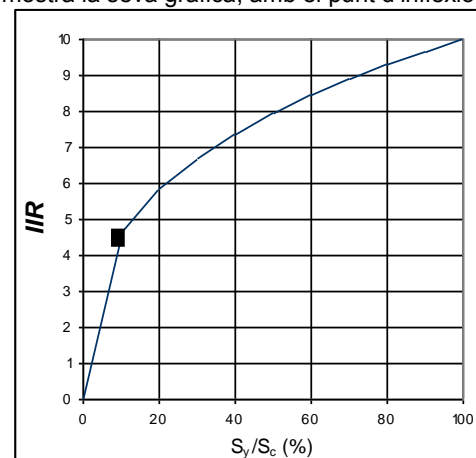
L'índex d'isolament residual (IIR)

$$IIR = 10 (S_y / S_c)^{1/3}$$

On S_y correspon a les superfícies residuals isolades per efecte de les barreres antropogèniques (àrees urbanes, infraestructures lineals) i S_c és el total de superfícies d'usos del sòl no antròpics.

Es tracta d'una funció potencial creixent (FIGURA 29), amb una inflexió propera al valor de 10%. Per tant, es considera una saturació dels valors a partir d'una superfície isolada ecològicament ($S_y = 0,1 S_c$) d'una dècima part de la superfície total corresponent als espais oberts (no ocupada per sistemes urbans o infraestructures). L'algoritme treballa amb valors absoluts, considerant superfícies globals, pel que es tracta d'un índex apropiat per a comparar àmbits territorials diferents, sèries temporals d'un mateix àmbit o diversos escenaris en la planificació territorial.

FIGURA 29. Per a millor comprensió de l'índex d'isolament residual (IIR) es mostra la seva gràfica, amb el punt d'inflexió a $S_y/0,1 S_c$.



Aquest índex ofereix una aproximació quantitativa a la fragmentació ecològica de la matriu territorial, emprant la metodologia d'anàlisi topològic proposta

en el present treball. No pretén substituir altres índexs de fragmentació similars molt útils per altres aplicacions, sinó que es proposa como una nova eina específica per a l'anàlisi de l'isolament residual dels espais oberts en relació amb la connectivitat ecològica. En el cas de la regió metropolitana de Barcelona l'índex presenta uns valors globals moderats ($IIR = 3,02$) si be aquests resultats son força desiguals territorialment.

5.6. L'afectació urbana i d'infraestructures

L'absència de connectivitat ecològica tant pot tenir causes naturals com antròpiques. En regions molt urbanitzades de països industrialitzats, com ara Catalunya, la pèrdua de connectivitat ecològica és una conseqüència directa de la fragmentació d'hàbitats que produeix l'efecte sinèrgic de l'expansió d'espais urbans i d'infraestructures de tota mena, de canvis d'usos del sòl que hi són associats i de la consegüent degradació ambiental i paisatgística. La importància d'aquests processos de fragmentació, des del punt de vista ecològic, és molt gran, ja que són la primera causa de pèrdua de diversitat biològica en àrees metropolitanes, per davant, fins i tot, de la destrucció directa d'hàbitats o d'espècies. Per tant, resulta necessari valorar l'afectació de les barreres antropogèniques sobre la matriu territorial en la que s'assenten i, doncs, incloure aquest efecte en el model de connectivitat ecològica.

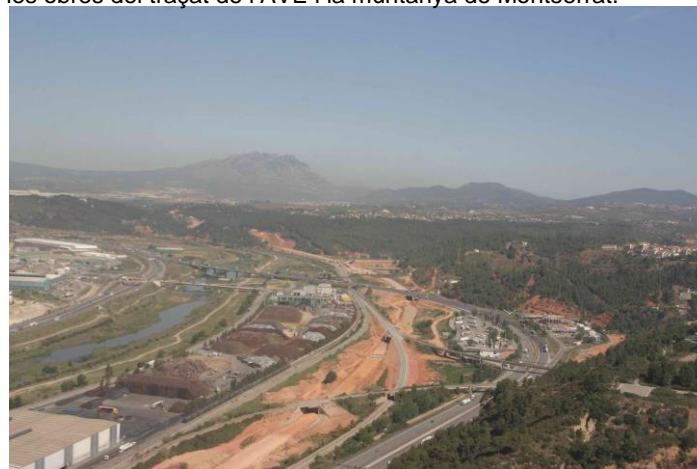
5.6.1. El plantejament conceptual

Està demostrat que l'efecte ambiental produït per l'emplaçament d'àrees urbanes i d'infraestructures en el territori sobrepasa àmpliament el de l'espai que ocupen³⁸⁷. En efecte, avui dia, els espais urbans, els assentaments periurbans esparsos i les infraestructures que els connecten fragmenten els espais naturals provocant un important impacte ecopaisatgístic. D'altra banda, els impactes provocats pels sistemes urbans, industrials i de transports (emissió de contaminants atmosfèrics, sorolls, aigües residuals, abocaments de residus, etc.) afecten negativament, d'una forma o altra, tots els sistemes naturals, inclosa la zona marítima litoral.

³⁸⁷ FORMAN, R.T.T. 2000. *Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States*. Conservation Biology, 14. 31-35.

Els efectes de les barreres antropogèniques en el funcionament de la matriu territorial son diversos, actuen de forma directa sobre els hàbitats (IMATGE 30) i/o indirectament a través de canvis en l'estructura del paisatge³⁸⁸. Es poden destacar les següents afectacions: pèrdua d'àrees funcionals (augment de la fragmentació del territori), aïllament ecològic (disminució de la permeabilitat del paisatge), impacte sobre el valor ecològic (espècies amenaçades, endèmiques, etc.), pertorbació dels sistemes naturals (contaminants, soroll, etc.), creació de nous hàbitats (canvis en la coberta vegetal, plantes exòtiques, etc.), risc de mortalitat (infraestructures viàries, xarxes elèctriques, etc.) o efecte sobre la connectivitat ecopaisatgística (en relació a la fauna pot ser causat per la presència d'un obstacle físic, però també pot donar-se, fins i tot, a nivell etològic³⁸⁹).

IMATGE 30. Infraestructures viàries i ferroviàries cap a Barcelona, aprofitant el congost del Llobregat a Martorell. Es poden apreciar les obres del traçat de l'AVE i la muntanya de Montserrat.



En base a una aproximació sistèmica, entenem per barreres antropogèniques tots aquells usos del sòl "artificials" (TAULA 60) que poden generar obstacles

³⁸⁸ ROSELL, C. & J.M. VELASCO. 1999. *Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

³⁸⁹ MADER, J.H. 1984. *Animal Habitat Isolation by Roads and Agricultural Fields*. Biological Conservation, 29. 81-96.

en els fluxos entre sistemes *natural*s relacionats a través de la matriu territorial. En altres paraules, es tracta de valorar la resistència que ofereix el paisatge a la connectivitat entre aquests espais. Per a calcular l'efecte de les barreres antropogèniques en el funcionament ecològic general del territori proposem un índex d'afectació de les barreres (*IAB*), fonamentat en un model matemàtic que parteix d'una ponderació de cada tipologia de barrera (en funció de criteris com ara l'intensitat de tràfic o a la densitat residencial) i calcula el seu impacte potencial en l'espai circumdant segons dues variables fonamentals: a) la distància de cada punt del territori respecte les diferents barreres; b) la matriu d'afectació del paisatge que cal travessar entre les barreres i el punt que es mesura³⁹⁰.

5.6.2. El procediment de càlcul

El mètode comença, doncs, a partir d'una classificació ponderada dels diferents elements de la superfície que configura la matriu territorial que actuen com a barrera antropogènica a la connectivitat ecològica, i es realitza una anàlisi de la seva afectació en l'espai considerant, també, els elements permeables (túnel, ponts, etc.). L'algoritme que es proposa per a determinar l'efecte de les barreres (sistemes urbans i xarxes de transport, principalment), es basa en un model computacional de distància de costos de desplaçament, que incorpora el pes de cada classe barrera i una matriu d'afectació potencial del paisatge.

Un cop incorporats els elements permeables, es poden obtenir les diferents tipologies considerades com a barreres (B_s), que són les que s'utilitzaran finalment en el model matemàtic (TAULA 61). S'introdueix aquí el concepte de valor màxim de pes base (b_s), que serà utilitzat més endavant en el càlcul de la matriu d'afectació i en l'algoritme per a valorar

³⁹⁰ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. Landscape and Urban Planning, 71. 243-262.

l'efecte barrera. A nivell topològic, és interessant destacar com aquest procés permet obtenir una superfície barrera (X_B) on, per a cada punt de la superfície de la matriu territorial (X), s'associa -de manera necessària i única- el corresponent pes base.

TAULA 61. Tipologies bàsiques que actuen com a barrera (B_s).

Notació	Descripció	Pes base (b_s)	$ks_1^{(1)}$	$ks_2^{(1)}$
B_1	Espais urbans taxes	$b_1 = 20$	$k1_1 = 11,100$	$k1_2 = 0,253$
B_2	Comunicacions secundàries	$b_2 = 40$	$k2_1 = 22,210$	$k2_2 = 0,123$
B_3	Espais aquàtics	$b_3 = 60$	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾
B_4	Comunicacions principals	$b_4 = 80$	$k4_1 = 44,420$	$k4_2 = 0,063$
B_5	Espais urbans compactes	$b_5 = 100$	$k5_1 = 55,520$	$k5_2 = 0,051$
(1) Constants per a una caiguda logarítmica del 30% ($\alpha = 0.3$)			$\alpha = Y_s (\square b_s / 2) \square / \square b_s$	
(2) Per a $s = 3$ no hi ha cap afectació de l'espai circumdant			$Y_3 = b_3$	

El procediment per a calcular la matriu d'afectació (M_A) pot partir de diferents bases cartogràfiques que recullin diversos elements de la matriu territorial (TAULA 62). Es considera tant el *mètode senzill* -que parteix d'un mapa d'usos del sòl (és el que s'expressa a la taula)-, com també el *mètode complert* -que parteix d'un mapa d'hàbitats (veure apartat 5.4.)-. Per tal de definir els paràmetres que intervenen en el càlcul s'efectua una nova reclassificació de les cobertes del sòl (usos, hàbitats, etc.) en el sentit operatiu desitjat. Aquest nou agrupament en relació a l'afectació potencial de les barreres (V_i), es resumeix, amb les formulacions habituals, en la taula següent.

TAULA 62. Matriu d'afectació potencial dels usos del sòl (M_A).

Notació	Descripció	Classes incloses d'usos del sòl ⁽¹⁾	Coefficient d'afectació (A_i) ⁽²⁾	Valor d'afectació (a_i)
V_1	Neutres	N_1, N_2	$A_1 = 1000$ m	$a_1 = 0,10$
V_2	Agrícoles	C_5, C_6, C_7, C_8	$A_2 = 750$ m	$a_2 = 0,13$
V_3	Forestals	C_1, C_2, C_3, C_4, E_2	$A_3 = 500$ m	$a_3 = 0,20$
V_4	Barreres	B_1, B_2, B_3, B_4, B_5	$A_4 = 250$ m	$a_4 = 0,40$
V_5	Connectors	E_1	$A_5 = 1$ m	$a_5 = 100$
(1) Descripció de les tipologies a les TAULES 56 i 60				$(a_i = b_s / A_i)$
(2) A_i defineix la distància màxima afectada per tipologia				

D'aquesta manera, per a cada punt de la superfície que configura la matriu territorial (X) s'obté una relació inversa entre el seu coeficient d'afectació (A) i el valor d'afectació calculat (a). Això vol dir que per a un tipus de paisatge amb coeficient d'afectació més alt obtindrem un valor d'afectació menor i a l'inrevés. Finalment, s'ha obtingut una superfície d'afectació (X_A) on cadascun dels seus punts té associat un valor d'afectació potencial.

Un cop definides les superfícies necessàries per a que el model d'afectació de les barreres pugui operar (X_B , X_A), és necessari definir un algoritme de càlcul, que especifiqui la forma en que les barreres actuen en l'espai circumdant. L'efecte barrera total (Y) es defineix com l'addició dels efectes de totes les tipologies de barreres presents a la matriu territorial. En base a determinats estudis empírics³⁹¹, podem assumir que l'efecte de cada barrera antropogènica (Y_S) a un punt de l'espai circumdant és logarímic i decreixent en funció de la distància, d'acord amb la següent expressió:

El càlcul de l'afectació de les barreres (Y)

$$Y = \sum_{s=1}^{s=n} Y_S$$

$$Y_S = b_S - ks_1 \ln(ks_2 (b_S - d'_s) + 1)$$

On Y_S és l'afectació de cada classe barrera, b_S és el pes de cada tipologia de barrera, ks_1 i ks_2 son constants per a la funció logarítmica decreixent i d'_s és la distància de costos adaptada per cada tipologia barrera.

El model aplica una funció de distància de costos de desplaçament (veure el quadre següent) mitjançant programari SIG i requereix dos bases de dades: una superfície *origen* per a cada classe barrera (X_{Bs} ; $s =$

³⁹¹ KAULE, G. 1997. *Principles for Mitigation of habitat Fragmentation*. CANTERS (ed.) *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering, 17-21. Maastricht and The Hague, The Netherlands.

1...5) i una superfície *impedància* procedent de la matriu d'afectació potencial (X_A). A partir d'aquest procés de càlcul, s'obté una distància de costos adaptada (d'_s), perquè l'efecte barrera ha de mostrar valors decreixents i, doncs, s'han d'invertir els resultats obtinguts originalment mitjançant la funció de distància de costos i, també, s'han de truncar a 0 per a evitar resultats negatius que, en aquest cas, no tindrien cap sentit ecològic³⁹².

El procés d'obtenció:

La funció de distància de costos

L'algoritme realitza una recerca del camí que comunica las zones seleccionades amb un cost acumulat menor (suma els costos de les cel·les per on passa el trajecte). S'utilitza la representació *node / connexió*, on el centre de cada cel·la (o píxel) es considera un *node* connectat a las cel·les adjacents. D'aquesta manera, cada *connexió* té una impedància associada que es deriva dels costos de cada cel·la i de la direcció del moviment. El cost del moviment des d'un *node* fins a un dels seus veïns és el següent:

Moviment horitzontal:

$$A1 = (Cost1 + Cost2) / 2; A2 = (Cost2 + Cost3) / 2$$

$$Cost\ acumulat = A1 + A2$$

Moviment diagonal:

$$A1 = \sqrt{2} (Cost1 + Cost2) / 2; A2 = \sqrt{2} (Cost2 + Cost3) / 2$$

$$Cost\ acumulat = A1 + A2$$

Extrapolant al cas genèric d'unir dos punts de la superfície de la matriu territorial (X), trobem múltiples camins que els connecten. Aquests camins (C_n ; $n = 1,2,3,\dots$) tenen costos diferents segons les cel·les (p_m) que travessen.

$$Cost(C_n) = \sum_{m=1}^{m=l} Cost(p_m); \text{ on } p_{1,\dots,l} \subset C_n$$

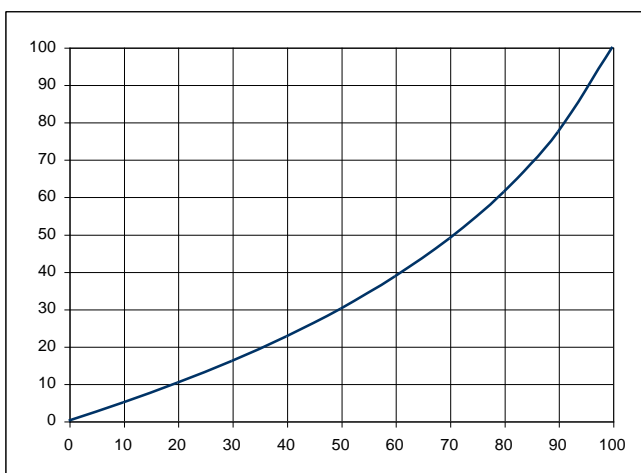
De tots els camins possibles associats a un determinat píxel, a la superfície final de costos se li assigna el valor obtingut pel camí de mínim cost.

D'altra banda, les constants emprades (ks_1 , ks_2) en l'algoritme d'afectació de cada classe barrera (Y_S),

³⁹² La distància de costos adaptada (d'_s) es calcula com segueix: $d'_s = b_s - d \square_s$; on $b_s - d_s \geq 0$; essent $d_s =$ distància de costos.

són necessàries per tal d'ajustar el gràfic a la distribució obtinguda a partir de dades empíriques (FIGURA 30), es a dir, a una funció logarítmica amb caiguda del 30 % ($\alpha = 0.3$).

FIGURA 30. Per a major comprensió de l'algoritme utilitzat en el càlcul de l'efecte barrera es mostra la gràfica pel cas teòric $s = 5$.



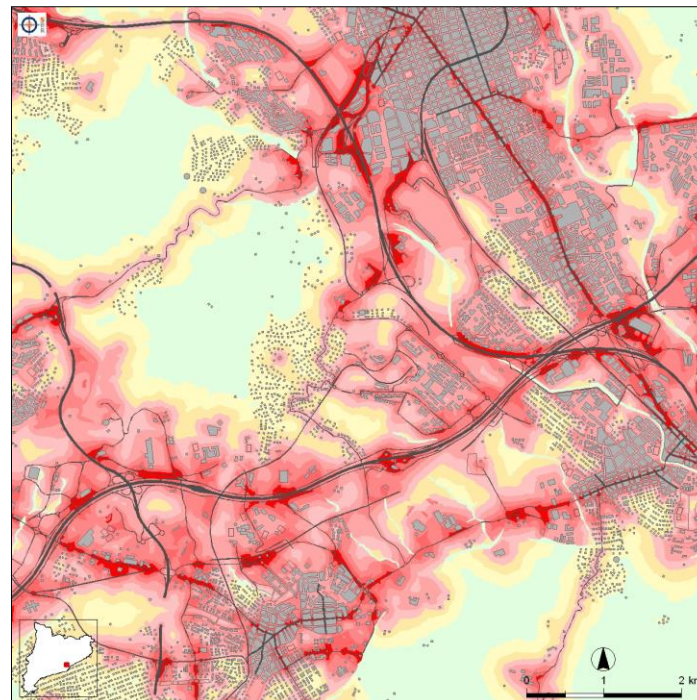
L'efecte barrera (Y) sobre la matriu territorial es defineix com l'adició dels efectes de totes les classes barrera (Y_s). La raó d'aquesta aproximació consisteix en que la combinació de diferents tipologies -com ara autopistes, ferrocarrils, urbanitzacions, etc.- pot tenir un efecte potencial superior al valor màxim de cadascuna d'elles. En altres paraules, és una forma de considerar els impactes acumulatius (MAPA 76). En definitiva, el model computacional desenvolupat per a determinar l'efecte barrera compleix un doble objectiu: a) obtenir una de les superfícies bàsiques (X_y) per a desenvolupar un índex de connectivitat ecològica (ICE), com es veurà en el capítol següent; b) avaluar el propi efecte de les barreres ecològiques sobre el medi (Y), mitjançant un índex d'afectació de les barreres (IAB), que es presenta tot seguit:

L'índex d'afectació de les barreres (IAB)

$$IAB = 10 (Y_i / Y_{max})$$

On Y_i és el valor de l'efecte barrera total per a cada píxel del territori i Y_{max} és el valor màxim que assolix el valor de l'efecte barrera a l'àmbit d'estudi considerat.

MAPA 76. Impacte acumulatiu dels sistemes urbans i les infraestructures sobre l'espai circumdant (color més càlid reflecteix major afectació), calculat mitjançant l'índex d'afectació de les barreres (IAB), a l'àmbit entre Rubí i Barberà del Vallès (MAPA 73).



Es tracta d'un índex amb valors relatius a l'àmbit d'estudi, ja que la connectivitat ecològica i, per tant, l'afectació de les barreres sobre l'espai circumdant es consideren, en aquest cas, en relació als sistemes naturals que es volen connectar³⁹³. D'altra banda, cal assenyalar que l' IAB no valora impactes indirectes, com ara la fragmentació ecològica, que requereixen altres aproximacions metodològiques. En general, es manifesta el conegut efecte de retroalimentació positiva entre eixos viaris i sistemes urbans, juntament amb la disposició d'aquests en l'espai contigu a les carreteres, el que accentua la fragmentació ecològica del territori. La distribució de valors de l' IAB s'ajusta a una escala ordinal decimal, segons els diferents graus d'afectació (TAULA 63).

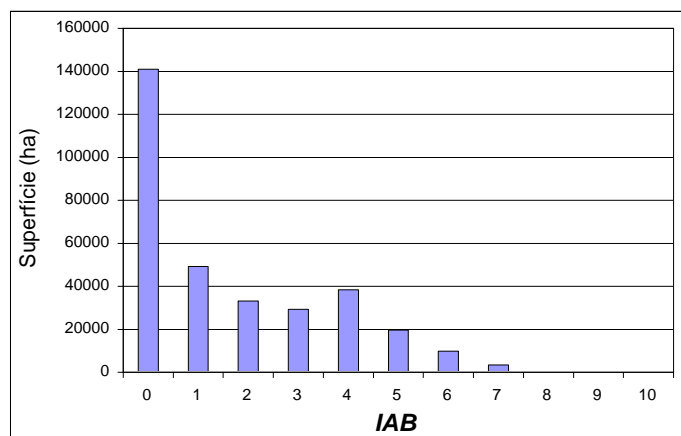
³⁹³ És important considerar la connectivitat ecològica en termes absoluts, és a dir, en relació a les magnituds dels fluxos (veure apartat següent).

TAULA 63. Graus d'afectació de l'índex d'afectació de les barreres (IAB), amb indicació d'alguns exemples explicatius.

IAB	Efecte	Tipologia de barrera
0	Escàs o nul	Absència de barreres antropogèniques. Total permeabilitat d'energia, matèria i informació.
1	Impacte baix	Poques barreres i disperses (masies aïllades, etc.).
2		Permeabilitat ecològica alta.
3	Impacte mitjà	Àrees residencials laxes, carreteres secundàries.
4		Permeabilitat ecològica mitjana.
5	Impacte alt	Àrees urbanes compactes, carreteres principals.
6		Permeabilitat ecològica baixa.
7	Impacte molt alt	Combinació sinèrgica de sistemes urbans i xarxes.
8		Permeabilitat ecològica molt baixa.
9	Impacte crític	Combinació d'àrees compactes i xarxes principals.
10		Permeabilitat ecològica mínima.

L'aplicació de l'IAB a la regió metropolitana de Barcelona mostra que un 56,5 % del territori es troba sota l'efecte negatiu de les barreres (FIGURA 31). Aquest resultat és comparable a nivell internacional amb altres estudis realitzats en diferents regions³⁹⁴.

FIGURA 31. Resultat d'aplicar l'índex d'afectació de les barreres (IAB) a la regió metropolitana de Barcelona.

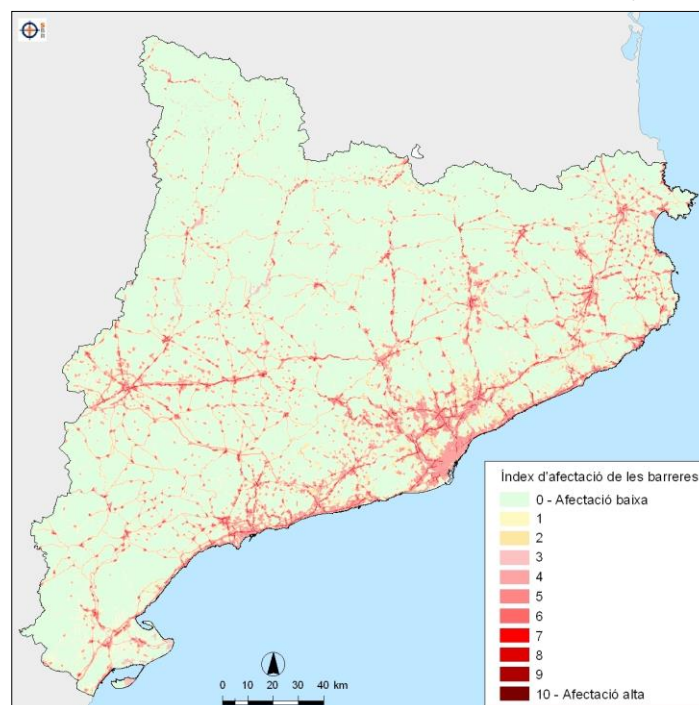


³⁹⁴ Veure, per exemple: FORMAN, R.T.T. & L.E. ALEXANDER. 1998. *Roads and their major ecological effects*. Annual Review of Ecology and Systematics, 29. 207-231; o també: TROMBULAK, S.C. & C.A. FRISSELL. 1999. *Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities*. Conservation Biology, 14 (1). 18-30.

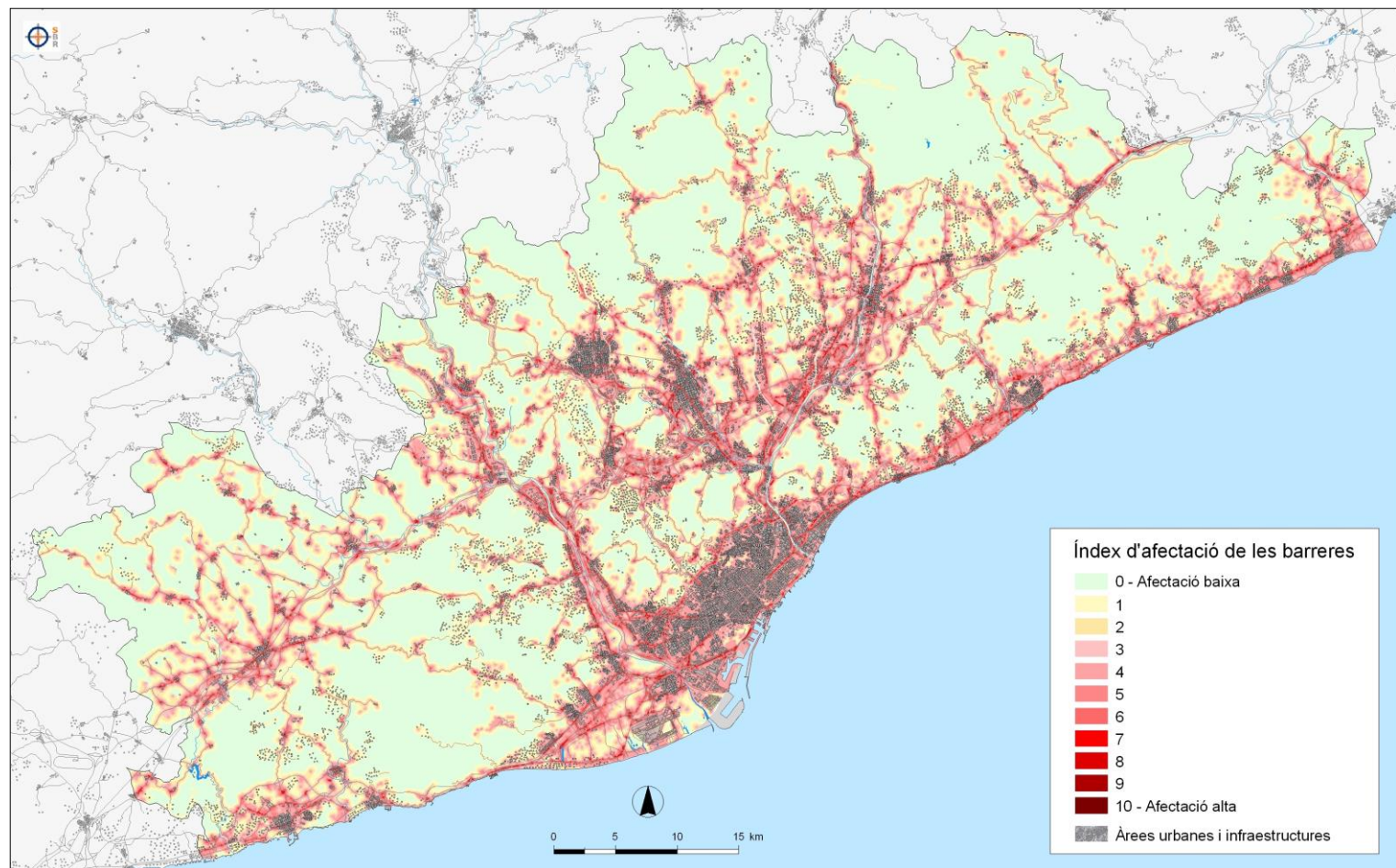
Els resultats, però, no consideren les àrees naturals protegides actualment aïllades per efecte de les barreres doncs, si aquest aspecte es tingués en compte, la superfície afectada superaria el 65 % de la regió metropolitana. L'expressió cartogràfica (MAPA 78) mostra amples zones perifèriques amb espais naturals encara poc afectats per les barreres, així com l'important efecte que aquestes tenen en l'aïllament ecològic de la plana del Vallès i diferents espais naturals protegits, com ara el Parc de Collserola.

A Catalunya (MAPA 77), destaca la distribució de les barreres antropogèniques per a tota la franja costanera, formant un eix continu entre el sistema litoral i el rerepaís. També cal destacar la intensitat de l'eix que uneix les grans aglomeracions urbanes de Tarragona, Barcelona i Girona. D'altra banda, s'afegeix un creixent efecte de l'eix transversal, principalment en el tram entre Manresa i Vic, que, a més, inclou intenses relacions amb la regió metropolitana de Barcelona. Finalment, s'aprecien les àrees metropolitanes que es difonen per les planes agrícoles, com ara Lleida i Figueres.

MAPA 77. Índex d'afectació de les barreres (IAB) a Catalunya.



MAPA 78. Índex d'afectació de les barreres (IAB) a la regió metropolitana de Barcelona.



5.7. La connectivitat ecològica

Està demostrat que la protecció d'espais naturals aïllats no és suficient per a conservar la biodiversitat i garantir uns serveis ecosistèmics que no tenen substituïts³⁹⁵. Aquest fet és especialment notori en regions -com ara la conca mediterrània- configurades per paisatges antropogènics on els assentaments humans s'han integrat històricament en una estructura funcional del territori. En conseqüència, es considera que l'establiment d'una xarxa efectiva de connexions biològiques i paisatgístiques que relliguin els espais naturals i permetin la seva estabilitat en el temps, és un component essencial per a una estratègia de conservació integrada. Per tant, l'efectivitat dels espais naturals protegits, des del punt de vista de la conservació, no depèn només de les seves dimensions, del seu règim de protecció, ni de la seva gestió, sinó també del funcionament ecològic i la qualitat ambiental del territori on s'estableixen. Per tal de valorar la connectivitat de la matriu territorial proposem un índex de connectivitat ecològica (*ICE*) basat en un model que considera la distribució en l'espai d'àrees ecològiques funcionals i una superfície d'impedàncies que incorpora l'afinitat de les cobertes del sòl i l'efecte de les barreres antropogèniques.

5.7.1. El plantejament conceptual

Ens referim als aspectes funcionals relatius a la connexió entre els diferents elements que configuren paisatge, des de l'energia a la matèria i la informació. Així doncs, definim la connectivitat ecològica com la qualitat que permet el contacte entre els diversos ecosistemes, comunitats, espècies o poblacions. Es tracta, per tant, d'un índex de la complexitat de

³⁹⁵ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

relacions de la que depenen els processos ecològics bàsics que tenen lloc a la matriu territorial.

La connectivitat ecològica és un atribut important per a la biologia de la conservació, doncs està amplament acceptat que augmenta la viabilitat de les poblacions, especialment en el cas d'aquelles espècies adaptades a viure en paisatges ben connectats. Es tracta d'un criteri ecològic fonamental, que manté una estreta relació amb les dimensions i la fragilitat dels sistemes naturals³⁹⁶. Per això, l'anàlisi i la modelització de la connectivitat ecològica ha estat l'objectiu de nombrosos estudis realitzats en diferents països arreu del món, generalment basats en els principis de l'ecologia del paisatge³⁹⁷. Actualment, la recerca es centra en integrar patrons del paisatge i processos ecològics, com ara la selecció d'hàbitat i el moviment d'organismes, des d'una aproximació sistèmica³⁹⁸.

L'aproximació clàssica per a gestionar la connectivitat entre sistemes naturals, principalment davant dels processos de fragmentació del territori, ha estat proposar corredors ecològics entre els hàbitats millor conservats per tal de garantir la seva viabilitat en el temps. El terme *corredor* es va emprar inicialment per a descriure, des d'una perspectiva ecològica, hàbitats d'estructura lineal que connecten tessel·les d'hàbitat que difereixen del seu entorn³⁹⁹. Si bé es cert que des d'aleshores aquest concepte ha tingut molta popularitat, no és menys cert que la utilitat dels corredors per a la conservació de la diversitat ecològica ha estat fortament debatuda durant les

³⁹⁶ MEFFE G.K. & C.R. CARROLL. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.

³⁹⁷ NOSS, R.F. & A.Y. COPERRIDER. 1994. *Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity*. Washington: Island Press.

³⁹⁸ CHETKIEWICZ, C.-L.B., CLAIR, C.C.S. & M.S. BOYCE. 2006. *Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37. 317-342.

³⁹⁹ HOBBS, R.J. 1992. *The role of corridors in conservation: solution or bandwagon?* Trends in Ecology and Evolution, 7. 389-392.

darreres dècades⁴⁰⁰, tot i que recentment han aparegut diversos treballs que demostren -amb dades empíriques- la utilitat dels corredors paisatgístics⁴⁰¹.

Els estudis realitzats fins ara semblen indicar, però, un valor relatiu dels corredors, que es concreta en determinades espècies i paisatges. Tanmateix, encara no existeix una generalització teòrica prou sòlida sobre el valor biològic dels corredors, degut principalment al tractament específic -reduccionista- que se'n fa d'aquesta problemàtica. Un gran repte per a la biologia de la conservació actual és cercar principis generals vàlids que permetin predir el comportament d'espècies i paisatges en relació als corredors ecològics i, si s'escau, el disseny d'altres elements estratègics complementaris⁴⁰².

Malgrat la manca de dades consistents que recolzin o refutin el valor per a la conservació dels corredors ecològics, el concepte ha estat amplament acceptat per a la gestió i el planejament del territori. La importància potencial de connectar espais protegits mitjançant corredors o enllaços paisatgístics es va començar a considerar seriosament a mitjans dels setanta com a conseqüència directa de la teoria biogeogràfica d'illes⁴⁰³ i, des de llavors, la seva popularitat només ha fet que créixer, probablement

degut al ràpid deteriorament ambiental produït en moltes conurbacions urbanes. S'ha demostrat, en efecte, que els espais naturals protegits aïllats, per ben dissenyats i gestionats que estiguin, resulten insuficients per a conservar la biodiversitat i complir altres funcions ecològiques i socials importants.

En conseqüència, s'han proposat diverses tipologies de xarxes ecològiques a múltiples escales, des d'àmbits locals fins a continentals. Per tant, hi ha diferents mètodes procedents de l'ecologia del paisatge capaços d'assessorar sobre el tractament de la connectivitat ecològica, que poden ser fàcilment incorporats en els processos de planificació i en l'avaluació ambiental estratègica. En qualsevol cas, actualment hi ha un consens general respecte a que els corredors ecològics no són l'única resposta als problemes de conservació biològica i, segons l'àmbit d'estudi del que es tracti, es requereixen alternatives com ara passeres d'hàbitats o, en determinats casos, la gestió dels paisatges d'una forma integrada⁴⁰⁴.

Tanmateix, no existeixen metodologies d'aplicació general amplament acceptades respecte el valor connectiu dels corredors ecològics i les seves possibles alternatives. La majoria d'evidències es basen en treballs empírics realitzats sobre espècies considerades clau en un àmbit d'estudi concret⁴⁰⁵ i, per tant, calen aproximacions basades en principis sistèmics, realitzades mitjançant modelització matemàtica. En aquest context, la metodologia que es proposa a continuació es basa en els principis de l'ecologia del paisatge quantitativa i determina la connectivitat ecològica de la matriu territorial segons un model computacional que permet avaluar la *funcionalitat territorial* en diferents escenaris.

⁴⁰⁰ SIMBERLOFF, D. & J. COX. 1987. *Consequences and costs of conservation corridors*. Conservation biology, 1. 63-71; NOSS, R.F. 1987. *Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox*. Conservation biology, 1. 159-164.

⁴⁰¹ CROOKS, K.R. & M. SANJAYAN (eds.). 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press; DAMSCHEN, E. I., HADDAD, N.M., ORROCK, J.L., TEWKSBURY, J.J & D.J. LEVEY. 2006. *Corridors increase plant species richness at large scale*. Science 313:1284-1286.

⁴⁰² BEIER, P. & R.F. NOSS. 1998. *Do Habitat Corridors Provide Connectivity?* Conservation Biology, 12 (6). 1241-1252; HADDAD, N.M., ROSENBERG, D.K. & B.R. NOON. 2000. *On Experimentation and the Study of Corridors: Response to Beier and Noss*. Conservation Biology, 14 (5). 1543.

⁴⁰³ WILSON, E.O. & E.O. WILLIS 1975. *Applied biogeography*. M.L. CODY & J.M. DIAMOND (eds.). Ecology and Evolution of Communities. Cap 18. 522-534. Belknap Press. Cambridge.

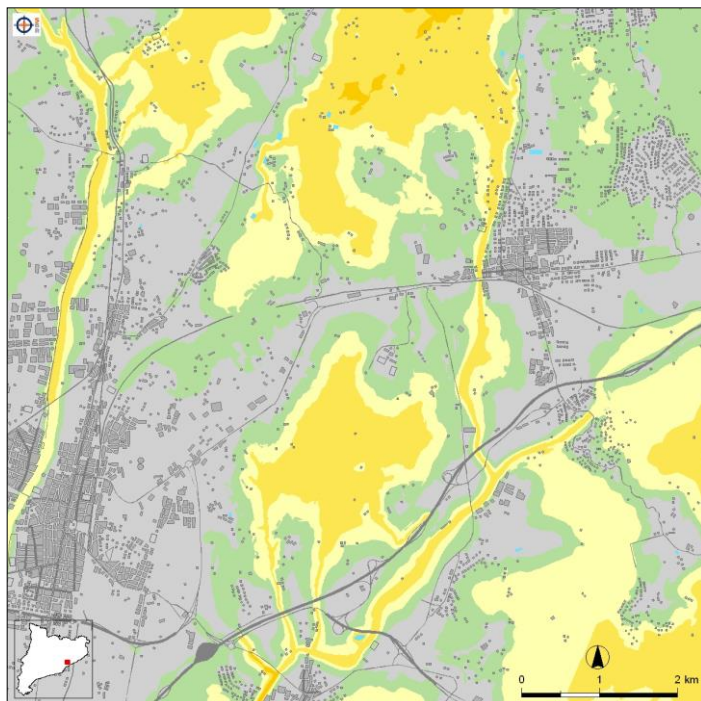
⁴⁰⁴ JONGMAN, R.H.G. & G. PUNGETTI (eds.). 2004. *Ecological Networks and Greenways: Concept, design, implementation*. Cambridge University Press.

⁴⁰⁵ HADDAD, N.M., BOWNE, D.R., CUNNINGHAM, A., DANIELSON, B.J., LEVEY, D.J., SARGENT, S. & T. SPIRA. 2003. *Corridor use by diverse taxa*. Ecology, 84 (3). 609-615.

5.7.2. El procediment de càlcul

La connectivitat ecològica es refereix als aspectes funcionals de la connexió entre diferents elements del paisatge (cicles de nutrients, dispersió de pol·len, moviment d'organismes, etc.). L'objectiu principal de l'estudi és desenvolupar una metodologia de síntesi que permeti parametritzar la connectivitat ecològica per a tota la matriu del territori (MAPA 79), per a ser aplicada en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes d'incidència territorial⁴⁰⁶.

MAPA 79. Aproximació a la funcionalitat de la matriu territorial (color més càlid reflecteix major connectància entre sistemes naturals), calculat mitjançant l'índex de connectivitat ecològica (ICE), a l'àmbit entre Granollers i Cardedeu (MAPA 68).



L'algoritme que es proposa per a determinar la connectància entre els sistemes naturals es basa en un model de distància de costos de desplaçament que considera les diferents classes d'àrees ecològiques funcionals que es pretenen connectar, a través d'una superfície d'impedància (X_i) que, al seu torn, es calcula aplicant l'efecte de les barreres antropogèniques sobre una matriu d'afinitat potencial.

El model computacional emprat per a calcular la connectivitat ecològica requereix, per tant, disposar d'una superfície d'àrees ecològiques funcionals a connectar, tal i com s'ha definit anteriorment. Però també és necessària l'obtenció d'una superfície d'impedància relativa als diferents elements de la matriu territorial a partir dels quals es poden establir connexions potencials entre sistemes naturals afins. En conseqüència, es procedeix a assignar, per conveni, un coeficient d'afinitat potencial entre les diverses àrees ecològiques funcionals (determinades segons el mètode *senzill* o *complet*, veure apartat 5.4) i les diferents tipologies que caracteritzen la matriu territorial (determinades segons els usos del sòl o els hàbitats, respectivament).

Per tant, la matriu d'afinitat potencial entre àrees ecològiques funcionals es determina, com és lògic, en funció del procediment seguit per a determinar les superfícies que es pretenen connectar. D'aquesta manera, si es segueix el mètode *senzill* (TAULA 64) - vàlid per a una avaluació àgil efectuada en àmbits d'estudi concrets- s'obté una matriu d'afinitat potencial basada, simplement, en un mapa d'usos del sòl (M_C). En aquest cas, l'assignació dels valors es realitza mitjançant criteri expert. Tanmateix, els resultats obtinguts es contrasten mitjançant una anàlisi de sensibilitat (apartat 5.9.1.).

⁴⁰⁶ MALLARACH, J.M. & J. MARULL. 2006. *La conectividad ecológica en la planificación y la evaluación estratégica: aplicaciones en el área metropolitana de Barcelona*. Ciudad y Territorio Estudios territoriales, 38 (147). 41-59.

TAULA 64. Matriu d'afinitat potencial (M_C) per classe d'àrea ecològica funcional (columnes) estimada per judici expert a partir dels usos del sòl (files).

Notació	Descripció	C' ₁	C' ₂	C' ₃	C' ₄	C' ₅	C' ₆	C' ₇	C' ₈	C' ₉	C' ₁₀	C' ₁₁
C ₁	Bosc d'àrees humides	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,5	0,7	0,3	0,1	0,5
C ₂	Espais d'aiguamolls	0,1	0	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,2	0,4	0,6
C ₃	Bosc d'àrees seques	0,2	0,3	0	0,1	0,5	0,7	0,4	0,6	0,3	0,1	0,5
C ₄	Matollars i prats	0,3	0,4	0,1	0	0,6	0,7	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3
C ₅	Llenyosos de regadiu	0,4	0,5	0,5	0,6	0	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,1
C ₆	Herbacs de regadiu	0,6	0,6	0,7	0,7	0,1	0	0,3	0,2	0,2	0,3	0,1
C ₇	Llenyosos de secà	0,5	0,7	0,4	0,2	0,2	0,3	0	0,1	0,2	0,3	0,1
C ₈	Herbacs de secà	0,7	0,8	0,6	0,5	0,3	0,2	0,1	0	0,2	0,3	0,1
B ₁	Espais urbans laxes	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
B ₂	Comunicacions secundàries	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B ₃	Espais aquàtics	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
B ₄	Comunicacions principals	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B ₅	Espais urbans compactes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
E ₁	Corredors fluvials	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
E ₂	Espais de transició	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
N ₁	Espais molt alterats	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
N ₂	Espais denudats	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Nota: una anàlisi de sensibilitat mostra diferències no rellevants en el càlcul d'ICE per a una variació aleatòria de la matriu d'afinitat $M_C \pm 0,3$.

Nota: en el càlcul d'ICE és molt significativa la superfície de l'efecte de las barreres X_y , però la superfície de la matriu d'afinitat X_C incorpora matisos d'interès que justifiquen plenament la seva elaboració.

En canvi, si s'assumeix el *mètode complet* (TAULA 65) -apte per a realitzar treballs més aprofundits o quan s'aplica en àmbits d'estudi extensos que inclouen diferents regions biogeogràfiques- s'obté una matriu d'afinitat potencial (M_U), calculada en base a les anomenades unitats ecopaisatgístiques.

TAULA 65. Matriu d'afinitat potencial (M_U) per classe d'àrea ecològica funcional (columnes) determinada a partir de les unitats del paisatge (files).

	U ₁	U ₂	U ₃	U ₄	U ₅	U ₆	U ₇	U ₈	U ₉	U ₁₀	U ₁₁	U ₁₂	U ₁₃	U ₁₄	U ₁₅	U ₁₆
U ₁	0,0											0,2	0,4	0,5	0,3	0,3
U ₂	0,4	0,0										0,5	0,3	0,6	0,5	0,4
U ₃	0,4	0,3	0,0									0,5	0,2	0,6	0,5	0,4
U ₄	0,3	0,5	0,5	0,0								0,2	0,5	0,5	0,2	0,4
U ₅	0,3	0,3	0,3	0,4	0,0							0,4	0,3	0,6	0,4	0,3
U ₆	0,5	0,4	0,3	0,6	0,4	0,0						0,6	0,3	0,6	0,6	0,4
U ₇	0,4	0,6	0,6	0,4	0,4	0,6	0,0					0,4	0,5	0,5	0,3	0,4
U ₈	0,4	0,6	0,6	0,3	0,5	0,6	0,3	0,0				0,3	0,6	0,5	0,2	0,4
U ₉	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,7	0,5	0,5	0,0			0,5	0,6	0,3	0,5	0,6
U ₁₀	0,4	0,6	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,0		0,5	0,6	0,3	0,5	0,5
U ₁₁	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4	0,0	0,6	0,6	0,3	0,5	0,6
B ₁	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
B ₂	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B ₃	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
B ₄	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B ₅	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
E ₁	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
N ₁	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
N ₂	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Per a ser conseqüents amb la metodologia emprada en el càlcul original de les àrees ecològiques funcionals segons aquest segon mètode basat en el mapa d'hàbitats de Catalunya, s'han utilitzat correlacions de l'estadístic de Pearson⁴⁰⁷ entre mosaics ISODATA amb la finalitat de generar una aproximació a les afinitats entre unitats ecopaisatgístiques, mitjançant el procediment que es detalla en el quadre següent:

⁴⁰⁷ La correlació entre dues variables reflecteix el seu grau d'associació. L'estadístic de Pearson (r_{xy}) expressa la relació lineal entre variables:
 $r_{xy} = S_{xy} / (S_x S_y)$
On S_{xy} és la covariança i S_x S_y són les respectives desviacions típiques.

El procés d'obtenció:

Càlcul de la matriu d'afinitat

Per a determinar la matriu d'afinitat potencial M_U , s'ha realitzat el següent procediment de càlcul:

1. Assimilar les unitats ecopaisatgístiques als mosaics ISODATA, a partir de la taula de percentatges corresponent a l'agrupació dels mosaics *Iso* inicials considerant el 20% de la distància màxima entre ells.

2. Ponderar cadascuna de les correlacions de Pearson r_{xy} mitjançant el percentatge de composició de les unitats ecopaisatgístiques. D'aquesta manera es generen múltiples correlacions ponderades, es calcula la seva mitjana i es resta a 1 per tal d'adaptar els valors a la matriu d'afinitat:

$$V_p = 1 - M_p$$

On V_p és el valor transposat de Pearson i M_p la mitjana ponderada dels valors de Pearson. D'aquesta manera, V_p varia entre 0 (màxima afinitat) i 2 (mínima afinitat).

3. Per a determinar l'afinitat entre dues categories ecopaisatgístiques s'han considerat totes les correlacions de Pearson r_{xy} en les que intervenen categories ISODATA, en base a la mitjana de tots els percentatges obtinguts:

$$V_p = 1 - (\sum (r_{xy} \times F_{xy}) / \sum (F_{xy}))$$

On r_{xy} és el valor de PEARSON entre els *Iso* x i y , i F_{xy} és el percentatge de composició de les unitats en x i y .

Un cop es disposa de la matriu d'afinitat entre les diferents àrees ecològiques funcionals i les cobertes del sòl (sigui en la versió M_C o M_U) es pot obtenir la superfície d'afinitat potencial (X_P) necessària per a calcular la connectivitat ecològica. El model aplica la funció de distància de costos (vegeu quadre resum del procés d'obtenció a l'apartat anterior) mitjançant un programari SIG i utilitza dos bases de dades fonamentals: una superfície "origen" per a cada classe de àrea ecològica funcional i una superfície "impedància" resultat d'aplicar l'efecte de las barreres sobre la superfície d'afinitat potencial ($X_I = X_Y + X_P$). D'aquesta manera, s'obté una distància de costos per classe d'àrea ecològica funcional, que posteriorment s'adapta (d'_r) per a evitar informació no rellevant o

emascarament dels resultats⁴⁰⁸. Finalment, es calcula el valor total de distància de costos:

El càlcul del valor total de distància de costos (x)

$$x = \sum_{r=1}^{r=n} d'_r$$

On x és el valor total de les distàncies de costos i d'_r és la distància de costos adaptada per àrea ecològica funcional.

Llavors, a partir del model computacional de connectivitat ecològica, es proposa formalment un índex de connectivitat ecològica (*ICE*) segons la següent expressió:

L'índex de connectivitat ecològica (ICE)

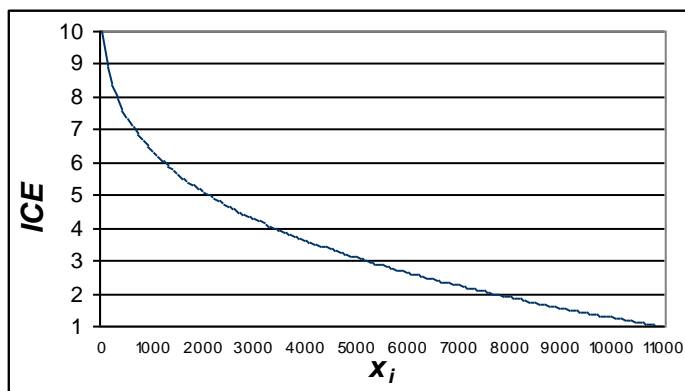
$$ICE = 10 - 9 (\ln (1 + (x_i - x_{min})) / \ln (1 + (x_{max} - x_{min})))^3$$

On x_i és el valor total de la distància de costos adaptada per píxel, mentre que x_{min} i x_{max} són, respectivament, els valors mínim i màxim de la distància de costos adaptada en un àmbit d'estudi concret.

Podem considerar que aquest índex reflecteix la connectivitat ecològica global doncs el seu càlcul inclou totes les classes d'àrees ecològiques funcionals (en base a qualsevol dels dos mètodes utilitzats: M_C o M_U). Una propietat interessant de l'algorisme és que presenta una distribució relativa als valors obtinguts segons una escala ordinal decimal, el que permet identificar les zones amb major interès per a la connectivitat ecològica en un àmbit d'estudi concret, per molt escadusser que sigui aquest valor (FIGURA 32). Tanmateix, i pel mateix principi, l'índex no pot ser emprat per a comparar àmbits territorials diferents o sèries temporals.

⁴⁰⁸ La distància de costos adaptada (d'_r) es determina com segueix: $d'_r \leq \square 20.000$; essent d_r = distància de costos.

FIGURA 32. Per a una major comprensió de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) es mostra la seva gràfica d'aplicació:



És interessant analitzar un cas particular de l'índex (quan es compleix que $x_{min} = 0$ i $x_{max} = x_i$), doncs s'obté un nou algoritme denominat índex de connectivitat ecològica bàsic (*ICE_b*):

L'índex de connectivitat ecològica bàsic (*ICE_b*)

$$ICE_b = 10 - 9 (\ln(1 + x_i) / \ln(1 + x_t))^3$$

On x_t és el valor màxim teòric de la distància de costos.

Aquest índex bàsic (*ICE_b*) calcula la connectivitat entre classes d'àrees ecològiques funcionals segregades i, al donar valors absoluts, pot emprar-se per a comparar escenaris diferents. Finalment, a partir d'aquest cas particular podem derivar l'índex de connectivitat ecològica absolut (*ICE_a*), que incorpora totes les classes d'àrees ecològiques funcionals existents en un àmbit territorial concret i s'obté mitjançant l'addició de tots els *ICE_b*:

L'índex de connectivitat ecològica absolut (*ICE_a*)

$$ICE_a = \sum_{m=1}^{m=n} ICE_b / m$$

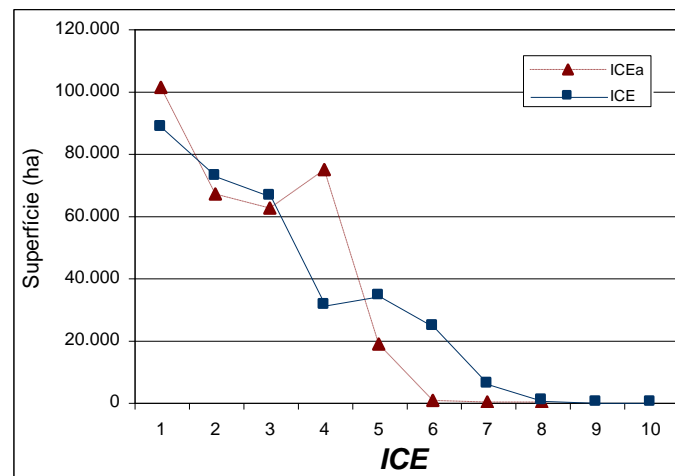
On m és el nombre de classes d'àrees ecològiques funcionals considerades.

L'índex absolut (*ICE_a*) assoleix nivells que s'ajusten a un valor de connectivitat ecològica *objectiu* (en relació

a les magnituds dels fluxos) amb un rang que, en general, mostrarà valors sensiblement inferiors a 10. Per tant, l'*ICE_a* resulta molt útil per a comparar àmbits territorials, avaluar l'impacte d'opcions de planejament i definir pautes en la planificació territorial.

L'aplicació del mètode a la regió metropolitana de Barcelona mostra, com era d'esperar -al ser un territori força fragmentat per sistemes urbans, infraestructures lineals i activitats periurbanes de tota mena-, la pràctica absència de connectivitat molt alta, així com una escassa superfície amb connectivitat alta (FIGURA 33). Si comparem com treballen *ICE* i *ICE_a*, trobem diferències remarcables: *ICE* utilitza valors relatius que cobreixen la totalitat de classes possibles (0-10), segons una funció lineal descendent. D'aquesta manera, *ICE* mostra una proporció significativa de valors alts a mitjos (*ICE* = 4-7) i una petita proporció de valors molt alts (*ICE* = 8-10). Es tracta d'un índex "possibilista", en el sentit que pot ser emprat per a avaluar quantitativa i cartogràficament la connectivitat relativa entre sistemes naturals en un àmbit d'estudi, per baix que sigui aquest valor.

FIGURA 33. Comparació dels resultats d'aplicar *ICE* i *ICE_a* a la regió metropolitana de Barcelona.



D'altra banda, *ICE_a* utilitza valors absoluts i assoleix un resultat màxim que depèn de la connectivitat ecològica a l'àmbit d'estudi. En la regió metropolitana

de Barcelona l'índex només arriba a una connectivitat mitjana ($ICE_a \leq 5$), amb una proporció significativa de valors medis i baixos ($ICE_a = 2-5$), resultant una funció exponencial decreixent (FIGURA 33). Aquest índex aporta una avaluació més "realista" del nivell de connectivitat ecològica i, per tant, és una mètrica apte per a comparar diferents escenaris territorials.

L'aplicació cartogràfica de l' ICE_a a la regió metropolitana de Barcelona permet visualitzar la connectivitat entre sistemes naturals (MAPA 80). S'observa la forta incidència de les barreres (valors baixos), la rellevància de la topografia (valors alts), l'isolament ecològic (distribució en mosaic de valors medis i alts) i, finalment, la importància dels corredors fluvials que encara resten viables per a proveir -a vegades com a únic recurs possible i encara amb mesures de restauració- connectivitat ecològica entre els espais naturals de la regió.

A Catalunya, la distribució dels valors de connectivitat per tipus d'AEF mostra, en general, patrons espacials fortament agregats (MAPES 81 a 96), conseqüència de l'anisotropia territorial catalana. L'ús individual d'aquests mapes per a tota Catalunya s'ha de fer amb cura, atès que qualsevol tractament numèric serà condicionat per l'autocorrelació espacial dels valors. El mapa conjunt de l' ICE dona una visió nova tot i que esperable de la connectivitat ecològica a Catalunya (MAPA 97). A grans trets, hi podem distingir tres àmbits amb graus de connectivitat diferent, que responen a distintes tipologies de paisatge:

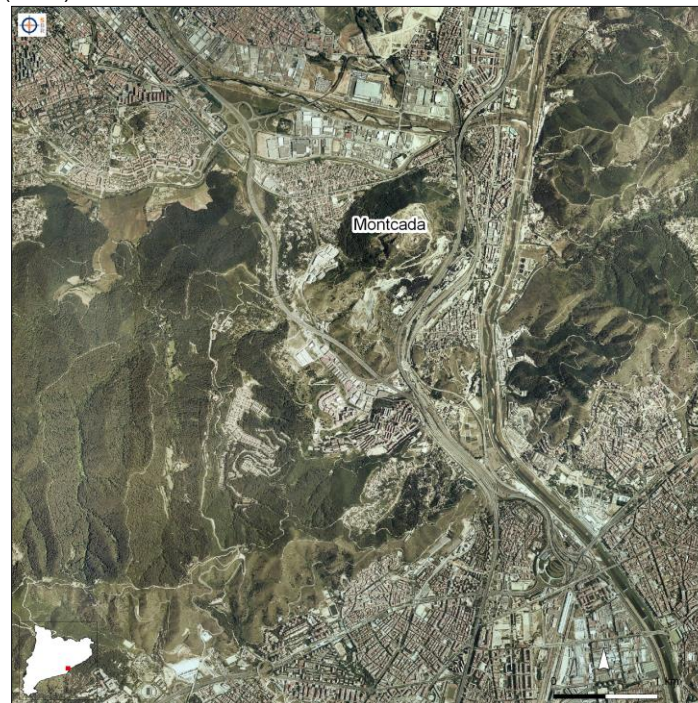
i) *La Catalunya ben connectada* (Pirineu, Prepirineu, i serralades Transversal i Prelitoral nord), amb paisatges de "gra gruixut", dominats pels boscos. Valors de connectivitat superiors a 6 o 7. Poca o nul·la fragmentació per desenvolupament urbà o viari.

ii) *La Catalunya semi-connectada* (serralada Prelitoral central i sud, planes ausosegàrriques), amb un paisatge més heterogeni on abunden les àrees agroforestals de connectivitat mitjana (4-7), amb illes

forestals (Prades, Llaberia, Ports, etc) de connectivitat més elevada (6-8). Fragmentació associada als grans eixos viaris.

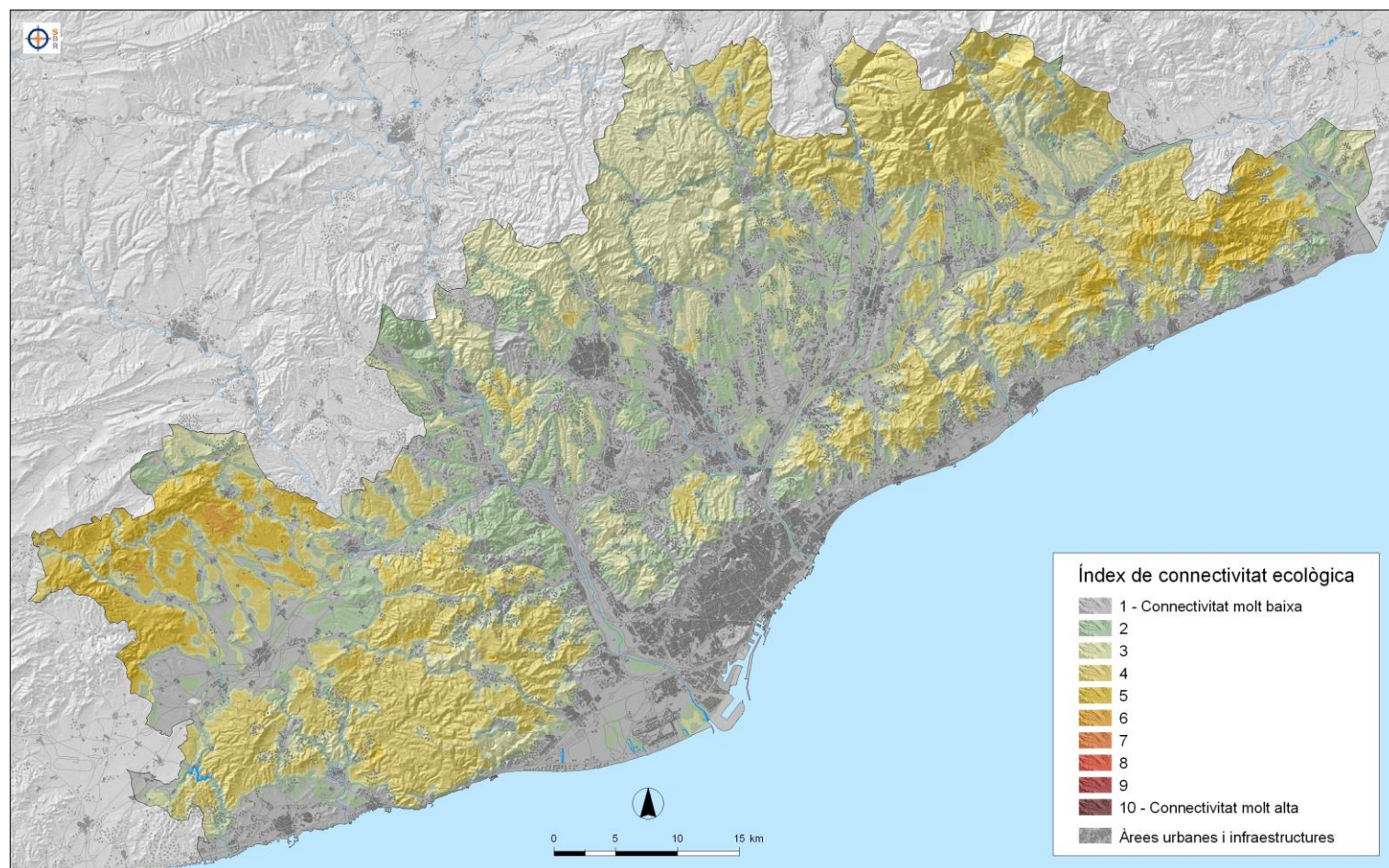
iii) *La Catalunya poc connectada* (regió metropolitana de Barcelona, planes litorals i agrícoles de Lleida, Urgell i Vic, Pla de l'Estany, Gironès, etc.), amb valors de connectivitat relativament baixos (1-4) i gran part del territori no funcional segons l' ICE . Paisatges de "gra fi", fragmentats per multitud d'eixos viaris i proliferació urbana escampada pertot (IMATGE 31).

IMATGE 31. La fragmentació del paisatge al congost del Besòs, pel creixement desordenat dels teixits urbà i industrial, juntament amb les vies de comunicació, provoquen l'aïllament gairebé irreversible entre espais naturals de Collserola i la Serralada de Marina (2003).

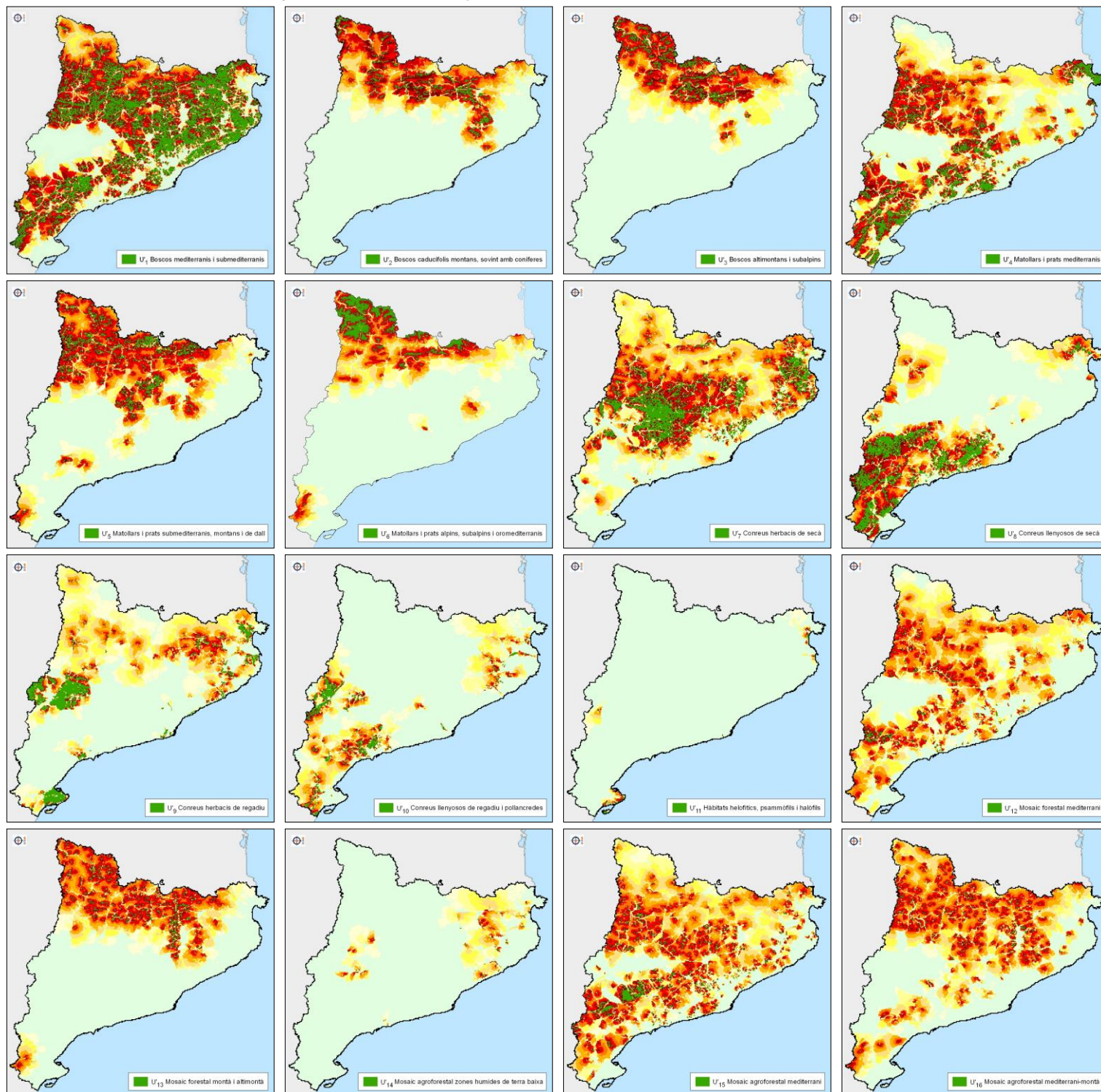


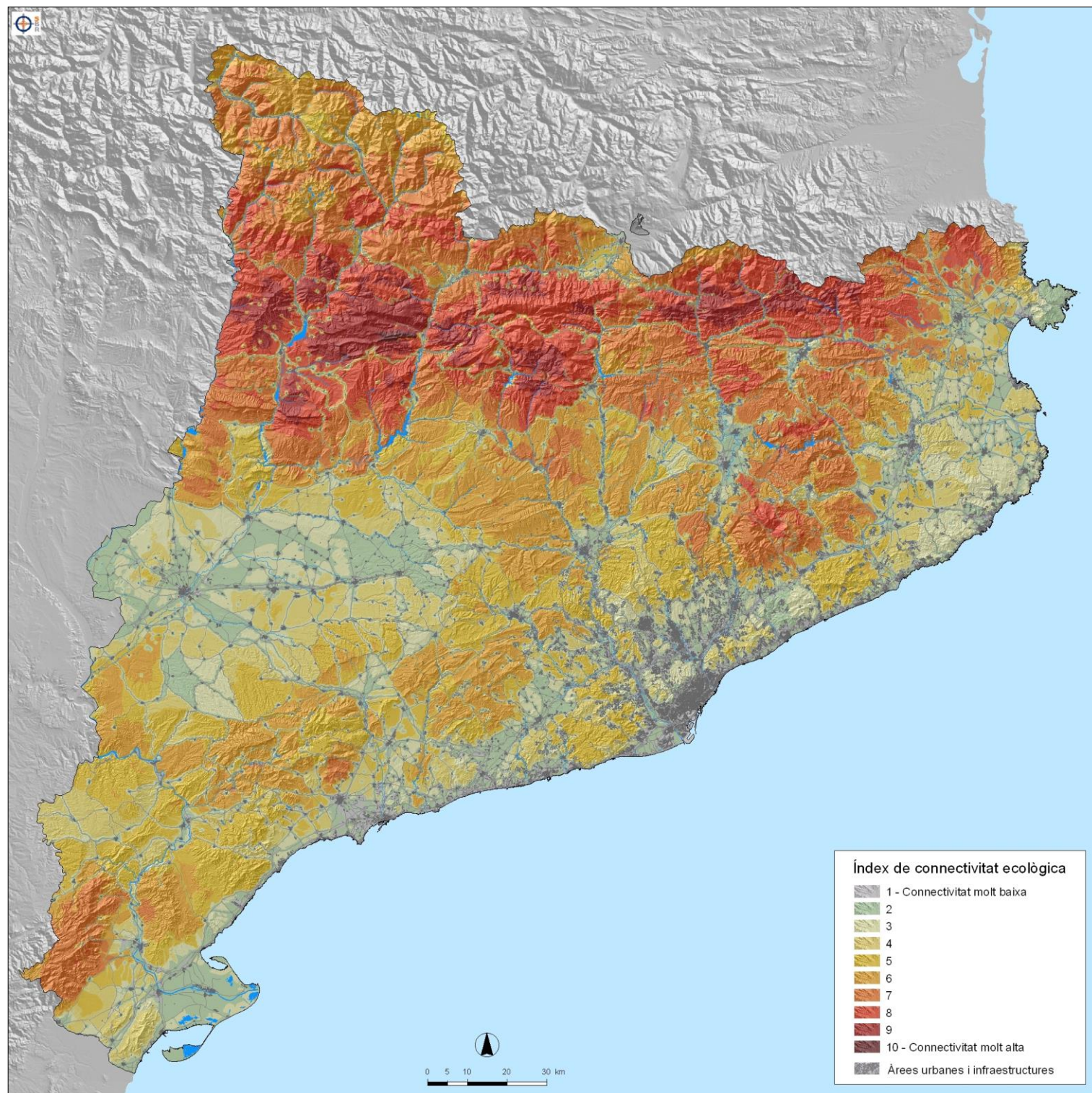
Aquestes tres tipologies de connectivitat es tradueixen en funcionalitats ecològiques molt diferents (vegeu, per exemple, al capítol 4 els diferents valors de patrimoni natural que hi recull l'IVPN) i, en tota lògica, reclamen mesures de manteniment o de potenciació d'aquesta funcionalitat també molt diferents.

MAPA 80. Índex de connectivitat ecològica absolut (ICE_a) a la regió metropolitana de Barcelona.



MAPES 81 a 96. Aplicació de l'índex de connectivitat ecològica bàsic (ICE_b) per classe d'àrea ecològica funcional a Catalunya.



MAPA 97. Índex de connectivitat ecològica (ICE) a Catalunya.

5.8. La xarxa ecològica funcional

Un axioma de partida fonamental en ecologia consisteix en assumir que hi ha una estreta relació entre l'estructura del paisatge i els processos ecològics que és donen lloc en ell. S'apunten, de forma sumària, les bases teòriques que recolzen un model emergent de matriu territorial (veure capítol 6) fent especial referència a l'heterogeneïtat del paisatge i la connectivitat ecològica, com elements bàsics en el disseny d'una xarxa ecològica funcional que sigui aplicable en el planejament i la gestió del territori. La metodologia que es proposa parteix del model de connectivitat ecològica abans exposat i es concreta en cinc categories estratègiques: àrees funcionals, connectors ecològics, passeres d'hàbitat, enllaços paisatgístics i corredors fluvials. Finalment, els resultats de la proposta s'han contrastat amb els d'estudis recents basats en altres metodologies i desenvolupats a escales local i regional.

5.8.1. La definició conceptual

Els criteris de conservació han evolucionat durant les darreres dècades, des d'objectius centrats en la protecció d'espècies emblemàtiques o paisatges singulars; fins a les darreres tendències que prioritzen la conservació de l'estructura del paisatge i el funcionament del territori com a sistema⁴⁰⁹. Per tant, el repte actual no consisteix en preservar únicament determinades espècies o paisatges, sinó també en procurar mantenir la seva dinàmica de forma sostenible, incloent-hi -per tal d'aconseguir-ho- la conservació dels hàbitats i els processos ecològics

⁴⁰⁹ FRANKLIN, J.F. 1993. *Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?*. Ecological Applications, 3 (2). 202-205.

que requereixen per a la seva viabilitat en el temps⁴¹⁰. En aquest marc conceptual, les xarxes ecològiques es dissenyen per a garantir la preservació dels elements principals i las seves relacions bàsiques, que operen dins la matriu territorial i, doncs, el manteniment d'uns serveis ecosistèmics cada cop més importants.

Així doncs, les estratègies de conservació han sofert una gran evolució des dels inicis del segle XX fins l'actualitat. Les primeres polítiques de conservació del patrimoni natural van consistir en la protecció d'espais naturals emblemàtics, amb una component simbòlica important. En una segona etapa, els diferents estats i regions van ampliar aquests espais protegits, dotant-los de diferents nivells de protecció i gestió. No va ser fins a la Cimera de la Terra de 1992, quan la definició conceptual de conservació, amplament acceptada a nivell internacional, es va modificar significativament. El nou concepte de desenvolupament sostenible, introduït en la cimera, va fer evident les carències dels sistemes de conservació del moment i va plantejar el repte d'integrar la conservació dels espais naturals en les polítiques sectorials d'ordenació del territori. Des de llavors, el model de matriu territorial basat en gestionar una xarxa ecològica funcional que garanteixi la conservació de la biodiversitat i el paisatge ha anat prenent pes, fins el punt d'esdevenir l'eix estructural de les noves estratègies per a la conservació i l'ús sostenible del territori.

A Europa, la definició de xarxes ecològiques funcionals s'està impulsant en el marc de l'Estratègia Paneuropea de la Diversitat Biològica i Paisatgística, aprovada l'any 1995⁴¹¹. Un dels seus objectius principals és el desenvolupament d'una xarxa d'espais protegits a nivell europeu que integri les corresponents a cada país o regió. La definició d'un sistema d'aquestes característiques implica que el

⁴¹⁰ KNUFER, J.A. 1995. *Landscape ecology and biogeography*. Progress in Physical Geography, 19 (1). 18-34.

⁴¹¹ BENET, G. 1998. *The Paneuropean Ecological Network. Questions and answers*. Council of Europe.

paisatge s'haurà d'analitzar considerant diferents bases de dades -bàsicament: usos del sòl, tipus d'hàbitats i espècies que acullen- i generar una cartogràfica comuna que identifiqui les zones nucli a connectar, els connectors biològics i paisatgístics i les àrees d'influència. Un cop identificats, la protecció d'aquests espais s'haurà de tenir en compte en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes d'incidència territorial.

Tot i aquesta important evolució en el concepte de conservació biològica i paisatgística, a Catalunya el sistema de protecció actual segueix lluny d'esdevenir una veritable xarxa ecològica funcional, i la principal raó d'aquest fet és la escassa planificació de la connectivitat ecològica entre els espais naturals protegits. Una connectivitat vital per a la conservació de la biodiversitat en els seus tres components principals: diversitat d'ecosistemes, d'espècies i de genomes. En efecte, el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) a esdevingut un conjunt d'espais protegits discret, que tot i tenir múltiples figures de protecció, no garanteixen la connectivitat entre ells⁴¹².

D'aquesta manera, en comptes d'establir-se una veritable xarxa d'espais d'interès natural, en algunes àrees de Catalunya el que predomina és, de fet, la xarxa d'infraestructures viàries i ferroviàries que connecten els sistemes urbans, certament, però fragmentant la matriu territorial en nombrosos espais naturals isolats que van perdent la seva funcionalitat ecològica i qualitat ambiental. Per aquest motiu, a Catalunya fins a 28 espais naturals protegits (el 19% del total) tenen ja una connectància baixa o nul·la,

⁴¹² La carta de presentació del PEIN, aprovat mitjançant el Decret 328/1992, ja assenyala la importància de la connectivitat ecològica entre els espais naturals protegits quan diu "els espais naturals no poden ser concebuts com illes relictuals, desconnectades del territori que les envolta. Cal una planificació i una gestió integrades del territori global en què es troben immerses, cercant la connectivitat biològica i, fins i tot, la continuïtat física, de manera que el sistema esdevingui una autèntica xarxa". I acaba afirmant: "L'ordenació territorial ha de preveure aquesta exigència ecològica, i protegir també aquells hàbitats naturals o seminaturals que, actuant a tall de passadissos o extensions d'altres formacions, contribueixen a la preservació de les zones o espècies de més vàlua".

entre aquests la majoria d'espais delimitats en zones fluvials, humides i litorals, així com alguns dels situats a la regió metropolitana de Barcelona⁴¹³. En efecte, les àrees en procés de ràpid creixement urbanístic, s'enfronten a reptes similars: congestió, contaminació, empobriment de la diversitat natural, fragmentació i degradació d'hàbitats i paisatges, desvinculació de la natura i degradació de la qualitat de vida, per citar algunes de les més rellevants. Per tant, els espais naturals protegits isolats, o les ocasionals anelles verdes o vies verdes, encara que necessaris, resulten insuficients per a contenir dites pressions i impactes.

En aquest context, a instàncies del Parlament de Catalunya⁴¹⁴ es van elaborar unes Directrius estratègiques pel manteniment de les connexions ecològiques i paisatgístiques entre els espais protegits -redactades per la Direcció General de Patrimoni Natural i del Medi Físic l'any 1.999-, i han tingut una certa difusió des d'aleshores, per diversos conductes, entre els quals algunes publicacions del mateix Departament de Medi Ambient i Habitatge⁴¹⁵, malgrat que, al moment d'escriure aquestes ratlles, encara no s'han desplegat en els diferents nivells d'aplicació (normatives, plans i programes, etc.)

Els principis de sostenibilitat ecològica i el desenvolupament de l'ecologia del paisatge, unit a la gradual introducció de l'avaluació ambiental estratègica, han ajudat a plantejar xarxes ecològiques funcionals en paisatges mediterranis -on encara és

⁴¹³ MALLARACH, J.M. & J. GERMAIN. 2004. A propòsit de la primera avaluació del sistema d'espais naturals protegits a Catalunya (2000-2004). Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 155-165

⁴¹⁴ La Resolució 552/V de 1.998 del Parlament de Catalunya instava al Consell Executiu a "completar el mapa vigent en matèria de conservació de la natura mitjançant l'adopció d'unes directrius estratègiques pel manteniment de les connexions ecològiques i paisatgístiques necessàries entre els espais que gaudeixen d'algun tipus de protecció, com a base per a l'establiment d'una veritable xarxa ecològica a Catalunya".

⁴¹⁵ DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE. 2006. *Bases per a les directrius de connectivitat ecològica a Catalunya*. En línia: <http://mediambient.gencat.net>

possible-, per a oferir múltiples funcions socials, territorials i ambientals: ordenació de l'espai periurbà, estructuració de les bores urbano-industrials, reducció dels impactes de les avingudes i de l'erosió fluvial, filtre de contaminants urbans, industrials o agrícoles, prevenció d'incendis forestals, necessitats recreatives o conservació de la identitat cultural, entre d'altres⁴¹⁶.

La integració d'aquests principis en les polítiques sectorials urbanístiques, industrials, de transport, agricultura o turisme, i la seva efectiva coordinació, són indispensables si es volen establir xarxes perdurables d'espais lliures connectats en àrees metropolitanes que sovint ja desborden els seus límits administratius. És necessari, per tant, gestionar la matriu territorial d'una forma integrada, considerant la seva funcionalitat ecològica i la conseqüent qualitat ambiental. Per aquesta raó, principalment, la connectivitat ecològica s'ha convertit en un indicador fonamental de l'estat funcional del territori i, en conseqüència, en un objectiu estratègic bàsic, mencionat en un gran número de tractats, convenis, estratègies i directives⁴¹⁷.

5.8.2. El procediment d'obtenció

El ràpid desenvolupament dels sistemes d'informació geogràfica (SIG) ha permès aplicar els conceptes d'estructura i funció de la matriu territorial mitjançant mètriques que es poden utilitzar en l'avaluació de les xarxes de conservació. A partir dels anys 90 es comencen a assajar diversos índexs aplicables a

⁴¹⁶ MÚGICA, M., DE LUCIO, J.V., MARTÍNEZ, C, SASTRE, P., ATAURI-MEZQUIDA, J.A. & C. MONTES. 2002. *Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

⁴¹⁷ Mereixen destacar-se la Declaració de la Xarxa Ecològica Europea (EECONET), recollida en el Tractat de l'Unió Europea (1991), l'Estratègia Global de Biodiversitat (1992), la Directiva Hàbitats (1992), l'Estratègia Paneuropea de Diversitat biològica i Paisatgística (1995), l'Estratègia de Biodiversitat de la Comunitat Europea (1998) i l'Estratègia per a la Conservació i Ús Sostenible de la Biodiversitat a Espanya (2000).

escala regional, que permeten analitzar la funcionalitat del paisatge en base a les propietats intrínseques i la disposició espacial dels elements que el constitueixen i, també, als fluxos i processos que el caracteritzen⁴¹⁸. Una avantatge d'aquestes noves metodologies és que permeten avaluar l'efecte potencial de diferents mesures de planejament i gestió del territori sobre la integritat ecològica de la xarxa i el funcionament de la matriu, mitjançant models computacionals que permeten quantificar i cartografiar diferents alternatives o escenaris.

En aquest context conceptual i metodològic, s'ha desenvolupament d'una proposta estratègica per al manteniment i millora de la connectivitat ecològica a Catalunya, en la que s'han considerat les següents hipòtesis bàsiques de partida:

i) El *model ecosistèmic*. Les eines metodològiques disponibles requereixen un model teòric per a entendre i gestionar la connectivitat ecològica. Recolzant-nos en els principis conceptuals clàssics de l'ecologia del paisatge (*patch-corridor-matrix*)⁴¹⁹, entenem que el manteniment i la potenciació de la connectivitat ecològica s'han de dur a terme anant més enllà de les polítiques de conservació basades en espais naturals protegits connectats per espais de connexió i reforçats per àrees *buffer*. En el model adoptat pren gran importància al paper de la matriu territorial com a sistema funcional.

ii) El *nou àmbit d'aplicació*. En coherència amb el model conceptual abans esmentat, apliquem noves metodologies paramètriques d'anàlisis sobre el conjunt de la matriu territorial, de forma contínua. Es considera l'espai obert com totes les superfícies de la

⁴¹⁸ TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., CONLEY, W., CONLEY, M.R. & H.C. HUMPHRIES. 1991. *Pattern and scale: Statistics for landscape ecology*. TURNER, M.G. & R.H. GARDNER (eds.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag.

⁴¹⁹ FORMAN, R.T.T. 1995b. *Some general principles of landscape and regional ecology*. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.

matriu no urbanitzades o no compromeses irreversiblement per a la seva urbanització. No ens limitem, per tant, als espais protegits i les seves immediacions, ni tampoc als denominats hàbitats *naturals* ja que els espais oberts inclouen les àrees agrícoles i agroforestals.

iii) *L'estructura del paisatge*. La composició i configuració dels elements del paisatge pot condicionar el tractament de la connectivitat. Es conegut que l'estructura del paisatge determina els processos ecològics que tenen lloc al seu sí, entre els quals podem considerar els relacionats amb la connectivitat ecològica, com a mesura global de la funcionalitat territorial. En conseqüència, és lògic que també es determinin les actuacions en el paisatge encaminades al tractament d'aquesta connectivitat.

iv) *L'heterogeneïtat del paisatge*. Permet, en determinats casos (com ara els enclavaments paisatgístics històrics de mosaics agroforestals), el manteniment de la biodiversitat. La connectivitat, per tant, no ha de condicionar la diversitat paisatgística. Cal combinar el tractament de la connectivitat amb el manteniment d'aquests paisatges, refugi d'hàbitats i espècies també singulars. Per tant, es prioritzen les mesures que evitin la creació de paisatges excessivament homogenis, per bé que els seus hàbitats estiguin més ben connectats.

v) Els *elements estratègics*. Els anomenats corredors ecològics han tingut una gran acceptació i aplicació, però la seva utilitat per a garantir els fluxos d'energia, matèria i informació entre els sistemes naturals d'un territori ha estat objecte de debat. Actualment es considera que els corredors ecològics són només una de les eines possibles per a mantenir la connectivitat, però en cap cas representen la única resposta als problemes de conservació biològica i, segons l'àmbit del que es tracti, es requereixen alternatives com passeres d'hàbitats, enclavaments paisatgístics o, en forces casos, la gestió de la matriu territorial d'una forma integrada (IMATGE 32).

IMATGE 32. El viaducte d'Osormort, a l'eix transversal, és un bon exemple de permeabilització d'una infraestructura lineal mitjançant un pont dissenyat per a garantir la continuïtat física del paisatge.



Els criteris abans exposats s'han aplicat mitjançant un model de connectivitat ecològica (*ICE*), amb l'objectiu específic de dissenyar una xarxa ecològica funcional a Catalunya. La anisotropia territorial catalana permet, de fet, plantejar una proposta completa, en el sentit de que poden identificar-se, a grans trets, tot el ventall de casuístiques possibles, es a dir:

- i) Regions amb una matriu principalment forestal, on es pot plantejar un esquema clàssic de xarxa (polítiques de conservació d'espais naturals protegits i connectats per hàbitats afins).
- ii) Paisatges on la matriu és majoritàriament agrícola i, per tant, cal altra mena d'aproximació (polítiques sectorials -més laxes- que garanteixin la funcionalitat integral del territori).
- iii) Tipologies intermèdies amb una matriu heterogènia típicament configurada per mosaics agroforestals (de gran valor paisatgístic a la conca mediterrània i que exigeix polítiques que preservin decididament les activitats tradicionals en el territori).

iv) Àrees metropolitanes amb un elevat grau de fragmentació ecològica (on s'han d'adoptar, a més de bona part de les mesures anteriors, elements estratègics específics com ara la preservació d'àrees funcionals, l'establiment de corredors fluvials recolzats amb passeres d'hàbitat i, en forces casos, l'adopció de mesures de restauració ecològica).

Es desenvolupa, per tant, un marc conceptual sobre el qual articular les propostes per al manteniment de la connectivitat ecològica a Catalunya. Es parteix d'una subdivisió territorial en cinc zones on es proposen les solucions generals considerades més adients, en funció de factors preexistents com ara la importància relativa de la xarxa ecològica (s'estima a partir de les àrees actualment protegides i la proposta Natura-2000), en relació a la matriu territorial (es valora la totalitat de l'espai obert) i l'estructura del paisatge (es considera la seva heterogeneïtat).

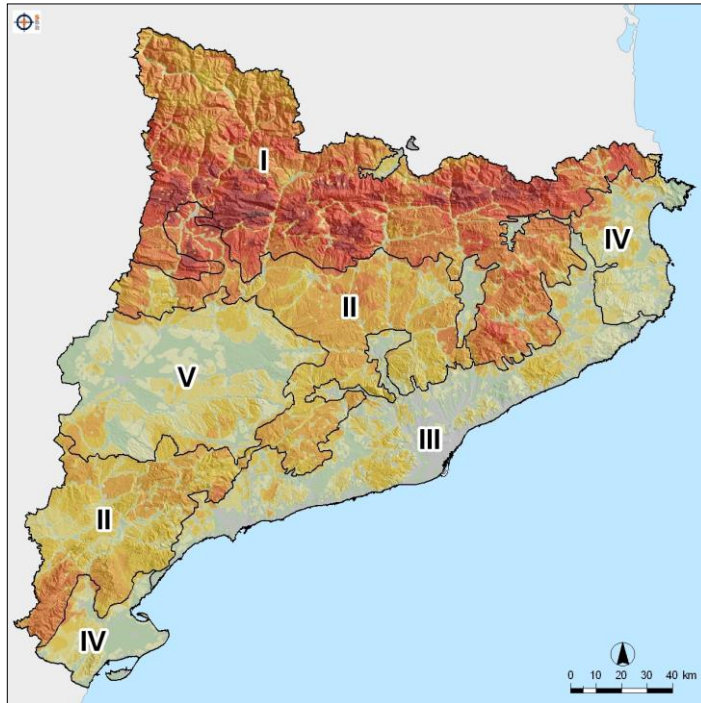
A nivell metodològic, aquests conceptes s'apliquen mitjançant un procediment dissenyat *ad hoc* que parteix de la següent informació cartogràfica de base: la determinació d'àrees ecològiques funcionals, els resultats d'aplicar l'índex de connectivitat ecològica (ICE), les cobertes del sòl, la planimetria, i l'orografia expressada segons un model digital de pendents. Finalment, en base a criteri expert, es delimiten cinc grans zones amb un tractament clarament diferenciat respecte la *xarxa ecològica funcional*: I: Pirineu i Serralada Transversal; II: Prepirineu i Serralada Prelitoral; III: Àrees metropolitanes i serralada litoral; IV: Plana de l'Empordà i Baix Ebre; V: Plana de Lleida (TAULA 66).

TAULA 66. Esquema preliminar de *xarxa ecològica funcional* a Catalunya. Es delimiten cinc grans zones amb un tractament diferenciat segons diverses tipologies (colors més càlids indiquen major importància dels elements estratègics considerats).

Model emergent		Xarxa	Xarxa - Matriu	Matriu
Usos	Tipologies	Espais en xarxa	Espais estructuradors	Espais esmorteïment
Àrees forestals	I Component forestal alt i urbà baix <i>Pirineu i Serralada Transversal</i>	PEIN + XN-2000 Resta xarxa verda	Enclavaments agrícoles Eix fragmentació ICE ≥ 3	
	II Component forestal mitjà i urbà mitjà <i>Prepirineu i Serralada Prelitoral</i>	PEIN + XN-2000 Resta xarxa verda Enllaç paisatgístic	PEIN + XN-2000 Corredor ecològic Eix fragmentació ICE ≥ 2	Espais agroforestals
Àrees urbanitzades	III Component urbà alt <i>Àrees metropolitanes Serralada litoral</i>	PEIN + XN-2000 Resta xarxa verda Enllaç paisatgístic	PEIN + XN-2000 Corredor ecològic (passeres d'hàbitat) Eix fragmentació ICE ≥ 1 (mesures restauració)	Espais agroforestals Paisatge agrícola
Àrees agrícoles	IV Component agrícola mitjà i urbà mitjà <i>Plana de l'Empordà i Delta de l'Ebre</i>	Resta xarxa verda	PEIN + XN-2000 Corredor ecològic Eix fragmentació ICE ≥ 2	PEIN + XN-2000 Espais agroforestals Paisatge agrícola
	V Component agrícola alt i urbà baix <i>Plana de Lleida</i>		Enclavaments forestals Eix fragmentació ICE ≥ 2	PEIN + XN-2000 Paisatge agrícola

Es presenten els resultats cartogràfics preliminars d'aplicar aquest concepte a Catalunya, basats en una delimitació en zones (MAPA 98). Com és obvi, cal encara elaborar una veritable xarxa ecològica funcional per a tot el territori, que pot fer-se efectiva mitjançant diverses polítiques com ara l'elaboració d'un pla territorial sectorial de connectivitat entre els espais oberts o, també, integrant les directrius de connectivitat ecològica en els plans territorials parcials que s'estan elaborant a Catalunya. En qualsevol cas, la decisió que finalment s'adopti hauria de consistir, com és lògic, en una decisió política que integri d'altres factors, com ara els socioeconòmics.

MAPA 98. Delimitació de cinc zones per a una xarxa ecològica funcional a Catalunya segons el model de matriu territorial.



Tanmateix, es presenta, a tall d'exemple, una aplicació d'aquests conceptes a la regió metropolitana de Barcelona, perquè mostra la major complexitat a nivell metodològic de tot Catalunya (TAULA 66), ja que recull totes les figures estratègiques considerades en el model i, també, perquè està sotmesa als majors impactes i pressions ambientals de plans urbanístics i d'infraestructures. Seguint un procés iteratiu, es va establir que les àrees amb $ICE > 1$ tenien un nivell suficient de connectivitat ecològica per a ser considerades en una proposta de xarxa ecològica funcional. Aquesta decisió, certament "optimista", es pren com a conseqüència del considerable nivell de fragmentació ecològica a la regió.

A partir dels resultats obtinguts d'aplicar el model de connectivitat, es va dissenyar una xarxa ecològica bàsica, emprant cinc categories estratègiques, procediment que es va recolzar en coneixement expert: E_1) àrees ecològiques funcionals, E_2) xarxa

verda; E_3) passeres d'hàbitat; E_4) enllaços paisatgístics; E_5) corredors ecològics. Les categories E_2 , E_3 i E_5 es constitueixen a partir d'àrees ecològiques funcionals que esdevenen elements estratègics en funció de la seva situació en l'espai, mentre que E_5 es basa en elements de xarxa fluvial d'especial interès connector. Totes les categories es classifiquen, al seu torn, en funció de la seva funcionalitat connectora ($ICE=1$; $ICE >1$). La proposta es va contrastar amb estudis recents desenvolupats a escales de planejament⁴²⁰ o fenomenològica⁴²¹, i basats en altres metodologies (veure apartat 5.9.2.).

Considerar les àrees ecològiques funcionals i una xarxa que les relligui és essencial pel funcionament del sistema. Les passeres s'inclouen per a contribuir a la connectivitat quan permeabilitat de la matriu no és suficient, degut a la resiliència dels espais amb alts nivells de fragmentació, reforçant d'aquesta manera els corredors. Els enllaços reforcen els punts crítics del sistema. Es considera important mantenir un cert grau de redundància -quan això és possible- com una mesura per a compensar la vulnerabilitat resultant de les intenses pressions antròpiques que afecten molts dels components de la xarxa ecològica proposada.

També es van considerar corredors ecològics i enllaços paisatgístics potencials ($ICE = 1$) que no tenen actualment un nivell de connectivitat ecològica considerat suficient i que, per tant, requereixen un nivell variable de restauració. Aquesta restauració es podria beneficiar del creixent interès social en aquesta mena de projectes de regeneració ambiental, amb la consegüent predisposició política per a dur-los a terme, com es pot constatar en les valls dels trams finals dels rius Besòs i Llobregat.

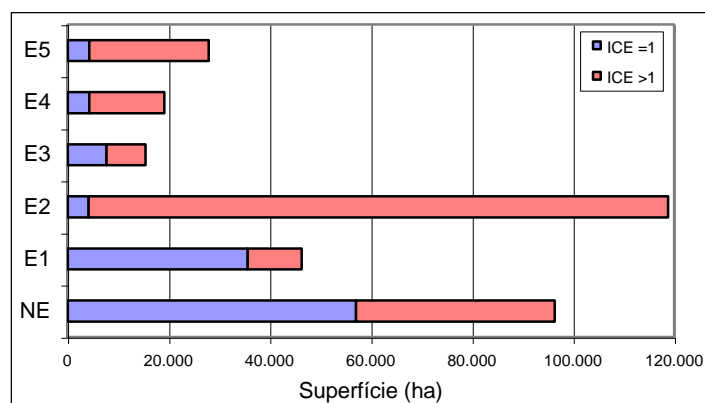
⁴²⁰ RUEDA, S. 2002. *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una visió de futur més sostenible*. Agència Local d'Ecologia Urbana de Barcelona. Ajuntament de Barcelona.

⁴²¹ FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.

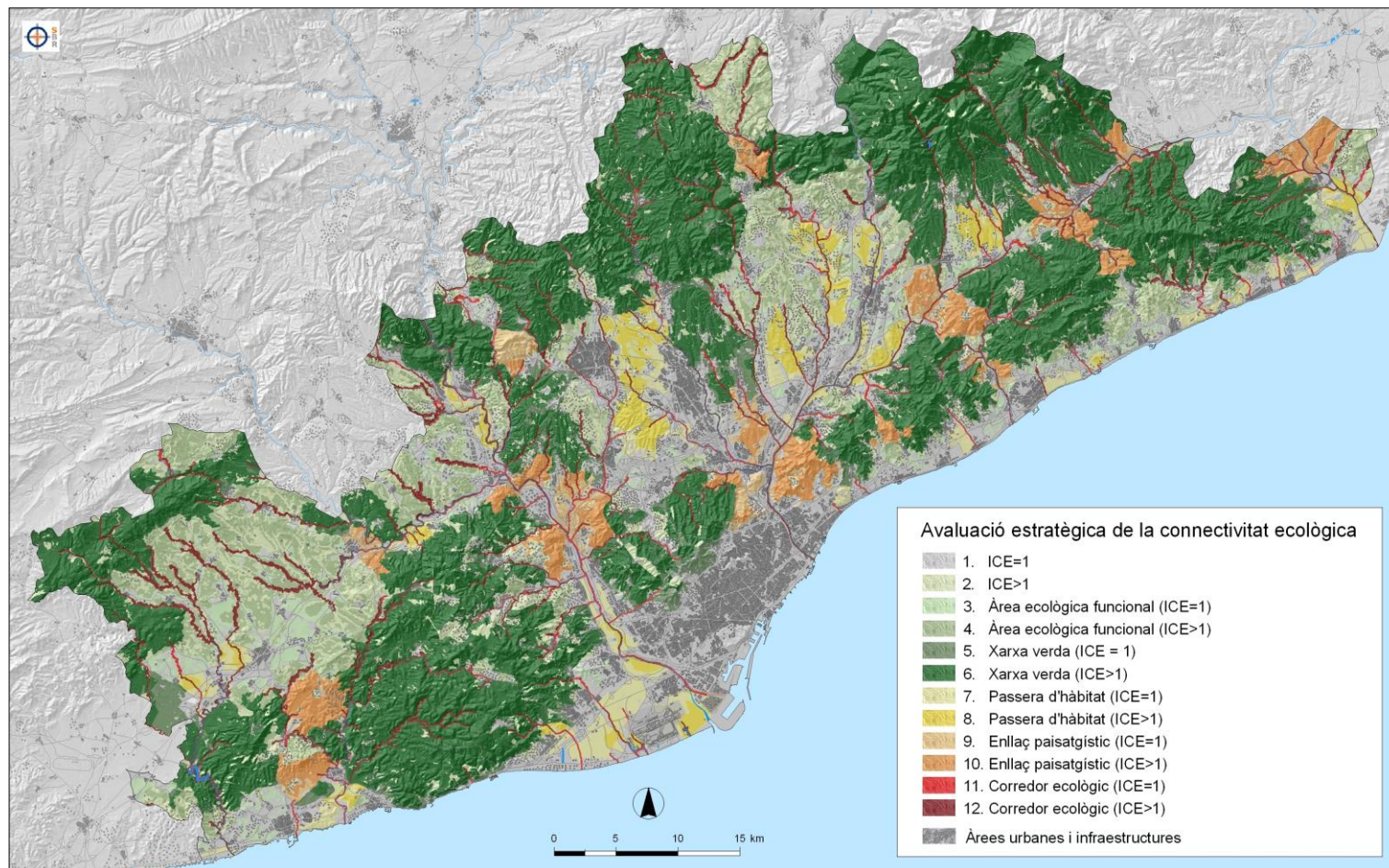
L'aplicació cartogràfica de la xarxa ecològica funcional a la regió metropolitana de Barcelona (MAPA 99) mostra els corredors ecològics com elements lineals, d'uns quants quilòmetres de longitud i pocs metres d'ample, amb freqüents cursos d'aigua, connectats amb passeres d'hàbitat o àrees ecològiques funcionals properes. Degut a la relació entre topografia i usos del sòl existent a la regió, la major part dels corredors es troben seguint el curs dels rius principals o secundaris. Les passeres d'hàbitat tendeixen a tenir una alta relació entre superfície i perímetre per a reduir les alteracions degudes a pressions externes, una mida de pocs centenars d'hectàrees i una localització annexa als corredors ecològics principals. Finalment, els enllaços paisatgístics s'han dissenyat per a proporcionar connectivitat ecològica, a escala regional, entre els espais naturals protegits més rellevants. Aquestes superfícies poden incloure corredors ecològics i usualment tenen una amplada de 2-6 km.

Aquesta proposta de xarxa ecològica funcional a la regió metropolitana de Barcelona (FIGURA 34) té una extensió total de 227.637, incloent les cinc categories estratègiques considerades (E_n). El 75 % de la superfície de la xarxa té una connectivitat no ínfima ($ICE > 1$), mentre que el 25 % restant requeriria restauració ecològica per a recuperar connectivitat.

FIGURA 34. Resultats de l'aplicació d'una xarxa ecològica funcional a la regió metropolitana de Barcelona (E_n : element estratègic integrat a la xarxa; NE: no estratègic). Definicions en el text.



MAPA 99. Aplicació del model de matriu territorial en una proposta de xarxa ecològica funcional a la regió metropolitana de Barcelona



5.9. La verificació de la metodologia

Una propietat remarcable del model de connectivitat ecològica que es proposa, és que no requereix d'una base de dades extensiva, sinó que utilitza com a quasi única font d'informació una anàlisi matemàtica de les relacions espacials entre les diferents unitats que configuren el paisatge. Això és una avantatge important en territoris amb una base de dades incompleta o deficient en quant a biodiversitat ecològica. Però, per la mateixa raó, és molt important assegurar-ne la qualitat de la cartografia emprada i, principalment, conèixer el grau de fiabilitat del mètode. Per aquest motiu, s'han realitzat diversos anàlisis amb l'objectiu de: a) determinar la sensibilitat del model a valors no recolzats experimentalment; b) validar els resultats obtinguts mitjançant estudis comparatius amb altres metodologies; c) comprovar la fiabilitat de l'aproximació sistèmica adoptada en relació a treballs plantejats a partir de dades empíriques; d) avaluar la coherència territorial dels resultats obtinguts.

5.9.1. Les anàlisis de sensibilitat

Una vegada finalitzat el procés metodològic i obtinguda una caracterització de l'àmbit d'estudi en quant a la seva connectivitat ecològica, es fa necessari valorar la validesa d'alguns aspectes del model utilitzat i la coherència dels resultats obtinguts. De tots els aspectes de la metodologia seguits el que, en principi, es podria considerar més crític es refereix a l'establiment d'una matriu d'afinitat potencial (M_C) dels usos del sòl respecte les àrees ecològiques funcionals que es pretenen connectar⁴²². Això és així perquè els valors de M_C van ser seleccionats segons

⁴²² Hi ha d'altres components crítics no considerats en aquesta anàlisi, com ara la superfície mínima per a ésser considerada àrea ecològica funcional o els coeficients de l'equació de les barreres.

criteri expert -en base als coneixements i la bibliografia existent- i, per tant, quedava el dubte de saber de quina manera influïen en el resultat final de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*).

Per a valorar la influència dels valors més subjectius incorporats en el model, es va pensar en la utilització d'un model estadístic que permetés mesurar la correspondència existent entre els valors de M_C i els resultats obtinguts amb l'*ICE*. Donat que el resultat final de l'índex consisteix en un valor de connectivitat entre 1 i 10 per a cada cel·la de 25 m², trobem que disposem d'aproximadament 130.000.000 valors per a la regió metropolitana de Barcelona. D'altra banda, si es considera que qualsevol dels models estadístics existents estan dissenyats per a treballar amb mostres de la realitat, i es parteix de la idea que no té massa sentit simplificar o generalitzar la informació de la que es disposa, ens trobem amb la paradoxa de que no es pot fer una anàlisi estadística coherent.

En definitiva, donada la no conveniència de plantejar un model estadístic clàssic amb la finalitat que ens proposàvem, es va optar per fer tres anàlisis de sensibilitat de la matriu d'afinitat realitzant un seguit de comparacions basades en les diferències entre els resultats obtinguts amb l'*ICE* original i els que s'haguessin obtingut a partir d'altres valors de M_C . Per a fer aquestes anàlisis es van generar tres noves matrius d'afinitat. Tot seguit es va aplicar exactament la mateixa metodologia, considerant idèntiques àrees ecològiques funcionals a connectar i el mateix model d'afectació de barreres. Finalment, es van calcular els tres *ICE* corresponents. Les anàlisis són les següents:

i) Anàlisi A_1 . La primera matriu va consistir en un sumatori de valors generats aleatòriament en un rang entre -0,3 i +0,3 sobre la matriu original (els valors de M_C es mouen entre 0 i 1). D'aquesta manera, es disposava d'una nova matriu, raonablement diferent de l'original (fins un 30 % pel que fa a l'afinitat entre cada parella d'usos del sòl). En el supòsit de que un altre equip de treball hagués proposat una matriu amb

una diferència màxima del 30 %, es tractava de valorar com hagués influït això en càlcul final de l'ICE.

ii) Anàlisi A_2 . La segona matriu es va calcular a partir de no considerar la presència o absència del propi ús del sòl que s'analitzava en cada cas, és a dir, es van tractar igual tots els usos del sòl. D'aquesta manera l'únic que influeix en al cost acumulat per a connectar una àrea ecològica funcional amb una altre, és, apart de la distància, l'efecte barrera que cal travessar en cada cas. Per aquest motiu, es va assignar un valor de 0 a totes les parelles de la matriu.

iii) Anàlisi A_3 . La tercera matriu es va plantejar de manera que l'afinitat biològica entre usos del sòl diferents no intervingués en l'ICE final. D'aquesta manera, el cost de travessar qualsevol cel·la on no hi hagués el propi ús de sòl a connectar seria independent de l'ús del sòl. Així doncs, els costos mínims acumulats per anar d'una àrea a l'altre tendrien a seguir les zones on hi són presents les unitats de l'ús del sòl que s'analitza en cada cas, evitant, evidentment, les zones que incorporessin l'efecte de les barreres. Amb aquest objectiu, es van assignar a totes les parelles de la matriu valors de 0,5 i valors de 0 en la seva diagonal, és a dir, en les parelles d'ús coincident.

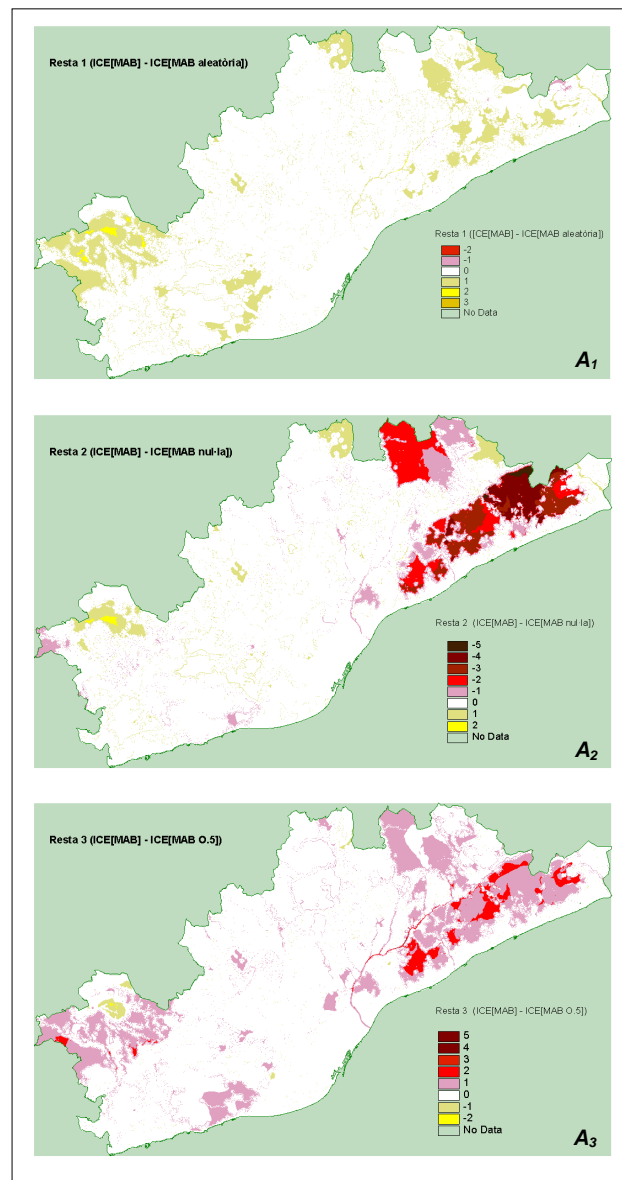
Una vegada aplicada la metodologia emprada en el model de connectivitat ecològica a cadascuna de les quatre matrius (la matriu original i les tres matrius emprades en les anàlisis de sensibilitat) i obtinguts els respectius valors de l'ICE, es va procedir a calcular les diferències que hi havia en cada cas (TAULA 67).

TAULA 67. Resultats de les anàlisis de sensibilitat (A_n).

$A_n = ICE - ICE_n$	Matriu de càlcul	Mitjana	Desviació Standard
A_1	Aleatòria	0,135	0,353
A_2	Nul·la	0,258	0,883
A_3	Independent	0,217	0,479

Les conclusions principals que se'n deriven d'aquest senzill càlcul, juntament amb la distribució geogràfica dels resultats (MAPES 100 a 102), són les següents:

MAPES 100 a 102. Anàlisis de sensibilitat ($A_n = ICE - ICE_n$) segons: A_1 . matriu aleatòria; A_2 . matriu nul·la; A_3 . matriu independent.



i) *Variacions no rellevants*: La part més subjectiva de la metodologia emprada (l'assignació de valors d'afinitat entre usos del sòl diferents: matriu aleatòria) aporta només lleugeres variacions en els resultats finals. Com era d'esperar, juga un paper molt més important en l'ICE obtingut, la fragmentació del territori per diferents tipus de barreres, bàsicament de tipus lineal i origen antròpic.

ii) *Importància dels matisos*: La matriu d'afinitat ha servit per a incorporar matisos d'interès en el càlcul de l'ICE. Aquesta aportació és més important en àrees poc fragmentades (com és lògic, l'important efecte de les barreres emmascara l'aportació de l'afinitat entre usos del sòl), on els costos mínims acumulats han seguit camins amb continuïtat en els usos de sòl. Per això s'ha obtingut, en conjunt, un ICE més elevat que si no haguéssim incorporat l'afinitat.

iii) *Baixa sensibilitat*. Si bé és cert que altres grups de treball haguessin pogut determinar valors lleument diferents en la matriu d'afinitat, aquestes diferències en l'apreciació de les afinitats entre els usos del sòl no haguessin comportat diferències rellevants en els valors finals de l'ICE.

Aquesta anàlisi de sensibilitat és, per tant, rellevant en relació a l'avaluació ambiental estratègica on, precisament, el que necessitem saber és com variarà l'ICE abans i després del pla/programa, o entre diferents alternatives del mateix. Això comporta, generalment, comparar situacions on els usos del sòl canvien com a conseqüència dels desenvolupament urbanístic o d'infraestructures, amb un impacte molt rellevant (primarà l'efecte de les barreres). D'altra banda, si canvia l'ús del sòl en una zona concreta, amb poca presència d'infraestructures, els efectes sobre l'ICE variaran en funció de les resistències al moviment que suposem que tenen l'ús inicial i l'ús final del sòl (primaran les afinitats entre usos del sòl).

5.9.2. Les anàlisis de validació

Al tractar-se d'un estudi de gabinet, els resultats obtinguts en el model de connectivitat ecològica han passat per una profunda revisió de la cartografia basada en criteri expert. Tanmateix, en aquesta mena d'estudis sempre apareix de forma recurrent la necessitat de validar les aproximacions de gabinet amb mostres de camp. Una de les principals dificultats de la validació a partir del treball de camp és, però, el gran salt escalar que existeix entre els mapes del projecte, que tenen una aplicabilitat a escala compresa entre 1:50.000 i 1:25.000, i l'escala d'observació sobre el terreny, que es podria considerar entre 1:5.000 i 1:1.000. Seria, per tant, un error demanar a un estudi d'àmbit regional i de caràcter estratègic, que fos més fiable que les bases cartogràfiques de les quals s'ha derivat.

En conseqüència, es decideix realitzar una anàlisi comparativa entre els resultats obtinguts amb l'índex de connectivitat ecològica (ICE) i els derivats d'altres treballs elaborats a escales de major resolució i basats en metodologies alternatives. No obstant, per congruència amb el mètode quantitatiu adoptat, les anàlisis de verificació han de permetre calcular el grau de coincidència. Degut a que en la darrera dècada s'han elaborat nombrosos estudis de connectivitat ecològica a la regió metropolitana de Barcelona, emprant mètodes diferents, usualment recolzats amb treball de camp, es va fer una compilació i subsegüent anàlisi d'un total de 27 treballs, dels quals se'n van seleccionar quatre dels més rellevants i elaborats amb mètodes prou diferenciats (MAPA 103), dos realitzats en àrees específiques i altres dos a nivell regional. Tot seguit es resumeixen les anàlisis comparatives:

i) Estudi E_1 ⁴²³. Àmbit comprès entre els espais naturals protegits del Montseny i Sant Llorenç de

⁴²³ PINO, J. & F. RODÀ. 2000. *Elements de diagnosi i propostes per a l'avanç de pla de la connexió Sant Llorenç-Montseny*. Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.

Munt-Serra de l'Obac. Els resultats del treball presenten un alt grau de coincidència amb el model proposat, encara que la resolució espacial és major i inclou treball de camp. En comparació, els valors obtinguts amb l'índex d'afectació de les barreres (*IAB*) es poden considerar "mínims" i els de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) poder ser considerats "màxims", en relació amb els resultats d'aquest estudi.

ii) Estudi E_2^{424} . Àmbit comprès entre els espais naturals protegits de Collserola i Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac. Els corredors ecològics que identifica aquest treball es corresponen amb el model proposat, encara que en aquest estudi de detall també s'afegeixen corredors ecològics potencials que requeririen importants mesures de restauració.

iii) Estudi E_3^{425} . Àmbit de la regió metropolitana de Barcelona. Es basa en una síntesi de diferents estudis anteriors de connectivitat ecològica realitzats per set autors diferents. Només un 10% dels corredors ecològics identificats per aquest treball de síntesi no van ser identificats pel model proposat. D'altra banda, la nostra metodologia identifica més punts i trams vulnerables.

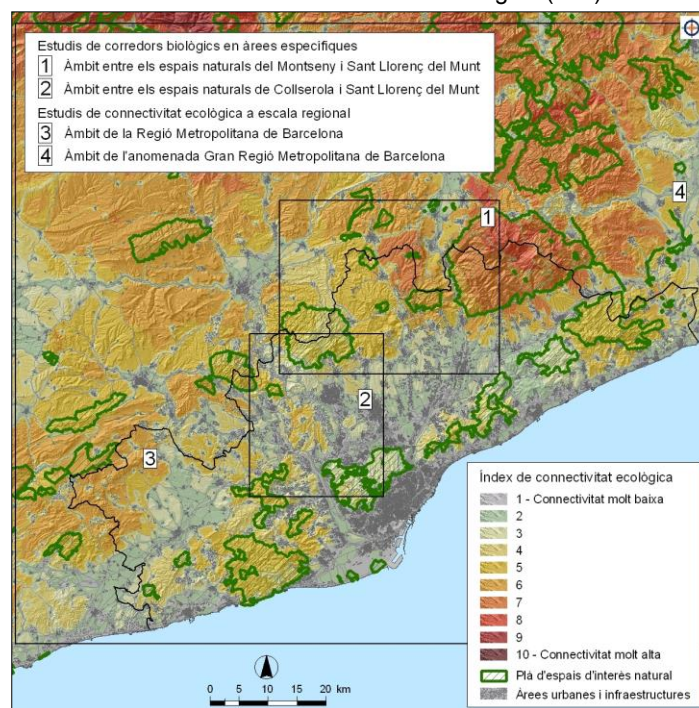
iv) Estudi E_4^{426} . Àmbit de l'anomenada Gran Regió Metropolitana de Barcelona, que engloba Igualada, Manresa i Vic. Aporta una base conceptual coherent per a una planificació territorial sostenible. En aquest context, els criteris de connectivitat ofereixen una concordança molt elevada amb la nostra proposta.

⁴²⁴ MAYOR, X. 2001. *Anàlisi i categorització dels elements fragmentadors del teixit urbà i dels eixos viaris sobre la connectivitat ecològica*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Inèdit.

⁴²⁵ RUEDA, S. 2002. *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una visió de futur més sostenible*. Agència Local d'Ecologia Urbana de Barcelona. Ajuntament de Barcelona.

⁴²⁶ FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.

MAPA 103. Situació de les àrees (grafiades de forma orientativa) on s'han realitzat els estudis de connectivitat emprats en l'anàlisi de verificació de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*).



En resum, els quatre estudis esmentats, elaborats amb metodologies i escales de treball diferents, presenten un grau de coincidència amb el model de connectivitat ecològica que supera, en tots els casos, el 85 % i, freqüentment el 90 % (TAULA 68).

TAULA 68. Estudi comparatiu dels resultats obtinguts amb la metodologia proposada i els derivats d'altres metodologies (percentatge de coincidència d'elements estratègics detectats).

Estudis	Escala	Corredors biològics	Enllaços paisatgístics	Coincidència
E_1	Local	0,75	0,90	0,80
E_2		0,85	0,85	0,85
E_3	Regional	0,95	0,90	0,90
E_4		0,85	0,95	0,90

L'avantatge comparatiu de la metodologia proposada respecte els quatre estudis analitzats és el seu menor cost, una major flexibilitat per a modelitzar amb agilitat els impactes associats a diversos escenaris i una major capacitat per a comunicar els resultats, optimitzant la seva dimensió quantitativa i expressió cartogràfica. Finalment, cal esmentar que el procés de revisió experta del desenvolupament metodològic de l'ICE s'ha completat amb la submissió a diverses publicacions en revistes nacionals i internacionals.

5.9.3. Les anàlisis de fiabilitat

La validació externa d'índexs que, com l'ICE, són bàsicament el resultat d'un treball de gabinet, topa amb que no tenim una referència absoluta del valor de la "connectivitat" que es pretén mesurar. De fet, tampoc es tindria en un treball de camp: la connectivitat és multifacètica, varia per a cada flux considerat, i en general és desconeguda en cada cas concret. Per això hi han forces criteris de valoració, el que indica la complexitat del problema⁴²⁷. La relació amb la biodiversitat és, probablement, un dels aspectes més explorats quan es pretén valorar la funcionalitat del territori, i és l'estratègia amb la qual intentarem abordar l'anàlisi de fiabilitat.

Es considera que un paisatge ecològicament funcional té la capacitat d'acollir una elevada riquesa d'espècies, que sustenta un entramat de relacions entre elles complex. Tot i això, també és important valorar quina mena de biodiversitat acull el paisatge, atès que podria contenir un gran nombre d'espècies ubiqües o, fins i tot, indicadores de degradació ambiental (ruderals, exòtiques, sinantròpiques en general). Per això, cal matisar els indicadors de riquesa total d'espècies pels de riquesa de grups amb un interès de conservació concret.

A Catalunya s'han elaborat a la darrera dècada diverses bases de dades georeferenciades, amb informació sobre els components de la biodiversitat més rellevants o sobre els quals hi havia prèviament informació disponible. Entre totes elles, per la seva extensió territorial, resolució i quantitat de registres, s'han utilitzat les següents (vegeu a l'apartat 4.9.3. una descripció més detallada): a) el Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya (BioCat); b) l'Atlas dels ocells nidificants de Catalunya; c) el Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures de la província de Barcelona (SitXell); d) la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC); e) L'Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya (IEFC).

L'ICE és un índex complex que pretén modelitzar un aspecte clau del funcionament del territori: la connectivitat ecològica. Alhora, però, el seu procediment d'obtenció passa per la definició de les anomenades àrees ecològiques funcionals (AEF): espais suficientment grans i compactes a través dels quals es determina la connectivitat. La mida i tipus d'AEF són elements importants a valorar pel que fa a la qualitat del territori per a acollir espècies i processos. Així, podem dir que l'ICE proporciona dues aproximacions funcionals bàsiques al territori: a) Com a hàbitat, a través de les propietats de les AEF; b) Com a connector, a través dels propis valors de l'ICE. L'anàlisi de fiabilitat recull ambdós aspectes:

El territori com a hàbitat

Es planteja un mètode per a determinar la relació de les AEF amb la conservació de la biodiversitat, a partir de les preguntes següents: Concentren les AEF una major riquesa o interès de conservació d'espècies que la resta del territori? Depèn aquesta riquesa o interès de conservació del tipus i mida de les AEF? Coincideixen les AEF amb les àrees nucli (superfícies que concentren les poblacions més importants) per a determinades espècies?. D'entre les diverses bases de dades disponibles, s'han seleccionat els següents

⁴²⁷ MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

indicadors de riquesa i valor de conservació de la biodiversitat:

i) Bases de dades BioCat. S'han utilitzat els indicadors de riquesa calculats a partir dels mòduls FloraCat i VertebraCat. La resolució de les dades correspon a quadrats UTM de 10x10 km cobrint tot Catalunya (N=379). Les variables emprades són:

1. Riquesa total d'ocells nidificants.
2. Riquesa d'ocells rapinyaires.
3. Riquesa d'amfibis i rèptils.
4. Riquesa total de plantes vasculares.
5. Riquesa de plantes vasculares exòtiques.
6. Riquesa de plantes vasculares endèmiques.
7. Riquesa de plantes vasculares amenaçades.

ii) Cartografia dels hàbitats a Catalunya. Nombre d'hàbitats per UTM de 10x10 km (N=379).

iii) Atles dels ocells nidificants de Catalunya. Censos dels quadrats UTM d'1x1 km distribuïts per tot Catalunya (N=3.077). S'han seleccionat les variables:

1. Riquesa total d'espècies d'ocells.
2. Índex de conservació mitjà per parcel·la⁴²⁸.

iv) Bases de dades del SitXell. Per a la província de Barcelona i el massís del Montseny, s'ha disposat d'informació de camp sobre 14 espècies de mamífers pertanyents a tres grups: a) lagomorfs (llebre, *Lepus europaeus*; conill, *Oryctolagus cuniculus*); b) ungulats (senglar, *Sus scrofa*; cabirol, *Capreolus capreolus*; isard, *Rupicapra rupicapra*); c) carnívors (fagina, *Martes foina*; teixó, *Meles meles*; mostela, *Mustela nivalis*; visó americà, *Mustela vison*; geneta, *Genetta genetta*; guilla, *Vulpes vulpes*; gat fer, *Felis sylvestris*; gat domèstic, *Felis catus*; gos, *Canis familiaris*). S'han mostrejat N=200 quadrícules UTM de 2x2 km, que recullen la màxima variabilitat ambiental del territori. A

partir d'aquestes dades s'han obtingut índexs d'abundància per espècie, definits com el nombre de transectes per UTM on s'ha trobat cada espècie dividit per la seva detectabilitat (valoració experta entre 1 i 5). Cada variable emprada és el resultat del promig obtingut per a les espècies implicades:

1. Abundància total.
2. Abundància de carnívors.
3. Abundància de lagomorfs.
4. Abundància d'ungulats.
5. Abundància de mamífers antropòfils..
6. Abundància de mamífers no antropòfils.
7. Riquesa d'espècies no antropòfiles.

A partir de les dades de camp, s'ha dut a terme una modelització de la distribució potencial de les espècies estudiades. Els models utilitzats es basen majoritàriament en la teoria del nínxol ecològic. Aquests models assumeixen que les espècies es troben en un cert equilibri amb el seu ambient i que només utilitzen determinades combinacions de la variabilitat ambiental existent. Han estat, a més, la base per a generar mapes d'àrees nucli potencials per a les espècies estudiades i models de connectivitat per a cadascuna d'aquestes espècies. L'anàlisi de la funcionalitat del territori com a hàbitat s'ha basat en les àrees nucli d'espècies de mamífers per a les quals s'han obtingut models òptims de distribució potencial: Cabirol (*Capreolus capreolus*); Geneta (*Genetta genetta*); Fagina (*Martes foina*); Toixó (*Meles meles*); Mostela (*Mustela nivalis*); Esquirol (*Sciurus vulgaris*); Senglar (*Sus scrofa*); Guineu (*Vulpes vulpes*).

v) Bases de dades de l'IEFC-IFN3. S'han seleccionat tots els punts de Catalunya de l'IEFC amb informació relativa a l'edat dels arbres (N=1.800) i tots els punts de l'IFN3 (N=12.000). Les variables triades han estat:

1. Edat màxima dels arbres datats (IEFC).
2. Nombre total d'espècies de plantes llenyoses (IFN3).

⁴²⁸ ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & S. HERRANDO. (eds.). 2004. *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia. Lynx Edicions.

3. Nombre d'espècies de plantes llenyoses nadiues (IFN3).

3. Nombre d'espècies de plantes llenyoses exòtiques (IFN3).

Pel que fa a les *AEF*, s'han seleccionat els polígons per tipologies, i també els corresponents a àrees no funcionals (agrupats en un sol tipus). Per cada quadrícula UTM s'ha considerat: a) el percentatge de la quadrícula ocupat per *AEF*; b) el nombre, mida (ha) i tipus de les diverses *AEF*; c) l'àrea i tipus d'*AEF* majoritària (> 70 % de superfície d'ocupació). Un cop definides aquestes variables, les preguntes abans formulades s'han abordat mitjançant diferents procediments d'anàlisi:

i) Concentren les *AEF* una major riquesa o interès de conservació d'espècies que la resta del territori? S'ha analitzat mitjançant tres procediments: a) mètodes de regressió curvilínia, amb els quals s'ha determinat la possible relació entre la superfície d'*AEF* per quadrícula i variables de biodiversitat; b) anàlisi de la variància (ANOVA), comparant les variables de biodiversitat en parcel·les forestals dins i fora les *AEF*; c) ANOVA encaminats a comparar els valors mitjans de les variables de biodiversitat entre quadrícules dominades per *AEF* i les dominades per àrees no funcionals.

ii) Depèn la riquesa o interès de conservació del tipus i mida de les *AEF*? Aquesta pregunta s'ha respost mitjançant una anàlisi de la covariància sobre les variables de biodiversitat, considerant el tipus d'*AEF* com a factor i la mida de les *AEF* com a covariable. Les anàlisis s'han realitzat tant per les dades UTM com les dades de parcel·les forestals.

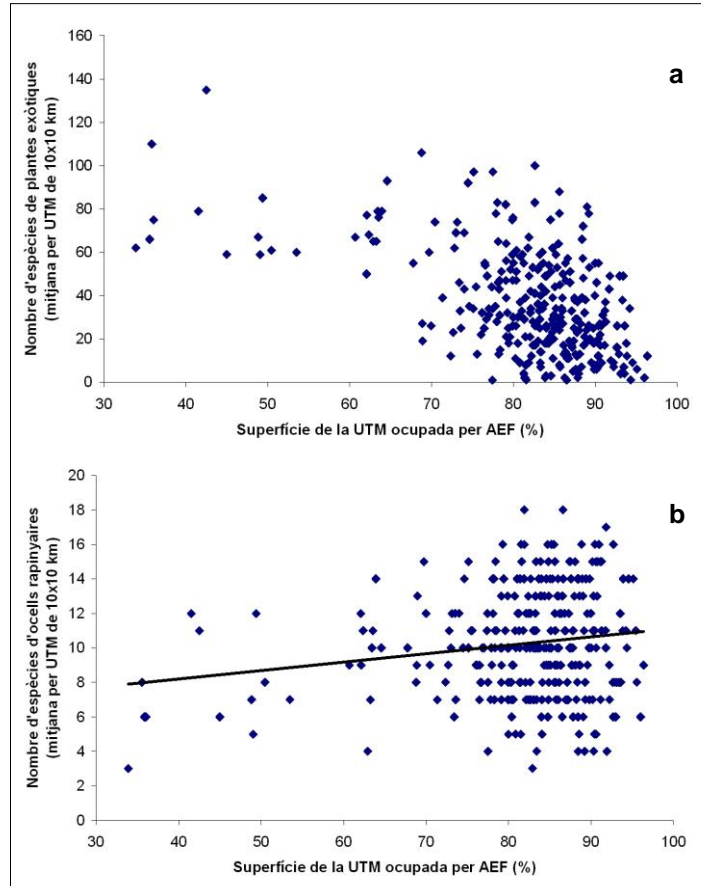
iii) Concentren les *AEF* àrees nucli per a determinades espècies? Pregunta només abordable si es disposa d'informació detallada sobre distribució d'espècies. S'ha realitzat un mostreig a l'atzar de 10.000 punts de l'àmbit SitXell i s'han intersecat amb les *AEF*, per tal d'obtenir informació sobre la seva

identitat, tipus i mida. Posteriorment, els punts han estat relacionats amb la informació sobre àrees nucli de diverses espècies de vertebrats. Llavors s'han dut a terme anàlisis de la contingència entre la presència/absència d'*AEF* i d'àrees nucli de cada espècie de mamífer. Pel que fa a les *AEF*, s'han considerat per separat els casos següents: el total, les d'hàbitats forestals arbrats, les d'hàbitats forestals no arbrats, i les d'hàbitats agrícoles⁴²⁹.

Els resultats de les anàlisis realitzades mostren que el percentatge d'una quadrícula ocupada per *AEF* s'associa significativament amb la riquesa de determinats grups d'espècies amb interès de conservació (FIGURA 35). D'entre aquests, alguns presenten un percentatge de la variància explicat remarcable. Destaquen, per exemple, les relacions negatives amb alguns grups antropòfils, sense interès de conservació però indicadors de degradació ambiental i antropització (riquesa de plantes exòtiques a 10x10 km, $r^2=0,34$; abundància de mamífers antropòfils a 2x2 km; $r^2=0,11$); o les relacions positives amb grups especialment amenaçats (riquesa d'amfibis i rèptils a 10x10 km, $r^2=0,12$; abundància de mamífers carnívors a 2x2 km; $r^2=0,12$). Els resultats, malgrat poden semblar minsos, són notables atès que s'ha fet una anàlisi conjunta per a tot Catalunya, sense considerar per separat les diverses tipologies d'*AEF*.

⁴²⁹ Llavors s'ha testat si hi ha una associació significativa entre les àrees nucli de cada espècie i cada categoria d'*AEF* mitjançant el test del chi-quadrat. El grau d'associació s'ha mesurat amb l'estadístic V de Cramer.

FIGURA 35. Relació entre el percentatge de cada quadrícula UTM de 10x10 km ocupat per àrees ecològiques funcionals (*AEF*) i algunes variables considerades negatives (a) o positives (b) per a la conservació. L'àmbit considerat és tot Catalunya.



Quan l'anàlisi es limita a UTM extremes (dominades per *AEF* o àrees no funcionals), moltes variables mostren diferències significatives per a quadrícules de 2x2 i 1x1 km. Així, les dominades per *AEF* tenen més espècies de mamífers no antropòfils i major abundància de mamífers totals i no antropòfils. Els ungulats i carnívors presenten valors nuls en UTM dominades per àrees no funcionals. A 1x1 km, les UTM dominades per *AEF* mostren valors significativament més elevats de riquesa i d'interès per a la conservació d'ocells. Els resultats obtinguts a 10x10 km són, en certa mesura, contradictoris amb els anteriors, atès que en general són les UTM

dominades per *AEF* les que tenen valors més baixos de riquesa. Això pot ser resultat d'un patró territorial ben conegut: a 10x10 km, la riquesa d'espècies es relaciona amb la riquesa d'hàbitats, i no amb les característiques topològiques de les superfícies que configuren *AEF*. Per a unitats territorials més petites (parcel·les forestals) les relacions entre les *AEF* i les variables de biodiversitat són molt febles, tot i que en la majoria de casos són significatives. Les parcel·les dins les *AEF* tenen arbres d'una major edat mitjana i contenen més riquesa d'espècies de plantes nadiues i menys d'espècies de plantes exòtiques.

Un altre factor que modula la relació entre les *AEF* i la biodiversitat és el tipus d'hàbitat. Les anàlisis de la covariància mostren que, en general, el tipus d'*AEF* té un efecte més significatiu que la superfície sobre les variables de biodiversitat. Això indica que caldria explorar les relacions entre recobriment d'*AEF* per UTM i biodiversitat de forma separada per alguns tipus d'hàbitats (com els prioritaris). D'altra banda, la mida de les *AEF* està significativament associada amb la riquesa d'espècies de plantes forestals totals, nadiues i exòtiques (relació negativa). Aquest resultat, esperable segons els postulats de la teoria ecològica (especialment relativa a les metapoblacions) és prou interessant i demana estudis més aprofundits.

D'altra banda, les anàlisis de la contingència revelen associacions significatives dels diferents tipus d'*AEF* amb la major part d'àrees nucli de mamífers estudiats (TAULA 69). Les relacions són especialment fortes (*V* de Cramer més altes) per a determinades espècies d'ungulats i de carnívors, com el cabirol, el senglar, la geneta, la fagina o la guineu. Les àrees nucli d'aquestes espècies defugen les *AEF* marcadament agrícoles o les forestals no arbrades (es dedueix del signe de les associacions). Al mateix temps, llur associació amb l'extensió d'*AEF* forestals arbrades és no obstant escassa. Això probablement indica que moltes d'aquestes espècies no es veuen limitades per l'abundància de boscos sinó pels hàbitats menys adients pels seus requeriments ecològics.

TAULA 69. Resum d'anàlisi de la contingència realitzades entre grups d'àrees ecològiques funcionals (AEF) i àrees nucli de diferents espècies de mamífers. S'indica l'estadístic de contrast (Chi-quadrat d'un grau de llibertat), la significació de l'anàlisi (P), el grau d'associació (V de Cramer) i el signe d'aquesta associació.

Espècie	Chi-quadrat	P	V Cramer	Signe
Totes les AEF				
Cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>)	57,904	0,000	0,078	+
Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	103,823	0,000	0,104	+
Fagina (<i>Martes foina</i>)	136,132	0,000	0,119	+
Toixó (<i>Meles meles</i>)	34,22	0,000	0,060	+
Mostela (<i>Mustela nivalis</i>)	56,766	0,000	0,077	+
Esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>)	10,298	0,001	0,033	+
Senglar (<i>Sus scrofa</i>)	70,605	0,000	0,086	+
Guineu (<i>Vulpes vulpes</i>)	1,141	0,285	0,011	
AEF agrícoles				
Cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>)	398,852	0,000	0,204	-
Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	347,807	0,000	0,191	-
Fagina (<i>Martes foina</i>)	356,996	0,000	0,193	-
Toixó (<i>Meles meles</i>)	46,29	0,000	0,070	+
Mostela (<i>Mustela nivalis</i>)	0,155	0,694	0,004	
Esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>)	105,478	0,000	0,105	-
Senglar (<i>Sus scrofa</i>)	308,908	0,000	0,180	-
Guineu (<i>Vulpes vulpes</i>)	364,047	0,000	0,195	+
AEF forestals arbrades				
Cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>)	11,339	0,001	0,034	+
Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	36,968	0,000	0,062	+
Fagina (<i>Martes foina</i>)	12,251	0,000	0,036	+
Toixó (<i>Meles meles</i>)	39,675	0,000	0,064	-
Mostela (<i>Mustela nivalis</i>)	118,171	0,000	0,111	+
Esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>)	100,005	0,000	0,102	+
Senglar (<i>Sus scrofa</i>)	77,464	0,000	0,090	+
Guineu (<i>Vulpes vulpes</i>)	12,326	0,000	0,036	-
AEF forestals no arbrades				
Cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>)	549,914	0,000	0,240	-
Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	604,189	0,000	0,251	-
Fagina (<i>Martes foina</i>)	679,472	0,000	0,266	-
Toixó (<i>Meles meles</i>)	0,399	0,528	0,006	
Mostela (<i>Mustela nivalis</i>)	38,816	0,000	0,064	+
Esquirol (<i>Sciurus vulgaris</i>)	131,452	0,000	0,117	-
Senglar (<i>Sus scrofa</i>)	489,305	0,000	0,226	-
Guineu (<i>Vulpes vulpes</i>)	227,285	0,000	0,154	+

El territori com a connector

Partint de l'ecologia del paisatge quantitativa, existeixen dues grans estratègies per a calcular la funcionalitat de la matriu territorial com a connector ecològic (veure apartat 5.3.1.): a) l'aproximació de baix a dalt (*bottom-up*), fonamentada en informació de camp sobre distribució i moviments reals dels organismes en el territori⁴³⁰; b) l'aproximació de dalt a baix (*top-down*), basada en models ecopaisatgístics complexos construïts a partir de mapes d'hàbitats o cobertes⁴³¹. En conseqüència, es va plantejar realitzar una anàlisi comparativa entre els resultats de l'ICE (mètode *top-down*) i els desenvolupats per Minuartia (mètode *bottom-up*).

Amb aquest objectiu, s'ha fet una anàlisi preliminar del grau de coincidència entre ambdós models de connectivitat. Cal assenyalar, però, que els models de Minuartia són de resistència acumulada a la dispersió, és a dir, que mesuren en certa manera el contrari que l'ICE. Per tant, l'associació entre ambdues metodologies és esperable que sigui negativa. En essència, els models de Minuartia calculen l'accés a cada punt del territori a partir de les anomenades àrees nucli (veure descripció a l'apartat anterior). Són models generats a partir d'un procés SIG que implica assumir diverses hipòtesis de partida, com ara els requeriments ecològics de les espècies considerades. Tota aquesta informació és encara preliminar i en conseqüència existeixen diversos models (lineals o logarítmics) alternatius per a cada espècie o grup d'espècies. L'àmbit geogràfic considerat és el que abasta el SitXell (província de Barcelona i sector gironí del Montseny).

⁴³⁰ BROTONS, L., CAMPENY, R., PLANAS, V. & C. ROSELL. 2004. *Definició de la metodologia i assaig d'obtenció de mapes de connectivitat per als ocells forestals en el Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITXELL) de les comarques de Barcelona*. Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.

⁴³¹ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona*. Ecosistemas, 11 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

Per a realitzar una anàlisi comparativa entre ambdues metodologies s'han seleccionat les següents variables del mètode de Minuartia:

1. Mamífers (model 1 i 2).
2. Ocells agrícoles (model 1 i 2).
3. Ocells espais oberts no agrícoles (model 1 i 2).
4. Ocells forestals (model 1).

En el cas de la metodologia de *ICE*, s'han considerat l'índex total i un seguit d'índexs parcials:

1. ICE_t total.
2. ICE_f , AEF amb hàbitats forestals (arbrats o no).
3. ICE_a , AEF amb hàbitats agrícoles.
4. ICE_{ob} , AEF amb hàbitats oberts no agrícoles.

Un cop definides les variables, les relacions entre l'*ICE* i els models de connectivitat generats per Minuartia s'han explorat mitjançant dos procediments:

i) Correlacions lineals de Pearson entre els diferents models de Minuartia i les diverses variants de l'*ICE*.

ii) Mètodes de regressió (s'han assajat diversos models: linear, polinòmic, exponencial, logarítmic, invers, etc) per a comparar l'*ICE* i diversos parcials d'aquest amb els models de resistència a la dispersió de Minuartia.

Les correlacions de Pearson (TAULA 70) indiquen l'existència d'associacions significatives entre els models de Minuartia i l'*ICE*, més forta per a l'*ICE* total, el forestal i el dels espais oberts. Les coincidències màximes són per als models sobre ocells forestals ($r=-0,66$ per a l'*ICE* total, $r=-0,57$ per al forestal, $r=-0,50$ per al forestal no arbrat). Recordem que els models de Minuartia corresponen a resistències a la dispersió, un paràmetre invers a la connectivitat. S'observen correlacions positives de l'*ICE* total i forestal amb els models per a ocells agrícoles, però no amb la dels ocells d'espais oberts. L'*ICE* forestal

no arbrat s'ajusta millor als models per a espècies d'hàbitats forestals arbrats que per als de les espècies dels hàbitats no arbrats. Els millors ajustos entre aquests models i l'*ICE* i les seves variants parcials són quadràtics ($y = b_0 + b_1 x + b_2 x^2$).

TAULA 70. Correlacions (lineals) de Pearson (significació bilateral) entre els models de Minuartia i les diverses variants de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*).

Models de Minuartia	ICE_t		ICE_f		ICE_a		ICE_{ob}	
	r	P	r	P	r	P	r	P
Mamífers (model 1)	-0,325	0,000	-0,391	0,000	-0,412	0,000	-0,433	0,000
Mamífers (model 2)	-0,425	0,000	-0,496	0,000	-0,505	0,000	-0,532	0,000
Ocells agrícoles (model 1)	0,324	0,000	0,186	0,000	-0,105	0,000	0,118	0,000
Ocells agrícoles (model 2)	0,205	0,000	0,077	0,000	-0,180	0,000	0,003	0,799
Ocells espais oberts (model 1)	-0,031	0,002	-0,064	0,000	-0,142	0,000	-0,170	0,000
Ocells espais oberts (model 2)	-0,015	0,157	-0,084	0,000	-0,211	0,000	-0,200	0,000
Ocells forestals (model 1)	-0,665	0,000	-0,574	0,000	-0,290	0,000	-0,502	0,000

5.9.4. Les anàlisis territorials

La darrera anàlisi té com a objectiu identificar les principals variables de la matriu territorial associades als valors de l'*ICE*, per a estimar la seva coherència territorial (vegeu a l'apartat 3.8.4. una descripció més acurada del mètode). En resum, s'han dut a terme les tasques següents:

i) Selecció i posada a punt de diverses capes SIG relatives a variables topogràfiques, climàtiques i paisatgístiques considerades determinants per a la caracterització de la matriu territorial.

1. *Variables topogràfiques.* Elevació; pendents; desviació en graus del N; desviació en graus de l'E.

2. *Variables climàtiques.* Temperatura mitjana de les màximes (juliol); temperatura mitjana de les mínimes (gener); pluja dels mesos d'estiu (juny-agost).

3. *Variables paisatgístiques*. Distància a la costa; distància al centre de Barcelona; distància a les autopistes, carreteres nacionals i autonòmiques; distància a les vies secundàries; distància als rius de primer ordre; distància als rius de segon ordre.

ii) Generació d'una capa de punts a l'atzar sobre Catalunya (N=40.000), als quals és relaciona el valor de l'IVPN i els índexs parcials amb les variables abans esmentades, amb l'objecte d'obtenir una capa de punts que recull totes les variables dependents i independents necessàries per a realitzar les anàlisis.

iii) Incorporació a la capa de punts d'un polinomi de segon grau amb la posició geogràfica de cada punt, per tal de detectar superfícies de tendència. S'han inclòs les variables: UTM X; UTM Y; UTM X²; UTM Y²; UTM XY. Els valors han estat estandarditzats.

iv) Anàlisis estadístiques sobre la base de dades. S'ha dut a terme una primera selecció de les variables menys correlacionades, a partir del càlcul de les correlacions de Pearson de cada parella de variables. A continuació s'han ortogonalitzat les variables restants amb una anàlisi de components principals (CP). Finalment, s'ha dut a terme una anàlisi de regressió múltiple per a eliminar per iteracions successives les variables que no aporten un increment significatiu de la variància explicada (r^2).

Els resultats mostren una associació significativa de l'ICE amb les variables territorials (TAULA 71). En destaca l'elevat percentatge de variància explicada (gairebé el 60%). Les variables més correlacionades indiquen el paper central de les àrees de muntanya pirinenca i prepirinenca en la connectivitat global de Catalunya. També s'observa un paper secundari de determinades àrees allunyades dels principals eixos de fragmentació, tal com recull la relació positiva amb la distància a vies principals i secundàries.

TAULA 71. Resum de models lineals sobre l'índex de connectivitat ecològica (ICE). S'indica el percentatge de variància explicada pel model (r^2) i les components principals (CP) més correlacionades (segons el valor del coeficient beta estandarditzat). També s'adjunta una interpretació territorial de cada CP.

Índex (r^2)	Component	Variables territorials relacionades	Beta
ICE (0,57)	CP 1	Latitud, pluja d'estiu, elevacions, distància a la costa	0,539
	CP 10	Pendents	0,323
	CP 5	Distància a vies principals	0,269
	CP 6	Distància a vies secundàries	0,193
	CP 12	UTM XY	0,169
	CP 3	UTM X ²	-0,109

Recapitulació

El llenguatge quantitatiu i cartogràfic de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) constitueix una aportació metodològica de primer ordre per a la incorporació del criteri de funcionalitat dels sistemes naturals terrestres en la planificació territorial, i sectorial relacionada, així com les seves preceptives avaluacions ambientals. Facilita la comunicació dels resultats obtinguts a polítics, planificadors i enginyers, sent molt àgil la realització de successives iteracions per a comprovar els efectes que diferents planejaments o mesures correctores poden tenir sobre el medi ambient.

Un dels punts forts d'aquesta metodologia és la facilitat amb la qual es poden calcular impactes acumulatius a la connectivitat ecològica - negatius o positius- associats a diversos escenaris, i també el poder de comunicació dels mapes i gràfics generats, que fan possible una participació pública fonamentada en els procediments d'elaboració i tramitació dels plans i les avaluacions ambientals corresponents, i això en un tema que, per la seva naturalesa, s'havia fet escàpol d'aquests processos fins ara.

La resolució cartogràfica de l'*ICE* (1:50.000) permet aplicacions per al conjunt de Catalunya, per exemple en el Pla territorial general i en el Pla territorial sectorial de connectivitat ecològica, així com a escales regional, com ara en els Plans territorials parcials, i també a escales comarcal i subcomarcal, com en els plans de coordinació territorial. A escala del planejament urbanístic o d'infraestructures, en canvi, l'*ICE* constitueix un marc de referència que s'ha de completar amb estudis més acurats propis aquest nivell de planejament (<1:5.000).

Tot i haver estat desenvolupat sense treball de camp, l'*ICE* ha estat sotmès a un exhaustiu procés de verificació que inclou: i) anàlisi de sensibilitat dels valors subjectius introduïts en el model; ii) anàlisis de validació amb altres estudis significatius de connectivitat; iii) anàlisi de fiabilitat amb dades

empíriques i models de connectivitat obtinguts de forma independent al projecte; iv) anàlisis de la coherència territorial. Aquestes anàlisis confirmen la bondat de l'índex en descriure la funcionalitat del territori com a hàbitat i com a connector.

Com a hàbitat, les anàlisis demostren una associació significativa dels atributs topològics de les "àrees ecològiques funcionals" (*AEF*) proposades, amb un gran nombre de variables de biodiversitat, malgrat els problemes obvis de comparar informació a resolucions espacials molt diferents. Les mesures d'associació en general augmenten amb l'extensió territorial de les dades. Tot i això, també subratllen que, fins i tot a escales de detall, l'*ICE* constitueix un bon marc de referència. D'altra banda, les *AEF* mostren una bona associació amb les àrees nucli modelitzades per a diverses espècies de mamífers.

Com a connector, l'*ICE* descriu en un grau més que acceptable la funcionalitat del territori, atesa la bona relació observada amb models de connectivitat desenvolupats per a espècies concretes (amb dades de camp exhaustives i homogènies). Les anàlisis confirmen gran part de la variabilitat observada, i destaquen el paper dels índexs parcials per a explicar la resposta funcional de diverses espècies en relació a l'estructura del paisatge que és el que, en definitiva, parametritzen els models analitzats.

L'*ICE* és una eina d'anàlisi territorial auxiliar del planejament i d'avaluació ambiental associada. El seu objectiu és ajudar a corregir algunes tendències territorials insostenibles que tenen lloc en el país, d'una forma tècnicament correcta i socialment comprensible. En el marc de les Bases per a les directrius de connectivitat ecològica de Catalunya de 2006, l'*ICE* està en condicions d'efectuar aportacions significatives en el desplegament dels instruments previstos en sis sectors: planejament territorial, espais naturals protegits, xarxa viària i altres infraestructures lineals, activitat agrària, avaluació ambiental, i el grup de recerca, informació i participació pública.

6. El territori com a sistema

Resum

Entenem que un territori es gestiona de forma eficient quan el model d'aprofitament econòmic aconsegueix satisfer les necessitats humanes de la gent que hi viu garantint, al mateix temps, el bon estat ecològic dels seus paisatges. L'ecologia del paisatge ha posat en evidència la necessitat de gestionar l'espai i els recursos de forma global, per a mantenir els processos que s'estableixen en els ecosistemes i garantir els balanços energètics del metabolisme social. Cal un nou marc de treball que permeti la comprensió i l'anàlisi, a una escala espaciotemporal rellevant, del que anomenem *eficiència territorial*. Des d'una concepció sistèmica del territori, s'analitzen les implicacions del model de mosaic territorial (*patch-corridor-matrix*) en la gestió dels espais oberts a la conca mediterrània, on trobem un mosaic històric de paisatges antropogènics amb molts anys d'antiguitat. Una aproximació paramètrica al model permet plantejar la seva aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica. Les anàlisis de verificació demostren la importància de la *matriu* per a garantir el funcionament ecològic del territori, en front als criteris clàssics de protegir espais naturals discrets, fins i tot connectats en *xarxa*. En conseqüència, resulta desitjable la integració dels assentaments humans en l'estructura funcional del paisatge. Per abordar aquest important repte de la societat contemporània cal un nou model conceptual i eines apropiades per a dur-lo a la pràctica.

Mots clau

Ecologia, paisatge, xarxa, matriu, model.

6.1. Introducció

L'ordenació del territori i, més en concret, la protecció dels espais oberts, ha passat per un seguit d'etapes en les quals s'han anat considerant successivament el paper dels diversos elements de la matriu territorial. Fent un paral·lelisme amb els conceptes bàsics de l'ecologia del paisatge⁴³², podem considerar que la delimitació d'àrees emblemàtiques o vulnerables, que va portar a la definició d'un sistema d'espais naturals aïllats, representa un primer estadi en què només es considerava la utilitat de les tessel·les per a protegir determinades espècies o ecosistemes. Posteriorment, es començà a intuir que cal una interconnexió entre tessel·les per a mantenir aquests valors naturals en un medi cada cop més artificialitzat, i això va conduir a considerar elements connectors en una xarxa d'espais protegits. N'hi ha prou amb aquests elements per tal de garantir el funcionament ecològic del territori, del qual depèn bona part de les activitats que hi duem a terme? És evident que cal considerar el paper d'un tercer element, cada cop més dominant en el paisatge: la *matriu*⁴³³ més o menys artificialitzada on es concentra l'activitat humana. Considerar aquest element en la funcionalitat territorial, juntament amb la xarxa d'espais protegits, és un pas necessari. És també un repte important, doncs implica la incorporació de criteris de sostenibilitat en diverses polítiques sectorials, les quals han de permetre arribar a un compromís entre preservació i desenvolupament.

6.2. Les bases conceptuals

⁴³² PINO, J. & F. RODÀ. 1999. *L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 67. 5-20.

⁴³³ Novament convé recordar que per *matriu territorial* entenem la totalitat del territori i els processos que hi tenen lloc; per *matriu del paisatge* els espais oberts no identificats com a tessel·les o corredors (a escala de paisatge), i simplement per *matriu* la resta d'espais oberts no inclosos en una xarxa d'espais protegits i les seves connexions (a escala regional).

A causa del seu antic origen, el terme *paisatge* es presta a diverses interpretacions (vegeu capítol 1). La visió holística actual defineix el paisatge com un sistema complex d'interrelacions que formen una part reconoscible de la superfície terrestre i que són originades i mantingudes per l'acció mútua de factors biòtics i abiòtics, i també per l'activitat humana⁴³⁴. El punt clau a considerar és que el territori -el paisatge- no és estàtic, sinó dinàmic, i únicament pot ser entès com a sistema. Encara que fa molts anys que, des de diferents especialitats, es parla d'una ciència del paisatge, el desenvolupament de noves tècniques d'anàlisi està ampliant enormement les possibilitats d'incorporar els components bàsics del paisatge (pautes, processos, dinàmica) en el planejament urbanístic i l'ordenació del territori.

6.2.1. El paisatge en l'ordenació del territori

Les transformacions del paisatge a Catalunya s'ha caracteritzat, durant les darreres dècades, per dues tendències contraposades: la fragmentació i artificialització per una banda, i l'homogeneïtzació i naturalització per un altra. En el primer cas, la intensificació de la pressió sobre els paisatges i els ecosistemes de zones planeres (i algunes zones de muntanya, como la Vall d'Aran o la Cerdanya) ha comportat una pèrdua, degradació o fragmentació dels espais oberts, associats a una extensió poc endreçada dels sistemes urbans i les seves infraestructures de connexió. Aquests es concentren en les regions metropolitanes, que ocupen quasi un 20% del territori i acullen més del 90% de la població.

Bona part del territori, especialment el muntanyós, ha sofert una tendència oposada, amb una progressiva

⁴³⁴ ZONNEVELD, S.J. 1979. *Land Evaluation and Landscape Science*. ITC Textbook of Photointerpretation, International Institute for Aerospace Survey and Earth Science, Enschede, 7.

expansió del bosc, formant paisatges forestals relativament homogenis. Això ha estat fruit de l'abandonament de les activitats agroramaderes i aprofitaments forestals. Tot plegat ha permès la proliferació de grans extensions contínues de boscos i bosquines que, en zones mediterrànies, han contribuït a incrementar el risc d'incendi. Aquest procés de forestalització en sentit ample afecta més del 60% del territori, on hi viu només el 5% de la població. En relació a la superfície agrícola, ha hagut una important intensificació de l'activitat, que inclou la concentració parcel·lària i la transformació en regadius. Tot i això, en les àrees metropolitanes es constata una pèrdua de pes dels paisatges agrícoles en benefici dels forestals o periurbans⁴³⁵.

El sistema d'espais naturals protegits, malgrat la seva considerable extensió (un 29% del territori terrestre català, segons la proposta Natura 2000), no podria satisfer les necessitats de conservació, encara que estigués ben planificat i gestionat, cosa que està lluny de succeir. Una part important de la diversitat biològica i paisatgística depèn o es troba fora dels espais protegits, en altres àrees naturals, semi-naturals i en sistemes d'explotació agrícola extensiva, en mosaic, incloent-hi el guaret i les pastures. A més, i això resulta encara més significatiu, els paisatges quotidians de la majoria dels nostres contemporanis són urbans, periurbans, rururbans i vorurbans⁴³⁶. I en aquest conjunt heterogeni d'espais, la degradació paisatgística que s'ha produït, i que es segueix produint, es generalment de gran intensitat⁴³⁷.

⁴³⁵ BURRIEL, J.A., IBÀÑEZ, J.J. & X. PONS. 2005. *Cambios en los usos y las cubiertas del suelo en el ámbito metropolitano de Barcelona*. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 19. 35-39.

⁴³⁶ FOLCH, R (coor.). 2003. *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona.

⁴³⁷ MALLARACH, J.M. 2006. *La incorporación del paisaje en el planeamiento urbanístico y la ordenación territorial de Cataluña*. MATA, R. & A. TARROJA (eds.). *El paisaje y la gestión del territorio: criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo*. Diputació de Barcelona.

La incorporació del paisatge a la planificació urbanística de Catalunya s'ha produït des d'aproximacions metodològiques força diferenciades, i quasi totes alienes a la proposta per Fernando González Bernáldez, que cercava mantenir un cert equilibri entre explotació i conservació del territori a través de diversos gradients d'intervenció, i que tant desenvolupament han tingut en altres parts de l'Estat (especialment Madrid i el País Basc)⁴³⁸. Les tres aproximacions principals poden ser caracteritzades, esquemàticament, de la forma següent: a) el procediment de superposició de capes combinat amb aspectes visuals, dels arquitectes paisatgistes; b) el mètode sistèmic basat en aspectes estructurals, dels geògrafs del paisatge; c) la metodologia d'orientació funcional procedent de l'ecologia del paisatge. En un cert nombre de planejaments urbanístics s'han arribat a desenvolupar metodologies mixtes.

A diferència de la planificació urbanística, l'ordenació territorial ha tingut un desenvolupament molt escàs a Catalunya. Això és de lamentar especialment en relació al paisatge, perquè en la seva absència, la planificació urbanística d'aquells pocs casos en que incorporava degudament el paisatge, ha patit els efectes negatius de plans dels municipis propers, o de l'àrea funcional d'influència, sense pràcticament coordinació. Cal recordar que a Catalunya hi ha més de 900 municipis, que formen part d'àrees funcionals supramunicipals, el que justificaria, l'elaboració de plans territorials de coordinació a aquest nivell, a més del nivell comarcal o regional, i que han tingut, fins el present, un desenvolupament molt escadusser.

El Pla Territorial General de Catalunya (PTGC) constitueix el document d'ordenació de màxim rang de que disposem actualment. Contempla com a objectiu un desenvolupament sostenible compatible amb la preservació del medi ambient. El PTGC especifica les raons per les quals un espai pot ser

⁴³⁸ GONZÁLEZ-BERNÁLDEZ, F. 1981. *Ecología y paisaje*. Editorial Blume.

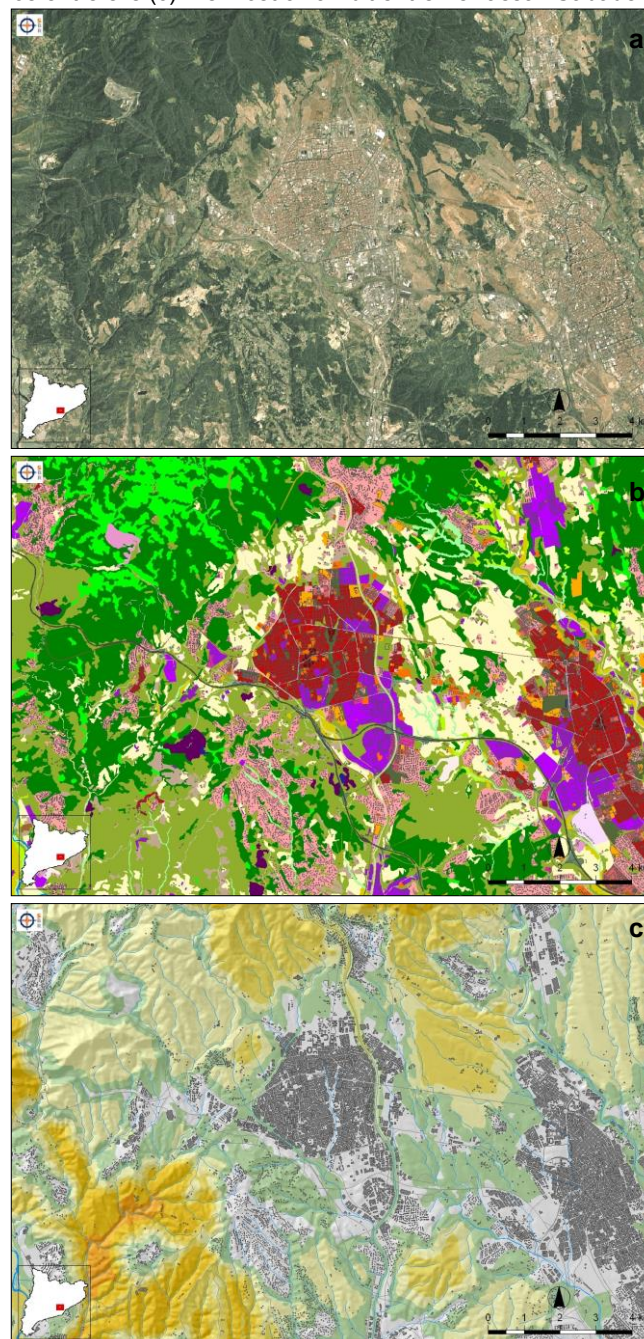
objecte de protecció, i va més enllà del Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN). A més del espais del PEIN, poden ser objecte de protecció segons el PTGC: a) espais de lligam entre els espais del PEIN; b) sòls d'especial interès agrícola o forestal; c) espais per la seva capacitat equilibradora; d) espais amb valors culturals; e) espais protegits per legislacions sectorials. El PTGC especifica que "els espais de lligam o relació entre els espais del PEIN són aquells espais de connexió que els structuren en una xarxa contínua i els incorporen en un sistema territorial més ampli". És a dir, que una llei (el PTGC) considera tant la connexió ecològica com una visió territorial de la protecció d'espais. Tot i que amb molts anys de retard, aquests principis s'estan incorporant al Plans Territorials Parciais aprovats o en curs d'aprovació.

Tanmateix, encara que el PTGC fos aprovat l'any 1995, es tracta d'un pla pre-Rio de Janeiro, conceptualment parlant, doncs és del tot aliè als criteris de l'Agenda 21 que va aprovar la Cimera de la Terra de 1992, així com de les propostes del Cinquè Programa Europeu de Medi Ambient, del mateix any. Efectivament, la forma com el Pla Territorial General considera el paisatge, el medi ambient i els sistemes naturals, és limitada. La seva anàlisi compren l'orografia, las pendents, el clima, la xarxa hidrogràfica i els usos del sòl. El concepte de paisatge, pràcticament no es considera a les anàlisis i, encara menys, el territori com a sistema funcional.

6.2.2. Les concepcions del paisatge

El paisatge admet definicions parcials. En efecte, el concepte de paisatge s'ha emprat en múltiples sentits, el que genera un grau prou considerable de confusió, especialment entre tradicions i llenguatges científicotècnics diversos. Existeixen tres concepcions bàsiques: la perceptiva, l'estructural i la funcional (vegeu una representació als MAPES 104 a 106). Les dues darreres s'han desenvolupat científicament i es fusionen en l'ecologia del paisatge.

MAPES 104 a 106. Representació de tres concepcions complementàries del paisatge. La percebuda incorpora aspectes estètics i visuals (a). L'estructural considera el paisatge format per diversos elements (b). La funcional té en compte no només l'existència d'aquests elements, sinó també les relacions i els fluxos entre ells (c). Es mostra l'àmbit entre Terrassa i Sabadell.



i) *El paisatge com a realitat percebuda*. Correspon a la percepció més externa del paisatge, la que tenim quan ens hi passem o el contemplem des d'un punt d'observació. Incorpora conceptes com la bellesa, l'harmonia o la qualitat, que s'han emprat en disciplines tan dispars com l'arquitectura del paisatge o la biologia de la conservació. S'utilitza, per exemple, per estudiar l'ús recreatiu d'àrees naturals⁴³⁹.

ii) *El paisatge com a mosaic d'unitats*. Concepció de caire estructural, molt utilitzada per ciències amb un fort component descriptiu, com ara la geomorfologia, l'edafologia i la geobotànica, posem per cas. Posa especial èmfasi en que el paisatge és un mosaic d'unitats que tenen una determinada distribució espacial. De fet, aquesta aproximació s'ha vist superada conceptualment per la versió següent.

iii) *El paisatge com a ecosistema*. S'entén que el paisatge no només és format per un conjunt d'unitats distribuïdes en l'espai, sinó que aquestes estan relacionades per fluxos (matèria, energia, informació). Propietats físiques com ara la mida, la forma i la distribució espacial de les diverses unitats són resultat dels processos funcionals que hi tenen lloc i, al mateix temps, condicionen aquests processos⁴⁴⁰.

Tractaments més o menys globals del paisatge s'han abordat des de diferents àmbits del coneixement, i especialment des de la geografia⁴⁴¹. Si ens referim a la ciència de la conservació, la disciplina que ha desenvolupat el marc conceptual per a entendre els processos que tenen lloc a aquesta escala territorial és l'anomenada ecologia del paisatge, que considera

⁴³⁹ MÚGICA, M. 1994. *Modelos de demanda paisajística y uso recreativo de los espacios naturales*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid.

⁴⁴⁰ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. New York.

⁴⁴¹ BOLÓS, M. 1992. *Manual de ciencia del paisaje; teoría, métodos y aplicaciones*. Masson, Barcelona.

el paisatge com una unitat funcional repetible al llarg d'un determinat territori i integrada per un conjunt d'ecosistemes interrelacionats⁴⁴². L'estudi es centra en tres grans aspectes definidors del territori: l'estructura (patrons de distribució espacial dels diversos components), la funció (els fluxos entre els components del paisatge) i la dinàmica (alteracions de l'estructura i el funcionament al llarg del temps).

És difícil -i segurament no desitjable- sintetitzar les diferents percepcions d'una realitat multiescalar i multifacètica com és el paisatge. És notòria l'aproximació que en fa l'arquitectura del paisatge, amplament utilitzada per urbanistes i arquitectes, però en cap cas suficient. El paisatge no és únicament la nostra percepció cultural del territori, sinó també una entitat pròpia, un sistema complex adaptatiu. Per tant, és indubtable el dret d'abordar aquest concepte des de la ciència. Tanmateix, per a convertir un concepte en científic es requereix, abans de tot, una definició precisa i, si és possible, donar magnituds que permetin la seva mesura i relació amb d'altres mitjançant expressions algebraïques. Això mateix és el que fa l'ecologia del paisatge i, per cert, que l'esforç de quantificació progressa molt ràpid. Hi ha atributs del conjunt del paisatge que poden, en efecte, ser analitzats amb l'ajuda de tècniques d'anàlisi de variables categòriques o contínues associades a la utilització d'ordinadors i programaris cada cop més potents que faciliten la generació de models.

6.2.3. L'aportació de l'ecologia del paisatge

Quan es considera el paisatge des del punt de vista funcional que proposa l'ecologia del paisatge, disciplina plenament consolidada però en permanent

⁴⁴² GONZÁLEZ-BERNÁLDEZ, F. 1981. *Ecología y paisaje*. Editorial Blume.

revisió⁴⁴³, cal no menystenir l'ésser humà com a agent modelador del territori. En el cas de territoris fortament antropitzats es pot afirmar que el paisatge és el resultat de la interacció entre natura i cultura⁴⁴⁴. Diverses escoles geogràfiques⁴⁴⁵ han treballat sobre la base d'aquesta interacció i constaten l'estreta relació entre estructura del paisatge, eficiència territorial i manera de viure dels seus habitants. Per aquest motiu, la gestió del paisatge s'ha de fer prenent en consideració les pautes d'utilització humana dels recursos.

L'ecologia del paisatge desenvolupa tres aspectes fonamentals del territori (estructura, funció i dinàmica) a través de: a) la definició d'elements conceptuals per bé que reconeixibles en el paisatge; b) la posada a punt de mesures quantitatives sobre aquests elements i sobre el paisatge en conjunt.

Els elements del paisatge

La utilització del paisatge com a marc de treball es recolza en un conjunt d'unitats que, de forma genèrica, han estat anomenades elements del paisatge⁴⁴⁶. Es consideren tres elements principals: les tessell·les (*patches*), els corredors (*corridors*) i la matriu subjacent (*matrix*).

i) *Les tessell·les*. Corresponen a superfícies amb característiques relativament homogènies (cobertes del sòl, hàbitats, etc.) i diferents de les del seu voltant.

⁴⁴³ TURNER, M.G. 2005. *Landscape ecology: what is the state of the science?* Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 36. 319-344.

⁴⁴⁴ FARINA, A. 1998. *Principles and methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. Londres.

⁴⁴⁵ NOGUÉ, J. 1984. *Geografia humanista i paisatge. Una lectura humanista del paisatge de la Garrotxa a través de la literatura i de cinc grups d'experiència ambiental*. Tesi doctoral. Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona.

⁴⁴⁶ FORMAN, R.T.T. 1995. *Some general principles of landscape and regional ecology*. Landscape Ecology 10. 133-142.

Les tessell·les poden variar àmpliament en mida, forma, heterogeneïtat, tipus de vora, etc. i, tal com es comentarà més endavant, tots aquests paràmetres poden ser de gran importància en el funcionament ecològic del paisatge.

ii) *Els corredors*. Són definits com a elements (tessell·les) lineals del paisatge i, de fet, poden esdevenir hàbitats per a moltes espècies, però que sobretot canalitzen els fluxos de recursos i d'organismes. A més, formen barreres o filtres quan es disposen perpendicularment a la direcció d'aquests fluxos, són font d'organismes que es poden propagar a les tessell·les properes o a la matriu circumdant, o fins i tot embornals (*sinks*) on es concentren els organismes provinents de la matriu o de les tessell·les. Es poden distingir diferents tipus de corredor⁴⁴⁷: a) lineals (*line corridors*): en són exemples els camins, tanques verdes i marges de camps, canals, etc.; b) bandes (*strip corridors*): són més amples, amb un gradient de condicions ambientals des del centre del corredor cap als seus marges; c) fluvials (*stream corridors*): localitzats als cursos d'aigua i a les seves vores que s'estructuren en xarxes complexes a través de les quals s'estableix un flux important d'aigua, sediments, nutrients i organismes. Es pot considerar, encara, un altre element del paisatge: les passeres (*stepping stones*), corredors discontinus formats per tessell·les, distribuïdes en el paisatge i prou properes per a mantenir fluxos a través de tot el conjunt.

iii) *La matriu del paisatge*. En general, es defineix com el tipus de tessell·la que ocupa la major superfície en el paisatge. No obstant això, quan la fragmentació del paisatge és molt elevada s'opta per considerar com a matriu l'element amb un grau d'interconnexió més elevat. Per aquest motiu es consideren com a matriu les xarxes de tanques arbrades que envolten els conreus i que reticulen els paisatges humanitzats de muntanya mitjana, posem per cas. Si aquest criteri és

⁴⁴⁷ FORMAN, R.T.T. 1995a. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

encara insuficient es tria com a matriu aquell element que té més influència en la dinàmica del paisatge.

Les mètriques del paisatge

Una de les línies de recerca més actives de l'ecologia del paisatge ha estat el desenvolupament de mesures quantitatives, anomenades genèricament *mètriques*, sobre els elements anteriorment esmentats i sobre el paisatge en el seu conjunt. L'elaboració de mètriques ha estat especialment important pel que fa als aspectes estructurals (el patró; *pattern*) del paisatge en els seus dos vessants fonamentals: la composició (importància relativa) i la configuració (ordenació espacial) dels elements considerats. Actualment disposem de quantitats ingents d'atributs mesurables amb l'ajuda de cartografia digital i tècniques SIG, hostatjats en maquinari cada cop més potents que permeten simulacions complexes. L'ecologia del paisatge ha estat, no obstant, menys activa en la definició i càlcul d'atributs funcionals del paisatge que, tot i el seu gran interès, són complexos de concebre i parametritzar.

Diversos atributs de les tesselles, els corredors i la matriu es poden mesurar a través de mètriques més o menys complexes i, alhora, es poden relacionar amb la capacitat d'aquests elements del paisatge per a albergar processos ecològics diversos⁴⁴⁸.

i) Pel que fa a les tesselles, els atributs més destacables fan referència a la mida i la forma:

1. *La mida*. La superfície de les tesselles és un atribut estretament relacionat amb les funcions ecològiques que poden dur a terme. El nombre d'espècies d'un determinat hàbitat és sovint funció creixent de la seva superfície. Això és el que recull la

⁴⁴⁸ FORMAN, R.T.T. 1995b. *Some general principles of landscape and regional ecology*. Landscape Ecology, 10: 133-142.

teoria de la biogeografia insular⁴⁴⁹, segons la qual el nombre d'espècies d'un hàbitat aïllat augmenta en relació directa amb la mida de l'hàbitat i en relació inversa amb la distància a d'altres hàbitats similars.

2. *La forma*. El principal efecte de la forma sobre els processos ecològics que tenen lloc a les tesselles és relacionat amb l'efecte marge. Existeix un gradient de condicions ambientals des de la vora fins a l'interior de la tessella. En el marge entre dos hàbitats diferents, també anomenat *ecotó*, sovint hi trobem una elevada diversitat biològica, doncs hi conflueixen espècies poc exigents i d'altres que exploten diversos hàbitats per a diferents funcions biològiques (cacera, reproducció, etc.). L'interior de les tesselles, en canvi, és una zona de refugi amb pocs intercanvis amb tesselles adjacents i, per això, és l'hàbitat de les espècies més exigents. La relació entre marge i interior es pot quantificar mitjançant diversos índexs de forma que, bàsicament, analitzen la relació entre perímetre i àrea⁴⁵⁰.

ii) Pel que fa als corredors, destaquem els atributs d'amplada, sinuositat i continuïtat:

1. *L'amplada*. Com més ample és un corredor, les condicions del seu centre són més semblants a les de l'interior d'una tessella. Així, els corredors més estrets funcionen més com a passadissos, mentre que els més amples esdevenen hàbitats adequats per a moltes espècies, fins i tot algunes d'interior de taca.

2. *La sinuositat*. A part dels atributs de forma propis de les tesselles, considerem la curvilinearitat o sinuositat. La sinuositat del traçat del corredor afecta el moviment de les espècies i els fluxos que tenen lloc

⁴⁴⁹ MCARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.

⁴⁵⁰ COLVILLE, D. 1995. *Ecological landscape analysis using GIS*. In: *Landscape ecology in land use planning. Methods and practice*. DOMON, G. & J. FALARDEAU (eds.). Canadian Society for Landscape Ecology and Management. Polyscience Publications Inc. Morin Heights. 143-148.

al seu interior. Com més recte és el corredor més eficient és el moviment de les espècies i el transport de materials i energia. A més, la relació amb l'exterior del corredor és menys important atès que la relació perímetre/àrea és més baixa.

3. *La continuïtat.* La funció de passadís es pot veure afectada per la presència d'interrupcions o discontinuïtats, estretalls (com ara passos estrets en un riu) i nodes (com ara aiguabarrejos o planes d'inundació). L'excés d'interrupcions pot convertir el corredor en un conjunt de passeres (*stepping stones*). Els estretalls tenen, en general, efectes menys pronunciats que les passeres sobre els fluxos de materials i organismes al llarg i a través dels corredors. Finalment, els nodes o eixamplaments del corredor permeten mantenir microhàbitats dins el corredor, on poden viure nombrosos organismes.

iii) Pel que fa la matriu del paisatge, presenta atributs característics, en part oposats als de les tessel·les. En destaquem la porositat i la connectància.

1. *La porositat.* El grau de porositat fa referència a la densitat de tessel·les d'altres tipus d'hàbitats dins la matriu, sense considerar la seva mida. En general, és un indicador de pèrdua d'hàbitat per a les espècies pròpies de l'interior de les tessel·les i de guany per a les espècies de marge.

2. *La connectància.* Aquest atribut -recolzat en el terme matemàtic del mateix nom- fa referència a la continuïtat existent en un determinat hàbitat. Quan la connectància és total existeix una única tessel·la. En casos d'elevada porositat, una matriu molt interconnectada es pot assimilar a una xarxa de corredors, com seria el cas abans exposat de les tanques verdes en un paisatge agrícola de muntanya.

Els atributs del conjunt

De la concepció funcional del paisatge es deriva que aquest tingui, com tot sistema, una sèrie de

característiques o atributs que sovint no provenen directament dels atributs dels seus elements sinó de la interacció entre ells⁴⁵¹. Com ja s'ha comentat anteriorment, l'ecologia del paisatge ha estat especialment prolífica en la generació de mètriques, cosa que ha portat fins i tot al desenvolupament de programari específic⁴⁵².

Tanmateix, el desenvolupament i ús de les mètriques del paisatge ha estat qüestionat en temps recents per diversos aspectes⁴⁵³: a) la poca robustesa davant canvis de resolució espacial (escala de treball) o temàtica (diverses classificacions de les mateixes dades); b) l'excessiva dependència de la composició del paisatge (els hàbitats o cobertes dominants); c) l'elevada redundància (mètriques diferents expliquen propietats del paisatge similars); d) les dificultats d'associar els patrons que descriuen els processos funcionals. Malgrat tot, s'han fet propostes (*core sets*) de mètriques que minimitzen la redundància i capturen les propietats del paisatge que es volen explicar⁴⁵⁴. D'altra banda, continua la recerca pel que fa a les relacions entre patrons i processos. Seguidament esmentem quatre atributs del paisatge, en boga actualment -o fins temps recents-, que han estat parametritzats amb mètriques molt diverses.

1. *La diversitat.* Mesura la diversitat de categories considerades en un determinat paisatge (cobertes del sòl o hàbitats, per exemple). Desenvolupat a partir de

⁴⁵¹ ARONSON, J. & E. LE FLOCH. 1996. *Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology*. Restoration Ecology, 4. 377-387.

⁴⁵² MC GARIGAL, K. & B.J. MARKS. 1995. *FRAGSTATS. Spatial analysis program for quantifying landscape structure*. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station.

⁴⁵³ TURNER M.G. 2005. *Landscape ecology: what is the state of the science?* Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 36. 319-344.

⁴⁵⁴ RIITERS, K., O'NEILL, R.V., HUNSACKER, C.T., WICKHAM, J. D., YANKEE, D. H., TIMMINS, S.P., JONES, K.B. & B.L. JACKSON. 1995. *A factor analysis of landscape pattern and structure metrics*. Landscape Ecology, 10. 23-39.

les teories de la informació⁴⁵⁵, aquest atribut actualment està força qüestionat per les dificultats associades a la interpretació dels seus resultats.

2. *La mida de gra.* Propietat relativa a la superfície de les tessel·les, que es pot mesurar amb diverses mètriques (mida mitjana, màxima, etc.). Condiciona, per exemple, la supervivència d'espècies segons els seus requeriments ecològics. Els paisatges de gra gruixut sovint mantenen poblacions viables d'organismes d'interior de les tessel·les, mentre que els de gra fi són dominats per espècies de marge.

3. *La fragmentació.* Constitueix una de les dinàmiques del paisatge que ha estat més estudiada (vegeu capítol 5). S'ha definit com el trencament d'un hàbitat o unitat de paisatge en parts més petites⁴⁵⁶. La fragmentació és un dels processos que intervenen en la transformació antròpica del paisatge, que de forma general s'associa a la reducció dels hàbitats i la seva posterior disgregació en fragments més petits i isolats. Hom considera la fragmentació com una de les causes principals de la pèrdua d'espècies, tot i que una revisió recent⁴⁵⁷ rebel·la que aquesta és més aviat conseqüència de la pèrdua d'hàbitats associada a la fragmentació que d'aquest procés en sí. Es tracta d'una de les propietats del paisatge que més mètriques ha inspirat, tot i que la majoria la mesuren de forma indirecta⁴⁵⁸.

⁴⁵⁵ Normalment, es mesura la diversitat (H) mitjançant l'índex de Shannon-Weaver:

$$H = - \sum p_i \cdot \log(p_i)$$
On p_i correspon a la proporció, en superfície, d'un determinat hàbitat o classe al paisatge estudiat.

⁴⁵⁶ FISCHER, J. & D.B. LINDENMAYER. 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. Global ecology and biogeography, 16. 265-280.

⁴⁵⁷ FAHRIG, L. 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34. 487-515.

⁴⁵⁸ JAEGGER, J. 2000. *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation*. Landscape ecology, 15. 115-130.

3. *La connectivitat.* Com a propietat essencial del paisatge, ha estat objecte de tractaments numèrics diversos (vegeu capítol 5)⁴⁵⁹. És un atribut complex, que incorpora aspectes estructurals i funcionals. Així, la connectància fa referència a la connexió física entre elements del paisatge, i s'avalua a partir de mesures de distància -o d'adjacència- entre les tessel·les de l'hàbitat considerat. També es pot mesurar per a diversos hàbitats, construint la matriu de connectància a partir de la longitud de marge compartit per cada parella d'hàbitats⁴⁶⁰. La connectivitat es refereix als aspectes funcionals de la connexió entre elements del paisatge (moviment d'organismes, resposta a les barreres, etc.). La connectivitat complementa la concepció estructural que ens proporciona la connectància: no només cal assegurar la connexió física entre tessel·les, sinó que cal que els processos es propaguin entre elles⁴⁶¹. En general, una elevada connectància és una condició necessària per a una elevada connectivitat, encara que no sempre: la presència de passeres (*stepping stones*) pot assegurar la connectivitat entre dos elements del paisatge encara que no hi hagi connectància. En qualsevol cas, la connectivitat es pot considerar com un atribut de primer ordre per a quantificar, de forma sistèmica, la funcionalitat ecològica del territori.

⁴⁵⁹ SAURA, S. & L. PASCUAL-HORTAL. 2007. *A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study*. Landscape & Urban Planning, en premsa (DOI 10.1016/j.landurbplan.2007.03.05).

⁴⁶⁰ COLVILLE, D. 1995. *Ecological landscape analysis using GIS*. In: *Landscape ecology in land use planning. Methods and practice*. DOMON, G. & J. FALARDEAU (eds.). Canadian Society for Landscape Ecology and Management. Polyscience Publications Inc. Morin Heights. 143-148.

⁴⁶¹ FORMAN (1995) proposa un altre concepte complementari de la connectivitat: la impedància o resistència del paisatge (*landscape resistance*). Aquest atribut, oposat a la permeabilitat, fa referència a les dificultats que posen els diversos elements del paisatge a l'establiment de fluxos de matèria, energia, organismes i gens, degudes a l'existència de barreres estructurals. Com s'ha comentat, que un element del paisatge es comporti com un passadís (que canalitza fluxos) o com una barrera depèn en part de la seva orientació en relació amb la direcció dels fluxos.

La dimensió temporal

Als apartats previs s'han considerat els principals factors relacionats amb l'estructura espacial del paisatge i, també, els factors més rellevants en relació a la funcionalitat ecològica del territori. Cal, però, tenir en compte que la matriu territorial no només canvia en l'espai sinó també en el temps. L'aparició de perturbacions, naturals o antròpiques, que afecten els diversos ecosistemes de forma puntual en l'espai i el temps, sovint determina les característiques d'un paisatge, on hi conviuen els estadis successional dels diversos ecosistemes que el constitueixen, creant un mosaic dinàmic força canviant.

La conservació d'aquest mosaic espaciotemporal permet, entre altres coses, el manteniment d'una diversitat d'espècies més elevada que la recuperació d'un paisatge format només pels ecosistemes més madurs i estables, ja que en el primer cas també hi poden viure els organismes dels estadis inicials i intermedis de la successió. Aquesta situació era abans freqüent als paisatges mediterranis, on la continuada interacció amb les activitats humanes va determinar una coexistència d'ambients naturals, seminaturals i antròpics que permetien garantir una elevada diversitat biològica i paisatgística.

6.3. L'aplicabilitat del model

La matriu territorial és un sistema ecològic i, per tant, pot estudiar-se mitjançant un model ecosistèmic⁴⁶². D'acord amb aquest model, el territori -el paisatge- és un sistema organitzat en nivells jeràrquics de complexitat que dependrien de la seva escala espaciotemporal. Per tal d'entendre aquesta organització de la complexitat cal, doncs, una aproximació holística que tingui en compte els factors principals que caracteritzen el territori globalment, d'una forma integrada. En conseqüència, es proposa transferir les aportacions teòriques de l'ecologia del paisatge en eines matemàtiques que resultin útils per a una planificació territorial sostenible.

Un cop es compta amb la capacitat de descriure i quantificar el paisatge sorgeix la pregunta de quina o quines configuracions espacials dels diversos elements descrits poden optimitzar el manteniment dels organismes i els processos ecològics d'un paisatge, fent-ho alhora compatible amb el necessari desenvolupament socioeconòmic del territori. En ciència, la resposta ha estat sovint abordada de forma empírica, en general analitzant els paisatges amb major diversitat biològica i amb gran nombre d'interaccions entre llurs unitats, i també mitjançant l'establiment de models computacionals de simulació de diverses pertorbacions. En última instància, però, sempre es requereix un model conceptual per a la seva aplicabilitat sobre el terreny.

6.3.1. El plantejament conceptual

El paisatge, i també la matriu territorial en què s'assenta, pot definir-se des de diversos punts de vista que, com ja s'ha comentat, depenen de la disciplina de coneixement emprada. La nostra aproximació conceptual es basa en el coneixement

⁴⁶² MAY, R.M. 1989. *Ecological Concepts*. Blackwell, Oxford.

científic actual de la natura, que la defineix com heterogènia, dinàmica, multiescalar i organitzada jeràrquicament⁴⁶³. D'acord amb aquesta hipòtesi, la natura es considera un sistema que pot ser descrit prenent en consideració les seves característiques estructurals i funcionals, així com seva organització jeràrquica. Aquesta concepció és particularment apropiada per a l'estudi d'una realitat tan complexa com és la matriu territorial, resultat de la interacció de fenòmens físics, biològics i antròpics, que actuarien a distintes escales espaciotemporals.

A partir de la teoria de l'ecologia del paisatge, Richard Forman proposa una aproximació bàsicament conceptual, però tanmateix útil en la planificació del territori⁴⁶⁴. Segons aquest autor, la millor distribució espacial dels diferents elements que constitueixen el paisatge és aquella que agrega els diferents usos del sòl en grans tessel·les, però dins d'aquestes permet els anomenats enclavaments d'altres usos (*outliers*). El model de mosaic tessel·la-corredor-matriu es pot representar a escala de paisatge, on els elements són diverses classes de cobertes del sòl, però també a escala regional, on els elements del model s'assimilen a àrees amb funcions diferents pel que fa a l'ordenació dels espais oberts.

El model resultant, que podem anomenar *mosaic territorial*⁴⁶⁵, integra una sèrie d'avantatges per a la conservació dels processos ecològics a escala de paisatge, que són més evidents en indrets amb un cert equilibri entre usos del sòl urbans, agrícoles i naturals. El manteniment simultani de grans àrees -o

⁴⁶³ PRIGOGINE, I. & I. STENGERS. 1984. *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*. Bantam, New York.

⁴⁶⁴ FORMAN, R.T.T. 1995b. *Some general principles of landscape and regional ecology*. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.

⁴⁶⁵ Es tracta del conegut model d'agregat amb enclavaments que forma part de l'anomenada *Solució Espacial*. Vegeu: FORMAN, R.T.T. & S.K. COLLINGE. 1996. *The "spatial solution" to conserving biodiversity in landscapes and regions*. DEGRAAF, R.M. & R.I. MILLER (eds.). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman and Hall. 537-568.

agregats- ajustades a característiques topogràfiques i ecològiques del territori (com ara conques hidrogràfiques senceres) i de petits espais –o *enclavaments*-, permet compaginar la conservació de processos d'abast territorial força divers.

En el cas dels hàbitats naturals, els *agregats* mantenen les funcions ecosistèmiques bàsiques del territori, algunes de gran abast territorial com són el manteniment de diversos processos hidrològics o garantir la viabilitat de les poblacions principals de molts organismes. Els *enclavaments*, en canvi, acullen una elevada diversitat d'espècies i sovint són reservoris d'efectius que permeten la recolonització d'àrees properes (per exemple, conreus abandonats o àrees afectades per incendis). Des del punt de vista de la planificació territorial, l'agregació dels usos del sòl també pot ajudar a prevenir el desenvolupament urbanístic anàrquic i a mantenir la identitat paisatgística dels municipis, en contra del que comporta un model urbà difús.

El model de mosaic territorial és, tanmateix, criticable pel seu caràcter fonamentalment conceptual que suposa una certa indefinició en els seus postulats. No aporta gaire informació sobre quina proporció d'un determinat ús del sòl ha d'estar en forma d'agregats o d'enclavaments, ni tampoc sobre les dimensions (absolutes o relatives) que han de tenir les diverses tessel·les. D'altra banda, el problema de quina escala territorial cal triar, no obstant comú a molts àmbits de l'ecologia del paisatge, esdevé en aquest cas especialment punyent: bona part dels paisatges antropitzats poden ser assimilats al model senzillament variant l'escala de treball, el que pot anar des d'uns quants quilòmetres (una vall determinada: escala de paisatge) a unes desenes o centenars de quilòmetres (una comarca o similar: escala regional).

6.3.2. Les escales d'aplicació

Segons el fins ara exposat, l'ecologia del paisatge pot proporcionar un marc conceptual per a comprendre el funcionament ecològic del territori en relació als atributs i la configuració espacial dels seus elements. El cos teòric i metodològic s'ha desenvolupat a escala de paisatge, per a ser aplicat en el conjunt d'aquest o bé sobre els seus elements (tessel·les, corredors i matriu). No obstant això, aquest model ha estat incorporat a la planificació territorial per a la seva utilització a escala regional, i això constitueix probablement una de les contribucions més rellevants de l'ecologia del paisatge a la gestió i conservació del territori⁴⁶⁶. A continuació es descriuen breument ambdues escales de treball (MAPES 107 a 108).

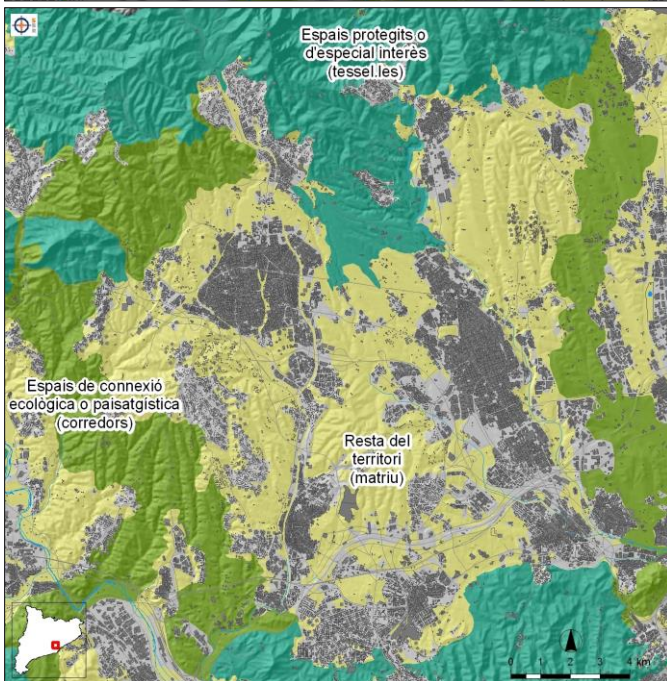
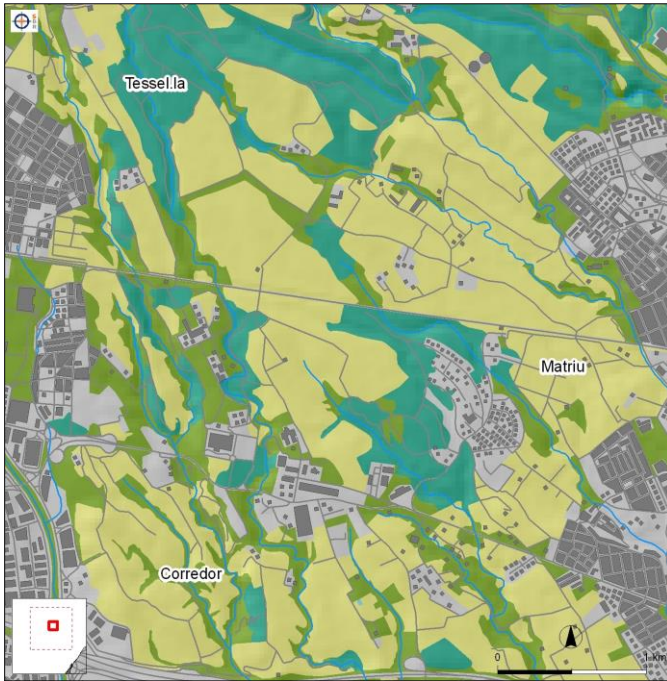
L'escala de paisatge

A escala de paisatge, les aplicacions en planificació territorial haurien de permetre el manteniment o la potenciació d'un seguit de factors que es consideren clau per a la conservació dels sistemes ecològics i de les espècies que hi viuen:

i) *L'heterogeneïtat espacial*. Ateses les relacions entre diversitat d'ecosistemes i d'organismes, cal afavorir el manteniment d'un mosaic prou heterogeni d'hàbitats, evitant una excessiva fragmentació del paisatge. El progressiu abandonament de les activitats tradicionals està comportant una forestalització del paisatge i una pèrdua gradual d'hàbitats oberts. El manteniment d'una certa diversitat d'hàbitats passa, per tant, per evitar l'abandonament de determinades explotacions agrícoles, ramaderes i forestals tradicionals. Això no obstant, cal compaginar-ho amb la conservació i fins i tot la recuperació d'extensions significatives dels hàbitats més madurs que han esdevingut testimonials.

⁴⁶⁶ PINO, J. & F. RODÀ. 1999. *L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 67. 5-20.

MAPES 107 a 108. El model de *mosaic territorial* es representa a escala de paisatge (a), on els elements són classes de cobertes del sòl, i a escala regional, on els elements són àrees amb diferents funcions pel que fa a la conservació (b). Àmbit entre Terrassa i Sabadell.



ii) *La variabilitat temporal.* El règim de perturbacions que suporten els diversos ecosistemes (explotació forestal, llaurades, riuades, incendis, etc.) determina l'aparició d'un patró de variabilitat temporal que, a nivell de paisatge, se suma a la variabilitat espacial. Cal tenir present que la persistència de molts ecosistemes no és possible si no es manté el règim de perturbacions que els va originar. Aquest és el cas de molts hàbitats seminaturals d'origen antròpic (guarets, pastures, deveses, etc.), la conservació dels quals esdevé un problema a causa del progressiu abandonament dels assentaments humans.

iii) *L'estructura del paisatge.* En general, cal tendir cap a un paisatge agregat amb enclavaments, concentrant els usos del sòl per tal d'aconseguir àrees homogènies extenses, que mantenen funcions ecològiques i organismes típics d'interior de tessel·la. També cal evitar, però, una excessiva concentració d'usos del sòl que porti a una reducció de la biodiversitat i a la simplificació excessiva del paisatge. Fins i tot a les grans tessel·les del paisatge és important mantenir-hi enclavaments, com ara àrees agrícoles enmig de grans extensions de bosc, o hàbitats naturals enmig de zones cultivades. Aquests hàbitats introdueixen ecotons i permeten augmentar la diversitat d'organismes i processos.

iv) *La funcionalitat del territori.* El manteniment de la biodiversitat sovint exigeix garantir de la continuïtat dels diversos elements del paisatge. La connectivitat ecològica ha estat tractada de forma molt diversa (potenciant corredors fluvials entre fragments d'hàbitat, cercant solucions tècniques a l'efecte barrera de les infraestructures, etc.). En molts casos, però, s'oblida que les propietats dels elements a connectar són tant o més importants que l'existència d'una xarxa de connectors en el paisatge (IMATGE 33). Aquesta concepció de la connectivitat, més relacionada amb els aspectes funcionals que amb els físics (connectància), precisa d'aproximacions més globals que les normalment adoptades en el disseny de corredors o passos de fauna (vegeu capítol 5).

IMATGE 33. Exemple de funcionalitat ecològica del territori. En un mosaic agroforestal a la plana del Vallès, les tessel·les equivalen a boscos mixts; els corredors estan formats per bosquines de ribera amb caducifolis i per marges arbustius entre els camps. Finalment, la matriu del paisatge es correspon amb extensió agrícola, en aquest cas.



El progressiu coneixement del funcionament dels sistemes naturals ha portat a considerar la conservació dels processos per sobre de la de determinades espècies. La preservació del màxim de diversitat biològica entronca amb aquest canvi de pensament, ja que pretén la conservació dels actors que duen a terme aquests processos, dins i entre ecosistemes. Això no obstant, convé compaginar la preservació de la biodiversitat en conjunt amb la protecció de determinades espècies, ja que les particularment carismàtiques poden afavorir un creixent interès del públic per a protegir determinats indrets i, de retruc, repercutir en la conservació del funcionament ecològic del territori.

L'escala regional

S'introdueix ara un concepte que cada cop pren més importància en l'ordenació dels espais oberts i que està relacionat amb el model tessel·la-corredor-matriu. Les xarxes ecològiques són el resultat de l'aplicació a escala regional, i en un context de

planificació territorial, de les bases d'aquest model, plantejat originalment a escala de paisatge. Els espais naturals protegits s'assimilen a tessel·les, les àrees de connexió entre aquests espais a corredors i la resta del territori, que pot presentar un grau d'antropització variable, a la matriu del paisatge⁴⁶⁷.

El disseny i la implementació xarxes ecològiques es consolida a la dècada dels noranta com a resposta a la progressiva artificialització del territori (IMATGE 34). Es recolza en el concepte de corredor biològic, entès com a connexió paisatgística, desenvolupat als Estats Units durant les darreres dècades⁴⁶⁸. Tradicionalment, la protecció de la natura a Catalunya s'ha centrat en reserves destinades a esdevenir illes naturals en un entorn cada cop més antropitzat; però aviat es va qüestionar aquesta compartimentació del territori en àrees protegides i no protegides⁴⁶⁹. Actualment, s'ha fet evident la necessitat de mantenir la connexió entre els espais naturals per a protegir els valors pels quals van ser delimitats. Assistim, llavors, a una reconversió dels sistemes d'espais protegits aïllats cap a xarxes ecològiques. Cal esmentar la proposta European Ecological Network (EECONET), que no ha reeixit per la seva difícil implementació (propietaris del sòl, creixement econòmic, etc.), si bé es basteix sobre altres projectes europeus, com ara Natura 2000⁴⁷⁰ (aprovada per la Generalitat de Catalunya, 2007).

⁴⁶⁷ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

⁴⁶⁸ MALLARACH, J.M. 1993. *Estudi de diagnosi i aplicació al Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya de les experiències sobre corredors biològics als Estats Units d'Amèrica*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Direcció General de Patrimoni Natural.

⁴⁶⁹ TERRADAS, J. 1976. *Orientacions per a una gestió ecològica dels Països Catalans*. FOLCH, R. (ed.). *Natura, ús o abús? Llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans*. Editorial Barcino. 439-448.

⁴⁷⁰ BENNETT, G. & R. WOLTERS. 1996. *A european ecological network*. NOWICKI, P. BENNETT, G. & D. MIDDLETON (eds.). *Perspectives in ecological networks*. ECNC. Arnhem, Holanda. 11-17.

IMATGE 34. Exemple de permeabilització d'una infraestructura viària mitjançant la construcció d'un fals túnel, que fa les funcions de connector ecopaisatgístic entre dos espais forestals a l'Eix Transversal.



L'aplicació dels preceptes de l'ecologia del paisatge al model regional passen per potenciar un seguit de factors que, en essència, són similars als considerats a escala de paisatge i, per tant, descriurem breument:

i) *La mida i disposició dels espais.* És important que els espais protegits siguin prou grans per a albergar poblacions mínimes viables dels organismes que volem preservar, però també convé que aquests espais no es trobin gaire allunyats entre si per tal d'afavorir el manteniment dels processos ecològics que tenen lloc entre ells (intercanvi d'organismes, la participació en xarxes tròfiques, etc.).

ii) *La diversitat dels hàbitats.* A l'hora de dissenyar una xarxa ecològica cal incloure, a més d'espais relativament poc alterats per l'activitat humana, d'altres amb una proporció notable d'ambients seminaturals com els boscos mediterranis sotmesos a explotació, els conreus i les pastures. Aquesta estratègia permetria potenciar els lligams ecològics entre les zones naturals (que sovint actuen d'àrees de refugi o de nidificació), i les agrícoles (territoris de cacera, àrees de dispersió d'individus immaturs, etc.).

iii) *La previsió als canvis.* El disseny i la gestió de les xarxes ecològiques ha de preveure els efectes potencials de les pertorbacions sobre el manteniment d'organismes i processos. Cal considerar, per exemple, connexions entre espais naturals per tal d'afavorir la recolonització dels hàbitats afectats (com ara per incendis forestals). A nivell internacional convé preveure la possible migració latitudinal d'ecosistemes com a conseqüència del canvi climàtic.

iv) *La connectivitat ecològica.* La connexió física i funcional d'espais protegits permet mantenir processos que tenen lloc a nivell regional (dispersió d'exemplars juvenils, migracions estacionals d'ocells, etc.). Cal dissenyar les connexions no només com a passadissos per on es canalitzen fluxos, sinó també com a superfícies dotades de sistemes naturals que interaccionen entre si i amb els dels espais protegits. Per això, aquests connectors paisatgístics han d'ésser amples (idealment tan grans, o gairebé, com els espais protegits) i amb una certa diversitat d'hàbitats.

Les polítiques de conservació dels sistemes naturals a Catalunya han passat per diferents etapes en les quals s'ha considerat el paper dels diversos elements de la matriu territorial. La delimitació d'un sistema d'espais protegits aïllats és un primer estadi per a la conservació de determinades espècies i ecosistemes (Pla Territorial Sectorial d'Espais d'Interès Natural, 1992). Posteriorment es va proposar la seva connexió mitjançant una xarxa d'espais protegits (Resolució 552/V del parlament de Catalunya, 1998; Bases per a les directrius de connectivitat ecològica de Catalunya, 2006⁴⁷¹; a data d'avui no desplegades a nivell legal). Tanmateix, cal considerar el paper de la *matriu* -on es concentra l'activitat humana- per a garantir, juntament amb la *xarxa* d'espais protegits, el funcionament ecològic del territori. Això suposa un repte important, ja que implica incorporar els criteris de sostenibilitat a

⁴⁷¹ Aquest document ha estat aprovat pel Consell de Direcció del Departament de Medi Ambient i Habitatge el setembre de 2006. En línia: http://mediambient.gencat.net/cat/el_medi/natura/connectivitat/

les polítiques sectorials, el que ha de permetre un compromís entre preservació i desenvolupament.

6.3.3. El model territorial

La *matriu del paisatge* té, pel fet de ser el tipus de tessell·la dominant, un pes decisiu en el funcionament ecològic del territori i en la qualitat del mateix, tant des d'un punt de vista biològic com social. Per tant, allò que succeeix en aquesta matriu, i la manera com la tractem, afecta a una gran superfície i també influeix sobre els altres elements del paisatge (tessel·les i corredors). La matriu del paisatge proporciona bona part de l'hàbitat i sustenta la major part dels serveis ecosistèmics que pot generar un territori. Aquestes consideracions es poden traslladar també a escala de planificació. La declaració d'espais naturals protegits normalment pretén preservar aquells elements més singulars, amenaçats, vulnerables o que considerem més valuosos des del punt de vista de la conservació de la natura. Això, però, correspon generalment a una petita part del territori, mentre que la resta dels espais oberts, es a dir, la *matriu* (en contraposició a la xarxa d'espais protegits, definida a escala regional), no és objecte de protecció específica tot i ser la major part del territori. Cal, per tant un tractament del conjunt, del que n'hem dit *matriu territorial*, incloent aquesta els elements estructurals i els funcionals⁴⁷².

Diversos estudis realitzats a Catalunya⁴⁷³ demostren que existeix una biodiversitat molt significativa fora dels espais naturals protegits i que aquesta biodiversitat conté un elevat valor de conservació (espècies rares, amenaçades, etc.). Per tant, una

⁴⁷² RODÀ, F. 2003. *La matriz del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales*. FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona. 43-55.

⁴⁷³ GUIRADO, M. 2002. *Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular*. Universitat Autònoma de Barcelona.

política eficient de conservació de la natura no hauria de considerar exclusivament les àrees fins ara protegides, sinó el conjunt del territori. En efecte, el manteniment de la biodiversitat en un territori depèn en gran mesura de com tractem la matriu, perquè constitueix la major part del paisatge percebut i també perquè el que afecta a la matriu (modificacions de la seva qualitat com a hàbitat o de la permeabilitat per a diferents organismes) afectarà també, més aviat que no pas tard, a la flora i fauna que es pretén conservar en els espais naturals actualment protegits.

El manteniment de la biodiversitat no és l'únic atribut ecològic rellevant que aporta la matriu al conjunt del territori. Utilitzem aquí la biodiversitat no tan sols pel seu valor intrínsec, que el té, sinó com indicador de l'estat dels sistemes naturals. La conservació de la biodiversitat en un paisatge agrícola o agroforestal pot significar, per exemple, que els biocides que apliquem als cultius estiguin dins dels límits suportables per a molts organismes -inclosos els humans-, i que pot haver-hi una elevada densitat i diversitat dels enemics naturals de les espècies considerades com a plagues, ajudant a controlar-les. En general, la matriu realitza també altres funcions ecològiques essencials, com ara la detoxificació de contaminants, el control de l'erosió o la regulació hidrològica (vegeu capítol 4).

El concepte de corredor biològic ha collat entre polítics i tècnics en els àmbits territorial i urbanístic. Tanmateix, amb freqüència les propostes que se'n deriven són insuficients i, de fet, sovint semblen realitzades per a cobrir expedient o, senzillament, per a justificar un pla urbanístic concret. Els corredors biològics es poden dissenyar per a una espècie en particular, o un grup d'espècies amb requeriments similars. En canvi, els connectors ecològics, per la seva amplitud i heterogeneïtat, poden resultar eficients per a una gran quantitat d'espècies, tant animals com vegetals, i també per altres processos abiòtics. Els connectors ecològics són territorialment més potents, ja que vertebreren el territori i són una peça en ple diàleg amb els sistemes urbans i

d'infraestructures. La convergència entre les funcions de *xarxa* i *matriu* és una característica altament desitjable, quan es considera el conjunt del territori i les relacions entre els elements que el configuren.

Encara estem força lluny de que aquestes nocions s'incorporin a la pràctica de la planificació i la gestió del territori. Una de les dificultats, i no la menor, és el caràcter forçosament integrador i transversal de les actuacions a realitzar. A diferència de la conservació de la natura en el seu sentit restringit, el tractament de la matriu -i dels grans espais de connexió ecològica- no afecta sols a un sector de l'administració que pugui decidir i implementar una determinada política per si sol. El manteniment del funcionament ecològic a la matriu depèn al mateix temps de moltes polítiques sectorials (agricultura, ramaderia, boscos, transports, energia, turisme, urbanisme, etc.). No es tracta, per tant, de transformar la matriu territorial en parcs naturals. Això és inviable i també del tot indesitjable.

6. 4. L'aproximació paramètrica

El model territorial derivat del marc conceptual de l'ecologia del paisatge, i de la seva transposició a nivell regional, ha estat aplicat en una proposta d'ordenació dels espais oberts per a la regió metropolitana de Barcelona. L'estudi, elaborat a una escala útil per a la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica, es basa en una síntesi entre les directrius elaborades per Richard Forman⁴⁷⁴ i diferents aportacions basades en les noves metodologies paramètriques desenvolupades. El treball inclou una anàlisi -qualitativa i quantitativa- de les propostes estratègiques de Forman i el desenvolupament *ad hoc* d'un mètode quantitatiu d'expressió cartogràfica per a la delimitació dels components de la *xarxa* (d'espais naturals protegits) i la *matriu* (resta d'espais oberts), que configuren una proposta concreta de territori entès com a sistema.

6.4.1. El plantejament metodològic

La regió metropolitana de Barcelona és una de les àrees d'Europa on es concentren més impactes i pressions sobre el medi ambient⁴⁷⁵. En efecte, les tendències que han caracteritzat el creixement econòmic i l'ocupació urbana del sòl en els darrers trenta anys, han generat una sèrie de disfuncions territorials negatives a nivell ambiental, social i, també, econòmic. En conseqüència, en cas de que el

⁴⁷⁴ Per encàrrec de Barcelona Regional, R.T.T. Forman, pioner en la conceptualització de la teoria que interpreta i explica les relacions ecològiques de la matriu territorial, ha analitzat la regió de Barcelona des d'una visió global i sintètica, ha formulat uns principis i criteris de sostenibilitat clars i ha definit unes directrius per a la planificació territorial. Es tracta, en definitiva, d'un treball de referència pel planejament estratègic sostenible de grans àrees metropolitanes.

⁴⁷⁵ AGÈNCIA EUROPEA DEL MEDI AMBIENT. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report, No. 2. EEA, Copenhagen, Denmark.

model territorial vigent no sigui revisat⁴⁷⁶, el desenvolupament de diversos plans urbanístics i d'infraestructures exercirà encara més pressió sobre l'espai obert, particularment a les valls, provocant greus impactes sobre els recursos naturals, els valors ecopaisatgístics i els serveis ecosistèmics⁴⁷⁷.

L'aplicació de la nova directiva d'avaluació ambiental estratègica ofereix una magnífica oportunitat per a revertir les tendències territorials més negatives i reorientar-les cap a la compacitat, la diversitat d'usos, l'eficiència territorial i la integració social, és a dir, cap a la sostenibilitat (vegeu capítol 1)⁴⁷⁸. Tanmateix, una de les majors dificultats consisteix en assumir un model territorial més sostenible i disposar d'eines eficients per a transposar-lo en plans territorials i sectorials que ajudin a fer compatibles les necessàries transformacions del territori amb el manteniment o el millorament dels béns i serveis socials, ecològics i econòmics.

La teoria ecològica del paisatge ha servit de base per a desenvolupar una sèrie d'eines matemàtiques aplicades a plans i programes urbanístics i d'infraestructures⁴⁷⁹. Com a resultat, en els darrers anys diversos equips de planificadors han utilitzat noves metodologies paramètriques per tal d'avaluar

⁴⁷⁶ PAÜL, V. & M. TONTS. 2005. *Containing Urban Sprawl: Trends in Land Use and Spatial Planning in the Metropolitan Region of Barcelona*. Journal of Environmental Planning and Management, 48. 7-35.

⁴⁷⁷ MARULL, J. 2003. *La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis*. FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. CUIIMP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 141-158.

⁴⁷⁸ MALLARACH, J.M & J. MARULL. 2006. *Impact assessment of ecological connectivity at the regional level: recent developments in the Barcelona Metropolitan Area*. Impact Assessment and Project Appraisal, 24. 127-137.

⁴⁷⁹ NASSAUER, J.I. 1999. *Culture as a means of experimentation and action*. WEINS, J.A. & M.R. MOSS (eds.). *Issues in Landscape Ecology*. International Association for Landscape Ecology, Faculty of Environmental Sciences, University of Guelph, Ontario, Canada. 129-133.

quantitativament escenaris territorials alternatius⁴⁸⁰. L'índex d'aptitud territorial (*IAT*) que es proposa en aquest estudi (vegeu capítol 2) incorpora alguns dels conceptes heretats de l'ecologia del paisatge i també de la teoria ecològica general. Es tracta d'una metodologia dissenyada per a l'avaluació ambiental estratègica, en especial la d'àrees metropolitanes⁴⁸¹.

Tanmateix, abans d'aplicar aquestes eines d'anàlisi ambiental en el planejament, és necessari definir el model territorial que volem per a nosaltres i per a les properes generacions, i validar la coherència conceptual i la fiabilitat metodològica de les eines paramètriques proposades. Ambdós aspectes s'aborden a continuació, prenent com a referent el model de *mosaic territorial* per a la regió metropolitana de Barcelona elaborat per Forman⁴⁸².

El model de mosaic territorial

El model de mosaic territorial de Forman és, de fet, un esquema director amb voluntat d'incidir en el pla territorial metropolità de Barcelona. L'àmbit geogràfic de les propostes duplica, pràcticament, el de la regió metropolitana atès que inclou part de la regió central, mentre que l'abast temporal és de 40 anys, superior, doncs, al de la planificació territorial de Catalunya. Les propostes de Forman es situen en el pla teòric de l'ecologia, especialment l'ecologia del paisatge, però també de l'ecologia urbana i humana, i es basen en principis generals amplament acceptats, encara que poc desenvolupats a nivell pràctic.

⁴⁸⁰ OPDAM, P., FOPPEN, R. & C. VOS. 2001. *Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology*. *Landscape Ecology*, 16. 767-779.

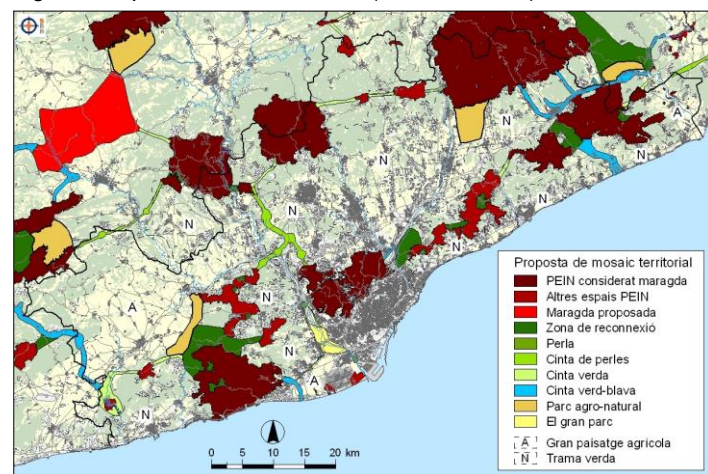
⁴⁸¹ MARULL, J., PINO, J., MALLARACH, J. M. & M.J. CORDOBILLA. 2007. *A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas*, *Landscape and Urban Planning*, 81. 200-212.

⁴⁸² FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.

El model de mosaic territorial formula uns principis i criteris de sostenibilitat clars i defineix directrius generals d'actuació futura. Així, proposa protegir una xarxa ecològica d'espais naturals que anomena "xarxa maragda", garantir la producció d'aliments, preservar "cintes verd-blaves" associades als rius, salvaguardar la conca del riu Tordera, restaurar el riu Llobregat i el seu delta, obrir Barcelona i els municipis veïns al riu, delimitar àrees especials per a fomentar o minimitzar el creixement urbà, restaurar petits enclavaments a les valls i, en general, definir uns models territorials i funcionals que aportin flexibilitat i estabilitat pel futur de la regió.

Forman proposa fins a nou directrius estratègiques, estretament interrelacionades entre elles, que desenvolupa en diferents nivells d'intensitat per a generar tres alternatives concretades a la regió metropolitana de Barcelona: el pla més prometedor, el pla bàsic (MAPA 109) i el de mínims. Només en el cas dels dos primers s'ofereixen garanties de sostenibilitat ambiental a llarg termini. De l'ample bateria de propostes conceptuals i estratègiques només algunes són grafades, sempre de forma esquemàtica, a una escala insuficientment detallada per a ser emprada directament en la planificació territorial.

MAPA 109. Pla basic segons la teoria del mosaic territorial per a la regió metropolitana de Barcelona (FORMAN, 2004).



La major part de la superfície inclosa a la “xarxa maragda” correspon, senzillament, a espais ja delimitats i protegits mitjançant el PEIN, que en cap cas no es qüestiona. La contribució de Forman es centra, llavors, en elements de reforç d'aquests espais, de connexió entre ells i en altres figures prou interessants (com ara el “parc agronatural” del Vallès i el “gran parc” al Llobregat). Pel que fa a la resta del territori que, com és conegut, correspon justament a la *matriu* on és concentren la major part de les pressions i els impactes ambientals de la regió metropolitana, només en mostra una representació esquemàtica, sense concreció cartogràfica (“àrees de trama verda” i “gran paisatge agrícola”, principalment), si bé dona criteris per a la seva posterior delimitació a escala de planificació territorial.

Forman basa les seves propostes en la consideració simultània de dues escales: una de general i una altra de més local. Els seus plans recullen de forma esquemàtica les propostes a escala general, que hauran de ser detallades -com ell mateix indica- a altres escales de major resolució, utilitzant necessàriament informació complementària. I, a més, aquestes propostes d'àmbit regional o comarcal s'han de contraposar amb d'altres propostes d'escala local, que en cap cas són grafiades. En definitiva, com diu Jaume Terradas en el pròleg del llibre “totes les propostes poden i han de ser discutides”. El que ve a continuació recull el repte de donar-hi una resposta.

Les metodologies paramètriques

S'han desenvolupat i completat les propostes de Forman mitjançant noves metodologies paramètriques posades a punt per a l'avaluació ambiental estratègica del planejament territorial (vegeu capítol 2)⁴⁸³, les quals són el resultat d'un treball multidisciplinari que ha integrat experts ambientals a Catalunya, procedents de disciplines científiques i tècniques molt

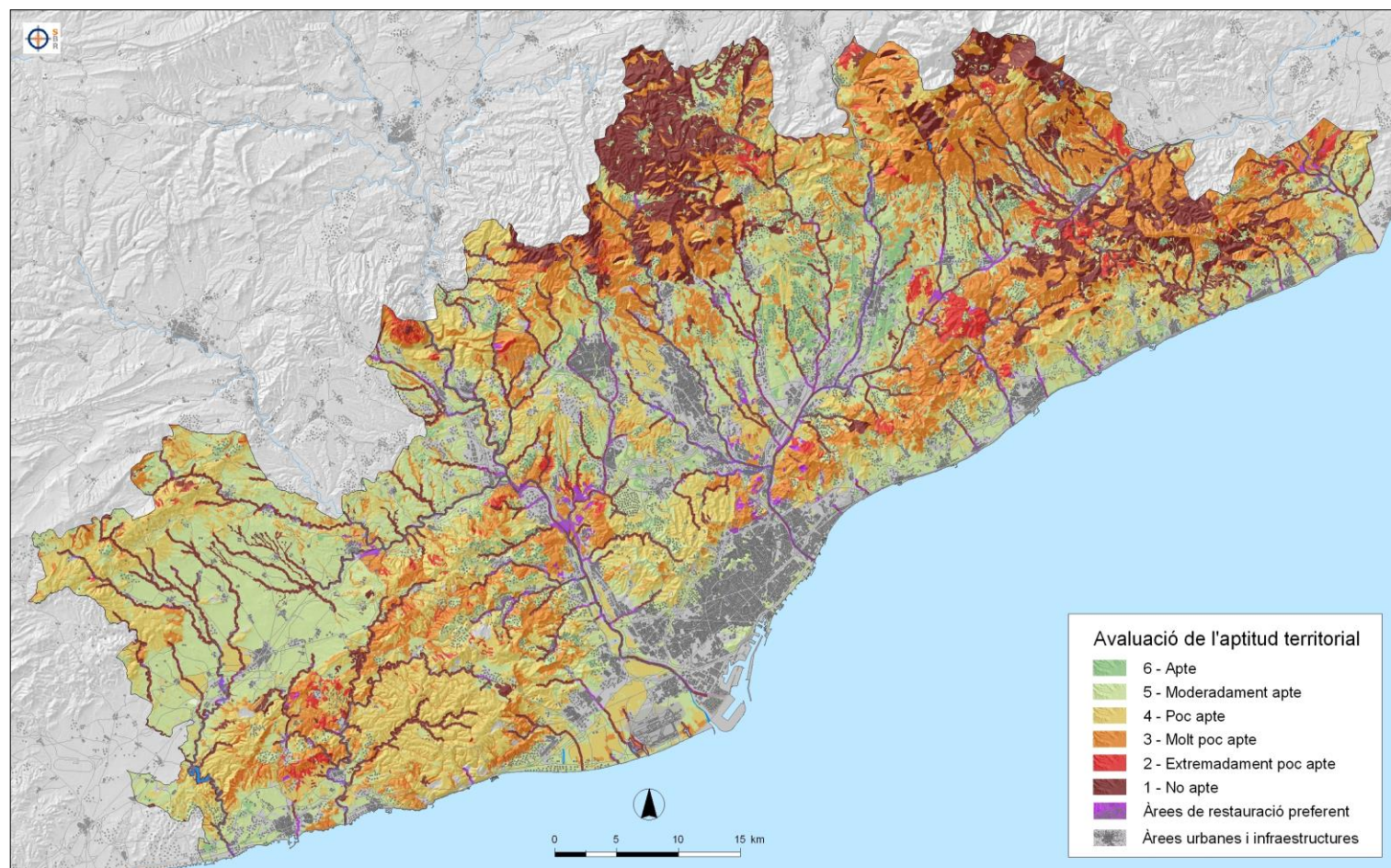
diverses. Aquesta recerca pretén abordar la necessitat de disposar d'eines i criteris que permetin fer compatible el desenvolupament del país amb el manteniment dels sistemes naturals i agraris. El llenguatge quantitatiu i cartogràfic -a escala 1:50.000- dels índexs socioecològics desenvolupats facilita la comunicació dels resultats als planificadors, sent molt útil la realització de successives iteracions per a comprovar els efectes ambientals de diverses alternatives de plans territorials, urbanístics o d'infraestructures.

Les metodologies proposades tenen per objecte determinar la vulnerabilitat del medi físic en front a diferents actuacions transformadores (capítol 3), analitzar el valor del component biològic (capítol 4) i modelitzar els processos funcionals del paisatge (capítol 5). L'estructura modular elaborada conflueix en un algoritme de caràcter integrador (*IAT*), que avalua de forma sistèmica l'aptitud del territori respecte els plans amb potencial transformador (MAPA 110). L'*IAT* és format per un conjunt d'índexs disposats jeràrquicament (capítol 2), que comprèn l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (*IVT*), l'índex de valor del patrimoni natural (*IVPN*) i l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*).

Les mètriques emprades en l'estudi inclouen variables geològiques (inestabilitat i erosionabilitat del substrat), hidrològiques (vulnerabilitat de les aigües superficials i subterrànies), cobertes del sòl (resiliència de la vegetació i restriccions topoclimàtiques), biogeogràfiques (interès intrínsec i corològic dels hàbitats), paisatgístiques (estructura del paisatge i servei ecosistèmic) i funcionals (fragmentació del territori i connectivitat ecològica). D'aquesta manera, l'avaluador disposa d'informació rellevant per a facilitar la incorporació de mesures preventives, correctives o compensatòries efectives en els plans en qüestió.

⁴⁸³ MARULL, J. 2005. *Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica*. Ecosistemas 14 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

MAPA 110. Proposta d'un índex d'aptitud territorial (IAT) per a la regió metropolitana de Barcelona.



El mètode permet determinar, per a qualsevol punt del territori, quin dels factors considerats té més pes en l'expressió final de l'índex, mitjançant els valors obtinguts en els índexs parcials, indicadors i paràmetres que el constitueixen. En resulta una valoració contínua, realitzada amb criteris homogenis per a tota l'àrea d'estudi. Les anàlisis de fiabilitat (vegeu apartat 6.5.) indiquen que l'estructura jeràrquica, modular i complexa de la metodologia proposada té un cert efecte amortidor en l'expressió final de l'IA⁴⁸⁴, la qual cosa permet un marge d'error acceptable en quant als criteris i paràmetres utilitzats, sense que els resultats se'n vegin afectats significativament. D'altra banda, les anàlisis de redundància han demostrat que els valors obtinguts són prou baixos com per a poder assegurar que els índexs parcials i principals que integren l'IA no són excessivament redundants.

Tanmateix, aquesta metodologia aborda només un aspecte de l'avaluació ambiental: el seu impacte des del punt de vista de la sostenibilitat territorial. Hi ha d'altres aspectes, com són els vectors ambientals (energia, aigua, aire, etc.) o la petjada ecològica, que com és obvi no hi queden compresos, cosa que no vol dir que no tinguin importància en una avaluació ambiental comprensiva, sinó que caldria que fossin abordats per mitjà d'altres metodologies.

6.4.2. La proposta de síntesi

La transposició del model de *mosaic territorial* s'ha desenvolupat a una escala i un format que els faci útils per a la planificació de la regió metropolitana de Barcelona. Això s'ha dut a terme mitjançant una síntesi entre les directrius i propostes elaborades per Forman, i les aportacions i interpretacions basades en els índexs paramètrics. La proposta inclou una

interpretació de les premisses a partir de l'anàlisi qualitativa i quantitativa de les directrius estratègiques de Forman, i el desenvolupament *ad hoc* d'una metodologia per a la delimitació dels components de la xarxa ecològica i la resta d'espais oberts a matriu territorial de la regió, per a confegir, finalment, la proposta de síntesi.

Darrera de la proposta de síntesi hi ha la percepció de que la conservació dels sistemes naturals precisa d'una visió més holística i d'una perspectiva espacial més ampla que les que tradicionalment s'han utilitzat, i que aquesta correspon al territori entès com a sistema, tal com proposa l'ecologia del paisatge⁴⁸⁵. De fet, el progressiu coneixement del funcionament dels ecosistemes ha posat en evidència que les interaccions entre els diversos hàbitats d'un determinat territori, i fins i tot entre els d'àrees molt allunyades, són molt nombroses i determinants per a la funcionalitat d'aquells. Aquestes interaccions fan que pocs sistemes naturals es comportin com a illes, i això també és aplicable als que es troben dins dels límits dels espais naturals protegits⁴⁸⁶.

Les propostes de Forman incorporen diversos conceptes teòrics de l'ecologia del paisatge a la delimitació i protecció dels espais oberts de la regió metropolitana. La nostra proposta de síntesi ha mirat d'incorporar-los, assumint la coexistència de dues escales: una de general i una altra de més local. Els plans elaborats per Forman recullen de forma esquemàtica les seves propostes a escala general (principalment relatives a la *xarxa*), que hauran de ser detallades -com l'autor indica- a altres escales (sobre tot en relació a la *matriu*), utilitzant en tot cas informació complementària.

⁴⁸⁴ MARULL, J., PINO, J., MALLARACH, J. M. & M.J. CORDOBILLA. 2007. *A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas*, Landscape and Urban Planning, 81. 200-212.

⁴⁸⁵ FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

⁴⁸⁶ PINO, J. & F. RODÀ, 1999. *L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 67. 5-20.

Per tant, la proposta de síntesi ha incorporat aquesta lectura a dues escales diferents. Les propostes més elaborades i concretades cartogràficament per Forman han estat transposades al que anomenem *xarxa ecològica*. En canvi, aquelles propostes que Forman només abordava conceptualment o per mitjà de signes convencionals i que s'han de desenvolupar a escales de més detall es recullen a la part restat del que anomenem *matriu territorial*. Aquesta divisió en *xarxa* (espais naturals protegits i connectats) i *matriu* (resta d'espais oberts) té a veure, doncs, amb l'escala d'anàlisi i de proposta, però també amb aspectes conceptuals. Des d'aquest punt de vista, la proposta de síntesi inclou, per motius d'escala de treball, la xarxa fluvial a la matriu quan, seguint els postulats de l'ecologia del paisatge, també podria considerar-se com a integrant de la xarxa. La metodologia d'elaboració d'aquests dos blocs de propostes s'exposa a continuació.

La delimitació de la xarxa

El propòsit d'aquesta primera part de l'estudi ha estat traçar, a escala de planejament territorial, els límits de les propostes dels plans de Forman, tot concretant quines són les rutes específiques d'alguns connectors que restaven indefinits, i acabar d'adaptar les dimensions mínimes que requereixen els diferents elements que componen la xarxa ecològica, en el context de la regió metropolitana de Barcelona.

Per acomplir aquest objectiu ens hem recolzat en les metodologies paramètriques anteriorment exposades, les quals s'integren en un sol índex final, l'anomenat índex d'aptitud territorial (*IAT*). Així, doncs, l'*IAT* ha estat la guia principal seguida a l'hora d'adaptar els límits i rutes específiques dels corredors proposats per Forman, per a elaborar la proposta de síntesi, juntament amb el judici expert dels autors per a resoldre els dubtes romanents, a escala inicial 1:100.000, posteriorment verificats en estudi de camp.

Ara bé, per a poder dur a terme el salt d'escala que exigeix aquest treball i assolir l'escala de planificació territorial desitjada, així com per a actualitzar la informació disponible, ha calgut emprar també altres bases complementàries: principalment la de les àrees urbanitzades i d'infraestructures, generada per l'Institut Cartogràfic de Catalunya, i la proposta de Xarxa Natura 2000, generada pel Departament de Medi Ambient i Habitatge; ambdues a escala 1:50.000. Amb l'ajuda d'aquestes bases i tenint en compte els raonaments abans exposats, es va procedir a digitalitzar tots els elements de la xarxa ecològica, amb una visualització en pantalla a escala 1:25.000, seguint els criteris següents:

- i) Ajustar tots els elements de la "xarxa maragda" i dels "parcs agronaturals" de Forman als valors més alts de l'*IAT* (és a dir, espais amb menor aptitud per a ser transformats).
- ii) Ajustar els espais de la xarxa ecològica per a evitar que entrin en conflicte amb àrees urbanitzades, espais denudats o que sofreixen una pressió antròpica important (com ara pedreres, explotacions d'àrids, runam, llocs arqueològics, basses d'aigua d'usos industrials o agrícoles, grans canals, etc.).
- iii) Incorporació de tots els espais de la Xarxa Natura 2000 dins de la "xarxa maragda". Aquesta informació, actualment imprescindible, no era disponible en el moment de l'estudi de Forman.
- iv) Concretar les rutes específiques dels connectors, bo i adaptant-les al nou disseny de la xarxa ecològica, derivat dels tres criteris anteriors.
- v) Desplegar alguns principis que Forman indica com a elements integradors d'una xarxa ecològica funcional, com són les àrees lobulars i circumdants, que s'han definit al voltant de les grans "maragdes" de la xarxa ecològica proposada, agrupades en la categoria de "perla" definida originalment per l'autor.

vi) Adoptar amplades coherents en els connectors. En les zones amb gran pressió urbanística s'ha seguit el criteri d'ajustar-se a la major amplada possible que permeten les àrees urbanes existents, seguint les recomanacions internacionalment admeses⁴⁸⁷.

El tractament de la matriu

Tal i com es defineix en aquest estudi, l'anomenada *matriu* cobreix tot l'àmbit que no forma part de la xarxa ecològica ni està transformat per usos urbans, en el sentit genèric del terme (en rigor seria, per tant, "la resta d'espais oberts" de la matriu territorial). A diferència de la xarxa ecològica, les propostes de la matriu han demanat un estudi i nivell d'anàlisi més profunds, ja que es tracta d'aspectes més innovadors que Forman només formula conceptualment o de forma indicativa. Tanmateix, tots els elements que s'han delimitat dins la matriu han seguit les directrius que Forman defineix, bàsicament, per a les àrees anomenades "gran paisatge agrícola" i "trama verda".

i) Les àrees de *trama verda*. Corresponen a superfícies que estan sotmeses a fortes pressions pel creixement urbanístic (com ara les planes del Vallès). Forman proposa evitar la coalescència dels espais urbanitzats. Tot i això, no acaba de concretar com s'han de delimitar els espais oberts a protegir (llevat dels fluvials), i només suggereix que aquestes zones podrien coincidir amb els límits municipals, la qual cosa resulta poc factible a l'àrea metropolitana, ja que significaria, en general, un grau d'adaptació molt baix al territori. Per aquesta raó, ens hem regit per dos elements directament vinculats als objectius que persegueixen aquestes àrees de separació urbana, els quals compleixen, al seu torn, tres requisits: a) es basen en els principis que planteja Forman; b) s'adaptin a la configuració territorial; c) són congruents amb la normativa vigent. Aquests dos elements són els corredors fluvials i els enclavaments:

1. Els *corredors fluvials*. Es proposen franges de 100 metres d'amplada, a cada banda de les lleres dels principals cursos fluvials que discorren per les àrees de trama verda (ordre de Strahler ≥ 3). Aquest criteri coincideix amb la zona de policia que defineix l'apartat de domini públic hidràulic de la llei d'aigües i, a més, és coherent amb l'amplada de separació que Forman defineix en àrees de trama verda. La justificació de protegir corredors fluvials rau en que les rieres i els rierols mantenen la diversitat d'hàbitats, ajuden a recarregar els aqüífers i redueixen el risc d'inundació; d'altra banda, els rius amb una vegetació esglaonada associada, proporcionen a les valls connectivitat longitudinal -i en menor mesura transversal- a la vegada que enriqueixen la biodiversitat. Es proposa una amplada estàndard mínima a escala territorial, que cal ajustar en el planejament derivat, sigui per ampliar-la, per exemple en les àrees inundables o amb riscos geotècnics, sigui per reduir-la quan es tracti d'espais ja ocupats urbanísticament i protegits per defenses hidràuliques⁴⁸⁸.

2. Els *enclavaments*. Responen a la necessitat de completar els corredors fluvials mitjançant un conjunt auxiliar d'àrees que afavoreixen la connectivitat ecològica en zones extenses de la matriu on la pressió urbanística és important. Forman planteja aquest concepte com "fragments de natura (petites taques i corredors) disseminats a través d'una trama d'activitats humanes". A l'hora de determinar quines són les àrees en trama verda que poden complir aquestes funcions, s'ha utilitzat el concepte d'*àrea ecològica funcional* (vegeu capítol 5). Aquestes àrees esdevenen elements bàsics en qualsevol proposta rigorosa sobre connectivitat entre sistemes naturals, atès que corresponen a les superfícies que, per les seves característiques intrínseques i contextuais, han de ser preservades i relacionades mitjançant una xarxa de connectors que assegurin els fluxos de

⁴⁸⁷ MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

⁴⁸⁸ D'acord amb els documents de la Planificació de l'Espai Fluvial (PEF) que promou l'Agència Catalana de l'Aigua, per conques hidrogràfiques, però a l'escala dels planejaments municipals.

matèria, energia i informació, indispensables per mantenir llur integritat. Per a identificar les AEF en el territori metropolità s'ha utilitzat la metodologia desenvolupada en estudis previs⁴⁸⁹, que permeten generar un model de connectivitat (capítol 5).

ii) Les àrees de *gran paisatge agrícola*. Al territori metropolità de Barcelona són relativament poques (Planes de Vic, del Penedès, i de Calaf, delta i plana de la Tordera, delta del Llobregat), i ja van ser grafiades de forma aproximativa en les propostes de Forman. Per acabar de delimitar-les, ens hem recolzat en l'IAT i en les àrees ecològiques funcionals relatives a les categories agrícoles. D'aquesta manera, s'ha procedit a definir els límits exteriors i els límits interiors (a l'entorn dels espais urbans que es troben enclavats a dins d'aquests paisatges agrícoles) dels principals paisatges agraris, de forma contínua per assegurar-ne la seva integritat, funcionalitat i productivitat. D'altra banda, també s'han delimitat els corredors fluvials al si d'aquests paisatges, utilitzant els mateixos criteris que en les àrees de trama verda, ja que es considera que són indispensables per complir les funcions exposades anteriorment.

La proposta d'ordenació

La proposta de síntesi per a l'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona, ha ajustat i completat una *xarxa ecològica* en base a les propostes elaborades per Forman, mitjançant l'aplicació de metodologies paramètriques prèviament desenvolupades. D'altra banda, s'han concretat cartogràficament els criteris conceptuals de Forman per a la resta d'espais oberts no delimitats per la xarxa ecològica a partir del que denominem *matriu*. Es presenta una taula resum amb les diferents tipologies establertes (TAULA 72). És important fer notar que cadascuna d'aquestes categories haurà de tenir, com és lògic, diferents directrius d'aplicació en

⁴⁸⁹ MARULL, J. & J. M. MALLARACH. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. Ecosistemas, 11 (2). En línia: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>.

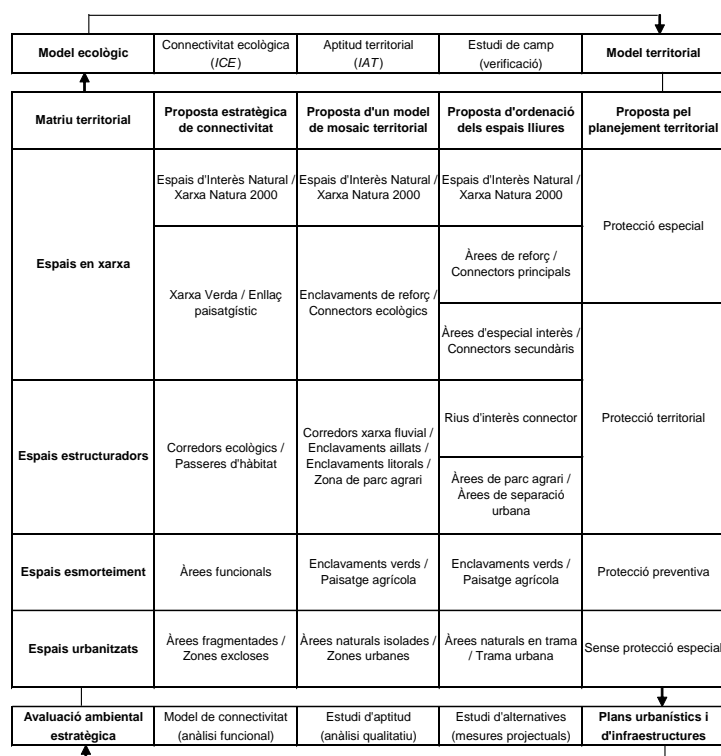
relació a la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica (vegeu capítol 7).

Per tal d'elaborar una proposta d'ordenació dels espais lliures que sigui útil en el planejament territorial de la regió metropolitana de Barcelona⁴⁹⁰, s'ha partit del model de *mosaic territorial* elaborat per Forman -a escala de directrius estratègiques-, aplicat amb el suport de noves eines matemàtiques -a escala de planejament territorial-, adaptades a l'àmbit paisatgístic mediterrani mitjançant criteri expert. En resulten tres grans nivells de protecció dels espais oberts (segons siguin espais en xarxa, estructuradors del territori o d'esmoreïment de les pressions antròpiques), al seu torn subdividits en diferents tipologies específiques que s'agrupen segons un ordre jeràrquic de protecció (especial, territorial, preventiva) en sis nivells (TAULA 72):

1. Espais protegits (PEIN, proposta de Xarxa Natura 2000).
2. Espais connectors principals i de reforç d'àrees protegides.
3. Espais connectors secundaris i d'especial interès ecològic.
4. Corredors ecològics (xarxa fluvial d'interès connector).
5. Espais estructuradors (àrees de separació urbana, parcs agraris).
6. Espais d'esmoreïment (enclavaments verds, paisatge agrícola).

⁴⁹⁰ BARCELONA REGIONAL & CENTRE DE RECERCA I APLICACIONS FORESTALS. 2006. Aproximació paramètrica al mosaic territorial de la regió metropolitana de Barcelona. Aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica. Estudi per a la Comissió d'Ordenació Territorial Metropolitana i la Ponència Tècnica del Pla Territorial Metropolità. Informe inèdit.

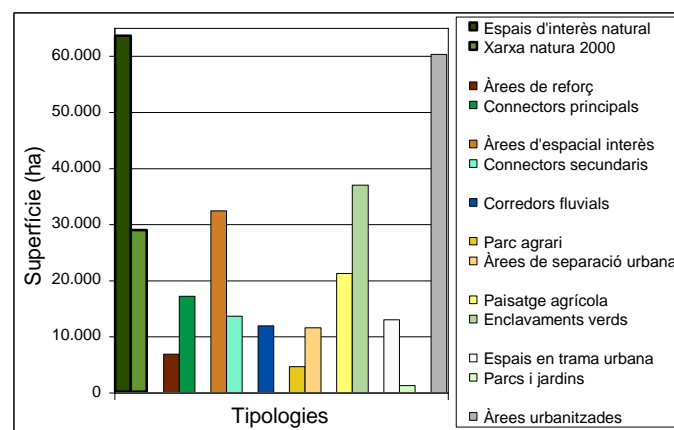
TAULA 72. Esquema metodològic per a una proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona.



Els resultats obtinguts permeten comparar el pla base original de Forman (vegeu MAPA 109) amb els derivats de la proposta de síntesi (MAPA 111). La xarxa ecològica proposada augmenta en unes 77.438 ha la concebuda per Forman, degut a la incorporació de la nova Xarxa Natura 2000, la concreció de les àrees de connexió entre aquests espais i l'establiment de noves àrees de reforç o d'interès ecològic. D'altra banda, la delimitació cartogràfica de la matriu d'espais oberts -en base als criteris, no mapificats, de Forman- segons àrees de "trama verda" i de "paisatge agrícola" (nivells 5 i 6), juntament amb la proposta de connectors fluvials (nivell 4, també assimilable a matriu) resulta en unes 62.660 ha menys. En resum, el balanç global entre la proposta de síntesi del mosaic territorial i el pla base a partir del qual s'ha generat, considera només unes 14.778 ha més (FIGURA 36), amb el valor afegit d'incorporar nous

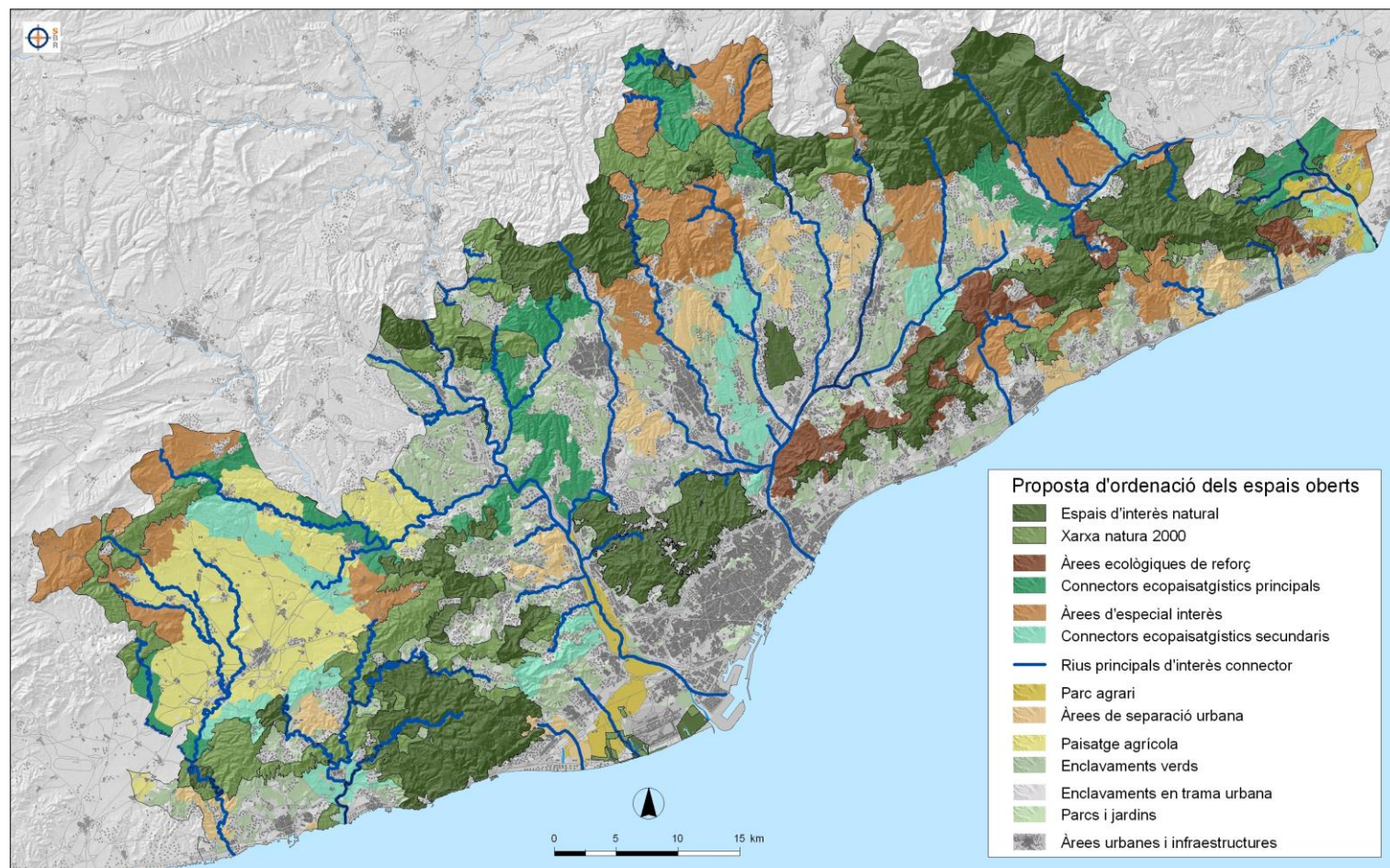
criteris des de l'àmbit local, informació de base complementària -que inclou aspectes ecològics, però també hidrològics o geotècnics- i, el que era l'objectiu principal del treball, transposar els conceptes de Forman a una escala útil per a una planificació territorial sostenible.

FIGURA 36. Resultat d'aplicar el model de mosaic territorial a la regió metropolitana de Barcelona mitjançant les eines paramètriques desenvolupades (IAT).



En conclusió, la proposta de síntesi elaborada incrementa el percentatge d'àrea inclosa a la xarxa ecològica (equivalent a la "xarxa maragda" de Forman), així com també la inclusió d'àrees especialment ben valorades pels índexs territorials utilitzats, que són molt vulnerables o amb interès natural o connectiu elevats. El tractament de la matriu (resta d'espais oberts, no concretat cartogràficament a les propostes de Forman), comporta una millora substancial en el tractament sostenible del territori respecte de la proposta de xarxa ecològica. Aquest darrer aspecte és important ja que és justament a les planes agrícoles o amb mosaics agroforestals -generalment no incloses en el sistema d'espais naturals protegits- on existeix més pressió per plans urbanístics o d'infraestructures i, en conseqüència, resulta més necessari aportar propostes que facin compatible el desenvolupament socioeconòmic amb el manteniment d'una bona qualitat paisatgística i ambiental.

MAPA 111. Una proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona, elaborada en base al model de mosaic territorial i desenvolupada mitjançant eines paramètriques.



6.5. La verificació de la metodologia

Un model territorial ecosistèmic, derivat del marc conceptual de l'ecologia del paisatge, ha estat descrit i aplicat en una proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona. L'estudi es basa en una síntesi entre les directrius estratègiques elaborades per Forman⁴⁹¹, i les noves metodologies paramètriques que convergeixen en l'índex d'aptitud territorial (*IAT*). Com a tot índex holístic, la reducció de les diverses variables que integren l'*IAT* a una única dimensió escalar, pot comportar l'aparició d'artefactes simplement per un excés de simplificació. Cal recordar que més enllà d'una valoració homogènia per a tot el territori, l'*IAT* ofereix una estructura jeràrquica d'índexs (*IVT*, *IVPN* i *ICE*) i subíndexs que poden -i han- de ser consultats per tal d'afinar o matisar la valoració resultant de l'índex global, ja que tots ells recullen diferents dimensions del territori. Per tant, es requereixen mecanismes per tal de conèixer la fiabilitat de l'aproximació matemàtica, al menys en quatre aspectes: a) la complementarietat de la informació de partida (redundància); b) la robustesa dels paràmetres emprats (sensibilitat); c) la coherència territorial dels resultats obtinguts; d) la verificació del model en base a la funcionalitat territorial de les propostes.

6.5.1. Les anàlisis de redundància

A nivell internacional, s'han realitzat diverses investigacions que tenen per objecte identificar i eliminar la redundància mitjançant la selecció d'índexs

⁴⁹¹ Per encàrrec de Barcelona Regional, R.T.T. Forman, pioner en la conceptualització de la teoria que interpreta i explica les relacions ecològiques de la matriu territorial, ha analitzat la regió de Barcelona des d'una visió global i sintètica, ha formulat uns principis i criteris de sostenibilitat clars i ha definit unes directrius per a la planificació territorial. Es tracta, en definitiva, d'un treball de referència pel planejament estratègic sostenible de grans àrees metropolitanes.

que proporcionen la mateixa informació sobre un determinat paisatge⁴⁹². En el present treball s'ha realitzat una anàlisi per a determinar la redundància interna de l'*IAT*. Aquesta anàlisi s'ha dut a terme comprovant el grau d'associació entre: a) els tres índexs principals que configuren l'*IAT* (*IVPN*, *IVT* i *ICE*); b) els índexs parcials de l'*IVPN*; c) els índexs parcials de l'*IVT*. L'*ICE* va ser concebut com un model computacional per avaluar, de forma dinàmica, la funcionalitat del territori i no té índexs parcials.

El mètode parteix d'una cobertura amb 80.000 punts distribuïts aleatòriament a l'àmbit d'estudi (la regió metropolitana de Barcelona) i, utilitzant aplicacions de creuament de capes del programari ArcGIS, s'assigna a cada punt el valor de cada índex general, principal i parcial. Per a cada possible parell de variables es duu a terme una taula de classificació creuada que conté 40.000 punts seleccionats aleatòriament de la cobertura de punts originals. Llavors es realitza una anàlisi de contingència per tal d'obtenir-ne l'estadístic Tau-b de Kendall, que es considera la mesura més adequada d'associació de variables discretes ordinals com les que ens ocupen⁴⁹³.

La comparació dels tres índexs principals que conformen l'*IAT* va mostrar valors de moderats a baixos de Tau-b de Kendall. El rang teòric d'aquest estadístic va de -1 fins a 1. L'associació més alta va correspondre a la comparació *IVPN-IVT* ($\tau=0,39$), mentre que l'*ICE* estava menys associat amb els altres índexs ($\tau=0,13$ i $0,11$ amb l'*IVPN* i l'*IVT*, respectivament). També es van obtenir valors baixos de Tau-b de Kendall en la comparació dels índexs parcials de l'*IVT* ($0,37$ per a *IVV-IVS*; $0,21$ per a *IVV-IVH*; i $0,24$ per a *IVS-IVH*). En el cas de l'*IVPN* (TAULA 73), els valors es trobaven entre $0,55$, per a la

⁴⁹² O'NEIL, R.V., RIITERS, K.H., WICKHAM, J.D. & K.B. JONES. 1999. *Landscape pattern metrics and regional assessment*. *Ecosystem Health*, 5. 225-233.

⁴⁹³ AGRESTI, A. 1984. *Analysis of ordinal categorical data*. John Wiley & Sons. New York.

comparació *I/H-I/C*, fins a 0,09 per a la comparació *I/S-E-I/C*.

TAULA 73. Valors de Tau-b de Kendall obtinguts en comparacions per parelles dels índexs parcials de l'*IVPN* mitjançant taules de contingència. Totes les comparacions van donar una associació significativa entre indicadors segons el test de la χ^2 $P < 0,001$.

	<i>I/H</i>	<i>I/C</i>	<i>I/E</i>
<i>I/C</i>	0,525		
<i>I/E</i>	0,548	0,493	
<i>I/S</i>	0,172	0,092	0,359

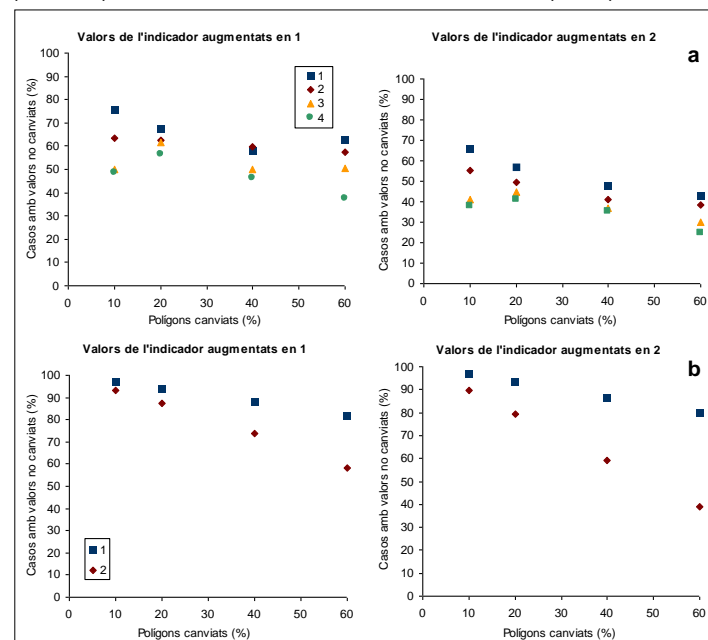
En general, les anàlisis de redundància demostren que els valors obtinguts són suficientment baixos com per a poder assegurar que els índexs principals i parcials que integren l'*I/AT* no són gaire redundants i que, en conseqüència, aporten informació força complementària en l'elaboració de l'algoritme.

6.5.2. Les anàlisis de sensibilitat

En general, quan un índex té el mateix valor numèric per a paisatges molt diferents⁴⁹⁴ o un comportament erràtic respecte algunes condicions del paisatge⁴⁹⁵, el seu valor de diagnòstic és escàs. En aquest treball s'ha dut a terme una primera aproximació a l'anàlisi de sensibilitat de l'*I/AT* considerant per separat els tres índexs principals (*IVPN*, *IVT* i *ICE*). Degut a la seva diferent naturalesa, les aproximacions a les anàlisis de sensibilitat van ser força diferents: en el cas dels índexs basats en variables categòriques (*IVPN* i *IVT*), la sensibilitat va ser calculada com la probabilitat de què els valors dels índexs no canviïn quan es varien tres factors (FIGURA 37): a) la intensitat de canvi (com

l'augment en 1 o 2 valors en l'escala dels indicadors); b) el nombre d'indicadors canviats per índex parcial (d'1 a 4 per a *IVPN*, d'1 a 2 per a *IVT*); c) la proporció de casos canviats (de 10 a 60 %). Es van seleccionar 20.000 punts de la coberta anteriorment descrita, i van modificar-se els valors en els termes abans detallats.

FIGURA 37. Anàlisi de sensibilitat per a l'*IVPN* (a) i l'*IVT* (b), mesurant el percentatge de casos amb valors que no varien en relació a tres factors: el percentatge de casos canviats (eixos X), el nombre d'indicadors amb valors canviats per índex parcial (símbols), i l'increment en els valors de l'indicador (1 o 2).



Els dos índexs principals van mostrar força sensibilitat als canvis en les variables introduïdes. Tot i això, l'*IVT* va mostrar més sensibilitat als canvis que l'*IVPN*, com es dedueix de la major pendent de la variació en els valors dels índexs. Probablement, això és degut a què el primer índex s'ha calculat com el màxim dels índexs parcials, mentre que l'últim és una suma no ponderada d'aquests. En contrast, si es disminueix el valor dels indicadors (dades no mostrades) els canvis en l'*IVT* són reduïts (menys del 5 % del seu valor original), mentre que l'*IVPN* mostra un comportament similar al cas observat en la FIGURA 37.

⁴⁹⁴ TISCHENDORF, L. 2001. *Can landscape indices predict ecological processes consistently?* Landscape Ecology, 16. 235-254.

⁴⁹⁵ SCHUMAKER, N.H. 1996. *Using landscape indices to predict habitat connectivity.* Ecology, 77. 1210-1225.

Pel que fa l'ICE es va realitzar una anàlisi de sensibilitat amb el propòsit de determinar la influència que tenien les variables subjectives -per criteri expert- introduïdes en el model (capítol 5). L'anàlisi va mostrar que el mètode era molt robust, doncs permetia variacions de fins el 30 % d'aquests valors sense canvis significatius en el resultat final. Tanmateix, l'expressió cartogràfica d'aquestes anàlisis mostraven la importància d'introduir la valoració experta en el model, especialment en relació a expressar matisos d'interès en àrees poc afectades per sistemes urbans o infraestructures.

En resum, els resultats d'aquestes anàlisis mostren una baixa sensibilitat als canvis en les constants introduïdes per criteri expert en el model de connectivitat (ICE), però una notable sensibilitat als canvis en els valors dels paràmetres o indicadors que forneixen els índexs categòrics (IVPN i IVT), molt dependents als conceptes teòrics considerats en el disseny dels algorismes. Aquests fets adverteixen, per tant, del risc de construir eines per a l'avaluació ambiental estratègica basades exclusivament en el coneixement expert.

6.5.3. Les anàlisis territorials

Aquesta anàlisi té com a objectiu identificar les principals variables de la matriu territorial associades als valors de l'IAT com a mètode per a estimar la seva coherència territorial. A tal efecte s'han dut a terme les tasques següents:

i) Selecció i posada a punt de diverses capes SIG corresponents a una sèrie de variables topogràfiques, climàtiques i paisatgístiques que, per coneixement expert, es considera que poden ser determinants per a la caracterització socioambiental de la matriu territorial. Aquestes variables són:

1. *Variables topogràfiques*. Provenents d'un model digital d'elevacions (ICC, 45 m de mida de píxel): elevació; pendents; *northing* (desviació en graus del N); *easting* (desviació en graus de l'E).

2. *Variables climàtiques*. S'obtenen de l'Atlas Climàtic Digital de Catalunya (180 m de mida de píxel): temperatura mitjana de les màximes (juliol); temperatura mitjana de les mínimes (gener) ; pluja dels mesos d'estiu (juny-agost).

3. *Variables paisatgístiques*. Derivades del mapa topogràfic de Catalunya (ICC, 1: 50.000): distància a la costa; distància al centre de Barcelona; distància a les autopistes, carreteres nacionals i autonòmiques; distància a les vies secundàries; distància als rius de primer ordre (classificació d'Strahler ≥ 2); distància als rius de segon ordre (classificació d'Strahler ≥ 3).

ii) Generació d'una capa de punts a l'atzar sobre Catalunya (N=40.000), als quals és relaciona el valor de l'IVPN i els índexs parcials amb les variables abans esmentades, amb l'objecte d'obtenir una capa de punts que recull totes les variables dependents i independents necessàries per a realitzar les anàlisis.

iii) Incorporació a la capa de punts d'un polinomi de segon grau amb la posició geogràfica de cada punt, per tal de detectar possibles superfícies de tendència⁴⁹⁶. S'han inclòs les variables següents: UTM X; UTM Y; UTM X²; UTM Y²; UTM XY. En tots els casos els valors han estat estandarditzats (restant la mitjana i dividint per la desviació típica), amb l'objecte d'evitar problemes de colinearitat derivats de la dimensió diferent dels termes lineals i quadràtics⁴⁹⁷.

iv) Anàlisis estadístiques sobre la base de dades. S'ha dut a terme una primera selecció de les variables menys correlacionades a partir del càlcul de les correlacions de Pearson. D'aquelles variables amb

⁴⁹⁶ BURROUGH, P.A. & R.A. McDONNELL, 1998. *Principles of geographical information systems*. Clarendon: Oxford, second edition.

⁴⁹⁷ RAWLINGS, J.O, PANTULA, S.G. & D.A. DICKEY. 1998. *Applied regression analysis: A research tool*. Springer, New York.

una $r > 0,8$ en valor absolut s'ha eliminat la més correlacionada amb la resta o aquella amb menys sentit territorial. Així, s'han eliminat totes les variables de temperatura, molt correlacionades amb l'altitud atès que provenen de l'Atlas Climàtic Digital de Catalunya, el qual utilitza l'altitud per a interpolar les dades de les estacions meteorològiques⁴⁹⁸. A continuació, s'han ortogonalitzat les variables restants amb una anàlisi de components principals (CP) amb rotació varimax, amb la qual s'han obtingut 16 CP. L'objectiu no era disminuir el nombre de variables sinó eliminar la colinearitat entre elles. Finalment, s'ha dut a terme una anàlisi de regressió múltiple pas a pas (*backward stepwise regression*), per a eliminar per iteracions successives les variables que no aporten un increment significatiu de la variància explicada (r^2).

Els resultats posen de manifest una certa associació amb les variables seleccionades ($r^2=0,27$), principalment amb les de posició geogràfica (TAULA 74). Aquestes indiquen un patró espacial complex, de tipus quadràtic, amb increments dels valors de l'IAT cap a llevant i cap a ponent de la ciutat de Barcelona. La interpretació d'aquest patró és complexa, però en tot cas sembla que l'augment de l'IAT obeeix a causes diferents a llevant, on semblaria associat a la capacitat de recuperació de la vegetació (alta a causa de factors climàtics) i a ponent, on seria més associada a la topografia plana i a l'elevada resiliència dels conreus. Cal destacar també que la distància als rius incrementa l'aptitud territorial, probablement degut a la vulnerabilitat hidrològica de les àrees fluvials.

⁴⁹⁸ NINYEROLA, M., PONS, X. & J.M. ROURE. 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. International Journal of Climatology, 20. 1823-1841.

TAULA 74. Resum dels models lineals per a l'índex d'aptitud territorial (IAT). S'indica el percentatge de variància explicada (r^2), les components principals (CP) més correlacionades i una interpretació territorial de cadascuna d'elles.

Índex (r^2)	Component	Variabls territorials relacionades	Beta
IAT (0,27)	CP4	UTM X ² , UTM X	1,770
	CP2	UTM X (-), distància a BCN, distància a costa	1,492
	CP1	Latitud, pluja estiu, elevacions, distància a costa	1,429
	CP3	distància als rius	1,094
	CP15	distància a BCN	-1,088
	CP12	X ² , XY	-0,914

6.5.4. La verificació del model

L'aplicació d'un model territorial ecosistèmic implica una concepció funcional del territori, equiparant el seu tractament al que donaríem a qualsevol sistema ecològic⁴⁹⁹. Una de les maneres de verificar si l'aplicació del model ha estat prou òptima és avaluant la contribució de les propostes d'ordenació dels espais oberts al manteniment o a la potenciació de les propietats sistèmiques del territori. I aquestes són, atesa la concepció del paisatge que utilitzem, bàsicament els processos ecològics funcionals que condicionen i són determinats per l'estructura i la dinàmica del paisatge (vegeu apartat 6.2).

No disposem, tanmateix, de gaire informació de suficient detall cartogràfic pel que fa als processos funcionals del territori. Sovint, ens hem de conformar amb aproximacions indirectes com ara la biodiversitat. L'ús d'aquesta variable té, però, força problemes atès que no queda clara la relació entre la biodiversitat i molts processos ecològics (com ara la productivitat dels ecosistemes o la tolerància a la sequera)⁵⁰⁰. Els índexs paramètrics desenvolupats han recollit, no

⁴⁹⁹ MAY, R.M. 1989. *Ecological Concepts*. Blackwell, Oxford.

⁵⁰⁰ Vegeu-ne una revisió no exhaustiva al capítol 22 de KREBS, C.J. 2001. *Ecology* (5ª ed.), Benjamin Cummings, CA.

obstant, diversos elements de base estructural directament relacionables amb la funcionalitat del territori. Seguidament es proposa la seva aplicació per a avaluar la contribució dels diversos elements recollits a la proposta d'ordenació dels espais oberts de la regió metropolitana de Barcelona (apartat 6.4), pel que fa al manteniment i la potenciació del territori com a hàbitat i com a connector.

El plantejament conceptual

El tractament de la connectivitat ecològica en les propostes d'ordenació i gestió a escala de paisatge ha estat abordat tradicionalment mitjançant l'establiment de corredors, sobretot en paisatges humanitzats. Malgrat la seva popularitat, la seva efectivitat pel que fa al manteniment i la potenciació de la connectivitat és lluny de ser provada (vegeu capítol 5). La utilitat dels corredors com a eina de conservació de la biodiversitat va ser debatuda durant les tres darreres dècades, amb un cert equilibri dels partidaris a favor⁵⁰¹ i en contra⁵⁰². Recentment, diversos estudis han demostrat el valor dels corredors per a la conservació de determinats organismes -o grups d'organismes- a nivell de paisatge⁵⁰³.

En qualsevol cas, fa temps que es pensa que els corredors o connectors són una resposta necessària però no suficient al tractament de la connectivitat ecològica, i que necessitem combinar-los amb d'altres solucions (com ara les passeres d'hàbitat) i, principalment, el tractament del paisatge en el seu

⁵⁰¹ BEIER, P. & R.F. NOSS. 1998. *Do Habitat Corridors Provide Connectivity?* Conservation Biology, 12 (6). 1241-1252

⁵⁰² HADDAD, N.M., ROSENBERG, D.K. & B.R. NOON. 2000. *On experimentation and the study of corridors. Response to Beier and Noos.* Conservation Biology, 14. 1543-1545.

⁵⁰³ Vegeu, per exemple: CROOKS, K.R. & M. SANJAYAN (eds.). 2006. *Connectivity conservation.* Cambridge University Press. I també: DAMSCHEN, E. I., HADDAD, N.M., ORROCK, J.L., TEWKSBURY, J.J. & D.J. LEVEY. 2006. *Corridors increase plant species richness at large scale.* Science, 313. 1284-1286.

conjunt⁵⁰⁴. En aquest sentit, estudis relativament recents destaquen l'important paper de la matriu territorial com a hàbitat, però també com a corredor⁵⁰⁵.

A escala regional, no existeixen mesures generals del valor connectiu dels diversos elements (espais, connectors, passeres, etc.) inclosos en una proposta d'ordenació, ni tampoc del que podríem anomenar "valor connectiu residual", és a dir, el que aportaria la resta del territori o matriu. Tampoc no són evidents les mesures que es poden fer pel que fa a la seva funcionalitat com a hàbitats. Seguidament proposem fer precisament això: mesurar el valor funcional -com a hàbitat i com a connector- dels diversos elements inclosos a la proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona (apartat 6.4.). Per a fer-ho utilitzarem l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) i les àrees ecològiques funcionals (*AEF*) sobre les que es recolza.

El plantejament metodològic

L'*ICE* proporciona una visió "estàtica" de la connectivitat, en funció de la distribució dels fragments d'hàbitat i de les barreres antropogèniques en un moment donat. No obstant això, aquest índex ha estat concebut també per a oferir una visió "dinàmica" de la connectivitat, ja que pot ser fàcilment recalculat un cop incorporades les modificacions sobre el plans territorials que hom consideri oportuns (vegeu capítol 7). Per al cas que ens ocupa, aquesta propietat ens permet valorar la contribució dels diversos elements inclosos en la proposta d'ordenació dels espais oberts (apartat 6.4.2.), calculant l'increment dels valors *ICE* i *AEF*, respecte un escenari tendencial (plans urbanístics vigents). Es

⁵⁰⁴ SIMBERLOFF, D., FARR, J.A., COX, J. & D.W. MEHLMAN. 1992. *Movement corridors: Conservation bargains or poor investments?* Conservation Biology, 6. 493-504.

⁵⁰⁵ Vegeu, a tall d'exemple: RICKETTS, T.H. 2001. *The matrix matters.* The American Naturalist, 158. 87-99.

consideren els següents escenaris, que inclouen progressivament més elements de la proposta:

1. *Escenari 1.* Espais d'interès natural (PEIN) i xarxa natura 2000.
2. *Escenari 2.* Àrees ecològiques de reforç i connectors ecopaisatgístics principals.
3. *Escenari 3.* Àrees d'especial interès i connectors ecopaisatgístics secundaris.
4. *Escenari 4.* Xarxa fluvial d'interès connector.
5. *Escenari 5.* Parc agrari i àrees de separació urbana.
6. *Escenari 6.* Paisatge agrícola i enclavaments verds.

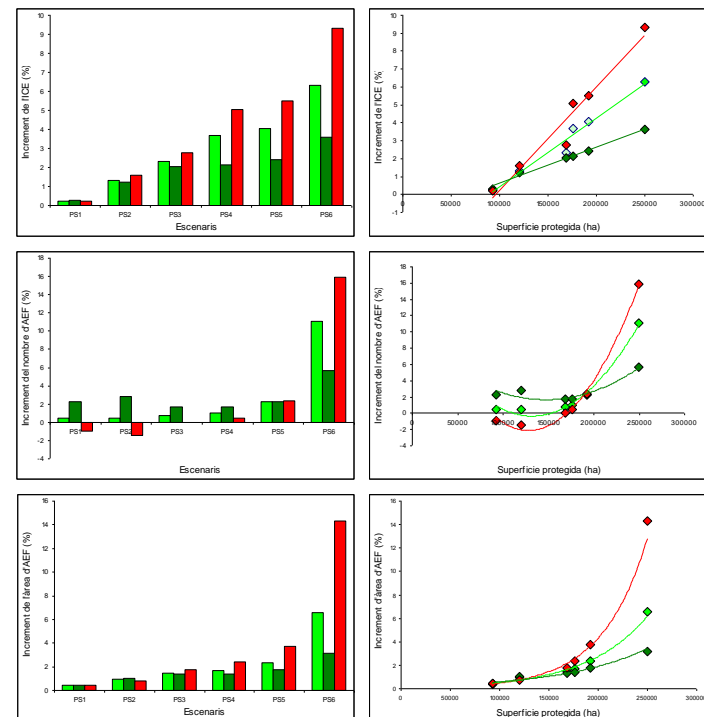
L'escenari tendencial ve definit pels plans urbanístics vigents en els 164 municipis de la regió metropolitana de Barcelona. Aquests plans s'han unificat en una cartografia única a escala 1:50.000 (Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Institut Cartogràfic de Catalunya, 2000) i, finalment, han estat actualitzats amb dades més recents (Institut d'Estudis Territorials, 2003). Les AEF i l'ICE es calculen sobreposant els diversos elements de la proposta sobre l'escenari tendencial. Llavors, la incorporació d'aquests elements pressuposa la no execució del sòl urbanitzable inclòs en cada element. S'han calculat, per als 6 escenaris: a) increments (en percentatge) respecte de l'escenari tendencial; b) nombre i àrea mitjana de les AEF; c) valor de l'ICE_a a la regió. L'ICE_a es calcula a partir dels valors obtinguts per a cada tipus d'AEF. Això ha permès, a més d'obtenir l'índex global, desglossar els càlculs sobre les AEF i l'ICE per a dos grups d'hàbitats: els forestals i els agrícoles.

Resultats i discussió

A mesura que afegim elements de la proposta d'ordenació dels espais oberts, s'observa un augment de l'ICE_a i del nombre i àrea total d'AEF respecte de l'escenari tendencial, tant per al conjunt dels hàbitats com per als hàbitats forestals i agrícoles per separat (FIGURA 38). El resultat és totalment esperable, atès que l'augment d'elements considerats implica un

increment de la superfície protegida. No ho és, però, que l'augment dels valors no sigui proporcional un cop tret l'efecte de la superfície protegida (FIGURA 38, gràfiques de la dreta). S'observa que, a partir de l'escenari 4, es produeix un increment sobtat dels valors de l'ICE_a i de les AEF, coincidint amb la incorporació d'elements de la proposta més relacionats amb la matriu que amb la xarxa ecològica.

FIGURA 38. Incrementos de la connectivitat ecològica (ICE) (a dalt), nombre d'àrees ecològiques funcionals (AEF) (al mig) i l'àrea total d'AEF (a baix), respecte l'escenari tendencial (plans urbanístics) a la regió metropolitana de Barcelona, per als diversos escenaris de la proposta d'ordenació dels espais lliures. Es mostren els increments bruts (esquerra) i ponderats per la superfície "protegida" a cada escenari (dreta). Els càlculs es presenten per AEF totals (vermell), forestals (verd fosc) i agrícoles (verd clar).



L'increment és més notable als hàbitats agrícoles i menys evident als hàbitats forestals. Per exemple: l'escenari 6, que incorpora tots els elements de la proposta, incrementa l'ICE_a agrícola respecte de l'escenari tendencial en un 9%, el triple del que aporta l'escenari 3, que només incorpora espais i connectors.

En el cas dels ambients forestals, l'increment de l'escenari 6 respecte del 3 és només d'un 50% mentre que per a tots els hàbitats, l'augment és del 6,3% per a l'escenari 6 contra el 2,3% per a l'escenari 3. El nombre i l'àrea de les AEF mostren una tendència a l'augment encara més marcada al llarg dels diversos escenaris. Respecte de l'escenari tendencial, els hàbitats agrícoles incrementen fins un 15% el nombre i l'àrea de les AEF a l'escenari 6, mentre que els augments són insignificants o nuls a l'escenari 3. En boscos, en canvi, els augments són més limitats. L'augment mitjà del nombre d'AEF passa de l'1,7 al 5,6% i el de l'àrea passa de l'1,4 al 3,1% per als escenaris 3 i 6 respectivament. Els augments mitjans considerant el conjunt d'hàbitats passen del 0,75 a l'11% per al nombre d'AEF i de l'1,4 al 6,5% per a la seva àrea total, considerant de nou els escenaris 3 i 6 respectivament.

Per a una correcta interpretació dels resultats cal tenir present, en primer lloc, que l'efecte dels diversos elements d'ordenació es mesura prenent com a referència l'escenari tendencial. Aquest escenari, segons les dades més recents, comporta un total de 22.348 ha de sòl urbanitzable, que representen el 6,9 % del territori metropolità. En base a aquesta xifra podem qualificar de moderada la transformació territorial que es derivarà de l'execució d'aquest sòl. Aquest sòl urbanitzable es localitza, a més, de forma majoritària fora dels espais protegits i dels proposats per a la futura xarxa Natura 2000. En segon lloc, cal recordar que els elements que s'inclouen en els diversos escenaris d'ordenació comporten la desclassificació del sòl urbanitzable contingut al seu interior. L'anàlisi és per tant de màxims: el sòl urbanitzable s'executa totalment fora d'aquests elements i no s'executa en absolut al seu interior.

Conegut això, és esperable una millora molt poc important dels valors de l'ICE i del nombre i mida de les AEF per a l'escenari 1, que implica la inclusió dels espais ja protegits i dels proposats per a la xarxa Natura 2000. Centrant llavors l'anàlisi en dos grups

d'escenaris, els que només incorporen elements connectius propis d'una xarxa clàssica (2 i 3) i els que tenen elements més nous i pertanyents a la *matriu* (4 a 6), ens apareix un resultat prou evident: la incorporació dels elements més vinculats a la matriu millora ostensiblement la conservació i potenciació de la connectivitat (ICE), però també la conservació de les grans peces d'hàbitat (AEF) susceptibles d'acollir més espècies i processos. I aquesta millora no és un simple efecte estadístic d'afegir més àrea protegida al sistema d'espais lliures, ja que l'augment dels valors de l'ICE i les AEF és superior al proporcional a l'àrea inclosa amb les diverses figures de protecció. Podem afirmar, simplificant, que la incorporació d'aquests elements té un benefici en termes de conservació més alt per hectàrea protegida que no pas els elements connectius clàssics.

Per tipus d'hàbitats, cal remarcar que la millora de la connectivitat i del nombre i mida de les àrees ecològiques funcionals és molt modesta per als hàbitats forestals i espectacular per als hàbitats agrícoles. Aquest resultat reflecteix un dels coneguts biaixos del nostre sistema d'espais protegits, que prioritza de forma clara -i potser excessiva- la conservació de les grans masses de bosc. En canvi, els hàbitats oberts no forestals -que a la Mediterrània són principalment d'origen antròpic, com ara conreus i pastures- i fins i tot els hàbitats forestals secundaris (pinedes, brolles, garrigues, landes, etc.) han rebut una atenció molt menor malgrat la seva gran representació al territori i la seva importància més que probable en el manteniment del territori com a sistema. La major part d'espais protegits i connectors entre aquests espais, es dibuixen encara sobre ambients predominantment forestals, i la resta d'hàbitats que conformen la matriu resten normalment relegats a espais oberts sense protecció específica, malgrat són precisament aquestes superfícies les que reben, en general, una major pressió urbanística i d'infraestructures.

Hi ha raons diverses que expliquen -i justifiquen- aquest biaix: potser la més important és que calia assegurar inicialment la conservació dels grans massissos de la regió metropolitana de Barcelona, les àrees més naturals enmig d'un territori altament humanitzat, amb valors biològics i geològics notables. Però això no justifica la poca consideració que hom té pels hàbitats seminaturals, els quals es troben, a més, molt amenaçats per la urbanització del territori, la intensificació agrícola i l'abandonament de les activitats tradicionals. Recentment, alguns treballs han posat de manifest a nivell europeu⁵⁰⁶ -i també a la regió metropolitana⁵⁰⁷-, l'interès per a la conservació dels ambients oberts seminaturals i antròpics, especialment per a espècies tan carismàtiques com ara els ocells.

Finalment, el treball posa de manifest una constatació que fa temps que es coneix⁵⁰⁸: cap espai natural protegit no pot sostreure's ni a les dinàmiques naturals que es donen en el seu interior ni a les influències exteriors. Mai, però, no s'havia comptat amb una constatació quantitativa de fins a quin punt això és cert. Per al conjunt de la regió metropolitana de Barcelona: si no incorporem elements de la matriu territorial a la xarxa d'espais lliures, la mera preservació dels parcs naturals i de les àrees Natura 2000 ens porta a un empitjorament de la funcionalitat del paisatge com a hàbitat d'espècies i processos ecològics.

⁵⁰⁶ ROCAMORA, G. 1997. *Mediterranean forest, shrubland, and rocky habitats*. In: TUCKER G. & M.I. EVANS (eds.). *Habitats for Birds in Europe*. BirdLife International, Cambridge. 39-265.

⁵⁰⁷ PINO, J., COMER, K.C., RODÀ, F., GUIRADO, M. & J. RIBAS. 2004. *Riquesa d'espècies i interès per a la conservació dels ocells a l'àrea metropolitana de Barcelona: relacions amb la xarxa actual d'espais protegits*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 71. 141-153.

⁵⁰⁸ RODÀ, F. & J. PINO. 1999. *Ecologia del paisatge: perspectives per a la conservació*. Parcs naturals, més enllà dels límits. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 34-47.

Recapitulació

El model socioeconòmic actual és responsable del gran creixement urbanístic produït en els darrers cinquanta anys en la major part de les àrees metropolitanes mediterrànies i, també, de la crisi coetània del sistema agroforestal tradicional. Ambdós processos han originat una important devaluació conceptual del territori entès como a sistema, que a la pràctica ha passat a ser considerat poca cosa més que un “solar disponible”. Aquesta desconsideració gradual del valor de la matriu territorial implica una despreocupació general en la seva gestió, només incipientment recuperada en alguns indrets.

La matriu territorial equival a la totalitat del territori. Únicament una part d'aquest territori té assignats, a Catalunya, usos del sòl definits: àrees urbanitzades o infraestructures (5% de la superfície), espais naturals protegits (30%, inclou Natura 2000), grans extensions agrícoles o ramaderes (un 30%). La resta de la matriu territorial és constituïda per “sòl expectant”, és a dir, sense una definició clara en termes d'ordenació territorial i, doncs, més o menys paraurbanitzat i degradat ambientalment. Fet que explica la percepció del territori, especialment en àrees metropolitanes, com un paisatge quasi banal, intensament antropitzat.

En el passat, les societats organitzaven els usos de la matriu territorial en gradients d'intensitat, però sempre de forma integrada, perquè d'això depenia la seva subsistència. Les poblacions humanes no només vivien en un territori, sinó del territori que habitaven. L'explotació a gran escala dels combustibles fòssils va superar la necessitat d'un territori funcional. El deteriorament ambiental que ha comportat l'abandonament de l'ús integrat del territori ens urgeix a plantejar-nos recuperar l'eficiència territorial en un context social, econòmic i ambiental molt diferent.

L'ordenació dels espais oberts a Catalunya ha passat per successives etapes on s'han considerant diversos elements del paisatge. La definició d'un sistema

d'espais naturals aïllats, representa un primer estadi que pretenia protegir determinades espècies o ecosistemes. Posteriorment, es començà a proposar una interconnexió entre aquests espais per a mantenir els processos ecològics en un medi cada cop més artificialitzat, i això va conduir a considerar elements connectors en una *xarxa* d'espais protegits. Però, són suficients aquests elements per tal d'assegurar el funcionament ecològic del territori? És evident que cal considerar un tercer element cada cop més dominant en el paisatge: la *matriu* d'espais oberts no protegits.

L'ecologia del paisatge ha posat en evidència la necessitat de gestionar l'espai i els recursos d'una forma integral, per a mantenir els processos ecològics i garantir els balanços del metabolisme social. Considerar la matriu d'espais oberts, juntament amb la *xarxa* d'espais protegits és un pas necessari i un repte important, perquè implica la incorporació dels criteris de sostenibilitat en totes les polítiques sectorials. En efecte, un territori es gestiona de forma eficient quan el model d'aprofitament econòmic aconseguix satisfer les necessitats humanes sense malmetre l'estat ecològic dels seus paisatges.

Des d'aquesta concepció sistèmica del territori s'ha fet una proposta d'espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona. L'aproximació paramètrica al model de *mosaic territorial* (tessel·les, corredors, matriu), permet la seva aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica. Les anàlisis de verificació indiquen que l'estructura jeràrquica, modular i complexa de la metodologia té un efecte homeostàtic en l'índex d'aptitud territorial (*IAT*), el que permet un marge d'error acceptable en quant als criteris i paràmetres utilitzats. Es demostra la importància de la *matriu* en el funcionament ecològic del territori, respecte a criteris clàssics de protecció d'espais discrets, fins i tot connectats en *xarxa*. En conseqüència, cal integrar els assentaments humans en l'estructura funcional del paisatge, repte que requereix un nou model conceptual, eines d'anàlisi apropiades i un enfocament transdisciplinar.

7. L'aplicació del model

Resum

Un model conceptual es considera més robust quan sobreviu al contrastar-lo repetides vegades amb la realitat. Per a posar a prova l'ús de les noves metodologies paramètriques emprades en desplegar el model de mosaic territorial, s'han dut a terme diverses aplicacions en casos concrets d'estudi elaborats a diferents escales de treball a l'àmbit metropolità de Barcelona. Es descriu la utilitat del mètode a nivell de diagnosi ambiental, com a suport de plans sectorials i parcials, d'anàlisi de l'aptitud de plans urbanístics i d'infraestructures i, també, es valoren les relacions amb l'avaluació de projectes i obres. Finalment s'elaboren unes directrius generals d'aplicació. En definitiva, aquests estudis apliquen un esquema metodològic jeràrquic, modular i transparent d'eines matemàtiques, que permeten obtenir un valor global d'aptitud territorial per a cada punt del territori, determinar quin factor ambiental pesa més en aquesta valoració i conèixer l'expressió dels índexs parcials, indicadors i paràmetres que progressivament configuren els algorismes de rang superior. Atès que els índexs paramètrics emprats mesuren variables geològiques, hidrològiques, cobertes del sòl, biogeogràfiques, paisatgístiques i funcionals, els planificadors i avaluadors disposen d'una gran quantitat d'informació rellevant per a facilitar la incorporació de diferents directrius preventives, correctores o compensatòries en la planificació territorial i la seva corresponent avaluació ambiental.

Mots clau

Avaluació ambiental estratègica, plans, projectes.

7.1. Introducció

S'ha exposat el procés de concepció de l'índex d'aptitud territorial (*IAT*), els criteris observats (capítol 1) i els objectius perseguits (capítol 2); hi remetem el lector. De forma sumària, només afegir aquí que l'*IAT* proposa la síntesi d'una sèrie d'algoritmes que pretenen avaluar la vulnerabilitat del medi físic (capítol 3), determinar el valor del component biològic (capítol 4) i modelitzar la funcionalitat territorial (capítol 5). El llenguatge quantitatiu i cartogràfic emprat facilita la comunicació dels resultats obtinguts, amb un avantatge afegit molt significatiu: l'agilitat en que es poden dur a terme successives iteracions per a comprovar l'efecte ambiental de diferents plans o mesures correctores. Tanmateix, abans d'aplicar aquestes eines d'ordenació cal un model territorial precís que defineixi les directrius estratègiques que cal observar en un marc espaciotemporal rellevant. Es parteix de l'aproximació sistèmica emprada usualment en les ciències ecològiques (capítol 6), la qual cosa permet transferir les teories actuals sobre ecologia del paisatge en eines matemàtiques útils per a una planificació territorial sostenible. L'objecte d'aquest capítol és presentar alguns assaigs d'aplicació -a diferents escales- i extreure'n directrius pràctiques d'actuació en plans urbanístics i d'infraestructures.

7.2. L'aplicabilitat del mètode

Es descriuen, de forma sumària, les noves metodologies paramètriques dissenyades per a la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica, que han estat desenvolupades en el marc teòric de l'ecologia del paisatge i la concepció sistèmica del territori. Se n'exposa la motivació, les potencialitats, les seves aplicacions actuals i les previsible, especialment quant a la l'avaluació de plans i programes, i se n'examinen les potencialitats

en el marc de les possibilitats que han obert les noves directives i disposicions legals a Catalunya.

A tall d'exemple pràctic, en els següents apartats es mostren tres aplicacions del mètode a la regió metropolitana de Barcelona, que han estat seleccionades per tractar-se d'escales i tipologies de planejament urbanístic i d'infraestructures molt diferenciades: a) a escala regional, una avaluació de l'impacte ambiental del planejament urbanístic vigent sobre la matriu territorial; b) a escala comarcal, una anàlisi de l'afectació del traçat del tren d'alta velocitat en el Vallès Oriental; c) a escala local, una proposta de restauració ecològica en el terme municipal de Montcada i Reixac. Finalment, el treball clou amb unes directrius d'actuació per a la planificació i l'avaluació ambiental estratègiques.

7.2.1. Les eines paramètriques

Les eines d'ordenació que es proposen es basen en un sistema d'índexs socioecològics que tenen per objecte analitzar els components físic, biològic i funcional de la matriu territorial. La síntesi d'aquests algoritmes convergeix en un índex holístic que avalua de forma sistèmica l'*aptitud del territori* per a desenvolupar determinats plans i programes. L'interès eminentment pràctic dels algoritmes obtinguts es basa en que no sols descriuen la situació actual sinó que també permeten modelitzar la que resultaria de diversos escenaris, especialment en quan a la *funcionalitat del territori*, de forma que poden tenir una aplicabilitat directa en la planificació i l'avaluació ambiental estratègiques. Es pot dir que representen una interfície entre la complexitat del territori i les necessitats del planificador.

L'avaluació d'aptitud territorial és un procés mitjançant el qual es determina la idoneïtat d'una extensió de

terreny determinada per a un ús concret (capítol 2)⁵⁰⁹. Inicialment, aquesta eina va ser desenvolupada com a recurs tècnic destinat als planificadors, doncs els hi proporcionava una visió sistèmica de l'entorn a partir d'una sèrie de factors espacials independents, que posteriorment calia concretar. D'acord amb Stoms⁵¹⁰, l'avaluació d'aptitud territorial és una anàlisi multicriteri dependent del context i, cal remarcar-ho, està basada en criteris d'experts que, en última instància, sempre són els que han de definir els factors més rellevants a tenir en compte, els seus valors òptims i les diferents ponderacions que cal aplicar en els algorismes de càlcul⁵¹¹.

Mitjançant l'*IAT* s'ha realitzat una transposició del model de mosaic territorial a una escala i un format útils per a la planificació territorial de la regió metropolitana de Barcelona (vegeu capítol 6), en base a una síntesi entre les directrius elaborades per Forman⁵¹² i les aportacions basades en els índexs paramètrics desenvolupats. La proposta inclou una interpretació d'aquestes directrius a partir de l'anàlisi qualitativa i quantitativa del model, i el desenvolupament *ad hoc* d'una metodologia per a la delimitació dels components de la xarxa ecològica i de la matriu territorial que la configuren. Com s'ha vist en el capítol precedent, l'estudi demostra la importància de la *matriu* per garantir el funcionament ecològic del territori en front a criteris clàssics de protecció d'espais discrets, fins i tot connectats en *xarxa*.

⁵⁰⁹ STEINER, F., MCSHERRY, L. & J. COHEN. 2000. *Land Suitability Analysis for the Upper Gila River Watershed*. Landscape and Urban Planning 50: 199-214.

⁵¹⁰ STOMS, D., McDONALD, J. M. & F. W. DAVIS. 2002. *Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves*. Environmental Management, 29:545-558.

⁵¹¹ JIANG, H. & R. EASTMAN. 2000. *Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS*, International Journal of Geographical Information Science, 14: 173-184.

⁵¹² FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.

El territori és un sistema complex que pot ser descrit com una xarxa d'elements o nodes que interactuen entre ells mitjançant diverses connexions. L'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) proposa una síntesi de les principals variables funcionals que interactuen en la matriu territorial des d'un punt de vista sistèmic. La darrera versió de l'*ICE* (vegeu capítol 5) presenta diverses millores significatives respecte les versions precedents: a) s'ha aplicat per primera vegada a tot el territori de Catalunya, incorporant les diferents regions biogeogràfiques, a escala del planejament; b) s'ha basat en la cartografia d'hàbitats de Catalunya, que defineix 292 categories delimitades a escala 1:50.000; c) ha millorat substancialment la determinació d'àrees ecològiques funcionals mitjançant el mètode ISODATA de reconeixement de patrons, que permet delimitar unitats assimilables a paisatges; d) s'ha examinat amb rigor estadístic les correlacions entre els resultats del model i les millors bases de dades de camp sobre biodiversitat disponibles per al conjunt de Catalunya, i els resultats han estat clarament positius.

L'*ICE* és un model dinàmic, que s'adapta a l'escenari territorial on s'aplica, de manera que permet calcular-lo per a diferents alternatives d'un pla territorial o d'un pla d'infraestructures viàries, posem per cas. L'índex dona lloc a càlculs numèrics que poden representar-se per mitjà de mapes i de gràfiques, de lectura molt intuïtiva. A la vista dels resultats assolits en cada alternativa es poden prendre decisions, o bé proposar mesures correctores o compensatòries i fer córrer de nou el model per valorar-ne l'impacte, positiu o negatiu, segons els casos. Per tant, no sols permet comparar alternatives, sinó també modificar-les, cosa que pot ocórrer durant la tramitació o el procés participatiu, i tornar-les a comparar amb agilitat.

7.2.2. Les potencialitats d'utilització

Catalunya és un dels països europeus que durant el darrer decenni ha generat un major nombre d'estudis i

desenvolupaments metodològics sobre *funcionalitat territorial* i, més en concret, en relació a la connectivitat ecològica, especialment en els aspectes diagnòstics i propositius⁵¹³. La incorporació d'aquest contingent de treballs en plans, programes, projectes, normes, etc. ha donat alguns resultats valuosos i interessants, però desiguals, en el planejament i la normativa, tant territorial com sectorial, degut, sobretot, a la manca d'un marc regulador que els donés coherència i a la insuficient coordinació administrativa en moltes d'aquestes iniciatives.

Durant els darrers anys s'ha produït una inflexió molt positiva en la planificació territorial, a escala regional, que ha començat a incorporar de forma sistemàtica les consideracions sobre el funcionament de la matriu territorial. Alhora, s'han desenvolupat experiències rigoroses a escales comarcals o supramunicipals, sigui en àrees urbanes funcionals o en entorns d'espais naturals protegits, i també a escala municipal. No obstant, les principals limitacions que han tingut les metodologies desenvolupades fins ara a Catalunya en relació al tractament sistèmic del territori són: no oferir una valoració de la permeabilitat territorial "en continu" (és a dir, per al conjunt del territori, tractat de forma sistèmica i homogènia), no permetre estimar els efectes de diferents escenaris ni tenir en compte els impactes acumulatius i, en conseqüència, resultar poc útils per a l'avaluació ambiental estratègica i per a ser emprats en processos participatius.

L'ecologia del paisatge ha posat en evidència la necessitat de que en l'ordenació territorial no sols es tinguin en compte les dimensions dels espais oberts, sinó la seva distribució i la seva relació, de manera que es puguin mantenir els processos essencials dels ecosistemes i garantir els fluxos i balanços inherents al seu metabolisme. Aquesta visió funcional s'ha

d'aplicar a escales espacials i temporals rellevants, en funció de les dinàmiques dels paisatges, siguin induïdes per processos d'antropització o de naturalització. La connectivitat ecològica és una de les propietats essencials del territori en aquest sentit, que no es pot entendre limitada a uns determinats "corredors" o "xarxes connectives" sinó que s'ha de considerar com un atribut en tota la matriu territorial, considerant així, de forma sistèmica, la dimensió funcional de tots els paisatges que la configuren.

Les noves metodologies paramètriques s'han desenvolupat, precisament, per a donar resposta a aquestes limitacions. Després de desenvolupaments metodològics i aplicacions concretes, en diversos àmbits i escales, han assolit un grau de maduresa que els hi dóna un bon potencial d'utilització, especialment els models de connectivitat ecològica aplicats en la planificació i l'avaluació ambiental estratègiques. Les seves principals virtuts són:

1. Demanar unes bases de dades força limitades, essencialment cartografies digitals de cobertes del sòl i de sistemes urbans i d'infraestructures, en tractar la connectivitat ecològica segons l'aproximació sistèmica emprada en ecologia del paisatge.
2. Oferir una visió sintètica, fàcilment entenedora, de la connectivitat ecològica com atribut funcional bàsic de la matriu territorial, mitjançant mapes i gràfics quantitativs, amb escales ordinals.
3. Permetre generar mapes i càlculs per a diferents escenaris potencials, ja sigui per al conjunt del territori o per a determinades àrees, que permeten avaluar els impactes que comporten les diverses alternatives, i els que es derivarien de les mesures correctores, compensatòries, etc. També avaluar-ne els efectes derivats de l'impacte acumulat de diversos projectes, cosa que el converteixen en un instrument d'utilitat inestimable per a l'avaluació ambiental estratègica.
4. Permetre realitzar anàlisis de més entitat en combinar-lo amb d'altres metodologies paramètriques com les de l'anomenat metabolisme social, o aplicar

⁵¹³ MALLARACH, J.M., MARULL, J. & J. PINO. 2007. *Aportacions de l'Índex de Connectivitat Ecològica a la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica, en el context de les recerques i les polítiques de connectivitat ecològica a Catalunya*. Documents d'Anàlisi Geogràfica. En premsa.

la bateria d'índexs de vulnerabilitat territorial i de valor del component biològic.

5. Facilitar, pels motius anteriors, els procediments participatius, sigui entre els planificadors o polítics, sigui amb sectors socials més amplis, que s'impliquin en el procés de presa de decisió .

Una limitació significativa pot derivar-se de la fiabilitat de les bases cartogràfiques i alfanumèriques que utilitza, sigui derivada de la pròpia metodologia o del temps transcorregut des de que es varen elaborar. En àrees molt dinàmiques al cap de pocs anys poden quedar obsoletes. D'altra banda, el fet de donar valors agregats a escala regional pot estar correlacionat -o no- amb la realitat d'un indret determinat a escala local, per a als qual altres mètodes, basats en treball de camp i dades empíriques, són indispensables. Tanmateix, això que és una limitació per una estratègia de conservació centrada, per exemple, en espècies determinades (*fine-filter approaches*) esdevé una virtut davant d'aproximacions més holístiques (*coarse-filter*) que permeten resoldre, si més no en part, l'anomenada paradoxa del gestor⁵¹⁴.

Finalment, cal destacar que després de dues dècades d'esforços dels sectors públics, centres de recerca i societat civil - sovint capdavantera-, Catalunya es troba actualment en un moment cabdal pel que fa a la integració en el planejament territorial dels principis de l'ecologia del paisatge en la dimensió funcional dels sistemes naturals del territori. Per primera vegada es disposa dels instruments normatius i tècnics que permeten garantir una efectiva incorporació dels atributs funcionals del paisatge mitjançant uns plantejaments multiescalars i multisectorials que permetin una coherència que en pocs altres llocs s'ha assolit. Entre els nous instruments d'ordenació del territori on les metodologies paramètriques poden fer aportacions significatives destaquen els plans territorials parcials en curs, els plans territorials

sectorials d'infraestructures de transports, els plans directores urbanístics, i el pla territorial sectorial de connectivitat ecològica.

7.2.3. Els instruments d'ordenació

Segurament, la millor mostra de la rellevància política de garantir l'*eficiència territorial* es reflecteix en la consideració que la connectivitat ecològica ha assolit en l'agenda de Catalunya i, més concretament, en el fet que l'Estatut d'Autonomia de Catalunya de 2006 atribuís a la Generalitat competències exclusives en l'establiment i la regulació de les figures de corredors biològics. Entre els instruments legals vigents o en curs, escau diferenciar aquells que tenen àmbit català dels que tenen un àmbit inferior, sigui regional, comarcal o local. Escau recordar que la Comunitat Autònoma de Catalunya està dividida en 7 regions, 41 comarques i més de 1000 municipis⁵¹⁵. Tot seguit s'indiquen alguns dels més rellevants en cadascun d'aquests àmbits i se n'exposen alguns dels trets més significatius. A l'àmbit català, els tres instruments legals més significatius a aquesta escala són, per ordre cronològic de la seva aprovació, el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) de 1992; el Pla Territorial General de Catalunya (PTGC) de 1995, i les Bases per a les directrius de connectivitat ecològica de Catalunya de 2006.

El PEIN, juntament amb la proposta de xarxa Natura 2000 (recentment aprovada per la Generalitat de Catalunya, 2007), és l'instrument que configura el sistema d'espais naturals protegits del país. Assenyala la importància de la connectivitat ecològica entre els espais naturals protegits i remarca que "Cal una planificació i una gestió integrades del territori global en què es troben immerses, cercant la connectivitat biològica i, fins i tot, la continuïtat física, de manera que el sistema esdevingui una autèntica

⁵¹⁴ SCHWARTZ, M. W. 1999. *Choosing the appropriate scale of reserves for conservation*. Annual Review of Ecology and Systematics, 30. 83-108.

⁵¹⁵ INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE CATALUNYA (IDESCAT). En línia: <http://www.idescat.net>

xarxa”. Això no obstant, el PEIN (fins i tot incloent-hi Natura 2000) configura, de fet, el disseny del sistema d'espais protegits sobre la base d'unitats separades, que formen una estructura territorial discontinua, de manera que el terme “xarxa d'espais naturals”, que usa reiteradament, l'aplica en el sentit jurídic, i no pas en el sentit ecològic del terme, com per exemple fa l'Estratègia Paneuropea per a la Conservació de la Diversitat Ecològica i Paisatgística de 1995.

El PTGC constitueix el document de planificació de màxim rang en l'ordenació del territori a Catalunya i té un abast de 30 anys. Aquest considera tres raons de protecció del medi físic i natural diferents: els valors intrínsecs, els valors funcionals (dins de la qual distingeix una de productiva i l'altra relacionada amb la seva capacitat equilibradora) i la legislació sectorial vigent. El PTGC estableix que són objecte de protecció, pels seus valors intrínsecs, entre altres: els espais “de lligam” entre els espais del PEIN. Aquests darrers són definits així: “els espais de lligam o relació entre els espais del PEIN són aquells espais de connexió que els structuren en una xarxa contínua i els incorporen en un sistema territorial més ampli”.

D'altra banda, el PTGC indica que són objecte de protecció en funció del seu valor agrícola o forestal (que pot ser bàsic o complementari), els sòls d'especial interès agrícola i els sòls d'especial interès forestal. Igualment, considera que són objecte de protecció en funció de la seva capacitat equilibradora, entre altres, els elements morfològics identificatius del territori. Finalment, considera que són objecte de protecció espais com ara els definits per legislacions sectorials, els de la faixa litoral o de la xarxa hidrogràfica. En aquest darrer cas, especifica que “en els trams no urbans poden actuar com a corredors biològics que lliguin i assegurin la continuïtat de la xarxa dels espais objecte de protecció”.

En relació als Plans Territorials Parcials que el despleguin, el PTGC estableix les directrius de que hauran de delimitar els espais naturals objecte de

protecció i que hauran de buscar la continuïtat física dels espais objecte de protecció resultants, per tal de conformar un sistema integrat i continu d'espais naturals i seminaturals. I especifica que s'haurà d'assegurar “la continuïtat de la taca de sòl no urbanitzable per tot el territori”. Un criteri que recullen els instruments que es descriuen més endavant.

Escau destacar també la seva incorporació en algunes normes tan estratègiques, com el Reglament de la Llei d'urbanisme de Catalunya, aprovat l'any 2006, on adopta l'expressió de connectivitat territorial⁵¹⁶. D'altra banda, a data d'avui, el Departament de Medi Ambient i Habitatge ha començat el procés d'elaboració del Pla Territorial Sectorial de Connectivitat Ecològica, el primer d'aquest rang a l'Estat espanyol, que s'haurà d'articular amb el planejament territorial i altres plans sectorials existents o en curs d'elaboració.

A l'àmbit regional, malgrat el precedent del Pla Territorial Parcial (PTP) de les Terres de l'Ebre, el primer dels altres sis PTP previstos a Catalunya que ha incorporat de manera plena els principis de la connectivitat ecològica en les seves propostes, delimitacions i normatives ha estat el de l'Alt Pirineu i Aran (2006). Es tracta del primer pla territorial de la nova generació, elaborat en paral·lel amb la seva avaluació ambiental, en un procés participatiu de considerable entitat, tan dins de la pròpia administració catalana, en diferents escales, com en la societat civil. L'anàlisi dels espais lliures, que metodològicament constitueix el fonament del Pla, incorpora la figura específica de connector ecològic, per relligar el sistema d'espais naturals d'importància internacional, nacional o regional, i el seu disseny aconsegueix establir una xarxa ecològica funcional interconnectada d'espais lliures que equival al 70% de la superfície de la regió pirinenca. La majoria dels estudis de base d'aquest espais lliures han estat realitzats seguint la mateixa metodologia. Els altres

⁵¹⁶ Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, núm. 4682.

plans territorials parcials que estan en curs d'elaboració, algun quasi acabat al moment d'escriure aquest paràgraf, segueixen el mateix model.

A nivell comarcal o supramunicipal cal destacar, a tall d'exemple, que la Diputació de Girona ha promogut la incorporació de criteris de connectivitat ecològica en els plans especials de regulació del sòl no urbanitzable vinculats als processos d'agenda 21 locals, els quals, es promou que siguin d'àmbit supramunicipal, sigui en àrees funcionals, sigui en àmbits comarcals. Un dels exemples més interessants és el Pla de connectivitat ecològica del Gironès, promogut pel Consell comarcal d'aquesta comarca, amb el suport de la Diputació de Girona, per quan analitza l'estat actual, l'escenari tendencial i els seus impactes a la connectivitat, i proposa mesures en conseqüència⁵¹⁷.

El Departament de Medi Ambient i Habitatge va aprovar el 2006 les Bases per a les Directrius de Connectivitat Ecològica de Catalunya, que situen a Catalunya en una posició capdavantera a l'Estat espanyol en aquesta matèria, en incorporar la dimensió funcional de la conservació en tots els àmbits i a totes les escales on pot ser rellevant. Les Directrius són, per tant, multisectorials i abasten els camps següents: planejament territorial, espais naturals protegits, espècies amenaçades i protegides, xarxa viària i altres infraestructures lineals, espais fluvials, agricultura, urbanisme, ús dels recursos biològics, avaluació ambiental i, finalment, un capítol dedicat a recerca, informació i participació. I van seguides de quatre annexos: de tots ells, el segon conté la relació dels nous instruments que les Directrius proposen desenvolupar, mentre que el tercer conté les normes i plans que aquestes proposen completar, i es presenten de manera resumida algunes de les implicacions normatives i sobre el planejament.

⁵¹⁷ DEPLAN (2006) *Pla de connectivitat ecològica de la comarca del Gironès*. Consell Comarcal del Gironès i Diputació de Girona. Inèdit.

Tot seguit s'exposen les relacions de les metodologies paramètriques desenvolupades amb les directrius esmentades, per tal de posar de manifest les possibilitats que aquest mètode ofereix respecte als nous instruments que les directrius preveuen desenvolupar, i dels instruments ja existents pels quals caldria garantir la incorporació del concepte de connectivitat ecològica.

1. Pla territorial Sectorial de connectivitat ecològica de Catalunya.
2. Plans de recuperació o de conservació de les espècies catalogades.
3. Actuacions per a la recuperació de la funció connectiva en trams fluvials especialment importants des del punt de vista de la connectivitat ecològica en el Programa de mesures del Pla de gestió de la demarcació hidrogràfica de les conques internes de Catalunya (programa de restauració i de recuperació de marges i riberes dels punts crítics en trams naturals o seminaturals; programa de permeabilització d'infraestructures de protecció hidràulica en punts crítics situats en entorns altament modificats).
4. Pla per a l'ordenació i la recuperació de la xarxa de vies pecuàries de Catalunya.
5. Revisió del Pla territorial parcial de les Terres de l'Ebre.
6. Pla d'infraestructures de transport de Catalunya 2006-2026.
7. Programa de desenvolupament rural 2007-2013.
8. Revisió del Pla de recerca i innovació de Catalunya 2005-2008.

En tots aquests plans o programes, les metodologies paramètriques desenvolupades -o d'altres de similars- poden esdevenir un element científic auxiliar molt rellevant, al costat d'altres eines o elements que seran variables segons els casos, tan en la fase de formulació com, molt especialment, en l'avaluació ambiental que s'hauria de desenvolupar de forma paral·lela. El debat de fons de les polítiques de sostenibilitat està, però, en que la majoria de plans i

Agendes 21 requereixen, apart d'una base científica rigorosa -condició necessària però no suficient-, una anàlisi concurrent dels principals actors territorials i de les seves interrelacions, acceptant la diversitat de percepcions per a una correcta governança de la sostenibilitat.

7.3. L'aplicació a escala regional

Com assaig d'aplicació a escala regional s'ha triat un estudi encarregat a Barcelona Regional per la Comissió d'Ordenació Territorial Metropolitana i la Ponència Tècnica del Pla Territorial Metropolità de Barcelona, per tal d'elaborar una proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió, que posteriorment s'ha contrastat amb el planejament urbanístic vigent⁵¹⁸. La proposta ha estat elaborada des de la vessant de l'ecologia del paisatge i la planificació del territori, mitjançant noves metodologies paramètriques (veure capítol 6). En cap moment pretén ser una proposta finalista, doncs aquest territori acull la major part de la població i les activitats econòmiques del país. És tracta d'una primera aproximació que cal contrastar amb les aportacions de diferents actors territorials, amb l'objectiu de consensuar un model de desenvolupament més sostenible. En efecte, el creixement econòmic porta associats impactes ambientals, però si s'estableixen directrius estratègiques, pautes d'intervenció i elements de compensació, llavors es possible seguir creixent i alhora preservar els elements que garanteixin la qualitat ecològica i paisatgística de la matriu territorial.

7.3.1. El context

El vigent Pla Territorial General de Catalunya (PTGC) aprovat l'any 1995, constitueix el document de planificació de màxim rang en l'ordenació del territori a Catalunya. Considera tres criteris de protecció del medi físic i natural diferents: els valors intrínsecs, els

valors funcionals i la legislació sectorial vigent. En relació als plans territorials parcials que l'hauran de desplegar, el PTGC estableix les directrius que hauran de delimitar els espais naturals objecte de protecció i que hauran de buscar la continuïtat física dels espais objecte de protecció resultants, per tal de conformar un sistema integrat i continu d'espais naturals i seminaturals. I subratlla, concretament, que s'haurà d'assegurar "la continuïtat de la taca de sòl no urbanitzable per tot el territori". Aquestes directrius es poden abordar a dos nivells:

Un primer nivell, el de la *xarxa ecològica* funcional, dona resposta al mandat d'aquest Pla de manera que esdevé l'element estructurador fonamental del sistema d'espais oberts a escala regional. Els espais que la conformen, amb tractaments diferenciats a escala de gestió, haurien de tenir tots ells la consideració de sòls no urbanitzables d'especial protecció. En relació a les categories de conservació definides per la UICN es tracta sempre de nivells de protecció iguals o superiors als que corresponen a la categoria cinquena, anomenada "paisatge protegit". També cal considerar la seva contribució a la xarxa ecològica europea, seguint les directrius de l'Estratègia Paneuropea de conservació de la diversitat ecològica i paisatgística de 1995, impulsada pel Consell d'Europa del 2000. Aquesta estratègia proposa l'establiment d'una xarxa ecològica definida a nivell d'ecosistemes i paisatges i la integració de la conservació de la diversitat biològica i paisatgística en tots els sectors que la gestionin o l'afectin.

El segon nivell, relatiu a la resta de la *matriu territorial*, consta de tres grups molt diferenciats, dels quals dos -els millors sòls agrícoles i els corredors ecològics- ja disposen o disposaran d'estratègies sectorials pròpies, que són el Pla Territorial Sectorial dels Sòls Agraris i el Pla Territorial Sectorial de Connectors Ecològics. El primer és previst en el PTGC vigent, mentre que el segon està inclòs en el pacte del govern actual. Fins a la data, l'únic Pla Territorial Parcial (PTP) aprovat a Catalunya és el de les Terres

⁵¹⁸ BARCELONA REGIONAL & CENTRE DE RECERCA I APLICACIONS FORESTALS. 2006. *Aproximació paramètrica al mosaic territorial de la regió metropolitana de Barcelona. Aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica*. Estudi per a la Comissió d'Ordenació Territorial Metropolitana i la Ponència Tècnica del Pla Territorial Metropolità. Informe inèdit.

de l'Ebre de 2001 (DOGC 3440). El seu àmbit comprèn les comarques del Baix Ebre, el Montsià, la Ribera d'Ebre i la Terra Alta. Aquest PTP estableix tres categories de "sòls lliures", que anomena, respectivament, de protecció especial, protecció funcional i protecció preventiva. Dins de la categoria de "sòl lliure de protecció especial" estableix, entre altres, les classes següents: espais inclosos al PEIN; connectors biològics i vores del PEIN; elements naturals de valor local; zona de domini públic maritimoterrestre i franja de protecció del litoral. Totes aquestes categories són grafiades en plànols d'ordenació del sòl no urbanitzable (escala 1:50.000).

El PTP de les Terres de l'Ebre defineix 20 espais diferents amb la categoria de "connector ecològic i vora de PEIN", dels quals 7 són de considerable extensió, amb unes amplades que es mesuren per quilòmetres i que coincideixen amb els connectors biològics entre el Ports, Serra de Pàndols, Cavalls, Montsant, etc. Els 13 connectors ecològics restants coincideixen amb cursos hídrics, concretament 4 rius, 3 rieres i 6 barrancs. La seva regulació es troba recollida en els articles 65, 67 i 68 de la seva normativa. D'altra banda, el plantejament adoptat del PTP de l'Alt Pirineu, aprovat inicialment, és encara més ambiciós que el PTP de les Terres de l'Ebre, pel que fa a l'entitat de la xarxa ecològica que defineix.

Pel que fa referència als grans paisatges agraris, cal remarcar que la seva protecció és un dèficit estructural de la planificació territorial del país, atès que mai no s'ha elaborat el PTS de sòls agraris que ja fa uns 10 anys preveia el PTGC. Això ha tingut conseqüències molt negatives, com ara la permissivitat amb la qual s'ha permès l'ocupació urbana, industrial o comercial d'alguns dels millors sòls agrícoles del país, com en els deltes o planes al·luvials. Atès que els sòls de qualitat són un recurs molt escàs a la regió metropolitana, la conservació de les principals àrees de millors sòls, on ja hi ha en funcionament, avui dia, explotacions agràries altament productives, requereix establir unes directrius

territorials i urbanístiques que facin impossible la conversió d'aquests sòls a altres usos que no siguin directament vinculats a les activitats agràries⁵¹⁹.

7.3.2. L'àmbit

La regió metropolitana de Barcelona, formada per les comarques de l'Alt Penedès, el Baix Llobregat, el Barcelonès, el Garraf, el Maresme, el Vallès Occidental i el Vallès Oriental, presenta dos fets diferencials. D'una banda, amb una densitat d'uns 1.500 habitants per km², es considera un dels territoris més urbanitzats d'Europa. D'altra banda, encara conserva espais naturals de gran interès, així com una remarcable diversitat ecològica i paisatgística, que inclou més de 40 hàbitats d'interès comunitari (Directiva 67/97/CE). Aquestes dades han fet que es consideri com una de les regions on es concentren més impactes i pressions sobre el medi ambient d'Europa⁵²⁰. Un fet atribuïble, en gran mesura, a que la major part del creixement urbanístic ocorregut en els darrers trenta anys s'ha recolzat en plans deficients des del punt de vista ecològic, o simplement s'ha produït al marge del planejament (capítol 1).

L'escenari actual a la regió metropolitana de Barcelona presenta uns 4.8 milions d'habitants distribuïts, de forma heterogènia, en una superfície d'unes 320.000 ha. Els models de creixement demogràfic més acurats a la regió metropolitana preveuen un augment de la població del 34 % durant el període 2002-2022, que és similar al del planejament territorial (15 anys vista), on s'assolirien fins a 5.1 milions d'habitants i, en base al mateix

⁵¹⁹ MARTÍ, M., MASCARÓ, J. & T. PASTER (ed.). 2003. *El sistema d'espais lliures en l'articulació d'àrees metropolitanes*. Actes del III simposi internacional sobre espais naturals i rurals en àrees metropolitanes i periurbanes. Consorci del Parc de Collserola, Barcelona.

⁵²⁰ AGÈNCIA EUROPEA DEL MEDI AMBIENT. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report, No. 2. EEA, Copenhagen, Denmark.

estudi, es produiria una demanda d'uns 427.700 habitatges nous⁵²¹. Per altra part, els plans urbanístics en els municipis que configuren la regió metropolitana de Barcelona preveuen un total de 21.956 ha de sòl urbanitzable (TAULA 75)⁵²². Tanmateix, degut a l'alt ritme d'urbanització (de l'ordre de 1.000 ha/any), un 15% d'aquests sectors ja són considerats per alguns municipis com sòl pròpiament urbà.

TAULA 75. Distribució d'usos de sòl en els sectors del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona.

Comarca	Industrial		Mixt		Residencial		Terciari		Total	
	Àrea (ha)	%	Àrea (ha)	%	Àrea (ha)	%	Àrea (ha)	%	Àrea (ha)	%
Alt Penedès	479	9	61	2	832	7	14	2	1.386	6
Baix Llobregat	1.151	23	610	17	2877	23	395	55	5.033	23
Barcelonès	56	1	88	2	71	1	-	0	215	1
Garraf	198	4	126	3	1.572	13	25	4	1.921	9
Maresme	472	9	189	5	2.129	17	102	14	2.892	13
Vallès Occidental	1.460	29	2.061	56	2.780	22	61	8	6.362	29
Vallès Oriental	1.304	26	551	15	2.166	17	125	17	4.146	19
Total RMB	5.120	100	3.686	100	12.427	100	722	100	21.956	100

Nota: No es consideren aquells sectors de planejament dels quals manquen dades. D'altra banda, les dades no es refereixen al potencial urbanístic (s'estima que unes 15.270 ha encara no estan construïdes) ja que aquí no s'incorpora el grau d'ocupació.

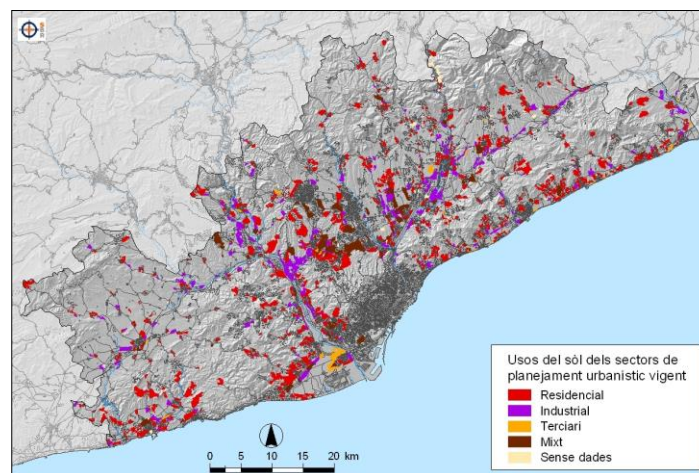
La superfície de sòl urbanitzable a nivell comarcal es concentra majoritàriament al Vallès Occidental (29%), al Baix Llobregat (23%) i al Vallès Oriental (19%), on es de preveure que es produiran les majors pressions i impactes sobre el medi ambient (MAPA 112). L'ús del sòl predominant en els sectors de planejament és l'ús residencial (57%) seguint per l'ús industrial (23%), el mixt (17%) i el terciari (3%). A nivell comarcal trobem, però, comportaments diferenciats. El Garraf i el Maresme són en gran mesura residencials (82% i 74%, respectivament). En canvi, el Baix Llobregat, el Vallès Oriental i l'Alt Penedès, tot i que hi predomina

⁵²¹ MONÉS, M. A. & J. M. CARRERA. 2003. *La Barcelona Metropolitana els propers vint anys*. Prospectiva de treball, demografia i habitatge, Gabinet Tècnic de Programació de l'Ajuntament de Barcelona.

⁵²² Segons dades elaborades a partir de la informació proporcionada per la Direcció General d'Urbanisme i l'Institut d'Estudis Territorials.

l'ús residencial, el sòl industrial assoleix valors destacables (entre 25% i 35%). El Vallès Occidental i el Barcelonès, en canvi, tenen força equilibrats els percentatges d'ús de sòl de tipus residencial i mixt.

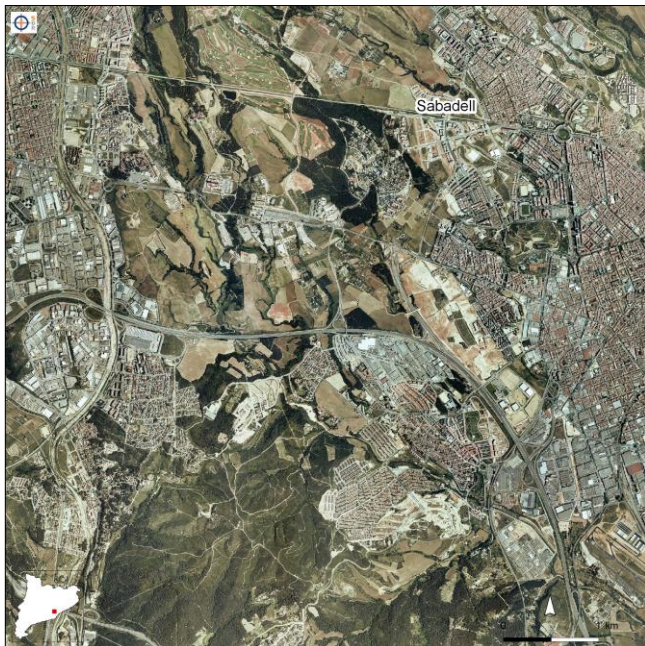
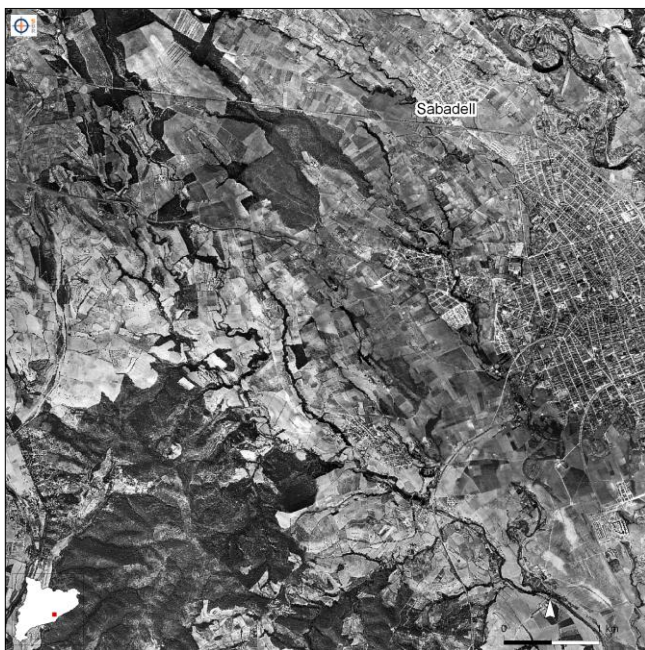
MAPA 112. Planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona.



Els sectors urbanitzables preveuen 50.795.603 m² de sostre residencial, que equival al 56% del total d'activitats. En termes de superfície, es concentra majoritàriament al Vallès Occidental i al Baix Llobregat (27 i 25% del total de la regió). El Vallès Oriental, el Maresme i el Garraf les segueixen, i l'Alt Penedès i el Barcelonès ocupen percentatges que no superen el 10%. S'estima que a la regió metropolitana hi han previstos uns 314.100 habitatges⁵²³, molts dels quals ja estan desenvolupats i distribuïts de forma molt desigual en el territori. En base als models demogràfics pels propers 20 anys cal preveure la reconstrucció de zones urbanes degradades però també la creació de nous assentaments destinats a la construcció de habitatges. És, per tant, clau determinar les superfícies aptes des del punt de vista ambiental i relacionar-les amb un model sostenible de mobilitat centrat, bàsicament, en potenciar la xarxa ferroviària i el teixit urbà compacte (IMATGES 35 i 36).

⁵²³ Xifra estimada a partir de dades sobre planejament urbanístic elaborades el 2003 per l'Institut d'Estudis Territorials.

IMATGES 35 i 36. Consum de sòl associat a vies de comunicació: el cas del Vallès (1957-2003). Sabadell i Terrassa exemplifiquen l'estructura urbana tradicional de ciutats compactes. A partir dels anys seixanta, en l'espai obert entre ambdues ciutats, apareix una nova forma d'urbanització lligada a la xarxa viària, que comporta un consum extensiu de sòl i la fragmentació del territori.



D'altra banda, els sectors de planejament preveuen fins a 27.911.867 m² de sostre industrial, gran part del qual ja està també desenvolupat, que suposen el 31% del total d'activitats. Es concentra predominantment al Vallès Occidental i al Baix Llobregat (26 %), seguit del Vallès Oriental (25%), el Maresme i l'Alt Penedès (10 i 9%). Les comarques menys industrialitzades són el Garraf i el Barcelonès. El planejament també inclou 11.744.088 m² de sostre terciari, bona part del qual ja està desenvolupat, i representa el 13% del total de sostre d'activitats. Es distribueix de forma heterogènia, doncs el Vallès Occidental concentra el 59% del total. Finalment, existeix una quantitat significativa de sòl industrial obsolet -en determinats casos ocupant superfícies de notable interès ambiental, com ara els cursos hidrogràfics- que caldria restaurar o adaptar a les noves necessitats (és el cas del districte 22@ de Barcelona) i mitigar, d'aquesta manera, un consum excessiu de superfície.

S'estima que actualment un 31% del sòl inclòs en els sectors de planejament està ocupat, enfront d'un 69% que encara resta vacant. El Garraf, el Vallès Occidental i el Baix Llobregat són les comarques amb uns sectors urbanitzables més desenvolupats (41%, 37% i 36%, respectivament). El Maresme, el Barcelonès i l'Alt Penedès assoleixen valors similars (25-26%) i el Vallès Oriental destaca per ser la comarca amb un grau d'ocupació dels sectors més baix (19%). En el cas dels habitatges, un 44% de la regió ja es troba construït, enfront d'un 56% encara pendent de desenvolupar. A nivell comarcal són el Garraf, el Baix Llobregat i el Maresme les comarques amb més habitatges construïts (67%, 66% i 46%). El Vallès Occidental els segueix amb un 42% i la resta presenten valors inferiors al 30%. El parc d'habitatges futur resulta de l'estoc d'habitatge existent, de les previsions de nous habitatges en sòl urbanitzable i de les previsions de nous habitatges en sòl urbà.

Malauradament, existeix molt poca informació sobre aquesta darrera variable, encara que és conegut que la rehabilitació o reconstrucció del teixit urbà

degradat, existent a diversos barris de les principals ciutats metropolitanes, permetria revertir algunes de les tendències territorials més negatives a nivell socio-ambiental i reorientar-les cap a la compacitat, la diversitat d'usos en un mateix àmbit i la integració social, és a dir, cap a la sostenibilitat. L'estudi d'aplicació que plantejarem analitza, doncs, el planejament urbanístic vigent en quan a la seva aptitud territorial i, també, realitza una avaluació ambiental estratègica prenent com a base el model de mosaic territorial per a la regió metropolitana de Barcelona elaborat en el present treball (capítol 6).

Totes aquestes consideracions posen de manifest, en definitiva, la necessitat de disposar d'un pla territorial que ordeni el sòl metropolità amb criteris de sostenibilitat. En aquest context i com a exercici de les aplicacions potencials de la metodologia proposada, s'han avaluat les conseqüències ecopaisatgístiques que pot ocasionar, si no es prenen les mesures oportunes, l'execució del planejament urbanístic vigent a la regió. A tal efecte, s'ha dut a terme un assaig d'aplicació en base a tres estudis complementaris: a) l'aptitud territorial dels sectors urbanitzables; b) l'avaluació estratègica d'aquests sectors en base a una proposta d'ordenació dels espais oberts; c) l'anàlisi dels plans ferroviaris vigents en el moment de l'estudi.

7.3.3. El mètode

L'avaluació de l'impacte ecològic i paisatgístic dels plans urbanístics vigents a la regió metropolitana de Barcelona l'hem dut a terme amb un doble enfocament complementari, però no independent: d'una banda, hi aplicarem l'índex d'aptitud territorial (*IAT*), amb tota la seva estructura paramètrica associada; d'altra banda, efectuarem una avaluació estratègica en base al model de mosaic territorial, mitjançant la proposta d'ordenació dels espais oberts, que inclou la xarxa ecològica i la matriu territorial.

Amb aquest propòsit, el primer pas va ser generar una classificació unificada dels plans urbanístics municipals (1:5.000), per a produir un mapa de tota la regió metropolitana (1:50.000). Les dades van ser elaborades pel Departament de Política Territorial i Obres Públiques i l'Institut Cartogràfic de Catalunya l'any 2000. Posteriorment, els sectors de planejament van ser actualitzats per l'Institut d'Estudis Territorials el 2003. Cal advertir, però, que els planejaments urbanístics d'aquesta regió estan en contínua revisió i modificació, de manera que pot haver-hi informació no actualitzada en determinats municipis.

L'índex d'aptitud territorial (*IAT*) proposa la síntesi d'una sèrie d'algorismes ecopaisatgístics. Es genera un mètode d'anàlisi que, a part de donar un valor global per a cada punt del territori, determina quin aspecte -físic, biològic, funcional- pesa més en dita valoració. No es perd, per tant, la informació substancial que aporten els índexs parcials (Δ_{IVT} , Δ_{IVPN} , Δ_{ICE}). Els resultats s'expressen a nivell quantitatiu i cartogràfic, per a una fàcil utilització en la planificació i la gestió del territori (vegeu capítol 2).

El model de mosaic territorial s'ha interpretat a escala de planejament territorial mitjançant les metodologies paramètriques descrites (*IAT*), en base a una anàlisi qualitativa i quantitativa que compara ambdós mètodes de treball, per a finalment elaborar una proposta de síntesi realitzada a dos nivells: una reformulació de la xarxa ecològica proposada per Forman, en base al coneixement local i a la informació aportada pels índexs socioecològics elaborats; una nova proposta per a la matriu territorial, que desenvolupa els conceptes Forman mitjançant un nou mètode d'anàlisi que -bàsicament- permet determinar les àrees i els corredors ecològics funcionals a l'àmbit d'estudi (vegeu capítol 6).

La proposta d'ordenació dels espais oberts comprèn, per tant, dos nivells estratègics, cadascun dels quals pot dividir-se, al seu torn, en diverses tipologies que, necessàriament, han de tenir un tractament

diferenciat en la gestió, que pot ser assimilable als efectes de la planificació territorial (TAULA 76). El primer nivell comprèn l'anomenada xarxa ecològica, que inclou els següents elements principals: a) el pla d'espais d'interès natural (PEIN), b) la xarxa Natura 2000, c) àrees de connexió, d) àrees de reforç. El segon nivell comprèn el que s'ha anomenat matriu territorial i consta dels següents elements agregats: a) enclavaments en trama verda definits per àrees ecològiques funcionals, b) paisatge agrícola com a reservori d'aliments per al futur, c) corredors ecològics associats a determinats trams fluvials.

TAULA 76. Elements principals que configuren la proposta de mosaic territorial a la regió metropolitana de Barcelona i directius per a la planificació territorial.

Nivells	Elements	Directius per a la planificació
Xarxa ecològica	Pla d'espais d'interès natural	Normativa en espais de protecció especial, complementària en els que han demostrat ineffectivitat i EIN a la resta
	Xarxa natura 2000	Mínim equivalent als EIN
	Àrees de connexió	Equivalent als EIN (mínim categoria V UICN)
	Àrees de reforç	Equivalent als EIN
Matriu territorial	Enclavaments en trama verda	Situacions diferenciades segons el context i les dimensions: des de parcs comarcals fins a verds urbans
	Grans paisatges agrícoles	Règim de protecció dels sòls d'alt valor agrícola (reforçada amb el PTS previst)
	Corredors ecològics	Directrius de connectivitat i Normativa corredors biològics del PTP de l'Alt Pirineu (PTS de connectivitat previst)

7.3.4. Els resultats

L'anàlisi realitzada demostra la utilitat de l'IAT a l'hora d'avaluar l'aptitud territorial dels plans urbanístics vigents a la regió metropolitana de Barcelona (TAULA 77). L'espai encara apte (IAT = 5-6; unes 91.223 ha) ocupa el 28,18 % de la regió i, sorprenentment, més

de quatre vegades la superfície prevista en el planejament. Tanmateix, les dades son reveladores: un 13,60 % del sòl considerat urbanitzable (3.045 ha, 1.809 de residencials) correspon a zones molt poc o gens aptes (IAT = 1-3), on es desaconsella qualsevol mena d'actuació urbanística. Altrament, un significatiu 13,51 % del sòl legalment urbanitzable (3.024 ha, 1.890 de residencials) correspon a zones poc aptes (IAT = 4) que demanen cauteles de planificació, constructives i de correcció altes (o no construir-hi). D'altra banda, 909 ha afectades pel planejament han estat identificades com àrees que requereixen mesures prioritàries de restauració ecològica per tal de potenciar la funcionalitat del territori -entès com a sistema- i que, per tant, qualsevol actuació que no consideri el seu arranjamant pot hipotecar futures polítiques mediambientals. Finalment, un 68,82 % del sòl urbanitzable correspon a zones aptes segons els criteris definits per l'índex (IAT = 5-6, zones urbanes).

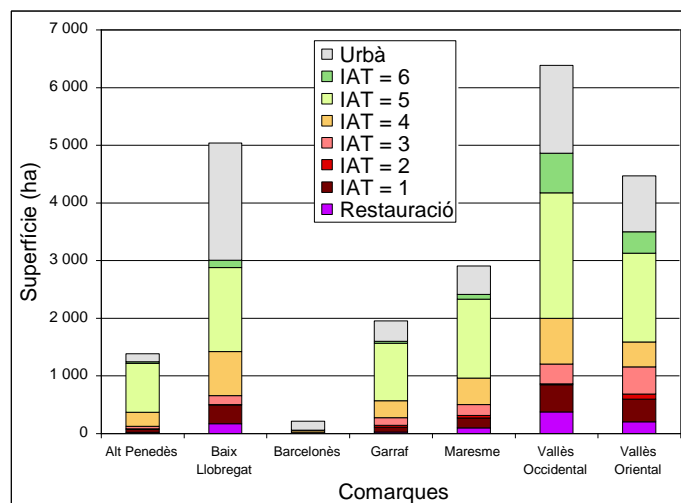
TAULA 77. Aptitud territorial de la regió metropolitana de Barcelona i del seu planejament urbanístic vigent l'any 2003.

IAT	Nivell d'aptitud territorial	Regió metropolitana		Planejament urbanístic	
		ha	%	ha	%
-	Principalment àrees urbanes	41.756	12,90	5.669	25,33
6	Apte	10.168	3,14	1.336	5,97
5	Moderadament apte	81.055	25,04	8.399	37,52
4	Poc apte	67.930	20,99	3.024	13,51
3	Molt poc apte	62.104	19,19	1.350	6,03
2	Extremadament poc apte	7.631	2,36	185	0,83
1	No apte	48.348	14,94	1.510	6,74
-	Àrees de restauració preferent	4.672	1,44	909	4,06
	Total	323.664	100,00	22.382	100,00

L'afectació del planejament urbanístic a nivell comarcal és, com era de preveure, força diferenciada (FIGURA 39). El Vallès Occidental (831 ha amb IAT < 3 i 375 ha prioritàries de restauració) i el Vallès Oriental (957 ha amb IAT < 3 i 202 ha amb potencial de restauració) son les que mostren un impacte potencial negatiu més alt. Tanmateix, aquestes comarques vallesanes presenten, com es veurà més endavant, molt poca protecció si només es considera el primer nivell de la *xarxa ecològica*, degut a que constitueixen paisatges molt antropitzats, poc valorats en les

metodologies clàssiques. En altres paraules, les valls on és concentren les majors pressions ecològiques i ambientals de la regió metropolitana són les que, malauradament, queden més desateses en el sistema actual d'espais naturals protegits i, en conseqüència, requereixen nous criteris i eines d'ordenació a l'hora de decidir els nous sòls urbans. Aquest important aspecte s'aborda convenientment mitjançant una valoració innovadora de la *matriu territorial*, que representa un segon nivell d'aproximació i s'inclou en la proposta de síntesi elaborada en el present treball.

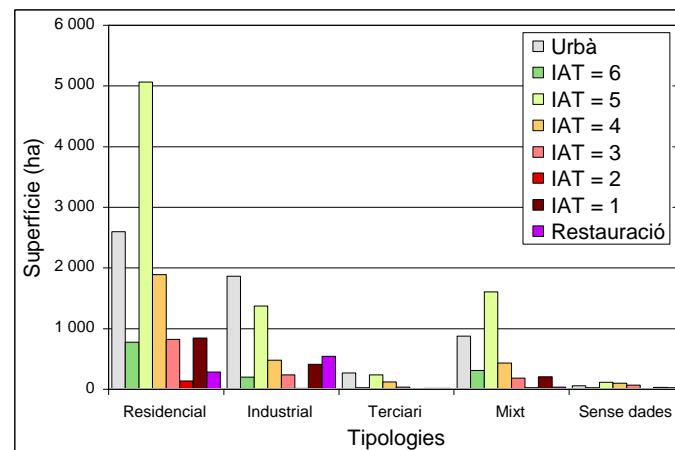
FIGURA 39. Aptitud territorial del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona, per comarques.



L'anàlisi de l'aptitud territorial segons les diferents tipologies dels sectors de planejament (FIGURA 40), adverteix d'un important impacte potencial en el medi ambient en el cas de portar-se a terme la construcció prevista d'àrees residencials (1808 ha amb *IAT* < 3 i 286 ha prioritàries de restauració), principalment corresponents a urbanitzacions -teixit urbà de baixa densitat- disseminades per tot el territori. En efecte, l'accés per carretera -amb cotxe privat- a pràcticament qualsevol indret de la regió, facilita el desgavell urbanístic i en conseqüència la multiplicació de nombrosos efectes territorials negatius (com ara el malbaratament del sòl, l'augment de riscos geotècnics o hidrològics, la proliferació d'impactes sobre els

sistemes naturals, el malbaratament energètic, l'increment de la contaminació, etc.).

FIGURA 40. Aptitud territorial dels sectors de planejament a la regió metropolitana de Barcelona per tipologies urbanes.



També s'ha detectat un important impacte potencial en l'emplaçament del nou teixit industrial, bàsicament associat a conflictes amb els dominis fluvials: àrees especialment vulnerables als impactes ambientals i als riscos naturals, sobretot les revingudes. D'altra banda, subratllar que un percentatge de superfície inclosa en els plans urbanístics ha de correspondre, legalment, a parcs i jardins que, ben tractats i gestionats, poden esdevenir elements estratègics significatius per a corregir determinats impactes ecològics, com els perimetrals o les àrees inundables, així com facilitar la connectivitat ecològica.

L'*IAT* constitueix el màxim exponent de l'estructura jeràrquica, modular i transparent amb que s'ha dotat la metodologia paramètrica desenvolupada (capítol 2). Es tracta d'un mètode que, a part de donar un valor global per a cada punt del territori, permet determinar quin factor pesa més en la valoració final. Es a dir que, per a cada sector de planejament, el sistema permet aprofundir en els diferents nivells d'agregació (índexs, indicadors, paràmetres), explorant la variable més significativa que hi concorre (risc geotècnic, connector ecològic, valor ecopaisatgístic, etc.), el que

facilita la formulació de les directius territorials més adients que se'n derivin. Tot seguit es presenta una anàlisi del planejament urbanístic vigent en base a les variables d'aptitud parcials (Δ), que valoren el medi físic, biològic i funcional, amb la finalitat de comprovar com treballa el mètode. Tanmateix, cal remarcar-ho, el sistema permet, encara, un major detall d'anàlisi.

i) L'aptitud de medi físic (Δ_{IVT}) quantifica els efectes col·laterals que diferents pertorbacions antròpiques poden ocasionar a la biosfera, la litosfera i la hidrosfera. Permet identificar àrees amb major o menor capacitat de recuperació, en front a transformacions promogudes per plans territorials, urbanístics o d'infraestructures. Objectivament, la regió metropolitana és un territori complex i vulnerable, conseqüència de la conjunció de relleu, substrat, clima, sistema hidrològic i vegetació. Per això, l'espai encara apte ($\Delta_{IVT} = 5-6$) és escàs i, per tant, qualsevol actuació requereix d'estudis acurats. Un 19,32 % del planejament urbanístic (4.326 ha, 2.411 destinades a habitatge) s'estableix en àrees de vulnerabilitat ambiental alta o extrema ($\Delta_{IVT}=1-3$), on es recomana evitar qualsevol actuació urbanística (TAULA 78). A més, un 41,03 % del planejament (9.184 ha, 5.891 destinades a habitatge) es localitza en àrees de vulnerabilitat mitjana ($\Delta_{IVT} = 4$), on es requeririen directius territorials adients. Només un 10,24 % dels sectors urbanitzables es troba en àrees de baixa vulnerabilitat ($\Delta_{IVT} = 5-6$). Es comprèn: en una regió accidentada i urbanísticament densa, l'espai apte encara disponible és un recurs molt escàs.

ii) L'aptitud del medi biològic (Δ_{IVPN}) quantifica els efectes destructius directes que determinades actuacions d'origen antròpic poden ocasionar en el patrimoni natural. Permet identificar àrees amb hàbitats de menor valor biològic, biogeogràfic, ecopaisatgístic i ecosistèmic i, en aquest sentit, més aptes per a desenvolupar diverses actuacions. S'ha demostrat la utilitat de l' Δ_{IVPN} en detectar espais d'alt interès ecològic ($\Delta_{IVPN} < 4$) no protegits (fins a 93.846 ha a la regió metropolitana) que, per la seva situació

geogràfica, poden ser afectats pels plans urbanístics (TAULA 78). Un 14,06 % dels sectors urbanitzables (3.148 ha, 2.333 destinades a l'habitatge) inclou àrees amb un alt valor del patrimoni natural ($\Delta_{IVPN} = 1-3$). Si la sostenibilitat ambiental ha de ser un principi bàsic en la planificació territorial, els plans urbanístics haurien de ser revisats a fons: cercar alternatives o prendre mesures correctives, com a mínim en zones on s'han identificat els impactes més crítics.

iii) L'aptitud del medi funcional (Δ_{ICE}) quantifica els efectes contextuais que resulten de l'execució de plans i programes d'impacte territorial. Es basa en els principis de l'ecologia del paisatge i en l'aplicació d'un model de connectivitat ecopaisatgística (*ICE*). Permet identificar corredors ecològics i enllaços paisatgístics necessaris per a connectar el màxim nombre possible d'àrees ecològiques funcionals. La seva aplicació ha posat en evidència la escassa integració dels criteris de funcionalitat ecològica en la majoria de plans urbanístics a la regió metropolitana. En efecte, s'han identificat nombrosos punts crítics per a la connectivitat ecològica regional ($\Delta_{ICE} < 3$) afectats pel planejament (4.489 ha) i que, per tant, caldria revisar (TAULA 78). També destaca la utilitat que podria tenir un correcte tractament dels parcs urbans projectats. A més, paradoxalment, s'ha identificat una superfície molt significativa (102.427 ha), en general propera a les àrees urbanes existents, amb un impacte potencial mínim sobre la connectivitat ecològica i que, des d'aquest punt de vista, podria ser considerat apte en futures revisions dels plans urbanístics, plantejats amb criteris de sostenibilitat ambiental.

TAULA 78. Classificació de l'aptitud del medi físic (Δ_{IVT}), biològic (Δ_{IVPN}) i funcional (Δ_{ICE}) del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona.

	Regió metropolitana		Planejament urbanístic	
	ha	%	ha	%
Δ_{IVT}				
-	46.428	14,34	6.579	29,39
6	1.982	0,61	298	1,33
5	17.656	5,45	1.995	8,91
4	118.578	36,64	9.184	41,03
3	124.776	38,55	3.951	17,65
2	13.783	4,26	365	1,63
1	462	0,14	10	0,04
Δ_{IVPN}				
-	46.428	14,34	6.579	29,39
6	53.743	16,60	8.969	40,07
5	56.100	17,33	2.877	12,85
4	19.592	6,05	809	3,61
3	51.868	16,03	1.674	7,48
2	70.138	21,67	1.366	6,10
1	25.795	7,97	108	0,48
Δ_{ICE}				
-	46.428	14,34	6.579	29,39
6	57.083	17,64	5.942	26,55
5	45.344	14,01	2.749	12,28
4	117.969	36,45	2.624	11,72
3	14.373	4,44	1.881	8,41
2	17.843	5,51	1.202	5,37
1	24.623	7,61	1.406	6,28

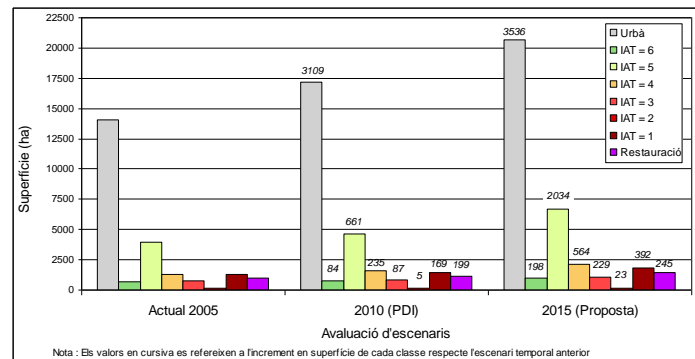
Cal considerar l'IAT com un índex possibilista, atès que permet determinar la millor alternativa en base a la informació disponible. És per això que resulta necessari conèixer el grau de desenvolupament dels plans urbanístics, així com el seu estat de tramitació, per a poder avaluar correctament les possibilitats reals d'intervenir-hi. L'anàlisi (TAULA 79) ha identificat 260 sectors de planejament sense pla parcial aprovat amb un impacte territorial molt alt ($IAT = 1-2$), dels quals 111 encara no han començat cap mena de desenvolupament urbà i que, per tant, seria factible plantejar-ne la seva requalificació. A l'altre extrem, es troben 196 sectors amb pla parcial aprovat i aptitud territorial molt baixa o nul·la ($IAT = 1-2$), 140 dels quals presenten diferent grau d'ocupació (MAPA 113). És important considerar els sectors que requeririen mesures de restauració ecològica, bàsicament per a facilitar la seva permeabilitat ecològica, la qual es pot dur a terme de formes diverses, com ara mitjançant una distribució i tractament adient de les zones verdes.

TAULA 79. Aptitud territorial dels sectors de planejament de la regió metropolitana de Barcelona considerant el grau d'ocupació i la disponibilitat de pla parcial a l'any 2003.

Grau ocupació	Sense pla parcial									
	Urbà		IAT = 6 - 5		IAT = 4 - 3		IAT = 2 - 1		Restauració	
	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)
0%	168	548,58	302	1.951,49	186	1.140,82	111	394,31	51	65,07
> 0-10 %	85	147,25	141	1.339,19	74	512,78	54	212,94	26	22,74
> 10 %	190	1.424,15	218	2.007,42	120	609,62	95	376,91	66	266,55
Grau ocupació	Pla parcial aprovat									
	Urbà		IAT = 6 - 5		IAT = 4 - 3		IAT = 2 - 1		Restauració	
	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)
0%	98	331,94	141	1.237,69	91	808,99	56	175,40	35	72,86
> 0-10 %	52	174,65	78	872,82	41	194,16	24	116,77	17	18,52
> 10 %	316	3.043,51	302	2.325,94	156	1.107,53	116	418,33	102	463,46

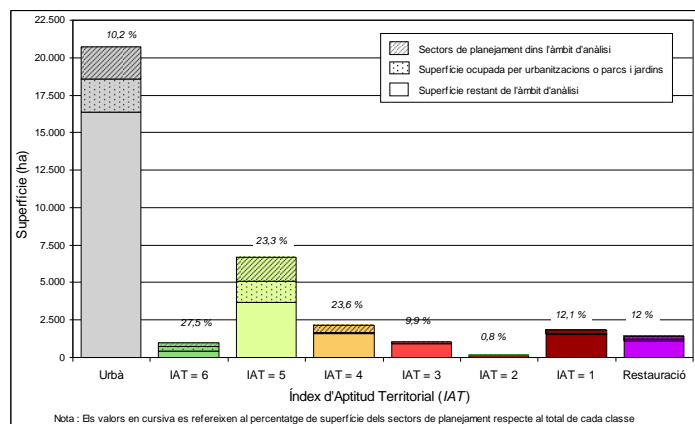
La revisió dels plans urbanístics vigents, juntament amb les necessitats que sorgeixen de programar més sòl urbanitzable, generarà impactes ambientals progressivament més importants en el futur, degut a una manca creixent de sòls aptes, la qual cosa exigirà eines i criteris d'anàlisi territorial més afinats. El llenguatge quantitatiu i cartogràfic del mètode facilita la comprensió i comunicació dels efectes territorials de diferents alternatives. Per a demostrar-ho, s'ha fet una anàlisi preliminar amb l'objectiu d'identificar superfície potencialment apte pel desenvolupament urbanístic, en base als plans d'infraestructures ferroviàries (tren, tramvia, metro), actualment en revisió a l'àmbit metropolità (FIGURA 41).

FIGURA 41. Avaluació de l'aptitud territorial al voltant de les estacions de la xarxa de transport públic en diferents escenaris a la regió metropolitana de Barcelona.



Els resultats, encara que provisionals (FIGURA 42), han permès detectar 4.077 ha (descomptant les que ja estan previstes en el planejament urbanístic vigent) aptes per a l'emplaçament de nous assentaments urbans compactes i correctament comunicats per la xarxa ferroviària (MAPA 114). Com ja s'ha comentat, aquesta anàlisi només representa una primera aproximació, a tall d'exemple pràctic, del que podria ser un procés realment iteratiu en el disseny dels traçats i les estacions en un pla director d'infraestructures que, de bon principi, integri amb rigor els factors ambientals.

FIGURA 42. Aptitud territorial al voltant de les estacions de la xarxa de transport públic actual i prevista a la regió metropolitana de Barcelona, considerant el planejament urbanístic vigent.

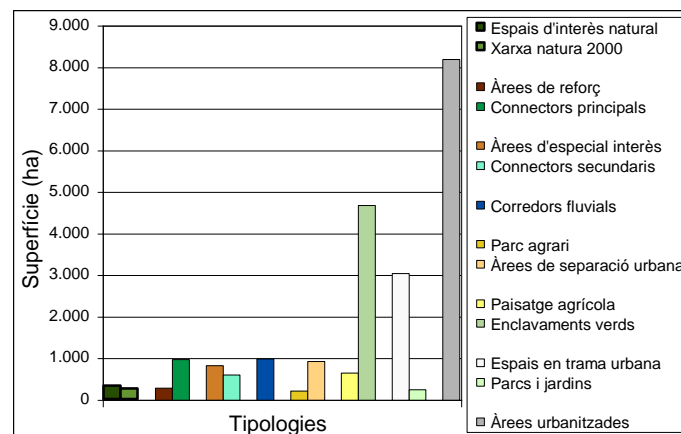


Cal, en definitiva, un model territorial sostenible que permeti el desenvolupament econòmic i, alhora, garanteixi un nivells acceptables de qualitat ecològica i paisatgística. La darrera anàlisi realitzada tracta, justament, de l'afectació potencial que pot suposar el planejament urbanístic vigent en relació a la proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona (capítol 6).

En quant a l'anomenada *xarxa ecològica*, els resultats mostren una escassa afectació dels espais protegits actuals (PEIN) i potencials (xarxa Natura 2000) però, en canvi, s'observa un impacte molt significatiu sobre les àrees de connexió i de reforç d'aquests espais, el

que pot afectar greument la seva funcionalitat ecològica a mig i llarg termini (FIGURA 43). En relació a la *matriu territorial*, destaca una important afectació dels plans urbanístics sobre els enclavaments en trama verda situats, bàsicament, a les planes i valls de la regió, el que demana la seva identificació i protecció segons les característiques específiques d'aquests espais tan antropitzats. D'altra banda, també es constata un important impacte sobre els corredors fluvials, el que pot derivar-se en una afectació molt significativa sobre la connectivitat ecopaisatgística a escala regional. En definitiva, aquesta anàlisi posa de manifest l'actual manca de criteris ecològics en la planificació urbanística i territorial, i palesa novament la necessitat de disposar d'un model territorial sostenible, així com metodologies rigoroses i efectives per acostar-s'hi.

FIGURA 43. Afectació del planejament urbanístic vigent sobre la proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona.



L'afectació dels sectors de planejament sobre la proposta d'ordenació dels espais oberts a regió metropolitana de Barcelona, considerant el grau d'ocupació i la disponibilitat de pla parcial (TAULA 80), mostra que existeixen 2.797 ha de sòls urbanitzables sense pla parcial i amb un grau d'ocupació nul que entren en conflicte amb la proposta -inclosa la *xarxa ecològica* (unes 800 ha) o la *matriu territorial* (unes 2.000 ha)- i que, per tant, podrien ser requalificades

com a sòl no urbanitzable. I també, que hi ha unes 1.594 ha de sòls urbanitzables sense plans parcials i amb un grau d'ocupació inferior al 10% en una situació similar, que podrien ser també objecte de desclassificació. Amb planejament parcial aprovat existeixen unes 500 ha amb grau d'ocupació nul·la dins de la proposta de *xarxa ecològica* i 1.021 ha sense cap ocupació dins de la proposta de *matriu territorial*. Aquestes dades, entre altres, mostren el considerable marge de maniobra que té la planificació territorial per a corregir els plans urbanístics que presenten deficiències notòries dels del punt de vista de la sostenibilitat territorial. D'altra banda, dins de les àrees potencialment aptes existeix també una superfície considerable que no ha estat encara ocupada, estimable en més de 2.000 ha.

TAULA 80. Afectació dels sectors de planejament sobre el mosaic territorial per a la regió metropolitana de Barcelona, considerant el grau d'ocupació i la disponibilitat de pla parcial.

Grau ocupació	Sense pla parcial							
	Àrees urbanitzades		Xarxa ecològica		Matriu territorial		Potencialment aptes	
	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)
0%	252	658,52	125	844,87	258	1.952,53	249	644,35
>0-10 %	121	350,65	53	554,52	118	1.039,40	113	290,33
>10 %	251	2.477,53	89	653,12	203	1.136,15	192	417,85
Grau ocupació	Pla parcial aprovat							
	Àrees urbanitzades		Xarxa ecològica		Matriu territorial		Potencialment aptes	
	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)	Sectors (nº)	Àrea (ha)
0%	143	526,27	48	491,69	129	1.020,79	127	587,99
>0-10 %	71	295,18	18	180,05	58	619,30	66	289,40
>10 %	380	4.016,92	89	1.052,80	253	1.699,45	277	582,72

7.3.5. Les conclusions

Després d'exposar el context de la planificació territorial general de Catalunya i els precedents de planificació territorial significatius per als objectius de l'estudi, es presenta un assaig d'aplicació dels criteris i mètodes paramètrics descrits (capítols 1 i 2), amb vista a la planificació territorial de la regió metropolitana de Barcelona. L'estudi avalua l'impacte ecològic de caire territorial que podria ocasionar l'execució dels plans urbanístics vigents en els 164

municipis pertanyents a la regió, mitjançant la identificació dels sectors de planejament especialment problemàtics en relació al medi físic, biològic i funcional (capítols 3, 4, i 5, respectivament), i també les àrees més aptes per establir assentaments urbans en clau de sostenibilitat territorial, segons la proposta d'ordenació dels espais oberts a la regió (capítol 6).

La finalitat de l'índex d'aptitud territorial (*IAT*) utilitzat en l'estudi és ajudar als planificadors a minimitzar els efectes deleteris dels plans existents, previstos o futurs. Cal destacar que l'índex no desqualifica o homologa planejaments, simplement alerta de les seves conseqüències ambientals. La seva aplicació automàtica no és desitjable, però l'assistència que proporciona alhora de prendre una decisió pot ser important. En determinats casos (*IAT* = 1-2) l'índex mostra clarament la inconveniència d'executar una actuació, però aquesta no és la norma. Quan l'*IAT* resulta més útil és en les successives etapes de formulació d'alternatives en l'elaboració dels plans, així com establir mesures de prevenció, correcció o compensació, des d'un punt de vista possibilista. Segons el tipus de pla considerat (territorial, urbanístic, viari, ferroviari, etc.) i el paràmetre que més pesi en el valor final de l'índex, es poden decidir les mesures necessàries, reduint els marges de discrecionalitat en les estimacions sobre aptitud territorial. L'estudi es pot dividir en tres blocs:

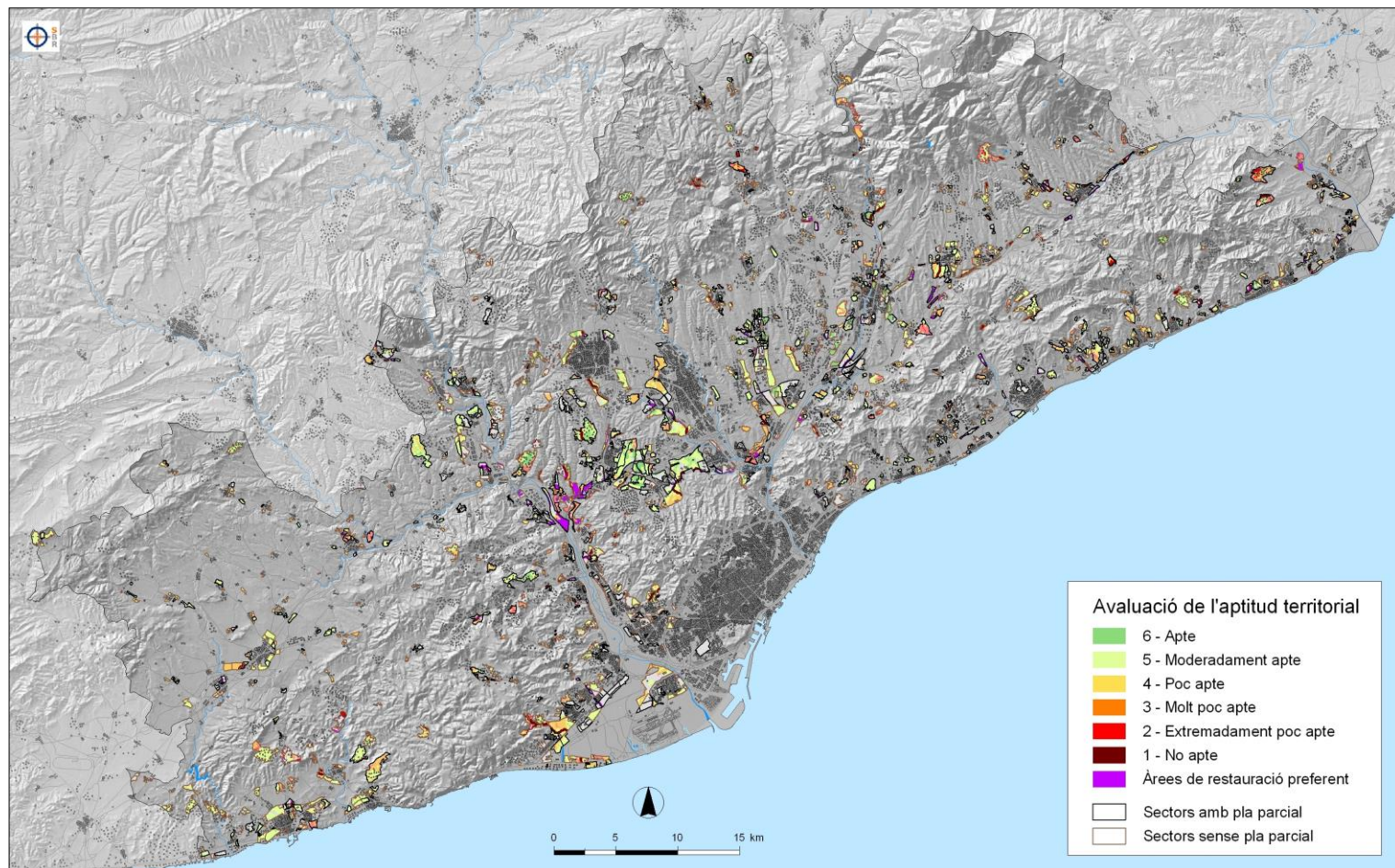
En primer lloc, l'estudi constata que el 13% dels espais considerats urbanitzables es troben en sòls molt poc o gens aptes per aquest ús. D'altra banda, s'ha identificat una superfície molt superior de sòls aptes, amb planejament sense executar o sense planejament, la qual cosa permetria proposar-hi alternatives de desenvolupament urbanístic amb uns impactes ambientals molt limitats. La metodologia paramètrica emprada ha permès identificar quins són els aspectes crítics per a cada cas conflictiu, que poden estar relacionats amb la vulnerabilitat del medi físic (*IVT*), el valor del component biòtic (*IVPN*) o el funcionament de la matriu territorial (*ICE*).

En segon lloc, s'ha analitzat l'aptitud territorial dels sectors de planejament de la regió metropolitana considerant el grau d'ocupació que tenen i la disponibilitat de pla parcial, i s'ha avaluat l'afectació potencial sobre els diferents components de la xarxa ecològica i de la matriu d'una la proposta d'ordenació dels espais oberts (capítol 6). Això ha permès identificar una superfície important (d'unes 2.000 ha) de sòls sense plans parcials i grau d'ocupació nul·la que entren en conflicte amb la proposta d'ordenació.

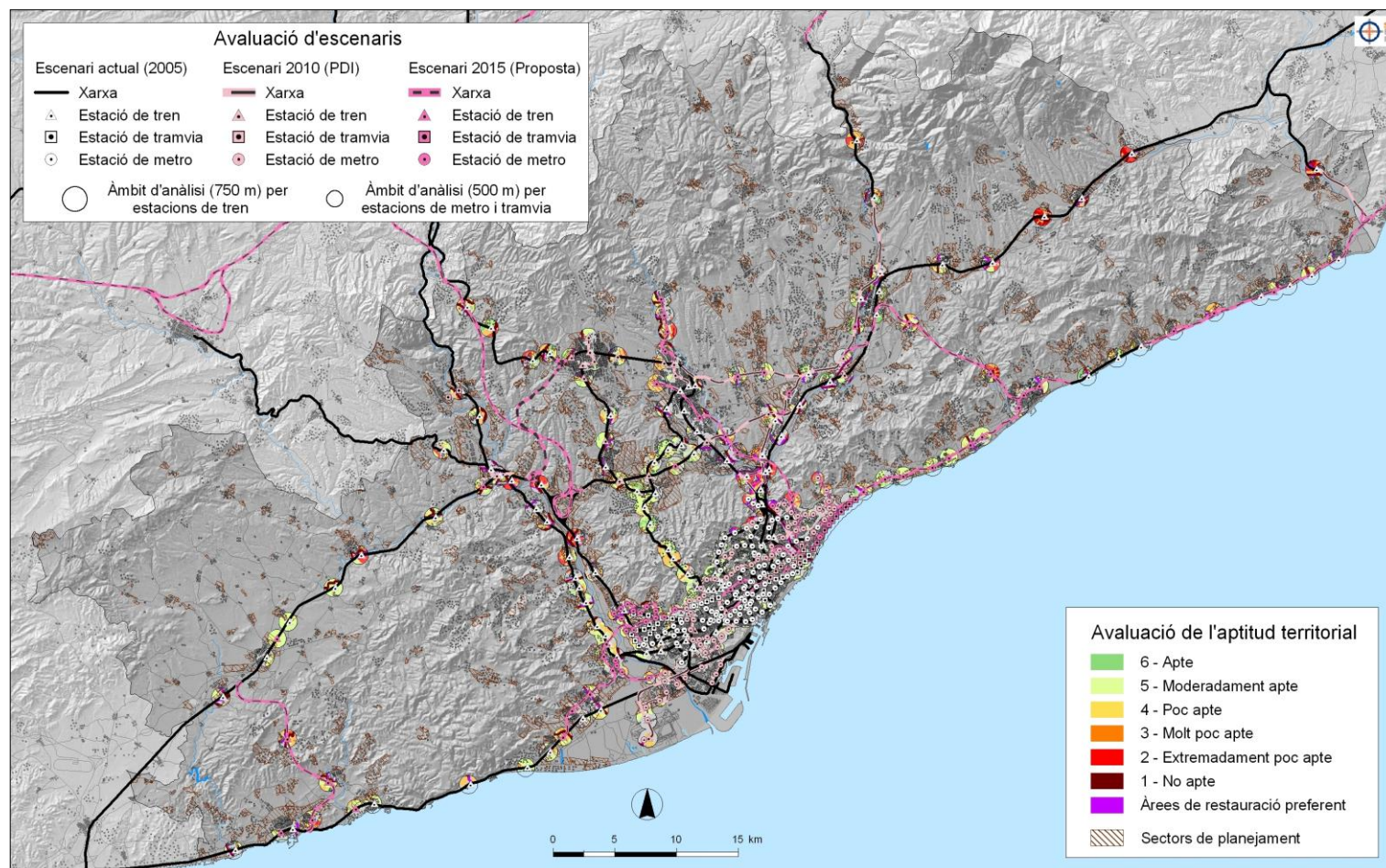
En tercer lloc, s'ha estudiat l'aptitud territorial d'uns entorns predefinitos (750 i 500 m) de les estacions de la xarxa ferroviària actual i proposada a la regió metropolitana de Barcelona. Aquest estudi ha permès, entre altres coses, identificar més de 4.000 ha de nous espais aptes per ser urbanitzats, a part dels ja previstos, amb models urbanístics compactes, vinculats a la xarxa ferroviària i amb bons nivells en els índexs d'aptitud territorial.

Per acabar, aquest estudi ha permès exposar tot un seguit de directrius d'aplicació en la planificació i l'avaluació ambiental dels espais oberts (vegeu apartat 7.6.), entesos com dos processos que haurien d'avançar en paral·lel, tal com estableix l'avantprojecte de llei d'avaluació de plans i programes de 2005. Les directrius principals s'agrupen en tres línies d'acció jerarquizades i seqüencials: la línia preventiva, la correctiva i la compensatòria.

MAPA 113. Avaluació de l'aptitud territorial del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona.



MAPA 114. Aptitud territorial al voltant de les estacions de la xarxa ferroviària actual i prevista a la regió metropolitana de Barcelona.



7.4. L'aplicació a escala supramunicipal

Com assaig d'aplicació a escala supramunicipal s'ha triat un estudi encarregat a Barcelona Regional pel Consell Comarcal del Vallès Oriental, relatiu a donar resposta a una proposta de traçat del tren d'alta velocitat (TAV) realitzada pel Ministeri de Foment, en el seu pas pels municipis de Montmeló, Montornès, Vilanova i La Roca. L'estudi, elaborat l'any 2002, proposava criteris d'integració en la matriu territorial i el medi urbà. En base a aquests criteris, modificava el traçat original incorporant-hi tota una sèrie de mesures projectuals i constructives, moltes d'elles fonamentades en l'aplicació de les metodologies paramètriques d'avaluació ambiental estratègica a diferents solucions o escenaris⁵²⁴.

7.4.1. El context

La Secretaría de Estado de Infraestructuras y Transportes del Ministerio de Fomento va treure a informació pública l'any 1998 el document "Línea de alta velocidad Madrid - Zaragoza - Barcelona - Frontera francesa. Estudio informativo". Els ajuntaments afectats varen presentar les seves al·legacions particulars, i posteriorment el Consell Comarcal del Vallès Oriental va també al·legar amb una proposta assumida pel conjunt dels municipis de la comarca, basada en el document "Proposta alternativa per al Vallès Oriental" elaborat per Barcelona Regional amb data d'abril de 1999.

A partir de tota aquesta documentació el Ministeri de Medi Ambient va emetre el seu informe preceptiu, i el Ministeri de Foment adoptà la decisió definitiva sobre bona part del traçat, a partir de la qual ja es redacten

⁵²⁴ BARCELONA REGIONAL. 2002. *Proposta de traçat de la línia d'alta velocitat al Vallès Oriental (Montmeló-Montornès-Vilanova-La Roca)*. Consell Comarcal del Vallès Oriental. Informe inèdit.

els projectes constructius. Però en el tram que afecta els municipis de Montmeló, Montornès, Vilanova del Vallès i La Roca la discrepància entre la proposta del ministeri i la de les autoritats locals era encara molt gran, de manera que el ministeri no inclogué aquest tram en la seva resolució definitiva.

S'inicià aleshores un període de consultes i nous estudis tècnics tant per part del ministeri com del consell comarcal, assolint-se l'acord sobre un traçat intermedi el març de 2002. El Ministeri de Foment farà una nova informació pública basada en el traçat acordat amb els municipis, i aquests tindran novament ocasió de presentar les seves al·legacions a aquest traçat. La proposta que treurà el ministeri és coneix ja amb certa precisió, ja que es basarà en l'"alternativa centro" del document "Proyecto básico. Línea de alta velocidad. Madrid – Zaragoza – Barcelona – frontera francesa. Tramo: Mollet del Vallès – La Roca del Vallès. Alternativas" de l'any 2001.

7.4.2. El plantejament

Per tal de preparar la resposta al Ministeri de Foment, el Consell Comarcal del Vallès Oriental, d'acord amb els municipis afectats, encarrega a Barcelona Regional un estudi consistent en refer el traçat acordat introduint-hi els criteris d'integració en el territori (tram Montornès, Vilanova i La Roca) i en el medi urbà (Montmeló) que els ajuntaments i el consell comarcal consideren imprescindibles i que per tant proposaran al Ministeri de Foment.

La integració en la matriu territorial

Comentem l'avaluació ambiental en primer lloc ja que en realitat ha estat un treball previ que ha donat les directrius per a la redacció del document relatiu a la proposta traçat. De cara al ministeri, és la justificació de les mesures de traçat i correctores que s'han adoptat. En l'avaluació ambiental s'ha emprat un mètode d'anàlisi novedós per tal de comparar:

i) L'impacte de la solució inicial proposada en l'estudi informatiu del ministeri (*solució base*).

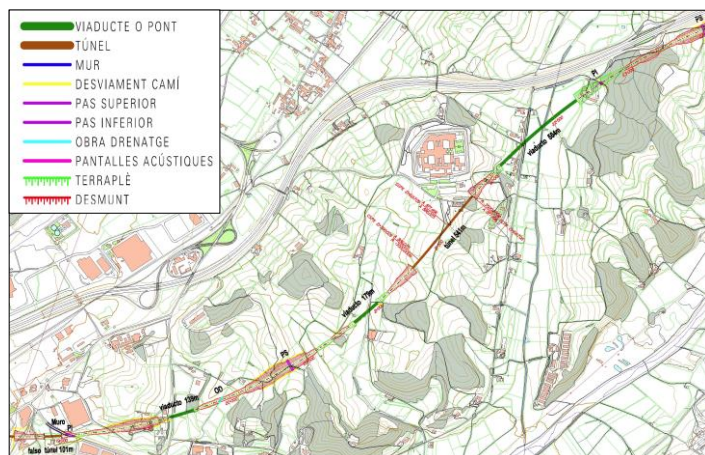
ii) El nou traçat acordat, amb els paràmetres de disseny de l'estudi del ministeri (*solució centre*).

iii) La nova proposta de traçat desenvolupada en el present treball (*solució BR*).

La metodologia d'anàlisi emprada permet detectar aquells llocs on el traçat de la línia produeix unes barreres en el medi natural que afecten de manera irreversible la capacitat de certes àrees d'aquest territori de continuar funcionant com a unitats ecològiques, i que per tant estarien condemnades a una progressiva degradació. També s'ha estudiat l'impacte dels traçats sobre la connectivitat ecològica entre les serralades litoral i prelitoral.

La manera de minimitzar aquests impactes consisteix en canviar alguns paràmetres del traçat per a evitar la fragmentació del territori i mantenir la continuïtat entre àrees ecològiques funcionals. Això s'ha aconseguit mantenint pràcticament el mateix traçat en planta (MAPA 115) però alterant el perfil longitudinal, allargant alguns viaductes i introduint alguns túnels artificials (MAPA 116). D'aquesta manera el medi natural continua "fluint" per sobre o per sota de la línia.

MAPA 115. Detall en planta d'un tram del traçat del tren d'alta velocitat (TAV).



MAPA 116. Exemple de fals túnel pel tren d'alta velocitat (TAV).



La integració urbana

Es pretén un traçat que: a) passi sobre del riu Congost i alhora permeti tapar les línies en tot el front urbà i urbanitzable, incloent-hi la construcció d'una nova estació de Rodalies, el que facilita la correcta integració urbana amb un cost raonable; b) permeti construir una anella viària de ronda a tot el nucli urbà, el que facilita destinar pràcticament tota la superfície de la cobertura del tren a zona verda.

La solució de la vialitat de Montmeló amb una ronda exterior i el guany de zona verda permeten proposar un front edificat al llarg del soterrament que esdevé una nova façana de la ciutat "tapant" l'actual front industrial. En una primera aproximació es podrien construir de l'ordre de 72.500 m² de sostre residencial en terrenys públics (bàsicament Renfe). El benefici d'aquesta operació ha de servir per pagar una bona part dels sobre costos d'integració urbana (les lloses i la seva urbanització) i ambiental.

7.4.3. El mètode

Per tal d'avaluar l'impacte potencial sobre la connectivitat ecopaisatgística de les alternatives de

traçat del TAV en el tram Mollet del Vallès - La Roca del Vallès, s'ha utilitzat una nova metodologia, de tipus paramètric, formalitzada íntegrament en llenguatge matemàtic i desenvolupada mitjançant sistemes d'informació geogràfica⁵²⁵.

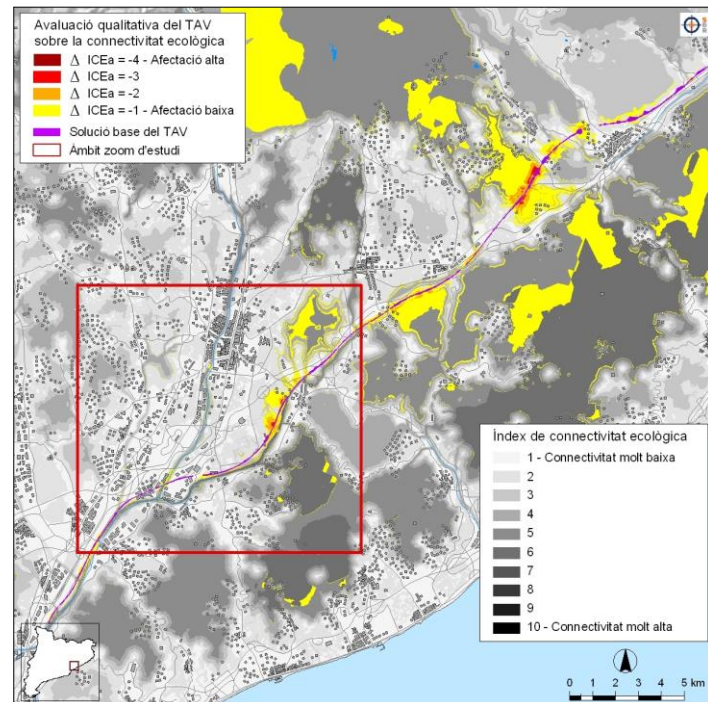
El mètode es basa en una anàlisi topològica dels usos del sòl, que determina àrees ecològiques funcionals a connectar, i en un model computacional que valora el cost de desplaçament entre aquestes àrees, en funció de la distància que les separa i d'una matriu d'impedàncies determinada pels usos del sòl que cal travessar i l'efecte de les barreres antropogèniques en l'espai circumdant. La definició d'àrees ecològiques funcionals és fonamental perquè identifica espais oberts que, degut a les seves característiques intrínseques i contextuals, s'han de preservar -al reconèixer el seu valor per a la biodiversitat i el paisatge- i relacionar amb una xarxa d'espais que assegurin els fluxos de matèria, energia i informació, indispensables per a mantenir la seva integritat.

L'algoritme per a determinar la connectivitat ecopaisatgística utilitza dos bases de dades: una superfície d'origen per a cada classe d'àrea ecològica funcional i una superfície d'impedàncies resultat d'aplicar l'efecte de les barreres sobre una matriu d'afinitat potencial dels usos del sòl. A partir del model computacional es proposa un índex de connectivitat ecològica absolut (ICE_a), que incorpora totes les classes d'àrees ecològiques funcionals existents en un àmbit territorial concret (capítol 5). Aquest índex assoleix uns nivells que s'ajusten al valor de connectivitat ecopaisatgística "objectiu", el que resulta útil per a comparar àmbits territorials diferents, sèries temporals o, com en el present treball, determinar l'afectació potencial de diferents escenaris problema i, d'aquesta manera, ajudar a definir mesures projectuals i constructives per tal de mitigar l'impacte ambiental dels projectes avaluats.

⁵²⁵ MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona*. Ecosistemas, 11 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

S'ha definit un àmbit d'anàlisi clarament superior a l'àmbit d'estudi concret -encarregat pels municipis afectats- per tal d'evitar l'efecte bora i recollir els processos principals relatius a la connectivitat ecològica i paisatgística. Aquest àmbit d'anàlisi s'ha definit, per tant, segons criteri fenomenològic (MAPA 117) i pretén recollir les àrees estratègiques per a la connectivitat entre la Serralada Litoral, la Serralada Prelitoral i la zona del Vallès Oriental motiu de l'estudi.

MAPA 117. Avaluació qualitativa de l'impacte sobre la connectivitat ecològica ocasionat pel traçat base del TAV en el Vallès Oriental. L'àmbit d'anàlisi sobrepassa abastament l'àmbit d'estudi (vermell).



L'objectiu de l'estudi és l'avaluació de la connectivitat ecopaisatgística dels diferents traçats del TAV, i s'ha dut a terme mitjançant les anàlisis següents:

1. Anàlisi de l'impacte de les diferents solucions del TAV sobre les àrees ecològiques funcionals no afectades pel planejament urbanístic vigent.

2. Càlcul de l'ICE_a per a l'escenari actual -sense afectació del TAV- i també l'ICE_a resultant d'aplicar els diferents escenaris problema -traçats del TAV-.

3. Avaluació estratègica de la connectivitat ecopaisatgística per interpretació experta dels resultats de l'ICE_a. S'han determinat els punts especialment vulnerables o amb potencial de restauració i els corredors ecològics principals.

4. Anàlisi de l'impacte sobre la connectivitat ecopaisatgística de les diferents solucions del TAV, mitjançant una avaluació funcional i qualitativa del càlcul de l'ICE_a.

5. Aplicació de mesures projectuals i constructives per tal de disminuir l'impacte sobre la connectivitat ecopaisatgística del traçat alternatiu del TAV proposat en aquest estudi.

7.4.4. Els resultats

L'avaluació de l'impacte potencial sobre la connectivitat ecopaisatgística de les diferents solucions del traçat del TAV en el tram Mollet del Vallès - La Roca del Vallès, es pot resumir en base als punts següents:

1. *Usos del sòl*: La solució base afectaria més superfície forestal que la solució centre i, per contra, una menor quantitat de superfície destinada a ús agrícola. La solució BR és l'alternativa que produiria un menor impacte sobre les masses forestals i, per tant, sobre el patrimoni natural de l'àmbit d'estudi. D'altra banda, l'afectació que produiria la solució BR sobre les àrees d'ús agrícola seria considerablement inferior a la solució centre (IMATGE 37).

2. *Impacte ecopaisatgístic*: La solució base afectaria una quantitat molt rellevant d'àrees ecològiques funcionals que, per efecte del traçat, deixarien de ser-

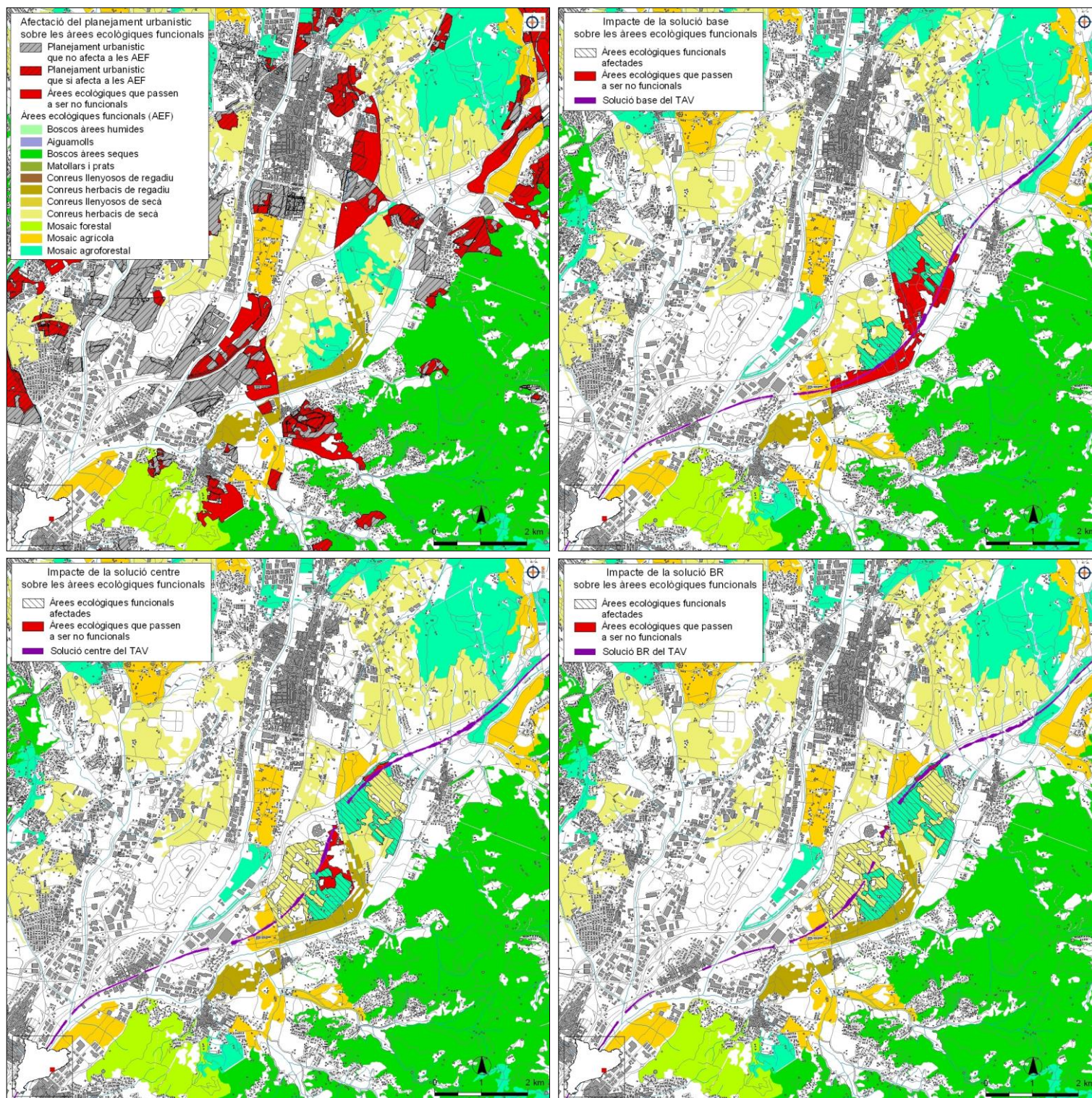
ho, agreujant els problemes relacionats amb la fragmentació ecològica que pateix aquest territori (MAPES 118 a 121). Encara que en menor mesura, la solució centre afectaria negativament varies àrees ecològiques funcionals. La incorporació de les mesures correctores proposades en la solució BR, permetria evitar quasi per complert l'impacte ecopaisatgístic del traçat del TAV.

IMATGE 37. Paisatge agroforestal al Vallès Oriental, a prop de l'autopista AP-7, on es proposen diferents traçats del TAV.



3. *Connectivitat ecològica*: La solució base és l'alternativa que produiria un impacte més alt sobre la connectivitat entre àrees ecològiques funcionals, tant a escala local com a nivell supramunicipal, mentre que la solució centre tindria un impacte més moderat però també significatiu (FIGURA 44). En canvi, la solució BR pràcticament no modificaria la connectivitat ecològica a l'àmbit d'estudi al incorporar, en punts estratègics, elements permeables a l'efecte barrera que suposa el traçat del TAV. L'anàlisi ha permès detectar superfícies properes als traçats del TAV que perdrien funció connectora i que, per tant, haurien d'estar tractades mitjançant mesures projectuals i constructives com les que s'han incorporat en la solució BR proposada en aquest estudi.

MAPES 118 a 121. Impacte ecopaisatgístic dels diferents traçats del TAV en el tram Mollet del Vallès - La Roca del Vallès.



MAPES 122 a 125. Efecte sobre la connectivitat ecològica dels traçats del TAV en el tram Mollet del Vallès - La Roca del Vallès.

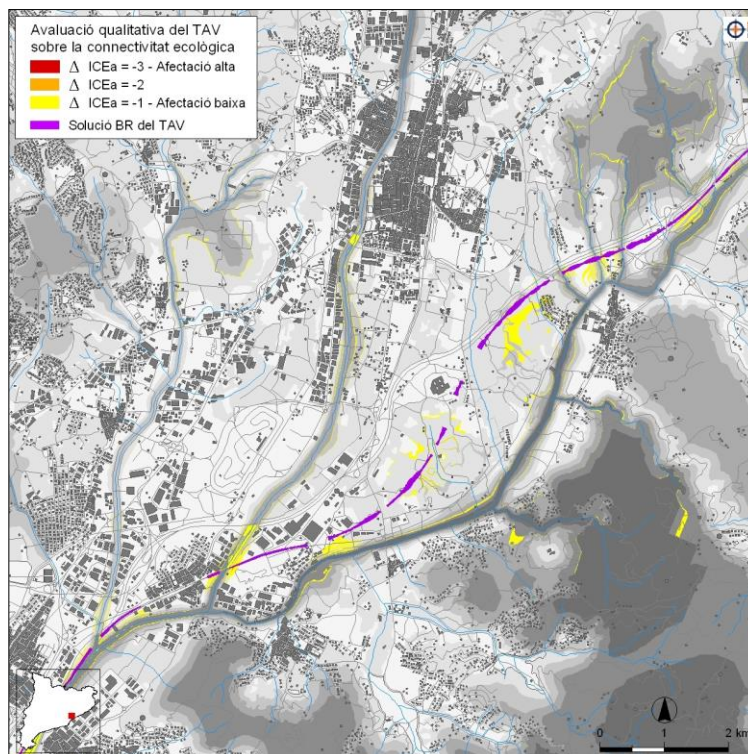
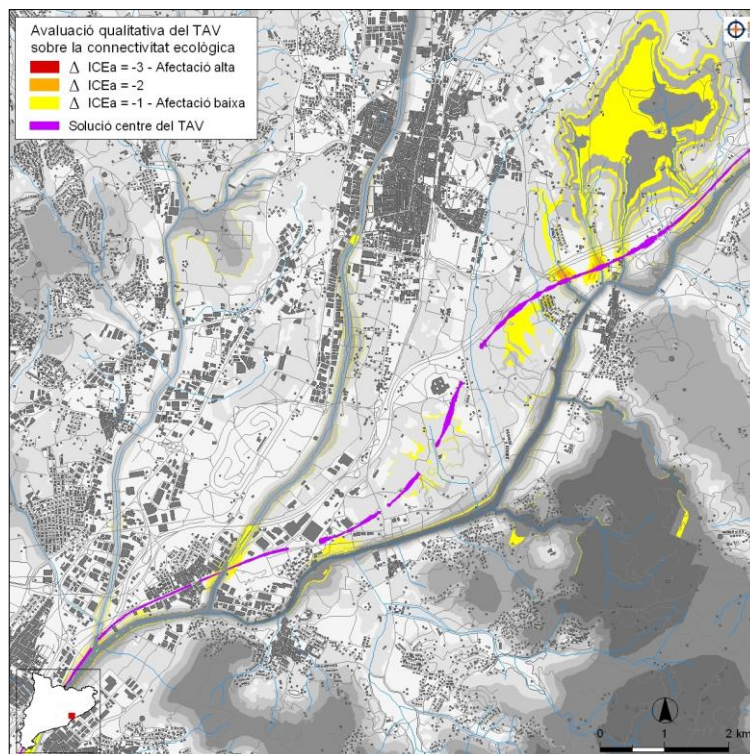
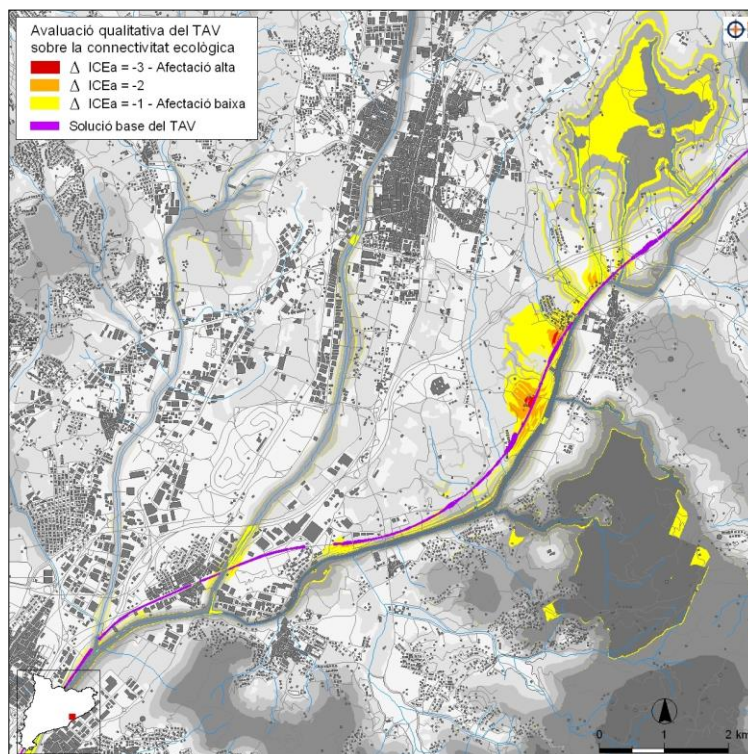
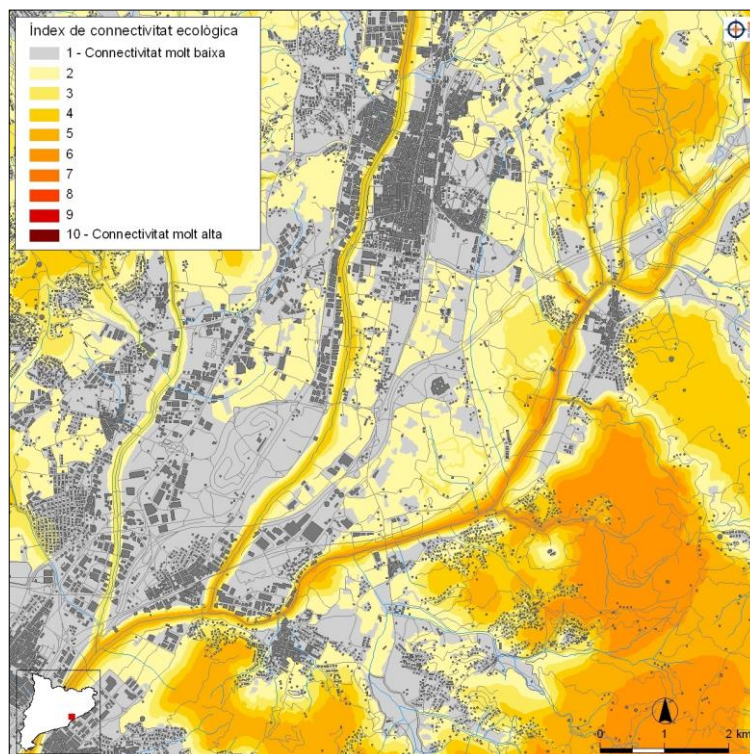
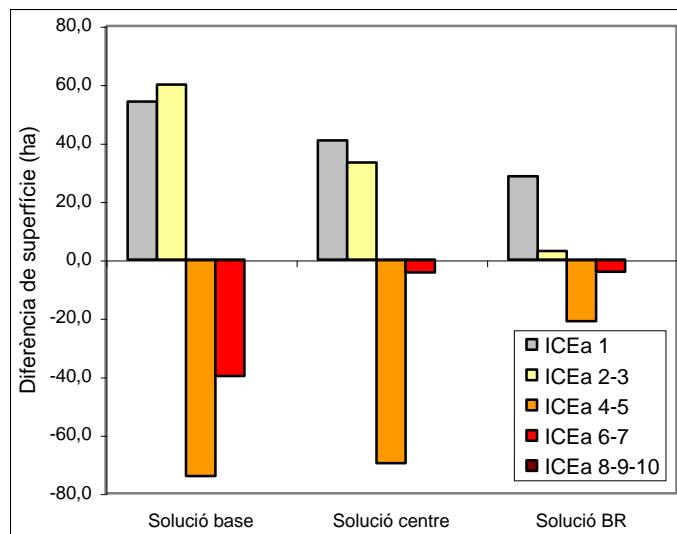


FIGURA 44. Impacte sobre l'índex de connectivitat ecològica (ICEa) dels traçats del TAV en el tram Mollet - La Roca.



4. *Avaluació qualitativa:* L'anàlisi detecta un important impacte de les solucions base i centre sobre la connectivitat ecopaisatgística entre els sistemes naturals de les serralades litoral i prelitoral, evidenciant una afectació molt rellevant a llarga distància, ocasionada per un efecte debilitador de la connectivitat degut a la proliferació urbanística i d'infraestructures en un àmbit tan fragmentat com és la plana del Vallès (MAPES 122 a 125). La solució BR aconsegueix disminuir molt significativament aquest efecte, convenientment revelat per la funció logarítmica de l'algorisme utilitzat en el càlcul de l'ICE.

5. *Avaluació estratègica:* La interpretació experta dels resultats obtinguts a l'aplicar l'ICE, juntament amb d'altres elements com ara l'orografia i la hidrografia, ha permès la identificació dels punts crítics per a la connectivitat del sistema i el traçat dels corredors ecològics principals. Aquesta avaluació, recolzada amb el consegüent estudi de camp, ha estat imprescindible per a poder dissenyar les mesures correctores proposades en la solució BR.

7.4.5. Les conclusions

La conclusió principal de l'estudi és que el traçat acordat entre el ministeri i les administracions locals (*solució centre*) té un impacte territorial sensiblement menor que el de l'estudi informatiu inicial (*solució base*), però que encara produeix excessius impactes irreversibles. Amb la nova proposta de traçat desenvolupada (*solució BR*) aquests impactes s'han reduït considerablement.

En relació a l'estudi d'integració del traçat del TAV a la matriu territorial, la nova solució proposada no altera sensiblement la planta de l'estudi del Ministeri de Foment, i ha estat realitzada amb els mateixos paràmetres bàsics de disseny: a) radi mínim: 1950m a l'entrada de Montmeló i 3000m a la resta; b) pendent màxim: 20‰ en 597m a la rampa de la cobertura de Montmeló i 17.5‰ en 680m a la resta. La diferència bàsica consisteix en la llargada dels viaductes i dels túnels artificials proposats, conseqüència directa de l'anàlisi d'impacte territorial realitzat amb les noves metodologies paramètriques d'avaluació ambiental estratègica, verificades posteriorment mitjançant estudi de camp.

En el pas per Montmeló s'ha adaptat el perfil longitudinal a les necessitats d'integració urbana, consistent en una rasant per a la nova línia d'alta velocitat i per a la línia existent que permeti tapar-les totes dues tot mantenint el pas per sobre del riu Congost. Caldrà fer un nou pont per a l'actual línia de Renfe, amb un augment de la seva secció hidràulica. A Montornès el nou perfil de la línia convencional permetrà construir-hi una nova estació de Rodalies. Cal dir que això no seria possible en la hipòtesi de soterrament per sota del riu, ja que la rasant obligatòriament plana de l'estació portaria el túnel més enllà de qualsevol hipòtesi raonable.

En definitiva, l'interès pràctic de les eines d'ordenació territorial utilitzades en el present estudi es basa en que no sols descriuen la situació actual, sinó que permeten predir la que resultaria de diversos

escenaris problema, de forma que tenen una aplicació directa en l'avaluació estratègica d'impacte ambiental. D'altra banda, el mètode s'ha demostrat molt sensible a la incorporació de mesures correctores sobre el traçat del TAV, el que ha resultat en importants millores sobre la connectivitat ecopaisatgística (*solució BR*). Es tracta, per tant, d'una metodologia aplicable a plans i programes, des d'un punt de vista possibilista, en el sentit de que ajuda a cercar la millor solució relativa al problema plantejat.

7.5. L'aplicació a escala local

Com assaig d'aplicació a escala local s'ha triat un estudi encarregat a Barcelona Regional per l'Ajuntament de Montcada i Reixac, que té com objectiu elaborar una diagnosi de la connectivitat ecològica del municipi i, si és possible, proposar mesures de restauració ecològica. L'estudi, realitzat l'any 2005, proposava diverses actuacions per a garantir la connexió entre espais oberts a escala de projecte, especialment en relació als plans urbanístics i d'infraestructures previstos. D'altra banda, conseqüència de l'emplaçament estratègic del municipi, en ser pas obligat de tota mena de xarxes de transport cap i des de Barcelona, es va avaluar l'efecte de les propostes a nivell regional, amb l'objectiu principal de garantir la connectància entre els espais naturals protegits de Collserola i la Serralada de Marina i, en general, potenciar la funcionalitat del territori metropolitana⁵²⁶.

7.5.1. El context

L'Ajuntament de Montcada i Reixac va encarregar l'any 2003 a Barcelona Regional un estudi per a determinar l'estat de la connectivitat ecològica al terme municipal de Montcada i Reixac. L'objectiu era dissenyar un seguit de propostes que permetessin la recuperació física i ambiental del Turó de Montcada (amb activitats extractives que s'aproximen a la seva fase final d'explotació) i facilitar la seva connexió amb Collserola i la Serralada de Marina. El treball pretén cercar possibles connectors entre aquest dos espais naturals, i vers la plana vallesana, per tal de resoldre un dels punts més crítics des del punt de vista de connectivitat ecològica a nivell regional. Diversos

⁵²⁶ BARCELONA REGIONAL. 2005. *Propostes per garantir la connectivitat ecològica a l'àmbit de Montcada i Reixac*. Ajuntament de Montcada i Reixac. Informe inèdit.

estudis han senyalat aquest àmbit com un dels punts estratègics per a poder donar continuïtat a una hipotètica xarxa d'espais connectors dels espais naturals del territori metropolitana de Barcelona⁵²⁷.

No obstant, des del punt de vista de la connectivitat ecològica no té sentit parlar de límits administratius. És per això que l'àrea d'estudi no s'ha centrat únicament dins del terme municipal, sinó que s'ha cregut també convenient incloure els casos concrets d'alguns àmbits que si bé no es troben estrictament dins els límits municipals hi són molt propers i gaudeixen d'un valor especial per garantir la continuïtat i qualitat ecològica d'alguns espais naturals de Montcada i Reixac. El model emprat per a calcular la connectivitat ecològica (*ICE*) ha tingut en compte ambdues escales, la projectual i la fenomenològica

L'objectiu de l'estudi és, per tant, reconèixer els sectors i llocs d'interès per a la connectivitat ecològica dins l'àmbit de Montcada i Reixac. Un cop reconeguts, cal fer una diagnosi de l'estat actual i una previsió de futur basant-se en el planejament vigent; un cop feta aquesta diagnosi caldrà fer un seguit de propostes referents a l'ordenació territorial i al disseny de les infraestructures previstes i, si s'escau, mesures de restauració ecològica per tal de garantir la qualitat del paisatge i la funcionalitat de la matriu territorial.

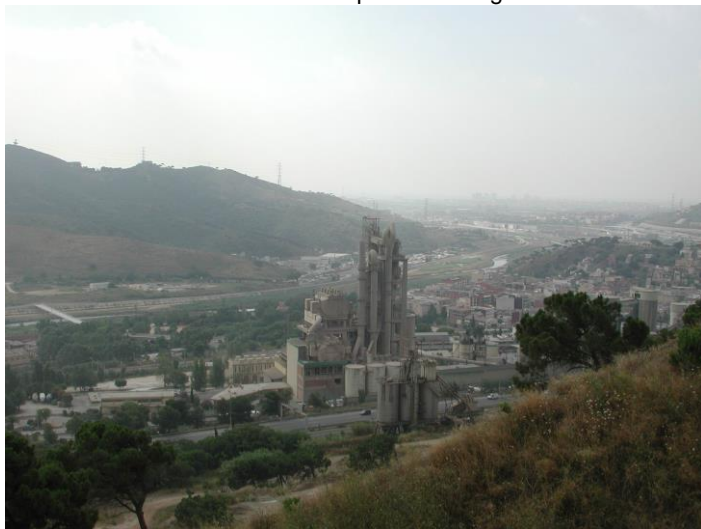
7.5.2. L'àmbit

Montcada i Reixac té una superfície de 23,34 Km². Els límits del terme municipal coincideixen amb els elements naturals més rellevants: al nord els terrenys agrícoles del Pla de Reixac, a l'est el Parc de la Serralada de Marina i al sud-oest el Parc de Collserola. Des de l'inici del procés d'ocupació del territori metropolitana, el municipi va ser utilitzat com pas

⁵²⁷ ANDRÉS, P., BOSCH, R., GERMAIN, J., PINO, J., RIERA, P. & F. RODÀ. 2001. *Estudi de diagnosi i desenvolupament de l'Espai Agroforestal de Llevant*. CREAF - UAB. Informe inèdit.

de connexió entre Barcelona i el Vallès i va a suportar el permanent seccionament del seu territori per infraestructures viàries i ferroviàries (IMATGE 38). Així, aquesta ocupació va començar en el nucli de Montcada Centre i va seguir el mateix procés de creixement que la resta de municipis de l'àrea metropolitana (veure apartat 7.3). Entre els anys 1950 i 1965 la població pràcticament es va triplicar.

IMATGE 38. Montcada i Reixac és un indret estratègic per la seva ubicació geogràfica, en una zona congosta generada per la confluència dels rius Ripoll i Besòs. La implantació territorial de la majoria de sistemes urbans i d'infraestructures no s'ha dut a terme amb cura i sovint han malmès la qualitat ecològica del territori.



En aquest període de fort creixement van formar-se nous nuclis residencials i industrials condicionats, no només pels trets físics com són el riu Besòs, el Ripoll, la riera Sant Cugat o el Turó de Montcada, sinó per les mateixes vies de comunicació que els travessaven, que han anat aïllant el sòl urbà produint certa segregació de la taca ocupada. Actualment el municipi compta amb una població de 30.345 habitants i el seu sòl urbà representa el 27,73% del sòl total. L'activitat productiva sempre ha estat present a Montcada. Un fet important en el seu procés de consolidació va ha ser la instal·lació el 1917 de la cimentera Asland que encara avui continua la seva activitat amb explotacions extractives en el Turó.

Pel que fa a la situació econòmica i productiva actual destaca el pes de la indústria i els serveis, que representen el 30 i 60 % respectivament de la població ocupada al municipi. Tot i que Montcada respon als valors mitjans de la comarca i de la resta de la regió metropolitana pel que fa als percentatges de les superfícies dels usos del sòl (apartat 7.3.), existeixen certs matisos que cal destacar. Respecte al sòl natural del municipi, destaquen la xarxa hidrogràfica i la superfície agrària. En sòl ocupat, Montcada sobresurt en superfície urbanitzada (residencial, industrial, terciari) i sobretot en percentatge d'infraestructures. La condicionant topografia i la seva ubicació estratègica pel que fa a les comunicacions han anat incidit en la conformació d'aquest territori, que encara avui es presenta com un indret potencial pel creixement urbà.

A Montcada i Reixac existeixen tres grans àmbits d'interès per a la connectivitat ecològica. Per una banda, la Serralada de Marina, en segon lloc el Pla agrícola de Rocamora (Masrampinyo) i finalment la Serralada de Collserola i el Turó de Montcada. Els factors determinants en relació a la connectivitat ecològica de l'àmbit de Montcada són la fragmentació territorial ocasionada per les xarxes de transport actuals, el creixement urbà i, sobretot, els nous plans urbanístics i d'infraestructures previstos sobre els quals encara es poden fer propostes per tal d'harmonitzar el desenvolupament de Montcada i Reixac i millorar el seu paper estratègic per a la connectivitat a nivell regional.

Tot això ha fet necessari l'elaboració de diversos estudis⁵²⁸ que, sense excepció, posen de manifest l'indubtable interès d'establir una xarxa d'espais oberts que eviti l'aïllament dels espais naturals protegits existents. En aquest treball es pretén determinar els principals elements connectors a

⁵²⁸ SOLER, B. 1997. *Estudi d'avaluació dels paràmetres medio-ambientals al Sector Pla de Rocamora/Masrampinyo -Montcada i Reixac-*. Naturgest. Àrea Metropolitana de Barcelona, Mancomunitat de municipis. Ajuntament de Montcada i Reixac. Informe inèdit.

l'àmbit de Montcada i Reixac i enunciar un seguit de propostes per solucionar els conflictes existents entre el desenvolupament urbanístic, les infraestructures previstes i la connectivitat ecològica del municipi.

7.5.3. El procediment

L'objectiu del treball és aplicar la metodologia paramètrica desenvolupada per a la modelització de la connectivitat ecopaisatgística a escala regional (capítol 5), com una eina de suport a les propostes per a garantir la connectivitat ecològica en l'àmbit local. Es parteix, per tant, de la hipòtesi de que la connectància entre sistemes naturals repercuteix funcionalment en un àmbit supramunicipal i que, en conseqüència, actuacions en el planejament municipal poden tenir un efecte significatiu a nivell de planejament territorial. Per a conduir aquest estudi en l'àmbit del municipi de Montcada i Reixac, s'han dut a terme les anàlisis següents:

La definició dels escenaris problema

L'esquema metodològic parteix de la definició dels usos del sòl que es volen analitzar. Si bé l'àmbit d'estudi queda delimitat pel terme municipal de Montcada i Reixac, l'àmbit d'anàlisi s'ha fet extensiu a bona part de les serralades de Marina i Collserola, espais protegits pel PEIN, per tal de recollir l'efecte que les diferents modificacions en els usos del sòl a escala municipal poden tenir en la connectivitat ecològica dels sistemes naturals a escala supramunicipal. En l'estudi de modelització s'han definit tres escenaris bàsics:

i) *Escenari Actual*: S'ha actualitzat el mapa d'usos del sòl 1:25.000 de la regió metropolitana de Barcelona (Barcelona Regional & Institut Cartogràfic de Catalunya, 2000), mitjançant la inclusió d'informació recent (Ajuntament de Montcada i Reixac, 2004).

ii) *Escenari Tendencial*: S'ha actualitzat el mapa de planejament urbanístic 1:50.000 de la regió metropolitana de Barcelona (Departament de Política Territorial i Obres Públiques & Institut Cartogràfic de Catalunya, 2000) amb informació subministrada per l'Ajuntament de Montcada i Reixac (2004), incorporat projectes viaris i ferroviaris previstos a l'àrea d'estudi.

iii) *Escenari Proposta - Tendencial*: S'han incorporat, partint de l'escenari tendencial descrit anteriorment, els elements proposats en el present estudi per tal de garantir la connectivitat ecològica en el municipi de Montcada i Reixac (MAPA 126). Les propostes s'introdueixen en el model de la forma següent:

1. Tractament dels espais amb interès connector Serra de Collserola - Serralada Litoral:

A.- Arranjament de la Riera de Sant Cugat (llera i parcs urbans amb interès connector).

B.- Reforçament del Riu Ripoll (parcs urbans i espais intersticials amb interès connector).

2. Tractament dels espais amb interès per a garantir la connexió Collserola:

C.- Arranjament de la Riera de Sant Cugat (llera i bosc de ribera).

D.- Protecció de la Serra d'en Llagat (modificació de planejament: parcs naturalitzats).

3.3. Tractament dels espais amb interès per a garantir la connexió Serralada Litoral:

E.- Reforçament del Riu Besòs (parcs urbans i espais intersticials amb interès connector).

F.- Arranjament dels torrents (passos de fauna, bosc de ribera, modificació del planejament).

4. Tractament dels espais amb interès per a reforçar la connectància amb el Vallès:

G.- Protecció del Torrent de Can Duran (bosc de ribera i parcs amb interès connector).

H.- Tractament de la Riera Seca (parcs urbans i espais intersticials amb interès connector).

5. Creació d'una àrea ecològica funcional en el Turó de Montcada:

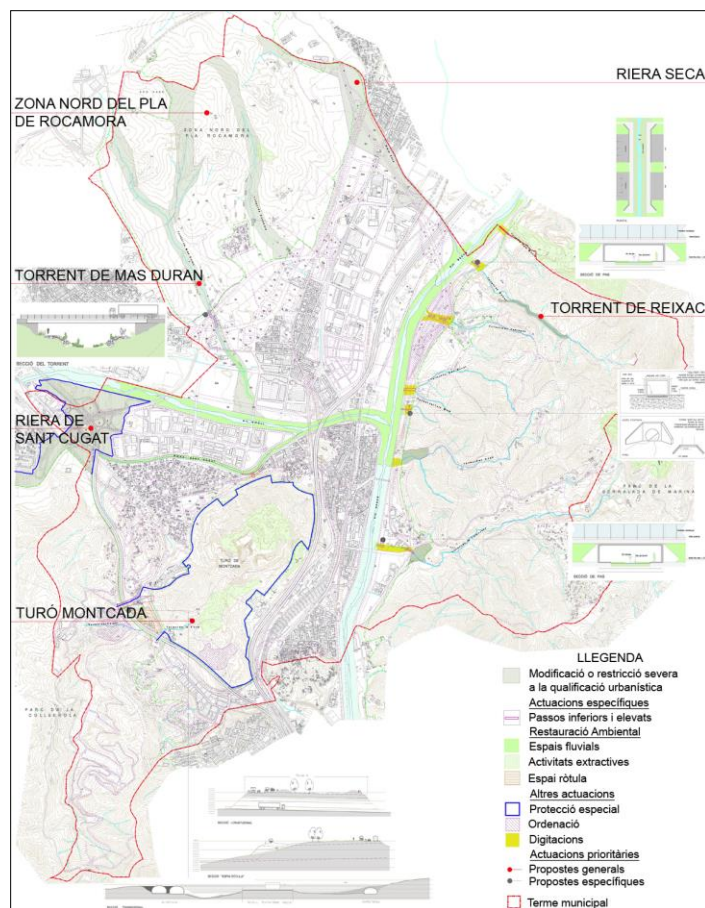
I.- Restauració de les activitats extractives existents en el Turó de Montcada.

J.- Construcció d'un pas elevat per unir la Serra de la Ventosa i el Turó de Montcada.

K.- Tractament del Torrent del Cargol (pas de fauna i modificació del planejament).

L.- Construcció d'un pas de fauna entre el Turó de Montcada i la Riera de Sant Cugat

MAPA 126. Propostes per a garantir la connectivitat ecològica a l'àmbit de Montcada i Reixac.



L'avaluació de l'efectivitat de les propostes

S'ha dut a terme una anàlisi per tal d'avaluar l'efecte que sobre la connectivitat ecològica poden tenir les diferents actuacions proposades en l'estudi.

a) *Escenari Control:* Es considera l'escenari actual, incorporant una futura regeneració de les activitats extractives (I) que actualment hi ha en el Turó de Montcada, com a escenari de base en el qual incorporar les diferents propostes de restauració ecològica que es volen analitzar.

b) *Escenari Turó de Montcada:* S'incorpora la construcció del pas elevat proposat en el present estudi (J) sobre l'escenari control descrit anteriorment. Cal remarcar en aquest punt que el model no qüestiona en cap cas la tipologia constructiva de la proposta, pel contrari, assumeix que aquest element és funcional i no es veu afectat per l'efecte de les barreres (MAPA 127).

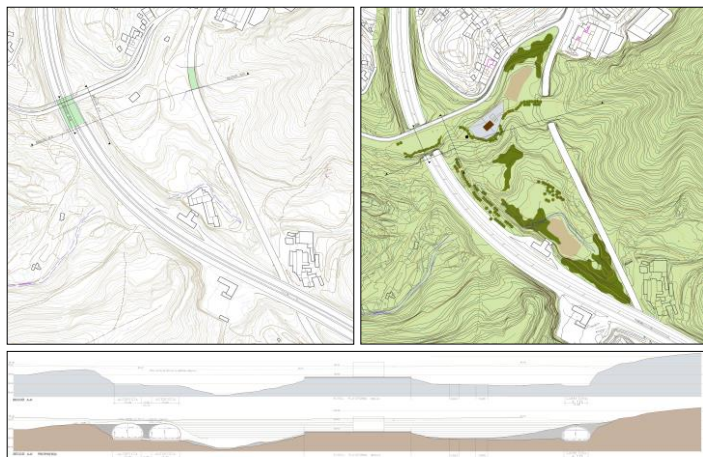
c) *Escenari Riera de Sant Cugat:* S'incorpora la proposta principal sobre la restauració de la llera i la creació d'un parc urbà seguint el curs de la riera de Sant Cugat (A), com una actuació de reforç per a garantir la connectivitat ecològica entre el riu Besòs i la serra de Collserola. En aquest cas, novament, el model assumeix la funcionalitat del projecte.

d) *Escenari Riera de Sant Cugat - Turó de Montcada:* S'incorporen simultàniament les dues propostes anteriors (A, J) i un element de reforç consistent en un pas faunístic entre la Riera de Sant Cugat i el Turó de Montcada (L). Novament, en el model s'assumeix que aquest element d'interès connector és funcional i no es veu afectat per l'efecte de les barreres.

e) *Escenari Proposta - Actual:* Finalment, s'incorporen en el model de càlcul totes les propostes per a garantir la connectivitat ecològica en l'àmbit de Montcada i Reixac (A...J), partint de l'escenari actual. D'aquesta manera, es pretén comprovar l'efectivitat

d'aquestes actuacions sense tenir en compte la incertesa del planejament urbanístic o els plans sobre infraestructures viàries i ferroviàries, encara potencials i, per tant, modificables.

MAPA 127. Detall de la proposta d'un pas elevat (*Overpass*) entre Collserola i el Turó de Montcada.



La incorporació de les propostes de restauració ecològica en el model matemàtic (capítol 5), es planteja com recull la TAULA 81.

TAULA 81. Incorporació de les diferents propostes de restauració ecològica en el model (P):

Notació	Descripció	Observacions	Matriu d'afectació (M_v)	Matriu d'afinitat (M_A)
P_O	"Overpass"	$V_5; C_r, r = \text{us del sòl} *$	100	0
P_F	Passos de fauna	$V_5; E_1$	100	0,1
P_N	Parcs naturalitzats	$V_4; C_r, r = \text{us del sòl} *$	0,40	0
P_I	Espais intersticials	$V_3; C_r, r = \text{us del sòl} *$	0,20	0
P_p	Ponts ordinaris	$V_4; B_5$	0,40	1

* r pren el valor dels usos del sòl que es pretenen connectar
Nota: Es consideren totes les propostes funcionals

La modelització de la connectivitat ecològica

Un cop definits els escenaris problema (Actual; Tendencial; Proposta/Tendencial) i plantejats els escenaris per a l'avaluació de l'efectivitat de les

propostes (Control; Turó de Montcada; Riera de Sant Cugat; Riera de Sant Cugat/Turó de Montcada; Proposta/Actual), s'han realitzat les següents anàlisis: a) comparació dels canvis en els usos del sòl pels diferents escenaris; b) impacte paisatgístic sobre les àrees ecològiques funcionals; c) modelització de la connectivitat ecològica, anàlisis funcional i qualitatiu.

La metodologia emprada ha estat específicament dissenyada per a l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes d'impacte territorial. Certament, ja s'ha utilitzat en diversos estudis sobre mesures projectuals i constructives de diferents actuacions urbanístiques o d'infraestructures concretes a escales supramunicipal i regional (veure apartats anteriors). Tanmateix, també pot ser molt útil com a eina de recolzament en l'àmbit regional de propostes de restauració de la connectivitat ecològica en l'àmbit local, com es demostrarà en aquest estudi.

Els valors que es proposen per a incorporar els diferents elements de restauració ecològica en el model matemàtic (vegeu TAULA 81) són provisionals, encara que s'han dut a terme diferents anàlisis per a l'optimització del mateixos, de forma que poden ser modificats en base a nous coneixements o dades empíriques complementàries. Novament, la transparència de la metodologia emprada és una avantatge doncs totes les seves variables i constants es poden modificar a mesura que els elements clau del model es van coneixent millor. En qualsevol cas, el present treball és pioner en l'aplicació d'aquesta mena d'eines d'anàlisi a escala municipal.

7.5.4. Els resultats

L'aplicació de la metodologia de modelització de la connectivitat ecopaisatgística ha permès realitzar una diagnosi de l'impacte potencial que poden ocasionar diferents escenaris territorials, a escala regional, així com també avaluar l'efectivitat de diferents propostes de restauració ecològica, a escala local.

L'avaluació dels escenaris territorials

L'avaluació de l'impacte potencial sobre la connectivitat ecopaisatgística dels diferents escenaris territorials s'ha analitzat en un àmbit supramunicipal, definit considerant criteris funcionals, es a dir, prenent en consideració tota l'àrea que recollia l'efecte de les mesures proposades en l'àmbit local. Les anàlisis realitzades es poden resumir en base als punts següents:

1. *Estudi comparatiu dels canvis en els usos del sòl.* L'avaluació de la connectivitat ecològica en diferents escenaris territorials, parteix de l'anàlisi dels usos del sòl que s'han definit per a calcular el model (TAULA 82). En concret, s'ha actualitzat el mapa d'usos del sòl segons la informació més recent disponible -*Escenari Actual* -, s'ha incorporat el planejament urbanístic i d'infraestructures previst a l'àrea d'estudi -*Escenari Tendencial*- i, finalment, s'han considerat totes les mesures per a garantir la connectivitat ecològica en l'àmbit de Montcada i Reixac -*Escenari Proposta*- preveient els plans urbanístics i d'infraestructures.

TAULA 82. Estudi comparatiu dels canvis en els usos del sòl segons diferents escenaris.

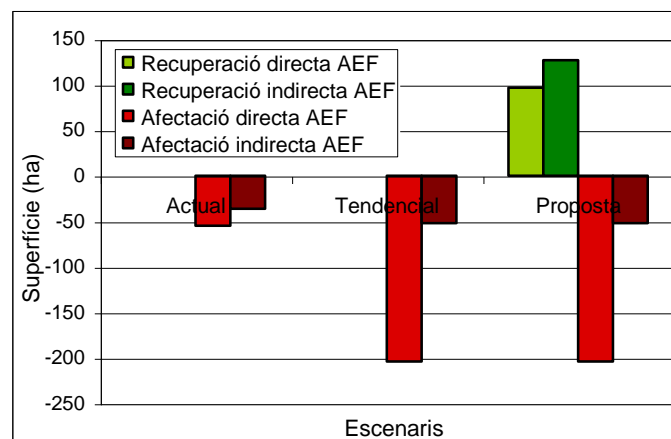
Usos del sòl	Escenaris		
	Actual	Tendencial	Proposta
Urbà	3.318	3.777	3.639
Comunicacions	485	517	505
Forestal	4.698	4.502	4.638
Parcs d'Interès Connector	0	0	146
Agrícola	1.170	894	862
Hidrografia	206	200	197
Altres	241	227	130
Total (ha)	10.118		

El que es pretén, en definitiva, és avaluar les mesures proposades, no només en l'*Escenari Actual*, sinó també considerant un *Escenari Tendencial* d'ocupació urbana del sòl. En aquest sentit, potser l'element més remarcable dels resultats obtinguts és la creació d'una nova tipologia d'usos del sòl, corresponent a parcs urbans d'interès connector -actuals o projectats-, que

es proposen tractar convenientment per a garantir la connectància entre sistemes naturals. De fet, en un àrea tan intensament urbanitzada com és el municipi de Montcada i Reixac, els parcs urbans poden tenir una importància cabdal. De fet, s'han identificat 146 ha que podrien jugar un paper estratègic per a la connectivitat ecològica a escala regional.

2. *Impacte sobre les àrees ecològiques funcionals.* Per tal d'avaluar la connectivitat ecopaisatgística el primer que es requereix és decidir quins espais naturals es volen connectar. Tanmateix, en un territori poblat i fragmentat, la definició d'àrees ecològiques funcionals té un valor intrínsec, independentment del nivell de connectivitat (FIGURA 45). Aquesta observació es considera rellevant doncs, d'acord amb les teories de percolació, quan la proporció d'hàbitats naturals en un territori és aproximadament inferior a un 60 %, cas del municipi de Montcada i Reixac, llavors comencen a sorgir problemes molt significatius per a la conservació de la biodiversitat.

FIGURA 45. Impacte sobre les àrees ecològiques funcionals (AEF)

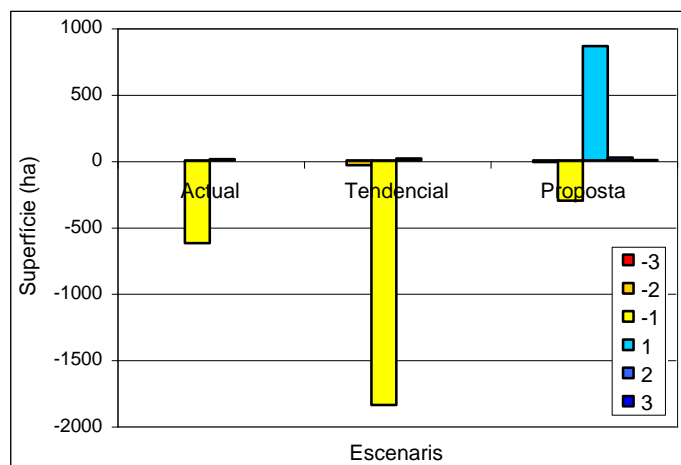


Una anàlisi de la repercussió dels diferents escenaris territorials sobre les àrees ecològiques funcionals, mostra la progressiva pèrdua d'aquests espais, tant en referència a l'*Escenari Actual* (2004) respecte l'últim mapa d'usos del sòl (2004), com en l'*Escenari Tendencial*, on es preveu que els plans urbanístics i d'infraestructures continuaran el mateix procés de

fragmentació del territori ocorregut en bona part de la regió metropolitana de Barcelona des de fa més de 30 anys (veure apartat 7.3). En aquest context, resulta molt interessant observar la creació de noves àrees ecològiques funcionals en l'*Escenari Proposta*, principalment localitzades en el Turó de Montcada, que tanmateix no compensarien les àrees perdudes de portar-se a terme el planejament urbanístic vigent, però que, i això es remarcable, suposaria un punt de partida per a revertir una de les tendències territorials més insostenibles a la regió metropolitana.

3. *Modelització de la connectivitat ecològica*. Un cop definits els diferents escenaris i determinades les àrees ecològiques funcionals a l'àmbit d'anàlisi, necessitem conèixer quina mena de xarxa cal per a subministrar els fluxos d'energia, matèria i informació, bàsics per a garantir els processos ecològics d'aquestes àrees i assegurar-ne la conservació de la biodiversitat. L'aplicació del model demostra l'estat precari de Collserola, en quant la seva connectivitat amb altres espais naturals propers (MAPES 139 a 142). Els resultats mostren un únic corredor ecològic, precàriament funcional, a la Riera de Sant Cugat. Una anàlisi qualitativa (FIGURA 46) permet comparar les diferències entre els valors de l'ICE resultants de l'*Escenari Actual* i el mapa d'usos del sòl de l'any 2000, i l'*Escenari Tendencial* o l'*Escenari Proposta*, ambdós respecte l'*Escenari Actual*.

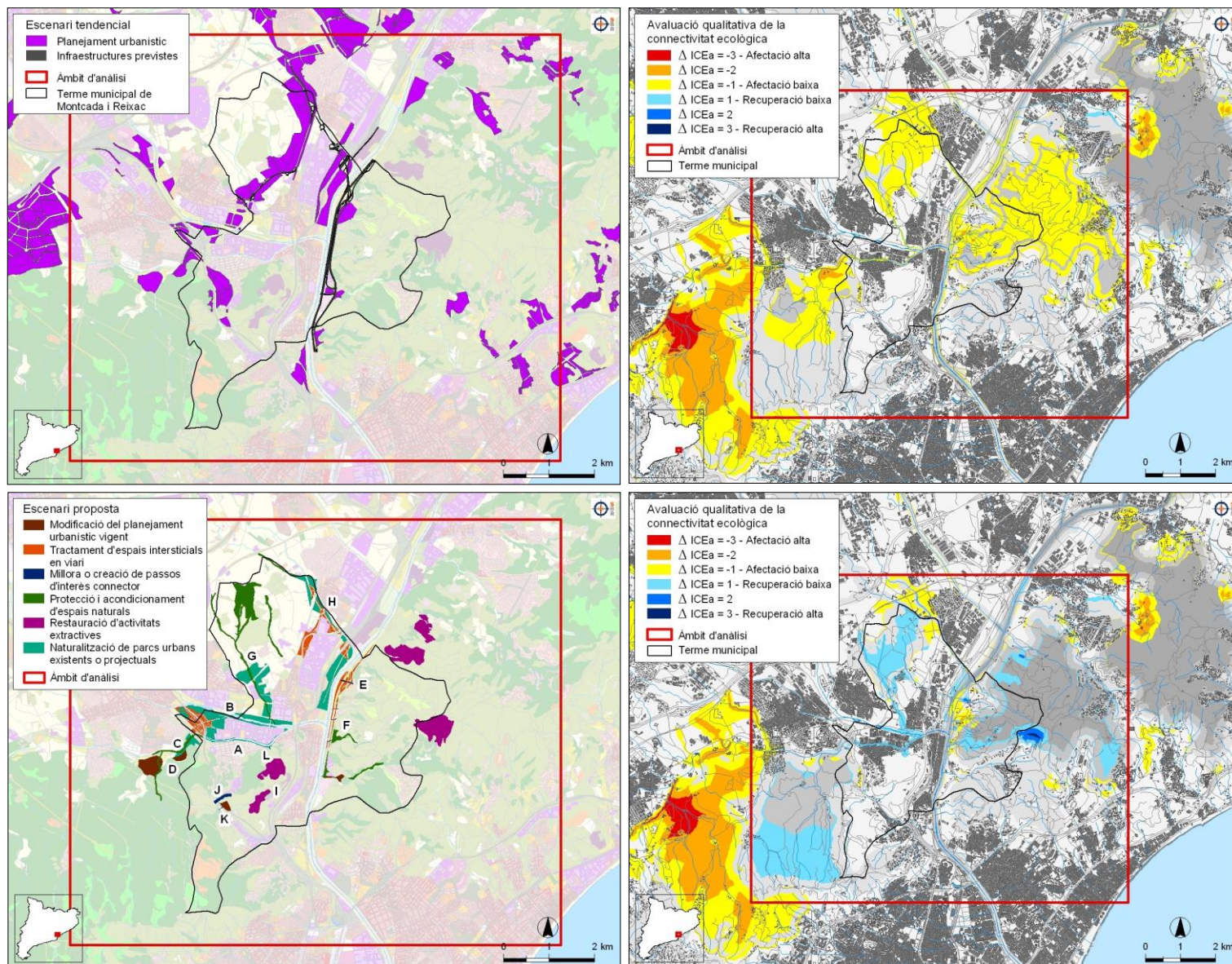
FIGURA 46. Avaluació qualitativa de la connectivitat ecològica.



El més rellevant d'aquesta anàlisi és que l'*Escenari Proposta* no únicament compensa la pèrdua de connectivitat ecològica conseqüència del planejament urbanístic vigent, sinó que fins i tot millora molt significativament la situació actual a l'àmbit d'estudi. L'aplicació del model en l'*Escenari Tendencial* mostra com els plans urbanístics i d'infraestructures considerats tenen un efecte molt negatiu sobre la connectivitat ecològica a escala regional. La Serra de Collserola queda definitivament isolada dels sistemes naturals afins més propers -bàsicament de la Serralada Litoral i el Massís del Garraf-, així com també de la Serralada Prelitoral. El precari connector ecològic que suposava la Riera de Sant Cugat desapareix i, en general, els valors de l'ICE baixen molt significativament en tot l'espai protegit de Collserola, així com també en la Serra de Marina i el Pla de Rocamora, ambdós espais estratègics per a la connectivitat ecològica de Montcada i Reixac.

La introducció de les mesures per a garantir la connectivitat ecològica en el municipi de Montcada i Reixac tenen un efecte molt positiu en el model. Els resultats obtinguts en l'*Escenari Proposta* mostren un enfortiment de la connectivitat ecològica (augment dels valors de l'ICE) en la part oriental de la Serra de Collserola i, també, en la Serra de Marina i el Pla de Rocamora (MAPES 128 a 131), tant respecte l'*Escenari Tendencial* com, fins i tot, en comparació amb l'*Escenari Actual*. Aquest efecte s'aconsegueix bàsicament potenciant la funcionalitat de la Riera de Sant Cugat: tractament de la pròpia riera, garantint la seva connexió amb Collserola -protecció de la Serra d'en Llagat- i amb la Serra de Marina -arranjament de torrents com el de Vall-Llosera-, així com introduint elements de reforç -Torrent de Can Duran- per a la connexió amb el Pla de Rocamora.

MAPES 128 a 131. Avaluació qualitativa de la connectivitat ecològica: a) *escenari tendencial* (plans urbanístics i d'infraestructures); b) *escenari proposta* (inclou escenari tendencial). A la dreta es presenten els resultats respectius (en relació a l'*escenari actual*).

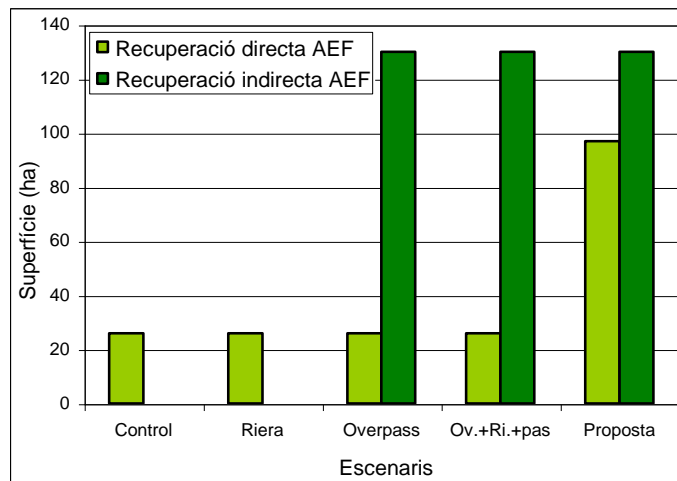


L'avaluació de l'efectivitat de les propostes

L'efectivitat de les propostes s'ha analitzat partint d'un *Escenari Control* (equivalent a l'*Escenari Actual*, però preveient la restauració de les activitats extractives). Llavors, les propostes s'introdueixen en el model segons: a) *Escenari Riera de Sant Cugat* (arranjament d'aquest espai com element connector bàsic entre Collserola i la Serra de Marina); b) *Escenari Turó de Montcada* (*overpass* per a recuperar una àrea ecològica funcional estratègica); c) *Escenari Riera Sant de Cugat - Turó de Montcada* (arranjament de la riera, creació d'un "*overpass*", construcció d'un pas faunístic per a connectar ambdós espais); d) *Escenari Proposta* (totes les actuacions previstes en l'estudi). Les anàlisis es poden resumir com segueix:

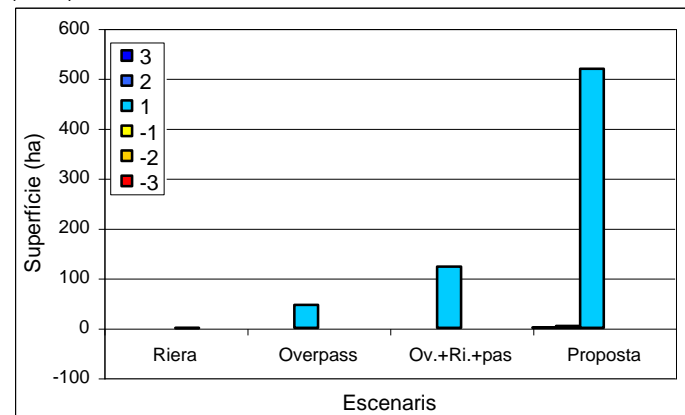
1. *Impacte sobre les àrees ecològiques funcionals*. Les anàlisis topològiques dels usos del sòl en els diferents escenaris, posen de manifest l'interès de l'*overpass* per a recuperar un espai tan estratègic per a la connectivitat ecològica com és el Turó de Montcada. Si es recuperen ecològicament les activitats extractives existents, passaria a formar part -i, per tant, reforçar- un àrea ecològica funcional més extensa dins l'espai natural protegit de Collserola. Per tant, de l'estudi es desprèn que la recuperació de les canteres no és suficient per a recuperar la funcionalitat del Turó de Montcada (FIGURA 47).

FIGURA 47. Impacte sobre les àrees ecològiques funcionals (AEF)



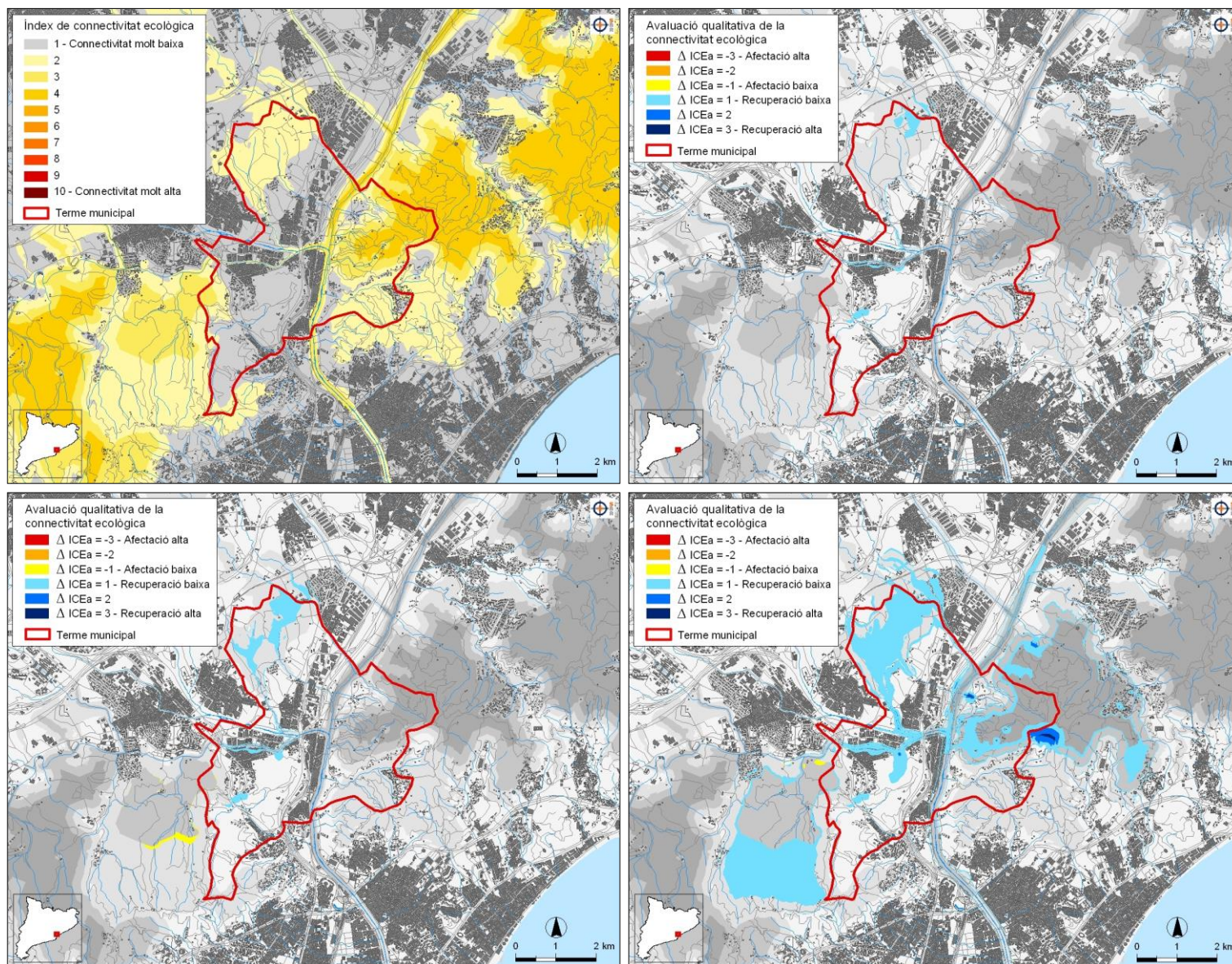
2. *Modelització de la connectivitat ecològica*. L'aplicació del model en el municipi de Montcada i Reixac demostra l'efecte sinèrgic de les propostes avaluades (FIGURA 48). En efecte, tant la construcció de l'*overpass* com l'arranjament de la Riera de Sant Cugat tenen, per si sols, un efecte molt poc significatiu sobre la connectivitat ecològica entre els sistemes naturals de Collserola i la Serra de Marina. Tanmateix, quan es consideren ambdues propostes alhora -relacionades per un pas faunístic que connecta ambdós espais-, l'expressió de l'*ICE* es torna prou significativa.

FIGURA 48. Avaluació qualitativa de la connectivitat ecològica (Δ_{ICEa})



En un àmbit tan urbanitzat i territorialment fragmentat, com és el municipi de Montcada i Reixac, amb una connectivitat no funcional ($ICE = 1$; 52,57 %) o baixa ($ICE = 2-3$; 40,97 %) predominants a l'*Escenari Control*, les possibilitats de connexió ecològica són molt escadusseres. Per això resulta necessari reforçar l'únic connector encara viable -Riera de Sant Cugat-, d'altra banda molt dèbil ($ICE = 2$), mitjançant tota mena de mesures complementàries, en ocasions redundants. Quan s'analitza l'*Escenari Proposta* el model reacciona molt positivament, creant noves superfícies funcionals per a la connectivitat ($ICE > 1$) i augmentant el valor de bona part de les que, encara que dèbilment, són funcionals (com ara la Riera de Sant Cugat). Efecte que pot observar-se en els mapes resultants de l'anàlisi qualitativa (MAPES 132 a 135).

MAPES 132 a 135. Avaluació de l'efectivitat de les propostes: a) Escenari Control (ICE); b) Escenari Turó de Montcada; c) Escenari Riera de Sant Cugat - Turó de Montcada; d) Escenari Proposta. Resultats en relació a l'Escenari Control.



7.5.5. Les conclusions

Montcada i Reixac és un indret estratègic per la seva ubicació geogràfica, en una zona congosta generada per la confluència dels rius Ripoll i Besòs, que al llarg de milers d'anys s'obriren pas a través de la serralada litoral. L'home ha aprofitat aquests passos per ubicar-hi els seus emplaçaments i vies de comunicació. Malauradament, la implantació territorial de la majoria d'aquestes necessitats antròpiques no s'ha dut a terme amb cura i sovint han malmès la qualitat ecològica del territori. El treball proposa una sèrie d'actuacions sobre la connectivitat ecològica, com atribut principal de la *funcionalitat territorial*.

En un territori sotmès a tantes pressions, tant sols romanen relativament verges els cursos fluvials, degut a la seva torrencialitat. Així doncs, també s'emplaça la xarxa hidrogràfica com a base per a restaurar la connexió entre els principals espais oberts: Collserola, la Serralada de Marina i la Plana Agrícola Vallesana. Les propostes realitzades pels diferents elements connectors es poden agrupar en modificacions puntuals d'ordenació urbanística, constructives i millores en la qualitat ambiental. De fet, és usual que hi hagin propostes de tots tres tipus en cada un dels elements connectors que es descriuen. Això dona una lleugera idea de la complexitat d'aquest territori des de la perspectiva de la connectivitat ecològica.

La proposta més contundent és unir mitjançant dos "ponts de paisatge" (*overpass*) la Serra de Collserola amb el Turó de Montcada. Es planteja construir dos falsos túnels (sobre la C-58 i N-150), per a donar continuïtat a dues entitats geomorfològicament molt similars. Cal esmentar també el corredor nord-sud del Pla de Rocamora, que va del riu Ripoll fins la Riera Seca, i estableix continuïtat amb les zones agrícoles de Santa Perpetua. Una de les virtuts d'aquest corredor és que engloba un mosaic territorial format per espais forestals, torrents, zones agrícoles, erms i per una zona verda urbana en el tram septentrional. Un altre gran connector el configuren el torrent de

Reixac i l'espai entre aquest i el torrent dels Munts, al vessant de la Serralada de Marina. Aquest indret té interès ja que el Besòs rep menys pressió antròpica en els seus marges i l'endegament no és tant vertical. Per últim, la Riera de Sant Cugat és l'únic curs fluvial que té una connexió física directe amb Collserola i pot establir un important nexa d'unió entre aquest espai natural i la xarxa hidrogràfica. Per tant, és necessari revertir l'estat actual de la Riera i potenciar la naturalització de la seva llera i el seu entorn immediat.

En definitiva, l'estudi planteja una sèrie de propostes agosarades que suposen invertir processos, actuar en infraestructures que en el seu moment es van fer sense la consciència ambiental que hi ha actualment, i millorar la qualitat ecològica del municipi per al futur. Cal destacar que les propostes són possibilistes, ja que en cap cas es planteja posar impediments al desenvolupament urbà del municipi, però sí que estableix unes pautes per poder créixer amb qualitat ambiental. L'aposta del municipi és generosa ja que planteja millores en el seu territori, però amb una afectació global ja que repercuteix sobre la biodiversitat de la regió garantint un llegat pel futur.

En aquest sentit, l'aplicació del mètode paramètric a l'àmbit municipal ha permès elaborar una primera diagnosi quantitativa de la connectivitat ecològica a escala local, alhora útil per a la planificació territorial, a escala regional. També ha permès avaluar l'afectació que sobre dita connectivitat exerceixen els plans urbanístics i d'infraestructures vigents i proposar mesures per a minimitzar els impactes crítics. Tanmateix, cal insistir-hi, per a escales de detall, com ara la planificació urbanística municipal, el mètode proposat és complementari, que no exclou, respecte mètodes empírics tradicionals, de tipus expert, que utilitzen dades de dinàmica ecològica local i hàbitats, corredors i barreres per a espècies clau⁵²⁹.

⁵²⁹ CLEVINGER, A. P., WIERZCHOWSKI, J., CHRUCZ, B. & K. GUNSON. 2002. GIS Generated Expert Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*, 16, 2. 503-514.

7.6. Les directrius d'aplicació

Aquest apartat aborda la forma de com podria ser utilitzada una proposta sobre l'ordenació dels espais oberts (vegeu capítol 6), basada en el model de mosaic territorial procedent de l'ecologia del paisatge, aplicat mitjançant les metodologies paramètriques desenvolupades (capítols 2, 3, 4, 5), que es poden resumir en dues aproximacions complementàries: a) una valoració homogènia de la matriu territorial, segons l'estructura jeràrquica, modular i transparent d'índexs ecològics, que conflueix en una avaluació de l'*aptitud territorial* de plans i programes (IAT); b) una modelització de la connectivitat ecològica entre els diferents elements del paisatge, que pot considerar-se una avaluació de la *funcionalitat territorial* de diverses alternatives o escenaris (ICE) i permet calcular els impactes acumulatius.

Hi ha dues vies bàsiques d'utilitzar aquest treball en el planejament territorial: l'elaboració o formulació dels plans (sigui a nivell de pla territorial parcial, dels plans territorials que el despleguin, o altres plans sectorials) i la corresponent avaluació ambiental estratègica dels plans en qüestió. Segons l'Avantprojecte de Llei d'avaluació de plans i programes (presentat pel Departament de Medi Ambient i Habitatge el juliol de 2005), la formulació dels plans territorials i la seva avaluació ambiental són dos processos que han d'avançar en paral·lel. I, en el supòsit de plans jerarquitzats, com és el cas del planejament territorial, l'avaluació també haurà de ser jerarquitzada, de manera que només ha d'abastar aquells aspectes que siguin més adequats al seu nivell, en funció del que s'hi decideix, i ha de definir els aspectes que hauran de ser avaluats a nivell dels plans que desplegui el pla jeràrquicament superior, amb la finalitat de millorar l'efectivitat de l'avaluació i evitar la seva repetició.

7.6.1. Directrius d'aplicació en la planificació territorial

La forma més efectiva d'incorporar en la planificació territorial un estudi d'ordenació dels espais oberts basat en la conceptualització actual del territori com a sistema funcional, seria, segurament, integrar-lo com un dels seus eixos estratègics relatius als espais "lliures", és dir els sòls no urbanitzables i no urbanitzables d'especial protecció.

En sintonia amb les determinacions d'ordenació dels espais oberts de l'Avantprojecte de Pla territorial parcial de l'Alt Pirineu (2005) els plans territorials parcials de nova generació haurien de:

1. Considerar la conservació del sòl no urbanitzable com un requisit previ a l'ordenació i la possible extensió dels sistemes urbans i les seves infraestructures.
2. Planificar els sòls no urbanitzables en positiu, com un sistema consistent i territorialment coherent que garanteixi el funcionament del conjunt del sistema territorial i que estructurï els sistemes urbans en un marc de màxima eficiència.
3. Protegir els espais de gran valor (els que conformen la xarxa ecològica) i complementar-los amb espais perimetrals esmorteïdors i connectors entre ells, amb nivells intermedis de protecció (agricultura protegida, connectors biològics, etc) que donin continuïtat i consistència al conjunt del sistema.
4. Excloure dels àmbits potencialment urbanitzables els terrenys inadequats o incompatibles per raó dels riscos naturals que els afecten, la vulnerabilitat del territori per raó del seu elevat valor agrícola, forestal o ecològic, o que juguen un paper destacat en la connectivitat ecològica o en el cicle hidrològic, sigui a nivell regional o comarcal.

Així mateix, per a la xarxa ecològica haurà de tenir en compte les directrius generals que el Consell

d'Europa⁵³⁰ ha proposat per a la constitució de la xarxa ecològica europea.

Aquesta integració es podria dur a terme a través de les vies clàssiques: a) prevenir noves afectacions negatives sempre que sigui possible; b) corregir-les de forma efectiva, mitjançant desclassificacions o modificacions en aquells casos que no es puguin evitar emplaçaments problemàtics, però que es puguin modificar les propostes del planejament; c) quan no és possible cap de les dues vies anteriors, promoure la compensació (que en el cas de la regió metropolitana voldrà dir, normalment, promoure restauracions ecològiques).

De forma més concreta, es formulen tot seguit diverses directrius per a cadascuna d'aquestes tres vies d'integració:

La tres principals directrius de la línia preventiva es podrien resumir així:

1. Evitar la transformació irreversible d'espais que tenen un valor d'IAT > 3
2. Evitar la transformació severa d'espais que tenen un valor d'IAT = 3
3. Evitar la transformació greu d'espais que tenen un valor d'IAT < 3

Els termes greu, sever o irreversible cal entendre'ls segons l'ús que se'n fa habitualment en les metodologies d'avaluació ambiental clàssiques⁵³¹.

Les cinc principals directrius estratègiques de caire correctiu són les següents:

1. Desclassificar sectors urbanístics que afectin espais amb IAT < 4.
2. Modificar la zonificació o el disseny de sectors urbanístics que afectin espais amb IAT < 3.
3. Canviar la zonificació urbanística per zones verdes, parcs o espais lliures.
4. Fer obligatòria l'adopció de mesures de protecció i /o de restauració.
5. Definir límits de no creixement definitiu a l'entorn dels sectors més valuosos i vulnerables i adoptar les solucions de planejament adients a les vores (disseny de zones verdes, vies parc, equipaments tampó, etc.) de manera que constitueixin límits clars i visibles.

En relació a la línia compensatòria, es podrien proposar les cinc directrius següents:

1. Restaurar espais alterats o degradats que tinguin un potencial d'hàbitat equivalent als espais que es veuen afectats, però amb una superfície com a mínim equivalent a l'afectada i preferiblement superior.
2. Condicionar espais alterats o degradats que tinguin un potencial d'hàbitat inferior als espais que es veuen afectats, però amb una superfície com a mínim el doble de l'afectada -i preferiblement superior.
3. Eliminar infraestructures obsoletes (viàries, elèctriques, etc.) i restaurar adequadament els espais que afectaven.
4. Permeabilitzar infraestructures ja existents, en els punts identificats com a crítics, mitjançant viaductes, falsos túnels, passos elevats o subterranis de fauna, adequadament dimensionats.
5. Adoptar solucions que permetin restaurar, fins on sigui factible, el funcionament natural dels ecosistemes hídrics en els segments identificats, eliminant tots aquells impediments que els afecten (derivacions, rescloses, canalitzacions, etc.).

Les directrius es desenvolupen des d'una perspectiva ecològica del territori. És evident que cal integrar-les amb altres camps de coneixement i agents decisius en la transformació del territori, per a fer una proposta d'ordenació dels espais oberts més completa i sòlida.

⁵³⁰ CONSELL D'EUROPA. 2000. *Lignes directrices générales pour la constitution du réseau écologique paneuropéen*. Sauvegarde de la nature, 107. Editions du Conseil d'Europe, Strasbourg.

⁵³¹ GÓMEZ OREA, D. 1999. *Evaluación del impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental*. Editorial Agrícola Española - Mundi Prensa.

7.6.2. Directrius d'aplicació en l'avaluació ambiental estratègica

Durant els darrers anys s'han produït, a Catalunya, importants debats i reflexions en relació a l'avaluació ambiental estratègica. Escau destacar la conclusió de que a diferència de les avaluacions d'impacte realitzades fins ara, els models d'avaluació d'impacte ambientals dels plans urbanístics i territorials s'han de plantejar des de bon començament, de manera que permetin integrar els factors ambientals i paisatgístics (i també els objectius de sostenibilitat de les agendes 21 locals, quan s'escaigui) en la fase de formulació dels plans. Igualment, han de permetre identificar explícitament els impactes de les diverses alternatives factibles, de manera que els plans impulsats s'orientin ja cap a l'exclusió o la minimització dels impactes ambientals que es considerin inacceptables, i permetin una adequada participació pública⁵³².

Semblantment, altra conclusió important d'aquests debats es refereix, en un nivell més instrumental, a que els sistemes d'informació geogràfica tenen el potencial de facilitar avaluacions ambientals estratègiques a totes les escales, tant pel que fa a la selecció prèvia d'opcions de localització segons les variables territorials més significatives d'un àmbit concret, com l'aplicació de determinats índexs ambientals amb les consegüents anàlisis dels efectes de diverses alternatives o escenaris⁵³³.

La proposta d'ordenació dels espais oberts que s'ha exposat en aquest treball (capítol 6) permet donar compliment a aquestes dues conclusions, justament, atès que, d'una banda permet integrar un bon nombre de factors ambientals i paisatgístics amb base

⁵³² MALLARACH, J.M. (ed.). 2000. *Primeres jornades d'avaluació d'impacte ambiental del planejament urbanístic i territorial de Catalunya*. Universitat de Girona.

⁵³³ MALLARACH, J.M. (ed.). 2002. *Segones jornades d'avaluació d'impacte ambiental del planejament urbanístic i territorial de Catalunya*. Universitat de Girona.

territorial, en la fase de formulació dels plans, i de l'altra, permet identificar, mesurar i cartografiar els impactes de les diverses alternatives, per tal d'oferir als planificadors i als qui han de prendre les decisions unes informacions estratègiques que ajudin a orientar els plans en clau de sostenibilitat territorial.

Atesos els greus problemes ambientals i de sostenibilitat que comportaria l'escenari tendencial, és dir l'execució dels planejaments urbanístics vigents, la nova planificació territorial que s'impulsi s'haurà de proposar corregir-los. En aquest sentit, l'avaluació ambiental haurà de començar per identificar els sectors de planejament més conflictius que correspon a sòls urbanitzables no programats, o a sòls programats que encara són pendents d'execució i proposar per a ells alternatives segons les directrius esmentades suara. Per a la resta de sectors de planejament conflictius, en canvi, haurà de formular alternatives basades en mesures compensatòries, llevat d'excepcions, a escala municipal, que abonen aquesta regla, a escala regional.

Un dels grans avantatges de les metodologies paramètriques és que permeten valorar una part dels impactes indirectes i acumulatius que sense elles seria molt difícil, gairebé impossible, de mesurar: la que té caràcter territorial. L'ICE, especialment, permet mesurar i cartografiar l'impacte -positiu o negatiu- que les transformacions proposades pels plans generen (siguin noves ocupacions o, al contrari, actuacions de restauració o de permeabilització) no solament en els llocs físicament afectats, sinó sovint, en superfícies molt més importants, situades a considerable distància, mesurable en quilòmetres, i comparar els efectes de diferents alternatives de forma àgil, i amb una traducció cartogràfica i quantitativa fàcil de comunicar.

Escau remarcar que aquesta metodologia aborda només un aspecte de l'avaluació ambiental: el seu impacte des del punt de vista de la sostenibilitat territorial. Hi ha d'altres aspectes significatius que cal

tenir en compte. Per exemple, caldria considerar l'efecte de les activitats periurbanes (magatzems, graveres, abocadors, etc.) que poden tenir un efecte acumulatiu. D'altra banda, el fet que els vectors ambientals (energia, aigua, aire, etc.) no hi quedin compresos, no vol dir que no tinguin importància en una avaluació ambiental comprensiva, sinó que caldria que fossin abordats per mitjà d'altres mètodes diferenciats. I, finalment, més enllà d'aquests vectors, cal recordar que la major part dels impactes ambientals associats al consum de recursos, energia o a les emissions, són "exportats" fora de l'àmbit d'estudi⁵³⁴ i no poden ser avaluats, òbviament, amb aquestes metodologies.

⁵³⁴ Atesa la petjada ecològica de Catalunya, la major part dels impactes ambientals (aproximadament un 70 %) del model socioeconòmic actual recauen fora del territori analitzat, sovint en altres continents.

Recapitulació

Catalunya és un dels països europeus que ha generat major nombre d'estudis sobre *funcionalitat territorial*. La incorporació d'aquest contingent de treballs en plans i programes ha donat resultats interessants però desiguals en el planejament i la normativa, tant territorial com sectorial, sobretot per la manca d'un marc regulador que els donés coherència i a la insuficient coordinació administrativa. Les principals limitacions dels mètodes desenvolupats fins ara en relació al tractament sistèmic del territori són: no oferir una valoració homogènia de la matriu territorial; no permetre estimar els efectes de diferents escenaris; no tenir en compte els impactes acumulatius. En conseqüència, han resultat poc útils per a l'avaluació ambiental estratègica i en els processos participatius.

En aquest context, el mètode paramètric proposat es fonamenta en l'aproximació sistèmica al territori que proporciona l'ecologia del paisatge. Es consideren dues mètriques complementàries: i) una valoració homogènia de la matriu territorial, segons l'estructura jeràrquica, modular i transparent d'índexs ecològics, que conflueix en l'avaluació d'*aptitud territorial (IAT)* de plans i programes; ii) una modelització de la connectivitat ecològica entre elements del paisatge, com avaluació de la *funcionalitat territorial (ICE)* de diverses alternatives o escenaris, que permet calcular els impactes acumulatius. S'exposen tres aplicacions a diferents escales i tipologies de planejament:

A escala regional, una avaluació de l'impacte potencial del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona, va permetre identificar sectors urbanitzables especialment problemàtics en relació als components físic, biològic i funcional del territori, i també les àrees més aptes (*IAT*) per establir assentaments urbans, segons la proposta d'ordenació dels espais oberts. L'anàlisi va constatar que certa porció de sectors urbanitzables es troben en sòls molt poc o gens aptes per aquest ús. D'altra banda, s'identifica una superfície major de sòls aptes, amb

planejament sense executar o sense planejament, fins i tot vinculats a la xarxa ferroviària actual o prevista.

A escala comarcal, una anàlisi de l'afectació territorial de diversos traçats del tren d'alta velocitat (TAV) en el Vallès Oriental, va demostrar que el traçat acordat entre el ministeri i les administracions locals (*solució centre*) tenia un impacte territorial sensiblement menor que el de l'estudi informatiu inicial (*solució base*), però que encara produïa excessius impactes irreversibles. Una nova proposta de traçat (*solució BR*), desenvolupada segons models verificats amb estudi de camp, permetia reduir aquests impactes considerablement. Per tant, el mètode (*ICE*) és molt sensible a la incorporació de mesures projectuals i constructives, i facilita la comunicació amb els planificadors i enginyers, com a usuaris finals.

A escala local, una proposta de restauració ecològica en el municipi de Montcada i Reixac, plantejava una sèrie d'actuacions concretes per a garantir la qualitat del paisatge, sense limitar el desenvolupament urbà i d'infraestructures. L'aposta del municipi era generosa ja que plantejava millores a escala local amb fortes repercussions a escala regional, garantint un llegat pel futur. La metodologia (*ICE*) permet modelitzar l'impacte de diferents actuacions dissenyades a nivell de projecte, sobre l'estructura del paisatge i el funcionament del territori, incorporant-hi els efectes acumulatius de diferents alternatives. Tanmateix, per a escales de detall, com ara la planificació urbanística municipal, el mètode és complementari, que no exclou, respecte els mètodes empírics tradicionals.

El treball clou amb unes directrius per a la planificació i avaluació ambiental estratègiques, processos que han d'avançar en paral·lel. S'agrupen en tres línies d'acció jerarquitzades i seqüencials: preventiva, correctiva i compensatòria. Les directrius, que es desenvolupen des d'una perspectiva ecològica, cal integrar-les amb altres camps de coneixement i actors decisius en la transformació del territori, per a fer una proposta d'ordenació completa dels espais oberts.

Conclusions

Conclusions

Probablement el lector ja haurà extret les seves pròpies conclusions. Però, com es diu a la introducció, s'ha entès que poden haver-hi nivells força diferenciats de lectura, per la qual cosa el llibre ha estat dissenyat de forma modular mitjançant una breu introducció als diferents conceptes, seguida d'un plantejament metodològic més acurat, la necessària formalització matemàtica en requadres, l'expressió cartogràfica dels resultats i, finalment, una recapitulació dels aspectes generals considerats de major interès. El lector ha pogut escollir, per tant, el nivell d'aprofundiment que l'ha interessat més. Fins i tot hi haurà lectors que, per la raó que sigui, començaran a llegir aquest treball per les conclusions o, potser, que només llegiran aquesta part. Per això, ha semblat oportú incloure una recapitulació dels diferents capítols del llibre, seguida d'un breu epíleg.

Els criteris socioecològics

Ramon Margalef va establir el fonament teòric per a entendre que la sostenibilitat del desenvolupament és una funció directa de la complexitat, i inversa de la dissipació d'energia. A la biosfera, l'augment de l'entropia va associat a l'adquisició de complexitat mercès al fet que els sistemes vius aprofiten la radiació solar com si es tractés -en paraules de Margalef- d'una mena de "llibreta d'estalvis termodinàmica" que uneix al mer subministrament d'energia un mecanisme addicional "que la fa servir per augmentar la informació, complicar-se la vida i escriure la història".

Quan l'augment de l'energia dissipada disminueix la complexitat del sistema, la degradació ambiental és sempre un resultat palpable d'aquella estratègia de malbaratament que ha estat anomenada en ecologia com el principi de la Regna Roja (en al·lusió al personatge d'*Àlícia al país de les meravelles*): córrer cada cop més per a seguir al mateix lloc. Margalef considera que l'acumulació d'informació en uns punts

es sustenta sempre en l'explotació d'altres espais de menor complexitat i major producció. Però aquesta relació d'interdependència pot establir-se de formes diverses. Un model espacialment heterogeni permet, per exemple, mantenir units llocs més madurs i organitzats amb altres més simples i productius, en una estructura reticulada capaç de garantir l'estabilitat del sistema. Els mosaics agroforestals dels paisatges tradicionals de la Mediterrània són un bon exponent.

Fernando González Bernáldez, pioner de l'ecologia del paisatge a la Península Ibèrica, considerava que el món rural tradicional cerca mantenir un cert equilibri entre explotació i conservació, mitjançant diversos gradients d'intervenció humana en el territori. El procés d'explosió metropolitana (*urban sprawl*) amb un model de conurbació dispersa esdevé, tal com recorda Salvador Rueda, un exemple diametralment oposat que sustenta la seva competitivitat maximitzant l'entropia que es projecta a l'entorn. L'estratègia d'augmentar la complexitat, sense incrementar -fins i tot disminuint- el sistema dissipatiu, és l'alternativa a l'actual model de desenvolupament.

Això suggereix la importància d'analitzar l'intercanvi d'energia, matèria i informació entre les societats humanes i els sistemes naturals que les sustenten, per tal d'identificar millor quins són els mecanismes que associen la dissipació d'energia amb l'increment o deteriorament de la *complexitat* dels sistemes ecològics, entesa com la capacitat per acollir espècies i processos (i, en conseqüència, amb la qualitat ambiental). Pensem que una bona part de la resposta rau en el que anomenem *eficiència territorial*.

Les metodologies per avançar en aquesta recerca han de ser transdisciplinars, i ja es troben disponibles en diversos camps, com els de l'economia ecològica i l'ecologia del paisatge. L'economia ecològica estudia la comptabilitat dels fluxos i balanços biofísics, així com l'apropiació humana dels recursos naturals (petjada ecològica). L'ecologia del paisatge, al seu torn, proposa mètriques per analitzar la coherència

estructural i funcional del paisatge. Llavors el paisatge pot ser entès des d'una perspectiva històrica, com l'expressió territorial del metabolisme que la societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten, obrint la porta a una visió evolutiva -ecològica i econòmica- dels canvis en la matriu territorial.

L'enllaç entre l'economia ecològica i l'ecologia del paisatge es relaciona amb el gir que estan experimentant arreu del món les polítiques ambientals. En aquest sentit, l'Estratègia Mundial de la Conservació ja va introduir -el 1980- la idea de que la *conservació* implica l'ús sostenible, prudent i responsable dels recursos i dels serveis ambientals de tot el territori, que no es pot confondre amb una mera "preservació" d'algunes unitats aïllades on es limiti o deixi d'haver-hi intervenció humana. Aquest enfocament de les polítiques ambientals obliga a posar en el centre del planejament territorial l'estat ecològic de la matriu territorial, entesa com a sistema.

Les eines d'ordenació

En relació a l'avaluació ambiental estratègica s'han desenvolupat a Catalunya una sèrie de metodologies paramètriques que tenen per objecte determinar la vulnerabilitat del territori en front a diferents actuacions transformadores, estudiar el valor del patrimoni natural i analitzar els processos de fragmentació i de connectivitat ecològica. L'estructura metodològica elaborada conflueix en un índex de caràcter integrador, que avalua de forma sistèmica l'aptitud del territori (*IAT*) respecte diferents plans amb potencial transformador. La utilitat dels algorismes es basa en que, a més de descriure la situació actual permeten predir i, per tant, comparar, la situació que resultaria de diversos escenaris.

El mètode es fonamenta en una aproximació holística a l'ecologia del paisatge. El llenguatge quantitatiu i cartogràfic facilita la comunicació dels resultats obtinguts, amb un avantatge afegit molt significatiu: l'agilitat en que es poden dur a terme successives

iteracions per a comprovar l'efecte que diferents plans o mesures correctores poden tenir sobre el medi ambient. Primeres aplicacions d'aquestes eines d'anàlisi -s'han realitzat diverses avaluacions de plans urbanístics i d'infraestructures a diferents escales de treball- han demostrat la seva utilitat pràctica i, el que és molt important, la interacció, tan conceptual com tècnica, amb els planificadors i responsables polítics que, en definitiva, són els principals usuaris.

Tot i això, cal advertir de la necessitat de ser prudents a l'hora d'utilitzar correctament els índexs territorials en l'avaluació ambiental de plans i programes. Per a ser d'utilitat els algorismes han de ser tan vàlids com exactes a l'escala de presa de decisió. D'altra banda, la fiabilitat dels índexs és conseqüència tant de l'algorisme de càlcul emprat com dels paràmetres que l'integren. Cal, doncs, advertir del risc de construir eines d'ordenació del territori basades exclusivament en el coneixement expert, així com de voler-les aplicar a escales diferents a les que han estat generades.

Els sistemes d'informació geogràfica (SIG) tenen el potencial de facilitar l'avaluació ambiental estratègica a totes les escales, tant pel que fa a la selecció prèvia d'opcions de localització segons variables territorials significatives, com l'aplicació d'índexs ambientals amb les consegüents anàlisis dels efectes de diverses alternatives o escenaris. Tanmateix, l'*IAT* no pretén, en cap cas, fornir anàlisis ni propostes finalistes sobre el territori, sinó proporcionar un punt de partida suficientment homogeni i objectiu que en faciliti posteriors matisacions fruit d'estudis complementaris de camp que, per força, l'han d'acompanyar.

Durant els darrers anys s'han desenvolupat sistemes de suport a la decisió (SSP) a partir dels SIG, sobretot vinculats a temes ambientals complexos, per a la interacció amb usuaris experts o com instruments de participació ciutadana. L'exigència democràtica de consens i transparència fa que les decisions s'hagin d'explicar i negociar en base a criteris objectius. Els SSP s'adrecen justament a definir i precisar els

arguments que planteja un determinat pla o programa, i a comunicar-los d'una forma entenedora, i no tant a descobrir solucions impensades o a "substituir" el caràcter finalment humà d'una determinada decisió.

Calen uns objectius estratègics de sostenibilitat pel conjunt del país, que podrien sorgir de l'Agenda 21 de Catalunya. També cal assolir un consens científic per a valorar la magnitud i naturalesa dels impactes en relació aquests objectius. En els plans i programes s'ha d'incorporar l'avaluació ambiental estratègica en els processos de decisió. Llavors, l'aplicació d'eines d'ordenació territorial s'ha de dur a terme mitjançant un procediment integrat, rigorós i eficient. El debat de fons de les polítiques de sostenibilitat està, però, en la percepció de límits no fàcilment objectivables. En aquest sentit, la majoria de plans i Agendes 21 locals requereixen, apart d'una base científica objectiva, una anàlisi dels principals actors territorials i de les seves interrelacions, acceptant la diversitat de percepcions, per a una correcta governança de la sostenibilitat.

La vulnerabilitat del medi físic

La primera línia de recerca d'índexs ecològics per a la gestió territorial ha estat l'índex de vulnerabilitat de la matriu territorial (*IVT*). Representa una síntesi de les principals variables biofísiques, amb l'objectiu de mesurar la resiliència potencial del territori en front a pertorbacions antròpiques. Una part considerable de les reflexions i posicionaments epistemològics han estat fruit, justament, de les tasques de preparació d'aquest primer índex. En efecte, havent nascut en els seus inicis com un índex tancat i opac, fàcil de calcular però probablement encara massa simple, ha evolucionant al llarg del seu procés d'establiment, fins a situar-lo en l'actual marc conceptual.

La vulnerabilitat es defineix com la susceptibilitat de la matriu territorial a rebre una pertorbació. Els mètodes per a destriar la fragilitat del medi físic a pertorbacions causades per agents antròpics o naturals, són poc aplicables en els àmbits paisatgístics intensament

transformats, com els de la conca mediterrània. En general, la vulnerabilitat augmenta quan l'element avaluat és rar o té una baixa capacitat de recuperació. A escala territorial definim tres aproximacions a la vulnerabilitat: la resiliència de les cobertes del sòl, la inestabilitat del substrat i la fragilitat de les aigües superficials i subterrànies.

La vulnerabilitat de les cobertes del sòl és funció de l'estructura, composició i resiliència. Sol dependre de la fragilitat d'elements clau o abundants i, de forma sistèmica, de les seves interaccions. La vulnerabilitat del substrat s'entén a partir de la fragilitat del patrimoni geològic i els riscos naturals associats, els quals, a son torn, poden condicionar les cobertes del sòl, en ser substrat per a les formacions superficials. La vulnerabilitat dels sòls depèn de característiques intrínseques (gruix, textura, etc.), ambientals (clima, pendents, etc.) i culturals (agrícoles, forestals, etc.). Finalment, la vulnerabilitat de les aigües es defineix com la fragilitat dels sistemes límnics, en ser el fenomen de veritable consistència territorial. En superfície, l'espai limnofluvial; en profunditat, aquífers i aquítards. Variables claus en l'avaluació ambiental de plans territorials, urbanístics i d'infraestructures.

L'*IVT* constitueix un sistema jerarquitzat de quinze paràmetres que generen sis indicadors que s'integren en tres índexs parcials per a fondre's en l'índex global. Es pot entendre com un "índex d'índexs" que expressa el valor màxim dels índexs parcials que el configuren però que, alhora, permet conèixer l'indicador i, fins i tot, el paràmetre que l'afecta amb major significació. L'encapsulació i transparència del mètode facilita informació útil per a valorar l'impacte territorial d'una actuació i, segons quin sigui el factor principal en la expressió final de l'índex, proposar les mesures projectuals o constructives que s'escaiguin.

L'*IVT* posa de manifest l'alta vulnerabilitat de la matriu territorial catalana. Això és així perquè Catalunya és un país muntanyós, en bona part de clima subàrid (meitat centromeridional) o molt fred (alta muntanya

pirinenca). Però és matisable perquè la vulnerabilitat resulta de la concurrència d'algun valor extrem dels factors considerats en el càlcul (substrat, relleu, clima, vegetació, aigües, etc.), però quasi mai de tots alhora. De fet, la percepció experta fa dècades que ho sap. L'índex ho expressa en iconografiar una evidència preterida o menystinguda per sectors que, no obstant, intervenen quotidianament sobre el territori.

Antropització alta i vulnerabilitat elevada comporten conflicte, raó suficient per a la resposta analítica. Malgrat ser el primer dels índexs territorials abordats, l'IVT encara es troba en procés de desenvolupament conceptual i metodològic, obert a la disponibilitat de millors dades de base. La forma en què aquesta eina matemàtica s'articuli segons els diferents plans i programes, requereix la implicació de les institucions relacionades amb la gestió del territori. Per això, aquesta primera aproximació al medi físic ha iniciat el fòrum de discussió sobre una proposta d'índex d'aptitud territorial (*IAT*), que també englobaria els components biològic i funcional de la matriu territorial.

El valor del component biològic

El concepte de patrimoni natural s'ha revaloritzat des que el discurs sobre sostenibilitat irrompís amb força en tractats internacionals de començament dels anys vuitanta del segle passat. El seu caràcter comprensiu i els valors que vehicula -relacionats amb l'equitat intergeneracional- ofereix molts avantatges respecte altres alternatives emprades els darrers trenta anys (recursos naturals, biodiversitat, etc.). L'índex de valor del patrimoni natural (*IVPN*) aposta per una concepció holística del component biològic, que aplega diversos nivells d'organització dels ecosistemes. Pretén fugir de valoracions massa academicistes -centrades en organismes i hàbitats-, mirant d'aportar una eina útil en la gestió i conservació del territori com a sistema.

La valoració del patrimoni natural no ha estat exempta de tendències, corrents o fins i tot modes que esbiaixen els esforços cap a determinades espècies o

hàbitats, menystenint o fins i tot ignorant d'altres tant o més rellevants pel funcionament de la matriu territorial. L'*IVPN* contribueix a corregir algunes d'aquestes contradiccions, com ara: i) la valoració prioritària dels fragments, sovint molt escassos, de comunitats naturals que originàriament cobrien un territori determinat, menystenint la resta d'hàbitats naturals i seminaturals; ii) la prioritització dels boscos enfront dels hàbitats oberts; iii) la preferència pels hàbitats alpins, subalpins i eurosiberians en front dels mediterranis; iv) la valoració intrínseca de la biodiversitat per davant dels béns i serveis ecosistèmics que proporciona.

La valoració del patrimoni natural, tal com es planteja, no té gaires precedents entre les iniciatives de conservació més conegudes. La metodologia proposada es basa en l'ecologia del paisatge quantitativa i ofereix una aproximació continua al valor del medi biològic. L'*IVPN* parteix de la cartografia d'hàbitats de Catalunya i ha estat sotmès a un exhaustiu procés de verificació que inclou: i) anàlisis de redundància de les seves parts, de gran interès atès el seu caràcter d'índex complex; ii) anàlisis de sensibilitat a canvis en els indicadors que l'integren; iii) anàlisis de fiabilitat per comparació amb estudis de camp; iv) anàlisis de la coherència territorial. Els resultats obtinguts confirmen la bondat de l'índex, la seva escassa redundància interna, la coherència territorial dels resultats obtinguts i l'associació amb dades empíriques de valor del patrimoni natural.

En particular, cal destacar l'associació significativa amb un gran nombre de variables de biodiversitat, malgrat els problemes obvis de comparar informació a resolucions espacials molt diferents. Les anàlisis de fiabilitat realitzades corroboren el fet de que l'*IVPN* és un índex aplicable a escales de planejament territorial (1:50.000 o superior), tot i que també pot aportar un marc de referència rellevant a escales més detallades. És evident, però, que l'eficàcia pràctica d'aquest índex anirà lligada, en darrer terme, a les disposicions legals que es puguin establir.

Cal, per tant, disposar d'uns objectius de sostenibilitat pel conjunt del país, que es despleguin en normatives específiques. En aquest sentit, és previsible que el concepte de patrimoni natural adquireixi encara més força i protagonisme en les noves lleis marc catalana i espanyola que estan en procés d'elaboració. No obstant això, cal fer també un important esforç per tal d'adaptar les metodologies de parametrització socioambiental i els procediments d'aplicació, a les necessitats i la idiosincràsia dels àmbits professionals i administratius corresponents.

L'*IVPN* proporciona una visió relativament nova de valoració del component biològic, basada en les teories actuals sobre biogeografia, ecologia del paisatge i serveis ecosistèmics. Analitza el conjunt del territori amb criteris homogenis, per tal de que pugui ser aplicable en l'avaluació ambiental estratègica de plans i programes. En definitiva, pretén ser una eina d'anàlisi territorial, auxiliar del planejament; una peça més d'un conjunt de tres índexs ecològics bàsics per a determinar l'aptitud de la matriu territorial (*IAT*).

La funcionalitat territorial

El llenguatge quantitatiu i cartogràfic de l'índex de connectivitat ecològica (*ICE*) constitueix una aportació metodològica de primer ordre per a la incorporació del criteri de funcionalitat dels sistemes naturals terrestres en la planificació territorial, i sectorial relacionada, així com les seves preceptives avaluacions ambientals. Facilita la comunicació dels resultats obtinguts a polítics, planificadors i enginyers, sent molt àgil la realització de successives iteracions per a comprovar els efectes que diferents planejaments o mesures correctores poden tenir sobre el medi ambient.

Un dels punts forts d'aquesta metodologia és la facilitat amb la qual es poden calcular impactes acumulatius a la connectivitat ecològica - negatius o positius- associats a diversos escenaris, i també el poder de comunicació dels mapes i gràfics generats,

que fan possible una participació pública fonamentada en els procediments d'elaboració i tramitació dels plans i les avaluacions ambientals corresponents, i això en un tema que, per la seva naturalesa, s'havia fet escàpol d'aquests processos fins ara.

La resolució cartogràfica de l'*ICE* (1:50.000) permet aplicacions per al conjunt de Catalunya, per exemple en el Pla territorial general i en el Pla territorial sectorial de connectivitat ecològica, així com a escales regional, com ara en els Plans territorials parcials, i també a escales comarcal i subcomarcal, com en els plans de coordinació territorial. A escala del planejament urbanístic o d'infraestructures, en canvi, l'*ICE* constitueix un marc de referència que s'ha de completar amb estudis més acurats propis aquest nivell de planejament (<1:5.000).

Tot i haver estat desenvolupat sense treball de camp, l'*ICE* ha estat sotmès a un exhaustiu procés de verificació que inclou: i) anàlisi de sensibilitat dels valors subjectius introduïts en el model; ii) anàlisi de validació amb altres estudis significatius de connectivitat; iii) anàlisi de fiabilitat amb dades empíriques i models de connectivitat obtinguts de forma independent al projecte; iv) anàlisi de la coherència territorial. Aquestes anàlisis confirmen la bondat de l'índex en descriure la funcionalitat del territori com a hàbitat i com a connector.

Com a hàbitat, les anàlisis demostren una associació significativa dels atributs topològics de les "àrees ecològiques funcionals" (*AEF*) proposades, amb un gran nombre de variables de biodiversitat, malgrat els problemes obvis de comparar informació a resolucions espacials molt diferents. Les mesures d'associació en general augmenten amb l'extensió territorial de les dades. Tot i això, també subratllen que, fins i tot a escales de detall, l'*ICE* constitueix un bon marc de referència. D'altra banda, les *AEF* mostren una bona associació amb les àrees nucli modelitzades per a diverses espècies de mamífers.

Com a connector, l'ICE descriu en un grau més que acceptable la funcionalitat del territori, atesa la bona relació observada amb models de connectivitat desenvolupats per a espècies concretes (amb dades de camp exhaustives i homogènies). Les anàlisis confirmen gran part de la variabilitat observada, i destaquen el paper dels índexs parcials per a explicar la resposta funcional de diverses espècies en relació a l'estructura del paisatge que és el que, en definitiva, parametritzen els models analitzats.

L'ICE és una eina d'anàlisi territorial auxiliar del planejament i d'avaluació ambiental associada. El seu objectiu és ajudar a corregir algunes tendències territorials insostenibles que tenen lloc en el país, d'una forma tècnicament correcta i socialment comprensible. En el marc de les Bases per a les directrius de connectivitat ecològica de Catalunya de 2006, l'ICE està en condicions d'efectuar aportacions significatives en el desplegament dels instruments previstos en sis sectors: planejament territorial, espais naturals protegits, xarxa viària i altres infraestructures lineals, activitat agrària, avaluació ambiental, i el grup de recerca, informació i participació pública.

El territori com a sistema

El model socioeconòmic actual és responsable del gran creixement urbanístic produït en els darrers cinquanta anys en la major part de les àrees metropolitanes mediterrànies i, també, de la crisi coetània del sistema agroforestal tradicional. Ambdós processos han originat una important devaluació conceptual del territori entès com a sistema, que a la pràctica ha passat a ser considerat poca cosa més que un "solar disponible". Aquesta desconsideració gradual del valor de la matriu territorial implica una despreocupació general en la seva gestió, només incipientment recuperada en alguns indrets.

La matriu territorial equival a la totalitat del territori. Únicament una part d'aquest territori té assignats, a Catalunya, usos del sòl definits: àrees urbanitzades o

infraestructures (5% de la superfície), espais naturals protegits (30%, inclou Natura 2000), grans extensions agrícoles o ramaderes (un 30%). La resta de la matriu territorial és constituïda per "sòl expectant", és a dir, sense una definició clara en termes d'ordenació territorial i, doncs, més o menys paraurbanitzat i degradat ambientalment. Fet que explica la percepció del territori, especialment en àrees metropolitanes, com un paisatge quasi banal, intensament antropitzat.

En el passat, les societats organitzaven els usos de la matriu territorial en gradients d'intensitat, però sempre de forma integrada, perquè d'això depenia la seva subsistència. Les poblacions humanes no només vivien en un territori, sinó del territori que habitaven. L'explotació a gran escala dels combustibles fòssils va superar la necessitat d'un territori funcional. El deteriorament ambiental que ha comportat l'abandonament de l'ús integrat del territori ens urgeix a plantejar-nos recuperar l'eficiència territorial en un context social, econòmic i ambiental molt diferent.

L'ordenació dels espais oberts a Catalunya ha passat per successives etapes on s'han considerat diversos elements del paisatge. La definició d'un sistema d'espais naturals aïllats, representa un primer estadi que pretenia protegir determinades espècies o ecosistemes. Posteriorment, es començà a proposar una interconnexió entre aquests espais per a mantenir els processos ecològics en un medi cada cop més artificialitzat, i això va conduir a considerar elements connectors en una xarxa d'espais protegits. Però, són suficients aquests elements per tal d'assegurar el funcionament ecològic del territori? És evident que cal considerar un tercer element cada cop més dominant en el paisatge: la *matriu* d'espais oberts no protegits.

L'ecologia del paisatge ha posat en evidència la necessitat de gestionar l'espai i els recursos d'una forma integral, per a mantenir els processos ecològics i garantir els balanços del metabolisme social. Considerar la matriu d'espais oberts, juntament amb la xarxa d'espais protegits és un pas necessari i un

repte important, perquè implica la incorporació dels criteris de sostenibilitat en totes les polítiques sectorials. En efecte, un territori es gestiona de forma eficient quan el model d'aprofitament econòmic aconseguix satisfer les necessitats humanes sense malmetre l'estat ecològic dels seus paisatges.

Des d'aquesta concepció sistèmica del territori s'ha fet una proposta d'espais oberts a la regió metropolitana de Barcelona. L'aproximació paramètrica al model de *mosaic territorial* (tessel·les, corredors, matriu), permet la seva aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica. Les anàlisis de verificació indiquen que l'estructura jeràrquica, modular i complexa de la metodologia té un efecte homeostàtic en l'índex d'aptitud territorial (*IAT*), el que permet un marge d'error acceptable en quant als criteris i paràmetres utilitzats. Es demostra la importància de la *matriu* en el funcionament ecològic del territori, respecte a criteris clàssics de protecció d'espais discrets, fins i tot connectats en *xarxa*. En conseqüència, cal integrar els assentaments humans en l'estructura funcional del paisatge, repte que requereix un nou model conceptual, eines d'anàlisi apropiades i un enfocament transdisciplinar.

L'aplicació del model

Catalunya és un dels països europeus que ha generat major nombre d'estudis sobre *funcionalitat territorial*. La incorporació d'aquest contingent de treballs en plans i programes ha donat resultats interessants però desiguals en el planejament i la normativa, tant territorial com sectorial, sobretot per la manca d'un marc regulador que els donés coherència i a la insuficient coordinació administrativa. Les principals limitacions dels mètodes desenvolupats fins ara en relació al tractament sistèmic del territori són: no oferir una valoració homogènia de la matriu territorial; no permetre estimar els efectes de diferents escenaris; no tenir en compte els impactes acumulatius. En conseqüència, han resultat poc útils per a l'avaluació ambiental estratègica i en els processos participatius.

En aquest context, el mètode paramètric proposat es fonamenta en l'aproximació sistèmica al territori que proporciona l'ecologia del paisatge. Es consideren dues mètriques complementàries: i) una valoració homogènia de la matriu territorial, segons l'estructura jeràrquica, modular i transparent d'índexs ecològics, que conflueix en l'avaluació d'*aptitud territorial (IAT)* de plans i programes; ii) una modelització de la connectivitat ecològica entre elements del paisatge, com avaluació de la *funcionalitat territorial (ICE)* de diverses alternatives o escenaris, que permet calcular els impactes acumulatius. S'exposen tres aplicacions a diferents escales i tipologies de planejament:

A escala regional, una avaluació de l'impacte potencial del planejament urbanístic vigent a la regió metropolitana de Barcelona, va permetre identificar sectors urbanitzables especialment problemàtics en relació als components físic, biològic i funcional del territori, i també les àrees més aptes (*IAT*) per establir assentaments urbans, segons la proposta d'ordenació dels espais oberts. L'anàlisi va constatar que certa proporció de sectors urbanitzables es troben en sòls molt poc o gens aptes per aquest ús. D'altra banda, s'identifica una superfície major de sòls aptes, amb planejament sense executar o sense planejament, fins i tot vinculats a la xarxa ferroviària actual o prevista.

A escala comarcal, una anàlisi de l'afectació territorial de diversos traçats del tren d'alta velocitat (TAV) en el Vallès Oriental, va demostrar que el traçat acordat entre el ministeri i les administracions locals (*solució centre*) tenia un impacte territorial sensiblement menor que el de l'estudi informatiu inicial (*solució base*), però que encara produïa excessius impactes irreversibles. Una nova proposta de traçat (*solució BR*), desenvolupada segons models verificats amb estudi de camp, permetia reduir aquests impactes considerablement. Per tant, el mètode (*ICE*) és molt sensible a la incorporació de mesures projectuals i constructives, i facilita la comunicació amb els planificadors i enginyers, com a usuaris finals.

A escala local, una proposta de restauració ecològica en el municipi de Montcada i Reixac, plantejava una sèrie d'actuacions concretes per a garantir la qualitat del paisatge, sense limitar el desenvolupament urbà i d'infraestructures. L'aposta del municipi era generosa ja que plantejava millores a escala local amb fortes repercussions a escala regional, garantint un llegat pel futur. La metodologia (*ICE*) permet modelitzar l'impacte de diferents actuacions dissenyades a nivell de projecte, sobre l'estructura del paisatge i el funcionament del territori, incorporant-hi els efectes acumulatius de diferents alternatives. Tanmateix, per a escales de detall, com ara la planificació urbanística municipal, el mètode és complementari, que no excloent, respecte els mètodes empírics tradicionals.

El treball clou amb unes directrius per a la planificació i avaluació ambiental estratègiques, processos que han d'avançar en paral·lel. S'agrupen en tres línies d'acció jerarquitzades i seqüencials: preventiva, correctiva i compensatòria. Les directrius, que es desenvolupen des d'una perspectiva ecològica, cal integrar-les amb altres camps de coneixement i actors decisius en la transformació del territori, per a fer una proposta d'ordenació completa dels espais oberts.

Epíleg

A l'origen, quan l'ésser humà alça la mirada i percep la complexitat del món, intenta comprendre-la de l'única forma possible, es a dir, abraçant-la en la seva totalitat⁵³⁵. Etimològicament "comprendre" ve de "comprimir", tanmateix, al reduir la complexitat que volem entendre a l'estudi de les seves parts, les propietats emergents del sistema es difuminen de forma similar a constrènyer aigua entre les mans. Per això, la nostra percepció del paisatge va ser, abans que res, expressada de forma holística mitjançant els

sentiments i l'art. Fins que la ciència no va ser capaç de tractar el concepte de paisatge, de concebre'l de forma sistèmica com un algoritme, no ens varem adonar de que, justament, és l'aspecte que percebem del territori, una representació de la realitat que ens envolta. La ciència no tracta del "per què" sinó del "com" i, encara que no en sabem les causes, la natura també pot expressar-se -a part de amb la pintura o la poesia, posem per cas- amb les matemàtiques. Neix, llavors, la mètrica del paisatge.

Territori i paisatge passen a ser conceptes correlatius: el territori un sistema, el paisatge un algoritme⁵³⁶. Coneixement construït sobre una matriu biofísica -i els processos que hi tenen lloc en ella- sense la qual estaríem parlant senzillament d'un món virtual, imaginari: les matemàtiques poden descriure formalment infinits universos, però nosaltres -en principi- només hi vivim en un. No obstant, a tot el que pot aspirar una aproximació matemàtica que pretengui descriure un sistema tan complex i multidimensional com és la matriu territorial, no deixa de ser l'equivalent a una humil representació pictòrica, traçada a grans traços. Però si l'elecció de la mètrica és l'adient, llavors pot aconseguir un efecte similar al d'una bona pintura impressionista: transmetre a l'observador una imatge sintètica, creïble, suggerent.

En l'actualitat, existeix una important corrent de pensament -amb pocs exemples pràctics- per a canviar la relació tendencial entre creixement urbanístic i matriu biofísica, que es fonamenta en el coneixement i la prudència. Aquest model proposa una estructura en xarxa de ciutats intermèdies, compactes i diverses, articulades amb un mosaic agroforestal coherent, mitjançant un procés quasi fractal que eviti la conurbació dispersa. Es tracta d'actuar en el territori lleument, sense prepotència. D'acord amb l'urbanista Ruben Pesci, resulta extremadament difícil pretendre governar la incertesa

⁵³⁵ WAGENSBERG, J. 1985. *Ideas sobre la complejidad del mundo*. Editorial Tusquets.

⁵³⁶ FOLCH, R. (coord.). 2003. *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona.

de la complexitat, per això proposa “adaptar-se a navegar amb levitat, com amb les tècniques que s'utilitzen en un veler”⁵³⁷. Per a aconseguir-ho, segurament, es necessiten “noves audàcies cap a una nova llibertat”.

⁵³⁷ PESCI, R. 2000. *Del Titanic al velero*. Editorial Ambiente & Fundación Centro de Estudios de Proyección Ambiental. La Plata, Argentina.

Referències

Referències

- ACEBILLO, J. & R. FOLCH (ed.). 2000. *Atlas Ambiental de l'Àrea de Barcelona. Balanç de recursos i problemes*. Editorial Ariel & Barcelona Regional.
- ADAM, J. 1996. *Cost-benefit analysis. The problem, not the solution*. *The ecologist*, 26 (1). 2-4.
- AGÈNCIA EUROPEA DEL MEDI AMBIENT. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report, 2. EEA, Copenhagen, Denmark.
- AGRESTI, A. 1984. *Analysis of ordinal categorical data*. John Wiley & Sons. New York.
- ALEXANDER, C. 2003. *The Nature of Order. An Essay in the Art of Building and the Nature of the Univers. I. The Phenomenon of life*. Center of Environmental Structure, Berkeley.
- ANDREARSEN J.K., O'NEILL, R.V., NOSS, R. & N.C. SLOSSER. 2001. *Considerations for a terrestrial index of ecological integrity*. *Ecological Indicators*, 1. 21-35.
- ANDRÉN, H. 1994. *Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review*. *Oikos*, 71. 355-366.
- ANDRÉS, P., BOSCH, R., GERMAIN, J., PINO, J., RIERA, P. & F. RODÀ. 2001. *Estudi de diagnosi i desenvolupament de l'Espai Agroforestal de Llevant*. CREAF - UAB. Informe inèdit.
- ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR. 1994. *Biological integrity versus biological diversity as policy directives*. *BioScience*, 44 (10). 690-697.
- ARGUS, G.W. & D.J. WHITE. 1982. *Atlas of Rare Vascular Plants of Ontario*. National Museum of Natural Sciences.
- ARONSON, J. & E. LE FLOC'H. 1996. *Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology*. *Restoration Ecology*, 4. 377-387.
- BAEZA, C. & J. COROMINAS. 2001. *Assessment of shallow landslide susceptibility by means of multivariate statistical techniques*. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26. 1251-1263.
- BARCELONA REGIONAL & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA. 2001. *Mapa d'usos del sòl de l'Àrea Metropolitana de Barcelona* 1:25.000.
- BARCELONA REGIONAL. 2002. *Proposta de traçat de la línia d'alta velocitat al Vallès Oriental (Montmeló-Montornés-Vilanova-La Roca)*. Consell Comarcal del Vallès Oriental. Informe inèdit.
- BARCELONA REGIONAL. 2005. *Propostes per garantir la connectivitat ecològica a l'àmbit de Montcada i Reixac*. Ajuntament de Montcada i Reixac. Informe inèdit.
- BARCELONA REGIONAL & CENTRE DE RECERCA I APLICACIONS FORESTALS. 2006. *Aproximació paramètrica al mosaic territorial de la regió metropolitana de Barcelona. Aplicació en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica*. Estudi per a la Comissió d'Ordenació Territorial Metropolitana i la Ponència Tècnica del Pla Territorial Metropolità. Informe inèdit.
- BAŠKYTĖ, R. 2003. *System of Protected Areas of Lithuania*. State Service for Protected Areas, Ministry of Environment.
- BEIER, P. & R.F. NOSS. 1998. *Do Habitat Corridors Provide Connectivity?* *Conservation Biology*, 12 (6). 1241-1252.
- BENDER, D.J., CONTRERAS, T.A. & L. FAHRIG. 1998. *Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect*. *Ecology*, 79. 517-533.
- BENNET, G. 1991. *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, The Netherlands.
- BENNETT, G. & R. WOLTERS. 1996. *A european ecological network*. NOWICKI, P. BENNETT, G. & D. MIDDLETON (eds.). *Perspectives in ecological networks*. ECNC. Arnhem, Holanda. 11-17.
- BENNET, G. 1998. *The Paneuropean Ecological Network. Questions and answers*. Council of Europe.
- BERTRAN, J. 1999. *L'Anella Verda: una proposta de planificació i gestió dels espais naturals de la Regió Metropolitana de Barcelona*. *Area Revista de debats territorials*, 6. 262-299.
- BELTRAN, J. 2000. *La ciutat i el medi natural*. DVA et al. *Parcs Naturals més enllà dels límits*, Generalitat de Catalunya, Departament de la Presidència. 170-185.
- BOLÒS, O. & J. VIGO. 1984. *Flora dels Països Catalans, 1*. Editorial Barcino.
- BOLÒS, M. 1992. *Manual de ciencia del paisaje; teoría, métodos y aplicaciones*. Masson, Barcelona.
- BONDE, J. & A. CHERP. 2000. *Quality review package for SEA of land-use plans*. IAPA 18, 99-110.
- BRANDT, J. 1995. *Ecological networks in Danish planning*. *Landschap*, 12 (3). 63-76.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979 (1951). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Editorial Blume.
- BROTONS, L., CAMPENY, R., PLANAS, V. & C. ROSELL. 2004. *Definició de la metodologia i assaig d'obtenció de mapes de connectivitat per als ocells forestals en el Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITXELL) de les comarques de Barcelona*. Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.
- BURRIEL, J.A., IBÁÑEZ, J.J. & X. PONS. 2005. *Cambios en los usos y las cubiertas del suelo en el ámbito metropolitano de Barcelona*. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 19. 35-39.
- BURROUGH, P.A. & R.A. McDONNELL, 1998. *Principles of geographical information systems*. Clarendon: Oxford, second edition.

- CARRERAS, J. & F. DIEGO (coor). 2006. *Cartografia dels hàbitats a Catalunya (1:50.000)*. Departament de Medi Ambient i Habitatge Generalitat de Catalunya. En línia: http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia
- CARRILLO, E., FERRÉ, A., GRANIER, G. & J.M. NINOT. 2003. *Evaluación del interés natural del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici a partir de la cartografia de hàbitats CORINE*. Acta Botanica Barcinonensia, 49. 357-374.
- CHETKIEWICZ, C.-L.B., CLAIR, C.C.S. & M.S. BOYCE. 2006. *Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37. 317-342.
- CLAVER, I. 1991. *Guía para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología*. Ministerio de Obras Públicas y Transportes.
- CLEMENTS, F. 1916. *Plant succession. An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Inst. Washington DC.
- CLEVENGER, A. P., WIERZCHOWSKI, J., CHRUCZ, B. & K. GUNSON. 2002. *GIS Generated Expert Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages*. Conservation Biology, 16, 2. 503-514.
- COLLINGE, S.K. 1996. *Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning*. Landscape and Urban Planning, 36. 59-77.
- COLVILLE, D. 1995. *Ecological landscape analysis using GIS*. DOMON, G. & J. FALARDEAU (eds.). *Landscape ecology in land use planning. Methods and practice*. Canadian Society for Landscape Ecology and Management. Polyscience Publications Inc. Morin Heights (Canada). 143-148.
- CONSELL D'EUROPA. 2000. *Lignes directrices générales pour la constitution du réseau écologique paneuropéen*. Sauvegarde de la nature, 107. Editions du Conseil d'Europe, Strasbourg.
- CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON P. & M. VAN DEN BELT. 1997. *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, 387 (15). 253-260.
- COROMINAS, J. & E.E. ALONSO. 1990. *Geomorphological effects of extreme floods (november 1982) in the Southern Pyrenees*. Hydrology in Mountainous Regions. IAHS, 194. 295-302.
- COROMINAS, J. (dir.), 1993. *Els riscos geològics a les comarques de muntanya de Catalunya*. Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya. Inèdit.
- CORRY, R. C. & J. I. NASSAUER. 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. Landscape and Urban Planning, 72: 265-280.
- COUNCIL OF EUROPE. 1996. *The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. A vision for Europe's Natural Heritage*. Amsterdam.
- CRAWLEY, M. (ed.). 1997. *Plant ecology*. Blackwell Science. Oxford.
- CREAF. 1992. *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Mètodes*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- CROOKS, K.R. & M. SANJAYAN (eds.). 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.
- CUSSÓ, X., GARRABOU, R., & E. TELLO. 2006. *Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-70: flows, energy balance and land use*. Ecological Economics, 58. 49-65.
- DAMSCHEIN, E. I., HADDAD, N.M., ORROCK, J.L., TEWKSBURY, J.J. & D.J. LEVEY. 2006. *Corridors increase plant species richness at large scale*. Science, 313. 1284-1286.
- DAZZINI, M. 2007. *Highways and Landscape Fragmentation in Northern Florida: A GIS-based Comparison of Landscapes in 1973, 1990, and 2000*. Master of Science. Virginia Polytechnic Institute and State University.
- DEPLAN. 2006. *Pla de connectivitat ecològica de la comarca del Gironès*. Consell Comarcal del Gironès i Diputació de Girona. Inèdit.
- DIAMOND, J.D. 1975. *The island dilemma. Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves*. Biological Conservation, 7. 129-146.
- DIEGO, F., MARTÍN, J. & J. RIBAS. 1994. *Connexions biològiques entre els espais d'interès natural del Vallès. Criteris de conservació*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Inèdit.
- DONY, J.G. & I. DENHOLM. 1985. *Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites*. Journal of Applied Ecology, 22. 229-238.
- DUDA, R.O. & P.E. HART. 1973. *Pattern classification and scene analysis*. John Wiley & Sons. New York.
- ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & S. HERRANDO. (eds.). 2004. *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia. Lynx Edicions.
- ESTY, D. & P.K. CORNELIUS. 2002. *Environmental Performance Measurement*. The Global Report 2001-2002. World Economic Forum.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2006. *Urban sprawl in Europe - The ignored challenge*. Informe 10/2006. EEA. Copenhagen. En línia: <http://reports.eea.europa.eu>
- FABOS, J. GY., GREENE, C. M. & S. A. JOYNER. 1978. *The Metland Landscape Planning Process: Composite Landscape Assessment, Alternative Plan Formulation, and Plan Evaluation*. Massachusetts Agricultural Experiment Station, University of Massachusetts, Amherst.
- FAHRIG, L. & G. MERRIAM. 1994. *Conservation of fragmented populations*. Conservation Biology, 8. 50-59.
- FAHRIG, L. 2002. *Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis*. Ecological Applications, 12. 346-353

- FAHRIG, L. 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34. 487-515.
- FARINA, A. 1998. *Principles and methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. Londres.
- FERRÉ, A., CARRERAS, J., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. *Assessing the natural interest of the landscape of Andorra, a mountain country under contrasting change of land use*. Acta Botanica Gallica 152 (4). 443-455.
- FISCHER J. & D.B. LINDENMAYER. 2006. *Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes*. Oikos, 112. 473-480.
- FISCHER, J. & D.B. LINDENMAYER. 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. Global ecology and biogeography, 16. 265-280
- FOLCH, R. 1981. La vegetació dels Països Catalans. Ketres Editora.
- FOLCH, R. (ed.). 1988. *Natura ús o abús?. Llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans*. 2ª Ed. Barcino. Barcelona.
- FOLCH, R. (coord.). 2003. *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona.
- FOLCH, R. 2004. *La planificació metropolitana concurrent*. Col·lecció Prospectiva. Pla Estratègic Metropolità de Barcelona.
- FOLCH, R. & J. MARULL (dir.). 2004. *L'Índex de Vulnerabilitat de la matriu Territorial (IVT₂): Desenvolupament conceptual i cartogràfic per a Catalunya*. Departament de Política Territorial i Obres Públiques i Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.
- FONTDEVILA, A. & A. MOYA. 2003. *Evolució: origen, adaptació y divergencia de las especies*. Editorial Síntesis.
- FORMAN, R.T.T. & M. GORDON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- FORMAN, R.T.T. 1990. *Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration*. FORMAN, R.T.T. & I.S ZONNEVELD (eds.). *Changing Landscapes, an ecological perspective*. Springer-Verlag.
- FORMAN, R.T.T. 1995a. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- FORMAN, R.T.T. 1995b. *Some general principles of landscape and regional ecology*. Landscape Ecology, 10: 133-142.
- FORMAN, R.T.T. & S.K. COLLINGE. 1996. *The "spatial solution" to conserving biodiversity in landscapes and regions*. DEGRAAF, R.M. & R.I. MILLER (eds.). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman and Hall. 537-568.
- FORMAN, R.T.T. & L.E. ALEXANDER. 1998. *Roads and their major ecological effects*. Annual Review of Ecology and Systematics, 29. 207-231.
- FORMAN, R.T.T. 2000. *Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States*. Conservation Biology, 14. 31-35.
- FORMAN, R.T.T. 2004. *Mosaico territorial para la región de Barcelona*. Barcelona Regional. Editorial Gustavo Gili.
- FRANKLIN, J.F. 1993. *Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?*. Ecological Applications, 3 (2). 202-205.
- GARDNER, R.H. & R.V. O'NEILL. 1990. *Pattern, Process and Predictability: Neutral Models for Landscape Analysis*. M.G. TURNER & R.H. GARDNER (eds.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer. New York. 289-308.
- GEHLBACH, F.R. 1975. *Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas*. Biological Conservation, 8. 79-88.
- GELL-MANN, M. 1995. *El quark y el jaguar: aventuras de lo simple y lo complejo*. Editorial Tusquets.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. 1996. *La ley de la entropía y el proceso económico*. Fundación Argentaria.
- GIGON, A. 1983. *Typology and principles of ecological stability and instability*. Mountain Research and Development, 3. 95-102.
- GOLDSMITH, F.B. 1987. *Selection procedures for forest Nature Reserves in Nova Scotia, Canada*. Biological Conservation, 41. 185-201.
- GÓMEZ OREA, D. 1999. *Evaluación del impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental*. Editorial Agrícola Española - Mundi Prensa.
- GONZÁLEZ-BERNÁLDEZ, F. 1981. *Ecología y paisaje*. Editorial Blume.
- GROOM, M.J., MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL. 2006. *Principles of Conservation Biology*. Tercera edició. Sinauer, Sunderland.
- GROVE, A.T. & O. RACKHAM. 2001. *The nature of Mediterranean Europe: An ecological history*. New Haven, CT: Yale University Press.
- GUIRADO, M. 2002. *Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular*. Universitat Autònoma de Barcelona.
- GUSTAFSON, E. J. 1998. *Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?* Ecosystems, 1. 143-156.
- HADDAD, N.M., ROSENBERG, D.K. & B.R. NOON. 2000. *On experimentation and the study of corridors. Response to Beier and Noos*. Conservation Biology, 14. 1543-1545.
- HADDAD, N.M., BOWNE, D.R., CUNNINGHAM, A., DANIELSON, B.J., LEVEY, D.J., SARGENT, S. & T. SPIRA. 2003. *Corridor use by diverse taxa*. Ecology, 84 (3). 609-615.
- HANSKI, I.A. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.
- HARRIS, L.D. 1988. *Edge effects and conservation of biotic diversity*. Conservation Biology, 2. 330-332.

- HERRERO, N. 2004. Ponència presentada al "VI Congreso Geológico de España", Zaragoza.
- HILL, M.O. 1973. *Diversity and evenness: an unifying notation and its consequences*. Ecology, 54. 427-432.
- HOBBS, R.J. 1992. *The role of corridors in conservation: solution or bandwagon?* Trends in Ecology and Evolution, 7. 389-392.
- HOBBS, R.J. & A.M. WILSON. 1998. *Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives*. DOVER & BUNCE (eds.), Key Concepts in Landscape Ecology. Preston, UK. 265-279.
- HOLSINGER, K.W. 1995. *Population biology for policy makers. Bioscience, Supplement Science and Biodiversity Policy*. 10-17.
- HUDGENS, B.R. & N.M. HADDAD. 2003. *Predicting Which Species Will Benefit from Corridors in Fragmented Landscapes from Population Growth Models*. The American Naturalist, 161. 808-820.
- HSUEN-CHUN, Y. 1988. *A composite method for estimate annual actual evapotranspiration*. Hydrological Science Journal, 33. 345-356.
- INSTITUCIÓ CATALANA D'HISTÒRIA NATURAL. 1999. *Estudis previs de l'estratègia catalana per a la conservació i l'ús sostenible de la diversitat biològica*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- IUCN, PNUMA & WWF. 1992. *Cuidem la Terra. Una estratègia per a viure de manera sostenible*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- JAEGGER, J. 2000. *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation*. Landscape ecology, 15. 115-130.
- JIANG, H. & R. EASTMAN. 2000. *Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS*, International Journal of Geographical Information Science, 14: 173-184.
- JONGMANN, R.H.G. 1995. *Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks*. Landscape and Urban Planning, 32. 169-183.
- JONGMAN, R.H.G. & G. PUNGETTI (eds.). 2004. *Ecological Networks and Greenways: Concept, design, implementation*. Cambridge University Press.
- JORGENSON, S.E. 1997. *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- JUSTUS, J. & S. SARKAR. 2002. *The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history*. Journal of Bioscience, 27. 421-435.
- KAULE, G. 1997. *Principles for Mitigation of habitat Fragmentation*. CANTERS (ed.) *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering, 17-21. Maastricht and The Hague, The Netherlands.
- KIESTER A.R., SCOTT M.J., CSUTI B., NOSS R.F., BUTTERFIELD B., SAHR K. & D. WHITE. 1996. *Conservation prioritization using GAP data*. Conservation Biology. 10 (5). 1332-1342.
- KNUFER, J.A. 1995. *Landscape ecology and biogeography*. Progress in Physical Geography, 19 (1). 18-34.
- KREBS, C.J. 2001. Ecology (5^a ed.), Benjamin Cummings, CA.
- KUBES, J. 1996. *Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the "territorial system of ecological stability"*. Landscape and Urban Planning 35. 231-240.
- LAJEUNESSE, D., DOMON, G., DRAPEAU, P., COGLIASTRO, A & A. BOUCHARD. 1995. *Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas*. Environmental Management, 19 (4). 481-495.
- LARSSON, T.B. & J.A. ESTEBAN. 1999. *Cost-effective indicators to assess biological diversity*. Framework of the Convention on Biological Diversity.
- LAWTON, J.H., PRENDERGAST, J.R. & B.C. EVERSHAM. 1994. *The numbers and spatial distributions of species: analyses of British data*. Systematics and Conservation Evaluation, 50. 111-195. Clarendon Press.
- LEVINS, R. 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Entomological Society of America, 15. 237-240.
- LI, H. & J. WU. 2004. *Use and misuse of landscape indices*. Landscape Ecology, 19. 389-399.
- LIDICKER, W.Z.J. & J.A. PETERSON. 1999. *Responses of small mammals to habitat edges*. BARRETT, G.W. & J.D. PELES (eds.). *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer-Verlag. 211-227.
- LINDENMAYER, D.B., FISCHER, J. & R.B. CUNNINGHAM. 2005. *Native vegetation cover thresholds associated with species responses*. Biological Conservation, 124. 311-316.
- LINDENMAYER, D.B. & J. FISCHER. 2007. *Tackling the habitat fragmentation pantheon*. Trends in Ecology and Evolution, 22.127-132.
- LUGERI, N., AMADEI, M., BAGNAIA, R., DRAGAN, M., FERNETTI, M., LAURETI, L., LAVIERI, D., LUGERI, F.R., NISIO, S. & G. ORIOLO. 2000. *Environmental quality and territorial vulnerability assessment through the GIS of Landscape Units of Italy: the experience of the Map of Nature project*. En línia: <http://gis.esri.com/library/userconf/index.html>
- MADER, J.H. 1984. *Animal Habitat Isolation by Roads and Agricultural Fields*. Biological Conservation, 29. 81-96.
- MADDOX, J. 1999. *Lo que queda por descubrir. Una incursión por los problemas aún no resueltos por la ciencia, desde el origen de la vida hasta el futuro de la humanidad*. Editorial Debate.
- MALLARACH, J.M. 1990. *La vialitat de la muntanya: un fenomen ambigu*. Espais, 25. 32-39.
- MALLARACH, J.M. 1993. *Estudi de diagnosi i aplicació al Pla d'Espais*

d'Interès Natural de Catalunya de les experiències sobre corredors biològics als Estats Units d'Amèrica. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Direcció General de Patrimoni Natural.

MALLARACH, J.M. 1996. *La gestió del patrimoni geològic. El cas de la garrotxa.* Revista de Girona, 174. 91-93.

MALLARACH, J.M. 1999. *Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural.* Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

MALLARACH, J.M. 2000. *Importància dels connectors ecològics a l'àmbit metropolità de Barcelona.* Notes: Les ciutats emergents, 14: 41-56. Centre d'Estudis Molletans, Mollet del Vallès.

MALLARACH, J.M. (ed.). 2000. *Primeres jornades d'avaluació d'impacte ambiental del planejament urbanístic i territorial de Catalunya.* Universitat de Girona.

MALLARACH, J.M. (ed.). 2002. *Segones jornades d'avaluació d'impacte ambiental del planejament urbanístic i territorial de Catalunya.* Universitat de Girona.

MALLARACH, J.M. (ed.). 2003. *La introducció de l'avaluació ambiental estratègica en l'ordenació territorial.* Segones Jornades d'Avaluació d'Impacte Ambiental del Planejament Urbanístic i Territorial. Col·lecció Diversitas. Universitat de Girona.

MALLARACH, J.M. & J. GERMAIN. 2004. A propòsit de la primera avaluació del sistema d'espais naturals protegits a Catalunya (2000-2004). Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 155-165.

MALLARACH, J.M. 2006. *La incorporació del paisatge en el planejament urbanístic i la ordenació territorial de Catalunya.* MATA, R. & A. TARROJA (eds.). *El paisatge y la gestión del territorio: criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo.* Diputació de Barcelona.

MALLARACH, J.M. & J. MARULL. 2006. *La conectividad ecológica en la planificación y la evaluación estratégica: aplicaciones en el área metropolitana de Barcelona.* Ciudad y Territorio Estudios territoriales, 38 (147). 41-59.

MALLARACH, J.M. & J. MARULL. 2006. *Impact assessment of ecological connectivity at the regional level: recent developments in the Barcelona Metropolitan Area.* Impact Assessment and Project Appraisal, 24. 127-137.

MALLARACH, J.M., MARULL, J. & J. PINO. 2007. *Aportacions de l'Índex de Connectivitat Ecològica a la planificació territorial i l'avaluació ambiental estratègica, en el context de les recerques i les polítiques de connectivitat ecològica a Catalunya.* Documents d'Anàlisi Geogràfica. En premsa.

MALTHUS, T.R. 1798. *Un assaig sobre el principi de població* (ed. 1985). Edicions 62, Barcelona.

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. 1968. *Perspectives in Ecological Theory.* University of Chicago Press.

MARGALEF, R. 1977. *Ecología.* Editorial Omega.

MARGALEF, R. 1980. *La biosfera, entre la termodinámica y el juego.* Editorial Omega.

MARGALEF, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos.* Publicacions de la Universitat de Barcelona.

MARGALEF, R. 1997. *Our Biosphere.* O. KINNE (ed.). Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.

MARGALEF, R. 2003. *Acceptació de la medalla d'or de la Generalitat (7.10.2003).* Generalitat de Catalunya.

MARGULES, C. & M.B. USHER. 1981. *Criteria used in assessing wildlife conservation potential. A review.* Biological Conservation, 4. 79-109.

MARKANDA, A & J. RICHARDSON (eds.). 1992. *The Earthscan Reader in Environmental Economics.* Earthscan Publications Ltd.

MARTINEZ ALIER, J. & SCHLÜPMANN, K. 1991. *La ecología y la economía.* Fondo de Cultura Económica, México.

MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2002. *La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona.* Ecosistemas, 11 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

MARULL, J. 2003. *La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis.* FOLCH, R. (ed.). El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación. CUIIMP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 141-158.

MARULL, J. 2005. *Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica.* Ecosistemas, 14 (2). En línia: <http://www.revistaecosistemas.net>

MARULL, J. & J.M. MALLARACH. 2005. *A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area.* Landscape and Urban Planning, 71. 243-262.

MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M.J., LLINÀS, J., RODÀ, F., CARRILLO, E. & J.M. NINOT. 2005. Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. 115-138.

MARULL, J., PINO, J., TELLO, E. & J.M. MALLARACH. 2006. *Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): relaciones con el uso sostenible del territorio.* Áreas. Revista Internacional de Ciencias Sociales, 25. 105-126

MARULL, J., PINO, J., MALLARACH, J. M. & M.J. CORDOBILLA. 2007. *A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas,* Landscape and Urban Planning, 81. 200-212.

MARTÍ, M., MASCARÓ, J. & T. PASTER (ed.). 2003. *El sistema d'espais lliures en l'articulació d'àrees metropolitanes.* Actes del III simposi internacional sobre espais naturals i rurals en àrees metropolitanes i periurbanes. Consorci del Parc de Collserola, Barcelona.

- MAY, R.M. 1989. *Ecological Concepts*. Blackwell, Oxford.
- MAYOR, X. & G.TERRADAS. 1999. *Directrius estratègiques per al manteniment de les connexions entre espais protegits*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. Inèdit.
- MAYOR, X. 2001. *Anàlisi i categorització dels elements fragmentadors del teixit urbà i dels eixos viaris sobre la connectivitat ecològica*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Inèdit.
- MARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & S.G. STAFFORD. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York.
- MCGARIGAL, K. & B.J. MARKS. 1995. *FRAGSTATS. Spatial analysis program for quantifying landscape structure*. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station.
- MCHARG, I. 1969. *Proyectar con la Naturaleza* (ed. 2000). Editorial Gustavo Gili.
- MCINTOSH, R.P. 1999. *The succession of succession: a lexical chronology*. Bulletin of the Ecological Society of America 80. 256-265.
- MEFFE G.K. & C.R. CARROLL. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.
- MILLS, L. S. 1995. *Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants*. Conservation Biology, 9. 395-402.
- MONÉS, M. A. & J. M. CARRERA. 2003. *La Barcelona Metropolitana els propers vint anys*. Prospectiva de treball, demografia i habitatge, Gabinet Tècnic de Programació de l'Ajuntament de Barcelona.
- MONMONIER, M. 1996. *How to lie with maps*. The University of Chicago Press.
- MÚGICA, M. 1994. *Modelos de demanda paisajística y uso recreativo de los espacios naturales*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid.
- MÚGICA, M. & J.V. DE LUCIO, 1996. *The role of on-site experience on landscape preferences: a case study at Doñana National Park. Spain*. Journal of Environmental Management, 47: 229-239.
- MÚGICA, M., DE LUCIO, J.V., MARTÍNEZ, C, SASTRE, P., ATAURI-MEZQUIDA, J.A. & C. MONTES. 2002. *Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- MUNNÉ, A., SOLÀ, C. & N. PRAT. 1998. *QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera*. Tecnología del Agua, 175. 20-37.
- NASSAUER, J.I. 1999. *Culture as a means of experimentation and action*. WEINS, J.A. & M.R. MOSS (eds.). *Issues in Landscape Ecology*. International Association for Landscape Ecology, Faculty of Environmental Sciences, University of Guelph, Ontario, Canada. 129-133.
- NAVEH, Z. & A.S. LIEBERMAN. 1984. *Landscape Ecology: Theory and application*. Springer-Verlag, New York, USA.
- NINYEROLA, M., PONS, X. & J.M. ROURE. 2000. *A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques*. International Journal of Climatology, 20. 1823-1841.
- NOGUÉ, J. 1984. *Geografia humanista i paisatge. Una lectura humanista del paisatge de la Garrotxa a través de la literatura i de cinc grups d'experiència ambiental*. Tesis doctoral. Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona.
- NORTON, B. G. (ed.). 1986. *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*. Princeton University Press.
- NOSS, R.F. 1987. *Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox*. Conservation biology, 1. 159-164.
- NOSS, R.F. & A.Y. COPERRIDER. 1994. *Saving nature's legacy: Protecting and restoring biodiversity*. Washington: Island Press.
- NOWICKI, P., BENNET, G., MIDDLETON, D., RIENTJES, S. & R. WOLTERS (eds.). 1996. *Perspectives on ecological networks*. Man & Nature, 1. European Center for Nature Conservation. Arnhem, the Netherlands.
- ODUM, E.P. 1969. *The strategy of ecosystem development*. Science, 164. 262-270
- O'NEIL, R.V., GARDNER, R.H. & M.G. TURNER. 1992. *A hierarchical neutral model for landscape analysis*. Landscape Ecology, 7 (1). 55-61.
- O'NEIL, R.V., RIITERS, K.H., WICKHAM, J.D. & K.B. JONES. 1999. *Landscape pattern metrics and regional assessment*. Ecosystem Health, 5. 225-233.
- ONU. 1992. *Guia de l'Agenda 21. L'Aliança Global pel Medi Ambient i el Desenvolupament*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- OPDAM, P., FOPPEN, R. & C. VOS. 2001. *Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology*. Landscape Ecology, 16. 767-779.
- OVERBYE, D. 2000. *Las pasiones de Einstein. La vida íntima de un génio*. Editorial Lumen
- PAÛL, V. & M. TONTS. 2005. *Containing Urban Sprawl: Trends in Land Use and Spatial Planning in the Metropolitan Region of Barcelona*. Journal of Environmental Planning and Management, 48: 7-35.
- PENROSE, R. 1991. *La nueva mente del emperador*. Editorial Mondadori.
- PESCI, R. 1999. *La ciudad de la urbanidad*. Fundación Centro de Estudios de Proyección Ambiental. La Plata, Argentina.
- PESCI, R. 2000. *Del Titanic al velero*. Editorial Ambiente & Fundación Centro de Estudios de Proyección Ambiental. La Plata, Argentina.
- PICKKETT, S.T.A., OSTFELD, R.S., SHACHAK, M. & G.E. LIKENS, (eds.). 1997.

The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, ecosystem, and Biodiversity. Chapman & Hall. New York.

PICKETT, S.T., PARKER, V.T. & FIEDLER, P.L. 1992. *The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level.* FIEDLER, P.L. & S.K. JAIN (eds.). *Conservation Biology.* Cambridge. The Society of Conservation Biology. Blackwell Science Inc.

PIELOU, E.C. 1997. *Mathematical Ecology.* New York. John Wiley & Sons.

PIMM, S.L. 1984. *The complexity and stability of ecosystems.* Nature, 307. 321-326.

PINEDA, F.D. & J. MONTALVO. 1995. *Biological diversity in dehesa systems.* GILMOUR, D. (ed.), *Biological diversity outside protected areas. Overview of traditional agroecosystems.* IUCN, Forest Conservation Program. 107-122.

PINO, J. & F. RODÀ. 1999. *L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació.* Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural 67. 5-20.

PINO, J. & F. RODÀ. 2000. *Elements de diagnosi i propostes per a l'avanç de pla de la connexió Sant Llorenç-Montseny.* Àrea d'Espais Naturals, Diputació de Barcelona. Inèdit.

PINO, J., RODÀ, F., RIBAS, J. & X. PONS. 2000. *Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks.* Landscape and Urban Planning 49. 35-48.

PINO, J., COMER, K.C., RODÀ, F., GUIRADO, M. & J. RIBAS. 2004. *Riquesa d'espècies i interès per a la conservació dels ocells a l'àrea metropolitana de Barcelona: relacions amb la xarxa actual d'espais protegits.* Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 71. 141-153.

PINO, J. & F. RODÀ. 2005. *Combinació de la geomorfologia i l'estructura del paisatge vegetal considerant diversos mètodes i escales.* Sistema Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures de la Província de Barcelona (SITXELL). Àrea d'Espais Naturals. Diputació de Barcelona. Inèdit.

PIÑOL, J. 1990. *Hidrologia i biogeoquímica de conques forestades de les muntanyes de Prades.* Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.

PLA, E. 2002. *Modelització de la dinàmica de combustible en ecosistemes arbustius mediterranis.* Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

PLEGUEZUELOS, J.M., MÁRQUEZ, R. & M. LIZANA. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Asociación Herpetológica Española.

PLOEG, S.W.F. & L. VLIJM. 1978. *Ecological evaluation, nature conservation and land use planning, with particular reference to methods used in the Netherlands.* Biological Conservation, 14. 197-221.

PONS, X. 1996. *Els sistemes d'informació geogràfica: la nova carta.* Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 64. 37-52.

PONS, X. 2002. *MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció.* Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAF. Bellaterra.

PRESTON, F.W. 1962. *The canonical distribution of commonness and rarity.* Ecology, 43. 185-215.

PRIGOGINE, I. & I. STENGERS. 1984. *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature.* Bantam, New York.

PRIGOGINE, I. 1997. *El fin de las certidumbres.* Editorial Taurus.

QUERALT, R. 1982. *La calidad de las aguas de los ríos.* Tecnología del Agua, 4. 49-57.

RABINOBITZ, D. 1981. *Seven forms of rarity.* SYNGE (ed.). *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation.* John Wiley & Sons.

RAMOS A., RAMOS C. & M. LARANJEIRA. 2000. *A Reserva Ecológica Nacional (REN): Sua importancia para o ambiente e o ordenamiento do território.* Finisterra, XXXV, 70. 7-40.

RATCLIFFE, D. A. 1971. *Criteria for the selection of nature reserves.* Advances of Science, 27. 294-296.

RAUNKJAER, C. 1937. *Plant life forms.* Clarendon. Oxford.

RAWLINGS, J.O, PANTULA, S.G. & D.A. DICKEY. 1998. *Applied regression analysis: A research tool.* Springer, New York.

REES, W. & M. WACKERNAGEL. 1996. *Our Ecological Footprint.* The New Catalyst, Bioregional series, Canada.

RICKETTS, T.H. 2001. *The matrix matters.* The American Naturalist, 158. 87-99.

RIITERS, K., O'NEILL, R.V., HUNSACKER, C.T., WICKHAM, J. D., YANKEE, D. H., TIMMINS, S.P., JONES, K.B. & B.L. JACKSON. 1995. *A factor analysis of landscape pattern and structure metrics.* Landscape Ecology, 10. 23-39.

ROCAMORA, G. 1997. *Mediterranean forest, shrubland, and rocky habitats.* In: TUCKER G. & M.I. EVANS (eds.). *Habitats for Birds in Europe.* BirdLife International, Cambridge. 39-265.

RODÀ, F. & J. PINO. 1999. *Ecologia del paisatge: perspectives per a la conservació.* Parcs naturals, més enllà dels límits. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 34-47.

RODÀ, F. 2003. *La matriz del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales.* FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación.* Diputació de Barcelona. 43-55.

RODÀ, F., GUIRADO, M., PINO, J., ESPADALER, X., BERNAL, V., RIBAS, J. & C. BASNOU. 2005. *La fragmentació dels boscos de la plana del Vallès.* Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Fundació Abertis.

ROOME, N.J. 1984. *Evaluation in nature conservation decision-making.* Environmental Conservation, 11 (3). 247-252.

ROSELL, C. & J.M. VELASCO. 1999. *Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna.* Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

RUEDA, S. 2002. *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una*

visió de futur més sostenible. Agència Local d'Ecologia Urbana de Barcelona. Ajuntament de Barcelona.

SADLER, B. & R. VERHEEM. 1996. *Strategic Environmental Assessment - status, challenges and future directions*. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of The Netherlands, The Hague.

SAGAN, C. 1980. *Cosmos*. Editorial Planeta.

SÁEZ, L., ROSSELLÓ, J.A. & J. VIGO. 1998. *Catàleg d'espècies rares, endèmiques o amenaçades de Catalunya. I. Tàxons endèmics*. Acta Botanica Barcinonensia, 45. 309-321.

SÁEZ, L. & I. SORIANO. 2000. *Catàleg de plantes vasculares endèmiques, rares o amenaçades de Catalunya. II. Tàxons no endèmics en situació de risc*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 68. 35-50.

SANCHEZ, J. (dir.). 1995. *Cartografía del Potencial del Medio Natural: Gran Canaria*. Cabildo Insular de Gran Canaria.

SANTOS, T., TELLERÍA, J. L. & R. CARBONELL. 2002. *Bird conservation in fragmented mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation*. Biological Conservation, 105 (1). 113-125.

SAUNDERS, D., HOBBS, R.J. & C.R. MARGULES. 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. Conservation Biology, 5. 18-32.

SAURA, S. & L. PASCUAL-HORTAL. 2007. *A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study*. Landscape & Urban Planning, en premsa (DOI 10.1016/j.landurbplan.2007.03.05).

SCHRÖDINGER, E. 2006 (6 ed.). *Que es la vida?*. Metatemas. Editorial Tusquets.

SCHUMACHER, E.F. 1973. *Lo pequeño es hermoso*. Blume Ediciones.

SCHUMAKER, N.H. 1996. *Using landscape indices to predict habitat connectivity*. Ecology, 77. 1210-1225.

SCHWARTZ, M.W. 1999. *Choosing the appropriate scale of reserves for conservation*. Annual Review of Ecology and Systematics, 30. 83-108.

SCOTT, J.M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., D'ERCHIA, F., EDWARDS, T., ULLIMAN, J. & G. WRIGHT. 1993. *Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity*. Journal of Wildlife Management 57(1). Supplement, Wildlife Monographs, 123

SEPP, K., PALANG, H., MANDER, Ü & A. KAASIK. 1999. *Prospects for nature and landscape protection in Estonia*. Landscape and Urban Planning, 46: 161-167.

SHANE, O.C.III & M. KÜÇÜK. 1998. *The World's First City*. Archaeology, 51 (2). 43-47.

SIMBERLOFF, D. & J. COX. 1987. *Consequences and costs of conservation corridors*. Conservation biology, 1. 63-71.

SIMBERLOFF, D., FARR, J.A., COX, J. & D.W. MEHLMAN. 1992. *Movement corridors: Conservation bargains or poor investments?*. Conservation Biology, 6. 493-504.

SINDEN, J.A. & G.K. WINDSOR. 1981. *Estimating the value of wildlife for preservation: a comparison of approaches*. Journal of Environmental Management, 12. 111-125.

SMITH, P.G. & J.B. THEBERGE. 1986. *A review of criteria for evaluating natural areas*. Environmental Management, 10 (6). 715-736.

SOLER, B. 1997. *Estudi d'avaluació dels paràmetres medio-ambientals al Sector Pla de Rocamora/Masrampinyo -Montcada i Reixac-*. Naturgest. Àrea Metropolitana de Barcelona, Mancomunitat de municipis. Ajuntament de Montcada i Reixac. Informe inèdit.

SOULÉ, M.E. 1973. *The epistasis cycle: a theory of marginal population*. Annual Review of Ecology and Systematics, 4. 165-187.

STEINER, F., MCSHERRY, L. & J. COHEN. 2000. *Land Suitability Analysis for the Upper Gila River Watershed*. Landscape and Urban Planning 50: 199-214.

STOMS, D., McDONALD, J.M. & F.W. DAVIS. 2002. *Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves*. Environmental Management, 29. 545-558.

STRAHLER, A.N. 1952. *The dynamic basis of geomorphology*. Geological Society of America Bulletin, 63. 923-938.

TANS, W. 1974. *Priority ranking of biologic natural areas*. Michigan Botanist, 13. 31-39.

TELLO, E. 2004. *La petjada ecològica del metabolisme social: una proposta metodològica per analitzar el paisatge com a humanització del territori*. Manuscrits, 22.

TELLO, E., GARRABOU, R. & X. CUSSÓ. 2006. *Energy Balance and Land Use: The Making of and Agrarian Landscape from the Vantage Point of Social Metabolism (the Catalan Vallès county in 1860/70)*. Agnoletti, M. (ed.). *The Conservation of Cultural Landscapes*. CABI Pub., London/New York. 42-56.

TERRADAS, J. 1976. *Orientacions per a una gestió ecològica dels Països Catalans*. FOLCH, R. (ed.). *Natura, ús o abús? Llibre blanc de la gestió de la natura als Països Catalans*. Editorial Barcino. 439-448.

TERRADAS, J. 2001. *Ecologia urbana*. Editorial Rubes.

TERRADAS, J., 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Editorial Omega.

TERRADAS, J. 2006. *Biografía del mundo. Del origen de la vida al colapso ecológico*. Editorial Destino.

THOMPSON, C.M. & K. MCGARIGAL. 2002. *The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hubson River, New York (USA)*. Landscape Ecology, 17. 569-586.

- THORNWAITE, C.W. 1948. *An approach toward a rational classification of climate*. Geographical Review, 38. 55-94.
- TISCHENDORF, L. 2001. *Can landscape indices predict ecological processes consistently?*. Landscape Ecology, 16. 235-254.
- TRAGSA. 2003. *La ingeniería en los procesos de desertificación*. Ediciones Mundi-Prensa.
- TROMBULAK, S.C. & C.A. FRISSELL. 1999. *Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities*. Conservation Biology, 14 (1). 18-30.
- TUBBS, C.R. & J.W. BLACKWOOD. 1971. *Ecological evaluation for planning purposes*. Biological Conservation, 3. 169-172.
- TURNER, A.K. & R.L. SCHUSTER (eds). 1996. *Landslides. Investigation and mitigation*. Transportation Research Board Special Report, 247. National Academy Press. Washington D.C.
- TURNER, M.G. 1989. *Landscape Ecology: The effect of pattern on process*. Annual Review of Ecological System, 20. 171-197.
- TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., CONLEY, W., CONLEY, M.R. & H.C. HUMPHRIES. 1991. *Pattern and scale: Statistics for landscape ecology*. TURNER, M.G. & R.H. GARDNER (eds.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag.
- TURNER, M.G. 2005. *Landscape Ecology: what is the state of the science?*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 36. 319-344.
- ULIED, A. & J. JORBA, 2003. *La complejidad del territorio construido. En busca de nuevos modelos de simulación prospectiva*. FOLCH, R. (ed.). El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación. CUIIMP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 73-87.
- VALLADARES F. (ed.). 2004. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente.
- VIGO, J., CARRERAS, J. & A. FERRÉ. 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. En línia: <http://mediambient.gencat.net>
- VILA, J. & D. VARGAS (eds.). 2005. *Jornades sobre la futura llei de patrimoni natural-biodiversitat*. Col·lecció Diversitas. Universitat de Girona.
- VINK, A.P.A. 1983. *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, New York.
- VIRGÓS, E., TELLERÍA, J.L. & T. SANTOS. 2002. *A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain*. Biodiversity and Conservation, 11. 1063-1079.
- WAGENSBERG, J. 1985. *Ideas sobre la complejidad del mundo*. Editorial Tusquets.
- WALKER, L.R. & R. DEL MORAL. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press.
- WEIHER, E. & P. KEDDY (eds.). 1999. *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge University Press.
- WHITTAKER, R.H. 1972. *Evolution and measurement of species diversity*. Taxon, 21. 213-251.
- WIENS, J.A. & B.T. MILNE. 1989. *Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective*. Landscape Ecology, 3(2). 87-96.
- WILSON, E.O. & E.O. WILLIS 1975. *Applied biogeography*. M.L. CODY & J.M. DIAMOND (eds.). Ecology and Evolution of Communities. Cap 18. 522-534. Belknap Press. Cambridge.
- WILSON, E.O. 2001. *La diversidad de la vida*. Editorial Crítica.
- WISCHMEIER, W.H. & D.D. SMITH. 1978. *Predicting rainfall erosion losses*. USDA Agriculture Handbook, 537.
- WITH, K. A. & T.O. CRIST. 1995. *Critical thresholds in species response to landscape structure*. Ecology, 76 (8). 2446-2459.
- WITH, K.A. 1997. *The application of neutral landscape models in conservation biology*. Conservation Biology, 11 (5). 1069-1080.
- WITT, W.C. & N. HUNTLY. 2001. *Effects of isolation on red-backed voles (Clethrionomys gapperi) and deer mice (Peromyscus maniculatus) in a sage-steppe matrix*. Canadian Journal of Zoology 79(9).1597-1603.
- WU, J. & R. HOBBS. 2002. *Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis*. Landscape Ecology, 17. 355-365.
- YU, J. & F.S. DOBSON. 2000. *Seven forms of rarity in mammals*. Journal of Biogeography, 27 (1). 131-139.
- ZIPF, G. K. 1949. *Human Behavior and the principle of least effort*. Cambridge. Addison-Wesley Press.
- ZONNEVELD, S.J. 1979. *Land Evaluation and Landscape Science*. ITC Textbook of Photointerpretation, International Institute for Aerospace Survey and Earth Science, Enschede, 7.

El paisatge pot ser vist des d'una perspectiva històrica com l'expressió territorial del metabolisme que qualsevol societat manté amb els sistemes naturals que la sustenten. Un dels camins per a entendre "quan", "cóm" i "per què" la intervenció humana canvia la configuració de la matriu territorial, consisteix en analitzar els principals fluxos energètics, materials i d'informació que resulten de l'intercanvi metabòlic de l'economia amb el seu entorn ambiental, i en identificar els impactes ecològics que s'imprimeixen en el sistema. El territori és, per tant, una construcció socioecològica. En efecte, una part més o menys considerable del territori està integrada per l'espai ocupat, en el que s'aixequen edificacions i infraestructures, en tant que la major part del territori sol correspondre, encara avui, al concepte d'espai obert. La conciliació dels interesos de cadascún d'aquests dos usos es presenta com un tema de la major transcendència en territoris amb una forta presència humana. Condueix això a considerar la matriu territorial com un sistema complex adaptatiu, un model emergent que aporta nous criteris ecològics i eines matemàtiques d'anàlisi, que s'han demostrat útils en el planejament territorial i l'avaluació ambiental estratègica de plans urbanístics i d'infraestructures.

AUTORS

**Jordi Carreras
María José Cordobilla
Jordi Corominas
Josep Maria Mallarach
Joan Marull
Joan Pino
Ferran Rodà
Enric Tello
Andreu Ulied**