

## **4. EL PAISATGE FUNCIONAL I EL MOSAIC DELS ECOSISTEMES TERRESTRES**

JOAN PINO<sup>1</sup> i ROSÓ ISERN<sup>2</sup>

1. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) i Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia (BABVE). Universitat Autònoma de Barcelona.
2. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Universitat Autònoma de Barcelona.

#### 4.1. INTRODUCCIÓ

En pocs llocs com el delta del Llobregat es fa tan evident la necessitat de conèixer i gestionar el territori d'una manera global per tal de mantenir i potenciar els processos que s'estableixen dins i entre els ecosistemes. Des de l'ecologia del paisatge s'ha proposat, precisament, el seu ús com a escala de treball per a la comprensió i l'anàlisi global d'aquests processos. Així, el paisatge és concebut com una entitat funcional d'escala quilomètrica integrada per unitats diverses (els hàbitats o ecosistemes), els fluxos horitzontals (de materials, energia, organismes, etc.) que s'estableixen entre elles i els fluxos verticals que tenen lloc dins d'elles (Forman i Godron, 1986; Pino i Rodà, 1999; Turner, 2005).

Es considera que aquests fluxos que tenen lloc en el paisatge condicionen i alhora són condicionats per la seva estructura (Forman i Godron, 1986; Forman, 1995; Turner, 2005). S'han proposat un gran nombre de mesures per a descriure l'estructura del paisatge (McGarigal i Marks, 1995) que, sovint, depenen de quines unitats considerem (usos del sòl, tipus de vegetació, elements geomorfològics, etc.). En tot cas, però, l'estructura del paisatge pot ser descrita a partir de mesures —o mètriques— de composició i de configuració. Les primeres fan referència només a la importància dels diversos tipus d'unitats, com ara el percentatge de les cobertes del sòl que l'integren (boscos, conreus, àrees urbanes, etc.). Les segones, en canvi, mesuren la distribució espacial d'aquestes unitats (uniforme, agrupada, en unitats grans o petites, etc.), cosa que afecta diverses propietats del paisatge, com ara el grau de fragmentació, la mida de gra o la connectivitat. Cal, però, tenir en compte que els paisatges no solament canvien en l'espai sinó també en el temps. Les perturbacions naturals o antròpiques que afecten els diversos ecosistemes amb un determinat patró espacial i temporal sovint determinen un mosaic heterogeni d'una gran importància per a la conservació de la biodiversitat i els processos ecològics (Pino i Rodà, 1999; Turner, 2005).

Els deltes són paisatges especialment canviants. La dinàmica fluvial i marítima que porta a la seva gènesi és també responsable del seu gran dinamisme, constatable, per exemple, a partir de fonts històriques o de registres sedimentaris. Diversos treballs històrics il·lustren els canvis profunds que han tingut lloc al delta del Llobregat al llarg de la seva història, tant pel que fa a la morfologia dèltica com al seu paisatge vegetal (Codina, 1966; Campmany, 1998; Valverde, 1998). Aquests canvis s'han accelerat els darrers dos segles, primer amb la colonització agrícola, després amb el desenvolupament urbà i industrial i, finalment, amb la proliferació d'infraestructures de comunicació. Diferents estudis constaten la gran repercussió que aquests canvis han tingut en la conservació de la biodiversitat i dels processos ecosistèmics al delta del Llobregat (Pino *et al.*, 2006 i 2009; vegeu quadre a part), i en molts altres sistemes naturals del litoral i prelitoral de Catalunya (Vilà *et al.*, 2003; Domènec *et al.*, 2005; Guirado *et al.*, 2007; Pino *et al.*, 2011).

Amb aquestes premisses, el present treball pretén fer una aproximació quantitativa al paisatge del delta del Llobregat i als canvis que ha sofert en temps recents, a partir de la cartografia disponible. Alhora, també pretén interpretar els possibles efectes que han tingut —i que poden tenir en un futur— aquests canvis sobre la conservació del patrimoni natural i sobre el funcionament ecològic del Delta.

#### 4.2. LES DADES: CARTOGRAFIA HISTÒRICA I ACTUAL DEL PAISATGE VEGETAL

A causa de la seva proximitat a Barcelona, el seu interès de conservació i les tensions territorials que suporten, els sistemes naturals del delta del Llobregat han estat cartografiats reiteradament durant el darrer mig segle. El primer mapa conegut il·lustra *El paisaje vegetal barcelonés* de Bolòs (1962), un treball emblemàtic de la botànica catalana però encaminat

a descriure el paisatge vegetal de les comarques de Barcelona des d'un punt de vista eminentment fitocenològic i no pas cartogràfic. Potser per això el mapa és força esquemàtic i aixecat a una escala molt poc detallada (1:100.000). Els primers treballs cartogràfics pròpiament dits daten dels anys setanta i noranta del segle passat, dins el marc de projectes impulsats per la Unitat de Botànica de la Universitat de Barcelona, l'extinta Corporació Metropolitana de Barcelona (Camarasa *et al.*, 1979) i el Museu de Gavà (Soriano i Busquets, 1993). Es tracta de mapes realitzats a escala 1:25.000 a partir de la fotointerpretació de fotografies aèries i treball de camp, i el posterior traspàs dels polígons fotointerpretats a fons cartogràfics oficials (de l'IGN al primer cas, i de l'ICGC al segon).

Més recentment, la posada a punt de la tecnologia SIG i una prospecció de camp més detallada han permès una millora de la resolució cartogràfica, tant espacial com temàtica. Correspon a aquesta nova etapa el mapa dels hàbitats d'una gran part de l'hemidelta sud (entre el riu i l'estany de la Murtra), que es va fer servir a l'avaluació d'impacte ambiental (AIA) de l'ampliació de l'aeroport de Barcelona (Pino, 2000). Aquest mapa es va aixecar mitjançant fotointerpretació d'ortoimatges en color cedides per AENA a una escala 1:2.500 completada amb treball de camp, fent servir una llegenda d'hàbitats genèrics inspirats en la llegenda CORINE. Aquest mapa també va servir de base per al desenvolupament d'un nou mapa dels hàbitats del delta del Llobregat més recent i està a la totalitat de l'hemidelta sud. Es va obtenir a partir de la fotointerpretació a escala 1:2.500 d'imatges QuickBird de 2005 ortocorregides i georeferenciades, cedides per l'Ajuntament del Prat de Llobregat, i d'una feina de camp exhaustiva (vegeu el capítol 8 d'aquesta mateixa publicació).

La sèrie cartogràfica més coherent disponible per al delta del Llobregat són, però, les diverses edicions del *Mapa de cobertes del sòl de Catalunya* ([www.creaq.uab.cat/mcsc](http://www.creaq.uab.cat/mcsc)). Es tracta d'una sèrie cartogràfica de les cobertes

principals del sòl de Catalunya obtinguda exclusivament per fotointerpretació a una escala molt detallada (inferior a 1:5.000) sobre ortoimatges en color de l'ICGC. Malgrat la resolució espacial emprada, el nivell de detall temàtic és relativament baix. N'existeixen edicions per al delta del Llobregat per a les dates de 1993, 2000, 2005 i 2009, que han anat incrementant la seva resolució espacial i temàtica en paral·lel a l'augment del detall de les ortoimatges de l'ICGC. Tot i que això ha comportant una ampliació progressiva de la llegenda al llarg de les diverses edicions del mapa, aquestes són totalment comparables per a un nivell bàsic (anomenat nivell 2) de la llegenda. Recentment, aquesta sèrie de mapes s'ha completat amb el *Mapa de cobertes del sòl* de 1956 de la província de Barcelona (Álvarez *et al.*, 2011), aixecat fent servir la mateixa metodologia que l'MCSC. Aquest mapa s'ha obtingut per fotointerpretació d'ortoimatges generades a partir de l'anomenat «vol americà», vol fotogramètric de fotografies en blanc i negre fetes els anys 1956-1957 a una escala aproximada 1:30.000. Les ortoimatges han estat generades per la Diputació de Barcelona.

### 4.3. ANÀLISI QUANTITATIVA DELS CANVIS AL PAISATGE DEL DELTA

Aprofitant l'existència d'aquesta sèrie de mapes de cobertes del sòl s'ha dut a terme una primera anàlisi dels canvis en l'estructura, incloent-hi la composició i la configuració, i en les propietats funcionals del paisatge del delta del Llobregat els darrers cinquanta anys (figura 1). S'han seleccionat tres mapes representatius de tres èpoques ben diferents: 1956 (previ al desenvolupament industrial i turístic del Delta), 2000 (previ a l'execució de l'anomenat Pla Delta) i 2005 (posterior a l'execució del Pla Delta i el més recent disponible a l'inici del treball), tots tres amb un nivell 2 de la llegenda de l'MCSC (taula 1).

A partir d'aquests mapes s'ha avaluat la composició del paisatge del delta del Llobre-

gat al llarg dels darrers cinquanta anys, mitjançant el percentatge de cobertes del sòl genèriques obtingudes per agrupació de les seves categories inicials (taula 1) i d'una sèrie de mètriques bàsiques:

— Riquesa de cobertes. Correspon al nombre de cobertes diferents detectades al Delta per a cada data.

— Diversitat de cobertes calculada mitjançant l'índex de Shannon-Weaver, d'ús freqüent en ecologia per a mesures de diversitat d'espècies:

$$H = -\sum p_i \times \log_2(p_i),$$

on  $p_i$  correspon a la proporció (en superfície) d'una determinada categoria en el paisatge estudiat i  $\log_2(p_i)$  al logaritme en base 2 d'aquesta proporció. L'índex de Shannon s'ha calculat per a les categories de nivell 2.

— Equitabilitat de les cobertes. Mesura del grau d'equifreqüència de les diverses cobertes del sòl al Delta, calculada com:

$$E = H/H_{\max},$$

on  $H$  correspon a la diversitat de cobertes i  $H_{\max}$  a la diversitat màxima possible per a un nombre determinat, calculada com el logaritme en base 2 de la riquesa de cobertes.

Seguint una proposta recent (Pino *et al.*, 2009), també s'han reclassificat les cobertes inicials en una sèrie de categories de naturalitat (taula 1), que són una mesura directa de la capacitat dels hàbitats del paisatge per a acollir espècies pròpies i de resistència enfront de les invasions per espècies foranes o antropòfiles. La naturalitat mitjana del Delta s'ha obtingut llavors ponderant cada categoria de naturalitat per la seva freqüència relativa (proporció de la superfície total) al territori.

A més de les mesures de composició abans esmentades, s'han obtingut una sèrie de mètriques de configuració relacionades amb una de les propietats més importants del paisatge per a acollir organismes i processos: la fragmentació de les cobertes del sòl o hàbi-

tats. Definida en general com la divisió d'aquestes cobertes o hàbitats en porcions més petites (Forman, 1995), la fragmentació del paisatge és considerada una de les principals amenaces per a la conservació dels organismes i els hàbitats (Lindenmayer i Fischer, 2006; Fischer i Lindenmayer, 2007; Collinge, 2009). Es tracta, però, d'un conjunt de patrons i processos molt diversos i relacionats amb els canvis en el paisatge i que produeixen una àmplia gamma d'efectes a escales espacials molt diverses (Fahrig, 2003). La fragmentació va gairebé sempre acompanyada

TAULA 1. Categories del nivell 2 de l'MCS56\_B (1956) i de l'MCSC (2000 i 2005) i llur correspondència a les categories genèriques i les classes de naturalitat utilitzades en l'anàlisi de la composició.

<i>Categoria nivell 2 (MCSC)</i>	<i>Categoria genèrica</i>	<i>Naturalitat</i>
Vies de comunicació	Artificial	1
Zones d'extracció minera	Artificial	1
Zones urbanitzades	Artificial	1
Basses urbanes	Artificial	2
Canals i basses agrícoles	Agrícola	2
Platges	Forestal	2
Sòls nus urbans	Artificial	2
Zones esportives i lúdiques	Artificial	2
Conreus	Agrícola	3
Horta familiar	Agrícola	3
Plantacions de pollancre	Forestal	3
Sòls nus forestals	Forestal	3
Aigües continentals	Zones humides	4
Boscors clars (no de ribera)	Forestal	4
Boscors de ribera	Forestal	4
Boscors densos (no de ribera)	Forestal	4
Matollars	Forestal	4
Prats i herbassars	Forestal	4
Vegetació d'aiguamolls	Zones humides	4

d'una pèrdua d'hàbitat tant o més important que la fragmentació en si, d'una reducció del nombre i la mida dels fragments i del seu major aïllament. Tot això afecta negativament la qualitat de les tesselles o fragments d'hàbitat (per un increment de l'efecte marge) i en disminueix la connectivitat ecològica.

S'han proposat un gran nombre de mesures de fragmentació que recullen les diverses accepcions del terme (MARM, 2010). D'entre totes elles, s'han triat tres mesures bàsiques —per la seva rellevància i facilitat de càlcul— per a il·lustrar els canvis que ha patit el grau de fragmentació del paisatge del Delta els darrers cinquanta anys:

— Nombre total de polígons corresponents a usos no artificials. Els entenem com els usos no antròpics irreversibles, és a dir, tots aquells diferents dels urbans, i comercials i de les infraestructures de transport. Atès que el delta del Llobregat té una superfície concreta i que els hàbitats naturals i agrícoles s'hi troben en regressió, un augment del nombre de polígons només en pot indicar una progressiva fragmentació.

— Mida de gra del paisatge. Fa referència a la mida mitjana de les diverses clapes d'hàbitat. La mida és un indicador de la capacitat de les clapes d'hàbitat per a acollir individus i espècies (MacArthur i Wilson, 1967; Hanski, 1999). Com més grans són les tesselles d'hàbitat menor és el risc d'extinció que suporten les espècies, i això afecta positivament el nombre d'espècies que hi poden viure. D'altra banda, una clapa d'hàbitat gran és més heterogènia que una de petita, cosa que incrementa els microhàbitats disponibles per als diversos organismes. El càlcul de la mida de gra del paisatge es fa simplement fent la mitjana de la mida de les clapes d'hàbitats. S'han exclòs del càlcul, tanmateix, els hàbitats antròpics considerats irreversibles (vies de comunicació, zones urbanitzades) per la seva contribució gairebé nul·la al manteniment dels processos ecològics. També s'han exclòs del càlcul aquelles clapes amb menys d'un 25 % de la seva superfície a l'àmbit d'estudi.

— Mida efectiva de malla (*effective mesh size*). Jaeger (2000) va proposar diversos indicadors de fragmentació, entre els quals destaca la mida efectiva de malla ( $m_{eff}$ ). Aquest indicador mesura la probabilitat que dos organismes situats a l'atzar en algun punt del paisatge no estiguin separats per una infraestructura de transport o àrea urbana. S'expressa en ha o km<sup>2</sup> i es calcula a partir de la fórmula:

$$m_{eff} = A_t \times \Sigma(A_i/A_t)^2 = (1/A_t) \times \Sigma(A_i)^2$$

on  $A_i$  és l'àrea del polígon (o tessella d'hàbitat) i  $A_t = \Sigma A_i$ . Com al cas anterior, la fórmula s'aplica només als hàbitats naturals o seminaturals (incloent-hi els agrícoles) i, per tant, s'exclouen del càlcul les àrees urbanes i les infraestructures. És una mesura relativament senzilla i de propietats matemàtiques adequades per al seu ús en l'anàlisi i la planificació territorials. Ha estat utilitzada recentment, a Suïssa (Jaeger *et al.*, 2008) i a Alemanya (Jaeger *et al.*, 2007), entre altres territoris.

Finalment, també s'ha avaluat un atribut del paisatge més relacionat amb el seu funcionament que amb la seva estructura, tot i que determinat per aquesta: la connectivitat del paisatge. Aquesta és, probablement, la propietat clau de l'anomenat paisatge funcional, aquell que té a veure amb la conservació dels processos biològics, ecològics i ambientals en general a diverses escales, des dels organismes fins als biomes sencers. El concepte de connectivitat admet diverses accepcions (vegeu, per exemple, Lindenmayer i Fischer, 2006, i Calabrese i Fagan, 2004). Per a alguns autors, la connectivitat és un atribut del paisatge que resulta de la interacció de les cobertes del sòl amb els patrons de moviment dels organismes. D'altres proposen una perspectiva metapoblacional i suggereixen que la connectivitat és un atribut de les clapes d'hàbitat. A més, els diversos experts distingeixen freqüentment entre connectivitat estructural (o connectància) i funcional (o connectivitat pròpiament dita): la primera

està relacionada amb el patró del paisatge (distància entre clapes o tesselles, densitat i complexitat dels corredors, etc.); la segona depèn més de la capacitat dels organismes per a desplaçar-se a través del paisatge (Pino i Rodà, 1999).

La connectivitat dels hàbitats terrestres té una llarga història d'intents de modelització, també a casa nostra (vegeu Mallarach i Germain, 2006). En el cas del delta del Llobregat, hom ha optat per fer servir una concepció més aviat estructural (Calabrese i Fagan, 2004), relacionada amb el patró espacial dels hàbitats al paisatge, complementada, però, amb alguns elements funcionals estimats a partir de les poques dades disponibles. Aquesta concepció s'ha concretat en l'índex de connectivitat terrestre (ICT) desenvolupat per al Pla Territorial Sectorial de Connectivitat Ecològica de Catalunya (PTS-CEC), en curs de redacció per la Generalitat de Catalunya. L'ICT es pot calcular independentment per a una sèrie de tipus d'hàbitats rellevants per a la connectivitat i seleccionats prèviament, i després es pot obtenir un valor mitjà per a cada punt del territori a partir dels valors dels diversos hàbitats. Fa servir una perspectiva metapoblacional per a calcular la connectivitat per a cada punt del territori, en funció de la mida i la distància funcional de les diverses clapes de l'hàbitat «i» objecte de càlcul i dels hàbitats afins (vegeu l'annex per a una relació detallada del procés de càlcul).

L'ICT<sub>i</sub> expressa la disponibilitat funcional (en unitats de superfície) de cada hàbitat «i» al voltant de cada punt del territori (per a un radi fix de 2.500 m). Aquesta disponibilitat depèn de l'àrea de la clapa en què ens trobem i de l'efecte marge associat a àrees urbanes i infraestructures, que li resten poder connectiu com més properes es troben. També depèn del nombre de clapes dels diversos hàbitats que hi ha al voltant dins del *buffer* considerat (2.500 m), de la seva àrea equivalent (l'àrea multiplicada per l'afinitat) i de la distància de cost a la qual es troben. L'ICT<sub>i</sub> del delta del Llobregat i el seu àmbit d'in-

fluència s'ha calculat per a un seguit d'hàbitats *i* a les tres dates d'estudi. Atesa la complexitat del càlcul, s'ha fet servir el nivell 1F de l'MCS56\_B i de l'MCSC de 2000 i 2005, format per categories més genèriques que el nivell 2. S'han seleccionat llavors sis hàbitats (bosc, matolls, prats, roquissars i àrees nues, conreus, vegetació d'aiguamoll i ribera) per als quals s'ha calculat d'una manera independent l'ICT<sub>i</sub>, assignant valors específics d'impedància i afinitat a cada hàbitat (taules 1 i 2 de l'annex).

Seguint el procediment emprat al PTS-CEC, els índexs de cada hàbitat s'han calculat per a uns punts de mostreig distribuïts cada 250 m per al conjunt del Delta i del seu àmbit d'influència. Llavors s'ha obtingut el logaritme dels índexs per a cada hàbitat i s'han interpolat (per aproximació bilineal fent servir l'invers de la distància) els valors resultants per a tot el Delta amb un píxel de 5 m. S'ha obtingut finalment l'ICT general (ICT<sub>g</sub>) a partir de la mitjana dels índexs obtinguts per als sis hàbitats estudiats (ICT<sub>i</sub>) per a cada píxel de 5 m del territori. A manera de resum, s'han obtingut la mitjana ( $\pm$  SD) i el sumatori de l'ICT<sub>g</sub> per al conjunt del Delta.

#### 4.4. RESULTATS I DISCUSSIÓ

El paisatge del delta del Llobregat ha canviat d'una manera dramàtica al llarg dels darrers cinquanta anys (figura 1; taula 2). El Delta de finals de mitjan segle passat, amb més d'un 70% de conreus i menys d'un 10% d'usos artificials (sòl urbà, comercial i d'infraestructures), ha donat pas a un altre de finals del segle xx en què aquests dos usos han passat a tenir una importància molt similar. El procés no s'ha aturat els darrers anys, sinó que s'ha intensificat amb l'execució del Pla Delta. Així, a la primera dècada del segle XXI, les cobertes artificials han esdevingut, finalment, dominants al paisatge. Paradoxalment, aquesta artificialització coexisteix amb una certa recuperació de les zones humides entre els anys 1956 i 2000, per l'abandonament de

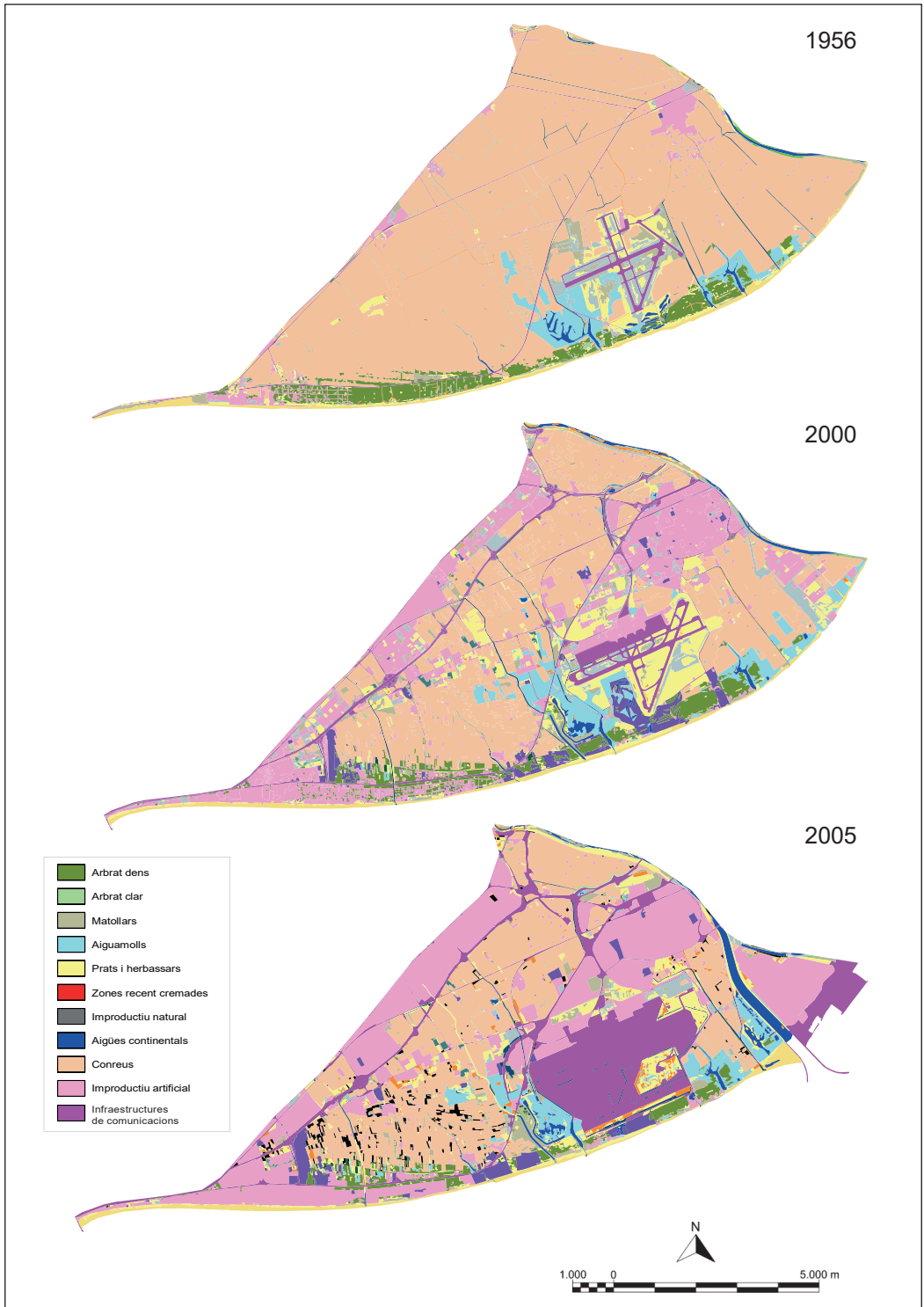


FIGURA 1. Canvis en les cobertes del sòl al llarg del període d'estudi. Font: MCS56\_B i MCSC2000 i 2005.

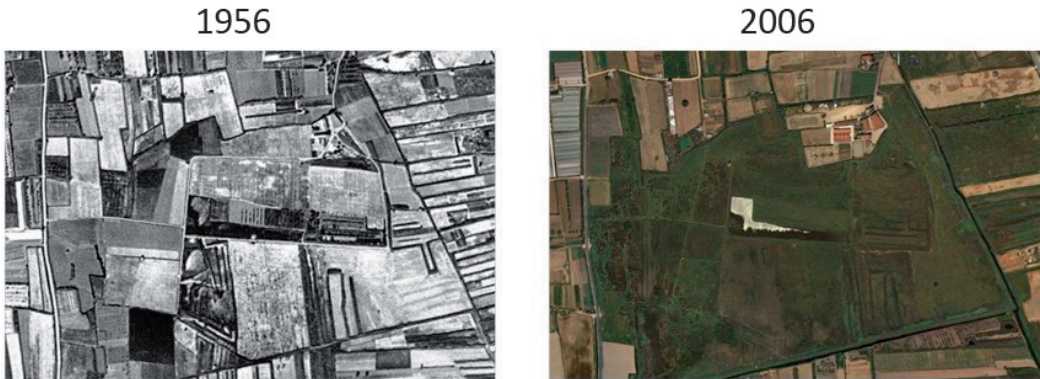


FIGURA 2. Aspecte del paratge dels Reguerons el 1956, quan era objecte d'exploració agrícola, i el 2006, ja abandonat i dominat per canyissars i jonqueres secundàries. La làmina d'aigua del centre correspon a una antiga explotació d'àrids abandonada. Imatges: ortofotomapes de l'ICGC.

conreus a diverses zones propenses a la inundació (Cal Tet, Can Sabadell, els Reguerons: figura2), que compensà la pèrdua d'estanys com el de l'Illa. Posteriorment, les mesures compensatòries del Pla Delta van aconseguir

reduir la important pèrdua de zones humides en sectors del Prat de Llobregat (la Podrida, Pas de les Vaques) i Viladecans (Can Feliu) amb la creació de nous aiguamolls a Cal Tet i la platja del Prat.

TAULA 2. Resum dels indicadors del paisatge del delta del Llobregat calculats per a les tres dates d'estudi.

	1956	2000	2005
Categories bàsiques (%)			
Agrícola	72,04	38,73	30,05
Artificial	8,78	36,26	48,35
Forestal	14,97	19,15	15,88
Zones humides	4,21	5,87	5,72
Naturalitat (mitjana)	3,00	2,55	2,22
Diversitat de cobertes			
Riquesa de cobertes	15,00	18,00	18,00
Índex de Shannon	1,80	2,80	2,81
Índex d'equitabilitat	0,46	0,67	0,67
Fragmentació			
Polígons no artificials	938	1.534	1.218
Mida de gra (mitjana; ha)	7,39 ± 57,08	3,42 ± 20,60	3,41 ± 21,83
Mida efectiva de malla	0,04	0,01	0,1
Connectivitat			
ICTg (mitjana)	5,86 ± 0,72	5,21 ± 0,73	5,22 ± 0,72
ICTg (suma)	1,58 × 10 <sup>3</sup>	9,81 × 10 <sup>2</sup>	8,12 × 10 <sup>2</sup>



Aquest canvi en les cobertes del sòl ha comportat un augment de la riquesa i diversitat de cobertes, i també de la seva equitabilitat. Això, lluny d'indicar cap tendència positiva en l'evolució del paisatge del Delta, simplement és resultat de la situació de partida, amb un paisatge dominat pels conreus, i de la seva evolució cap a un paisatge més diversificat per bé que més antropitzat. Cal, tanmateix, tenir present que aquesta diversificació es produeix a redós d'usos artificials. Precisament, la proliferació d'aquests usos ha comportat una pèrdua general de la naturalitat del paisatge del Delta (taula 2). Així, d'un valor mitjà de 3 (sobre un màxim de 4) s'ha passat a 2,55 el 2000, i a 2,22 el 2005.

Acompanyant aquesta pèrdua de naturalitat cal destacar la fragmentació progressiva del paisatge, tal com posen de manifest els diversos índexs calculats. Els darrers cinquanta anys, el nombre de polígons d'usos no artificials ha augmentat malgrat que la seva superfície al Delta disminueix (el descens del nombre entre 2000 i 2005 cal atribuir-la precisament a aquesta disminució de la superfície total ocupada). La mida de gra s'ha reduït a la meitat, cosa que corrobora la tendència que els polígons d'usos no artifi-

cials siguin cada cop més nombrosos, però també més petits. En conseqüència, la mida efectiva de malla s'ha reduït a una quarta part dels valors de 1950.

Els efectes de la fragmentació del paisatge es veuen arreu. Els espais agrícoles del Delta es troben, per exemple, cada cop més constrets per les àrees urbanes, industrials i les infraestructures del samontà i del litoral, cosa que ha originat veritables colls d'ampolla en alguns punts (figura 3). Molts espais naturals també s'han anat fragmentant i desconectant per l'efecte de la proliferació d'àrees urbanes i d'infraestructures (figura 4).

Tots aquests canvis en la composició i la configuració del paisatge del Delta tenen efectes notoris sobre la conservació de la seva connectivitat ecològica (figura 6). La suma total dels valors de l'ICT per al conjunt del Delta ha experimentat una caiguda de gairebé un ordre de magnitud (cal recordar que l'escala és logarítmica) i de mig ordre en els valors mitjans. Això és conseqüència dels factors següents: *a*) la pèrdua de superfície dels hàbitats naturals i agrícoles; *b*) la seva progressiva fragmentació en unitats cada cop més petites; *c*) l'augment de l'efecte marge de les àrees urbanes, industrials i comercials i



FIGURA 3. Fragmentació del paisatge agrícola del Delta, entre el Prat de Llobregat i Sant Boi de Llobregat, com a conseqüència del creixement urbà i industrial i de la proliferació d'infraestructures. Actualment, aquesta zona és un autèntic coll d'ampolla per a la connectivitat dels espais oberts del Delta, i encara ho serà més en el futur un cop executat el projecte de prolongació de l'A2. Imatges: ortofotomapes de l'ICGC.

de les infraestructures. Un factor molt important associat a aquest fet és la progressiva desconexió del delta del Llobregat dels eixos de connectivitat regionals: la proliferació d'àrees urbanes i industrials al samontà, que gairebé formen un contínuum entre Sant Boi de Llobregat i Castelldefels, ha aïllat pràcticament el Delta de la serralada Litoral. D'altra banda, la connexió amb el riu és també cada cop més precària a causa de la seva canalització i el creixement urbà i industrial de Sant Boi de Llobregat, Cornellà de Llobregat i el Prat de Llobregat.

#### 4.5. A MANERA DE CONCLUSIÓ

Els efectes d'aquests canvis sobre el funcionament ecològic del delta del Llobregat han estat i són probablement importants, tot i que les dades disponibles són escasses. En general, s'espera que s'haurà produït una pèrdua progressiva de les espècies més sensibles i dels processos ecològics propis d'un sistema dèltic (vegeu del capítol 5 al 19). En determinades àrees això és perfectament evident: Can Sabadell, per exemple, ha perdut tot rastre de dinàmica litoral, atès que els

processos d'inundació per entrada d'aigua de mar que hi tenien lloc han estat progressivament eliminats per les obres de canalització i per la interposició d'infraestructures de transport cada cop més potents (Seguí, 1998).

La progressiva artificialització del paisatge del Delta i la fragmentació dels hàbitats naturals són, probablement, en bona part responsables de la pèrdua de les espècies amb requeriments ecològics més estrictes (els anomenats especialistes) i la seva substitució per espècies més generalistes, cosa que comporta una progressiva homogeneïtzació biològica a escala regional (McKinney i Lockwood, 1999). L'increment de la proximitat dels hàbitats naturals a zones urbanes, industrials i comercials i a infraestructures de transport augmenta, a més, el risc d'invasió d'aquells per espècies exòtiques (Vilà i Ibáñez, 2011) tal com s'ha constatat en un estudi recent centrat als hàbitats costaners de Catalunya (Basnou *et al.*, 2015). Processos d'homogeneïtzació biòtica i d'invasió per espècies exòtiques han estat observats també en àrees properes de la regió metropolitana de Barcelona com ara els boscos de la plana del Vallès (Guirado *et al.*, 2006 i 2007).

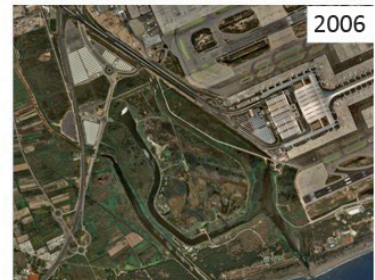


FIGURA 4. Fragmentació dels espais naturals del Remolar-Filipines i de Can Sabadell entre 1956 i 2006. Malgrat que l'abandonament agrícola va comportar una certa recuperació de la maresma fins als anys noranta, la canalització de les rieres, la proliferació d'infraestructures de transport i l'ampliació de l'aeroport han anat constrenyent i fragmentant aquesta zona humida. Imatges: ortofotomapes de l'ICGC.



FIGURA 5. Canvis en l'índex de connectivitat terrestre (ICT) al llarg del període d'estudi. Font: elaboració pròpia.

Un altre factor important al Delta és la rapidesa i la intensitat amb què es produeixen els canvis al paisatge. En uns estudis recents (Álvarez *et al.*, 2011; Basnou *et al.*, 2013) es constata que pràcticament la meitat de la Regió Metropolitana de Barcelona ha sofert canvis dramàtics els darrers cinquanta anys. L'estabilitat dels hàbitats al llarg del temps els permet resistir millor les invasions biològiques i acollir espècies amb requeriments ecològics estrictes. Per això, les àrees més estables del Delta són les que mantenen els hàbitats menys envaïts i la major part de les poblacions amb més interès de conservació (Pino *et al.*, 2006 i 2009; vegeu el requadre tramut de la pàgina següent).

Cal destacar, a més, que l'extinció d'espècies i la seva substitució per d'altres associades a tots aquests canvis en el paisatge no tenen perquè esdevenir-se d'una manera immediata, sinó de forma diferida, tant pel que fa a les extincions (Kuussaari *et al.*, 2009; Pino *et al.*, 2011; Bagaria *et al.*, 2015) com a les invasions (Jackson i Sax, 2010; Vilà i Ibáñez, 2011; Basnou *et al.*, 2015). Per tant, moltes de les extincions i invasions associades als canvis en el delta del Llobregat pot ser que no s'hagin fet efectives encara. Això, mirat des d'un cantó positiu, proporciona una oportunitat per a actuar abans que no sigui massa tard.

Cal ser conscients de l'extrema fragilitat del sistema d'espais protegits del Delta. Les seves dimensions reduïdes i la progressiva artificialització del seu paisatge adjacent fan poc viable el manteniment de la seva biodiversitat i dels seus fluxos ecològics. Prova d'això és que bona part de la biodiversitat actual d'interès que acullen és formada per espècies molt mòbils (hi destaquen els ocells), mentre que les espècies menys exigents i menys mòbils han anat desapareixent, com és el cas dels amfibis (vegeu el capítol 17). Cal assegurar l'existència de *buffers* i corre-

dors per tal de mantenir un sistema d'espais tant potent i connectat com sigui possible. En aquest sentit, cal destacar el paper que han jugat la conservació i la recuperació de zones humides sota figures de protecció diverses i, alhora, el manteniment del cinyell agrari en la reducció dels efectes dels canvis del paisatge sobre la conservació de la biodiversitat. Ambdues accions han evitat probablement una fragmentació i una pèrdua de connectivitat ecològica encara més grans, i han permès mantenir al Delta un conjunt d'espècies rares i amenaçades a escala local i regional ultra la pressió extrema que suporten. Cal tenir-ho present davant la permanent fragilitat d'aquest cinturó d'espais naturals i agrícoles que queden fora dels espais protegits, i que són qüestionats —o, millor dit, cobejats— d'una manera recurrent per a acollir accions de dubtosa rendibilitat econòmica i nul·la sostenibilitat ambiental.

Finalment, un factor especialment important al Delta és la necessitat de mantenir i recuperar les connexions amb els sistemes naturals veïns. Això és especialment important per tal d'assegurar el manteniment de moltes espècies que al Delta i a la resta del territori són rares, i fins i tot pot permetre la recolonització d'espècies ara extingides al Delta per efecte del rescat des de les poblacions dels espais veïns (Pino *et al.*, 2011). La recuperació del riu, amb la creació de noves zones humides, ha afavorit els fluxos ecològics amb la serralada Litoral, per bé que aquests continuen essent molt precaris. Cal completar aquesta recuperació amb el manteniment i fins i tot la restauració dels escasos connectors que resten amb els massissos del Garraf i l'Ordal. En aquest sentit, és especialment important mantenir la connexió entre el Garraf i el Delta a través del pla de Queralt i la riera de la Sentiu, entre Gavà i Castelldefels, tal com recull el Pla Territorial Metropolità de Barcelona.

### Canvis en el paisatge i conservació de la biodiversitat vegetal

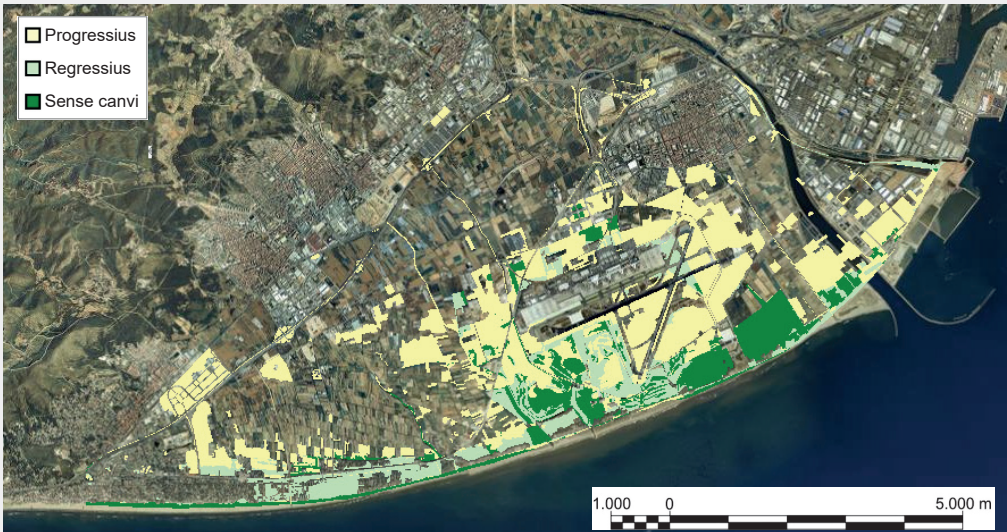
Cada cop és més evident que la riquesa i la composició d'espècies que acull un paisatge no són només fruit de la composició d'usos del sòl i de llur configuració espacial actuals, sinó també del llegat històric dels canvis en aquests atributs. Els efectes d'aquests canvis varien, tanmateix, en funció del context territorial i de les característiques dels organismes i dels paisatges.

Diversos treballs recents (Pino *et al.*, 2006 i 2009) han avaluat els efectes de canvi del paisatge del Delta sobre la conservació de les espècies vegetals. S'ha partit de versions inicials dels mapes MCS56\_B i MCS2000 reclassificats en cinc categories de naturalitat per tal de facilitar-ne la comparació: 1, molt alta (maresmes i pinedes ben conservades); 2, alta (maresmes i pinedes alterades); 3, mitjana (camps abandonats i pastures); 4, baixa (conreus i zones denudades, zones esportives i lúdiques), i

5, nul·la (àrees urbanes, industrials, comercials, infraestructures de transport).

Mitjançant la combinació amb mètodes SIG d'aquests mapes es va obtenir un mapa de canvi de naturalitat del qual es van seleccionar les àrees amb una naturalitat mitjana, alta o molt alta en les quals es concentraven les comunitats vegetals amb interès de conservació al Delta l'any 2000. Aquestes àrees van ser reclassificades de nou en tres categories segons la tendència de canvi de naturalitat: sense canvis (sense variació del grau de naturalitat), progressius (cap a categories més naturals) i regressius (cap a menys naturals) (vegeu la imatge següent).

El mapa resultant es va combinar amb una cartografia de la distribució de les plantes vasculares més interessants per a la conservació, classificades en plantes d'interès d'àmbit local o català (Països Catalans) o bé espanyol o europeu (rars a aquestes escales o incloses en directives europees); Seguí, 1998. Els resultats (vegeu la taula següent) mostren que les espècies d'interès



Àrees seleccionades amb naturalitat mitjana, alta o molt alta al delta del Llobregat el 2000, classificades segons les tendències de canvi de la naturalitat (canvis progressius, regressius i sense canvi) entre 1956 i 2000. Font: Elaboració pròpia a partir dels mapes de cobertes MCS56\_B i MCS2000.

Distribució (% del total) de les espècies vegetals d'interès espanyol o europeu, les d'interès local o català, i el conjunt d'hàbitats naturals i seminaturals sobre les diverses categories de canvi de naturalitat al delta del Llobregat entre 1956 i 2000. Font: Elaboració pròpia.

	<i>Sense canvis</i>	<i>Canvis regressius</i>	<i>Canvis progressius</i>
Interès local o català	35,64	5,45	58,91
Interès espanyol o europeu	76,05	22,43	1,52
Delta	53,73	27,59	18,68

local i català es concentraven l'any 2000 a les àrees amb canvis progressius, mentre que les d'interès nacional o europeu ho feien en zones estables. Ambdues distribucions són diferents significativament de

l'atzar ( $p < 0,001$ ), és a dir, de la que mostren les categories de canvi de naturalitat per al conjunt del Delta ( $\chi^2 = 26,02$  per a les espècies d'interès espanyol i europeu;  $\chi^2 = 110,46$  per a les d'interès local i català).

## BIBLIOGRAFIA

- ÁLVAREZ, E.; BASNOU, C.; FABRICANTE, I.; ISERN, R.; SEGURA, A.; VICENTE, P.; PINO, J. (2011). «Canvis recents al paisatge de Garraf i els seus efectes sobre la diversitat d'espècies llenyoses». A: *VI Monografies del Garraf i d'Olèrdola*. Barcelona: Diputació de Barcelona, p. 143-153.
- BAGARIA, G.; HELM, A.; RODÀ, F.; PINO, J. (2015). «Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland-forest change gradient». *Oecologia*, vol. 179, p. 823-834. DOI 10.1007/s00442-015-3377-4.
- BASNOU, C.; ÁLVAREZ, E.; BAGARIA, G.; GUARDIOLA, M.; ISERN, R.; VICENTE, P.; PINO, J. (2013). «Spatial patterns of land use changes across a mediterranean metropolitan landscape: Implications for biodiversity management». *Environmental Management*, vol. 52, núm. 4, p. 971-980.
- BASNOU, C.; IGUZQUIZA, J.; PINO, J. (2015). «Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats». *Landscape and Urban Planning*, vol. 136, p. 156-164.
- BOLÒS, O. de (1962). *El paisaje vegetal barcelonés*. Barcelona: Universitat de Barcelona. Facultat de Filosofia i Lletres. 192 p.
- CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. F. (2004). «A comparison shoppers' guide to connectivity metrics: Trading off between data requirements and information content». *Frontiers in Ecology and Environment*, vol. 2, núm. 10, p. 529-536.
- CAMARASA, J. M.; FOLCH, R.; MASALLES, R. M. (1979). *El patrimonio natural de la comarca de Barcelona. Medidas necesarias para su protección y conservación. Recursos renovables terrestres*. Barcelona: Corporació Metropolitana de Barcelona. 269 p.
- CAMPANY, J. (1998). *Castelldefels i la mar*. Castelldefels: Ajuntament de Castelldefels. 122 p.
- CODINA, J. (1966). *Delta del Llobregat: La gent del fang (el Prat, 965-1965)*. Granollers: Montblanc.
- COLLINGE, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- DOMÈNEC, R.; VILÀ, M.; PINO, J.; GESTI, J. (2005). «Historical land-use legacy and *Cortaderia selleana* invasion in the Mediterranean region». *Global Change Biology*, vol. 11, núm. 7, p. 1054-1064.

- FAHRIG, L. (2003). «Effects of habitat fragmentation on biodiversity». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. (2007). «Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 16, núm. 3, p. 265-280.
- FORMAN, R. T. T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Nova York: Cambridge University Press.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. (1986). *Landscape ecology*. Nova York: John Wiley.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2006). «Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 15, núm. 1, p. 50-62
- (2007). «Comparing the role of site disturbance and landscape properties on understory species richness in fragmented periurban Mediterranean forests». *Landscape Ecology*, vol. 22, núm. 1, p. 117-129.
- HANSKI, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- JACKSON, S. T.; SAX, D. (2010). «Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit, and species turnover». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 25, núm. 3, p. 153-160.
- JAEGER, J. A. G. (2000). «Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation». *Landscape Ecology*, vol. 15, núm. 2, p. 115-130.
- JAEGER, J. A. G.; BERTILLER, R.; SCHWICK, C.; MÜLLER, K.; STEINMEIER, C.; EWALD, K. C.; GHAZOUL, J. (2008). «Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET)». *Journal of Environmental Management*, vol. 88, núm. 4, p. 737-751.
- JAEGER, J. A. G.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G.; ESSWEIN, H.; MÜLLER, M.; SCHMIDT-LÜTTMANN, M. (2007). «Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Württemberg, Germany». *Ecology and Society*, vol. 12, núm. 1, art. 22.
- KUUSSAARI, M.; BOMMARCO, R.; HEIKKINEN, R. K.; HELM, A.; KRAUS, J.; LINDBORG, R.; ÖCKINGER, E.; PÄRTEL, M.; PINO, J.; RODÀ, F.; STEFANESCU, C.; TEDER, T.; ZOBEL, M.; STEFFAN-DEWENTER, I. (2009). «Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 24, núm. 10, p. 564-571.
- LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Washington: Island Press.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. (1967). *The Theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- MALLARACH, J. M.; GERMAIN, J. (ed.). (2006). *Bases per a les directrius de connectivitat ecològica de Catalunya*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. 96 p.
- MARM (2010) *Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Organismo Autónomo Parques Nacionales. 133 p. (Documentos para la Reducción de la Fragmentación de Hábitats Causada por Infraestructuras de Transporte; 4)
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p. (General Technical Report PNW-GTR-351)
- McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. (1999). «Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass

- extinction». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, núm. 11, p. 450-453.
- PINO, J. (2000). *Asistencia técnica para el estudio del impacto sobre la vegetación de las obras de ampliación del aeropuerto de Barcelona. Informe final*. Barcelona.
- PINO, J.; GUARDIOLA, M.; RODÀ, F.; STEFANESCU, C. (2011). «El deute d'extinció: una amenaça latent en una Catalunya canviant?». *L'Atzavara*, núm. 20, p. 17-27.
- PINO, J.; RODÀ, F. (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*, núm. 67, p. 5-20.
- PINO, J.; SEGUÍ, J. M.; ÁLVAREZ, N. (2006). «Invasibility of four plant communities in the Llobregat delta (Catalonia, NE of Spain) in relation to their historical stability». *Hydrobiologia*, vol. 570, p. 257-263.
- PINO, J.; VILÀ, M.; ÁLVAREZ, N.; SEGUÍ, J. M.; GUERRERO, C. (2009). «Niche breadth rather than reproductive traits explains the response of wetland monocotyledons to land-cover change». *Applied Vegetation Science*, vol. 12, núm. 1, p. 119-130.
- SEGUÍ, J. M. (1998) «Valoració de la importància florística d'algunes zones al delta del Llobregat. El cas de les maresmes de les Filipines i can Sabadell». *Spartina: Butlletí Naturalista del Delta del Llobregat*, núm. 3, p. 47-54.
- SORIANO, I.; BUSQUETS, I. (1993). *Mapa de vegetació del delta del Llobregat i el Garraf*. Gavà: Museu de Gavà. 39 p.
- TURNER, M. G. (2005). «Landscape ecology: what is the state of the science?». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 36, p. 319-344.
- VALVERDE, A. (1998). «Evolución histórica, origen y significación de la pineda litoral del delta del Llobregat I (siglos XVI-XIX)». *Spartina: Butlletí Naturalista del Delta del Llobregat*, núm. 3, p. 63-101.
- VILÀ, M.; BURRIEL, J. A.; PINO, J.; CHAMIZO, J.; LLACH, E.; PORTERIAS, M.; VIVES, M. (2003). «Association between *Opuntia* species invasion and changes in land-cover in the Mediterranean region». *Global Change Biology*, vol. 9, núm. 8, p. 1234-1239.
- VILÀ, M.; IBÁÑEZ, I. (2011). «Plant invasions in the landscape». *Landscape Ecology*, vol. 26, núm. 4, p. 461-472.

## ANNEX

### Càlcul de l'índex de connectivitat terrestre del delta del Llobregat (ICT)

L'ICT<sub>i</sub> calcula, per a una selecció de punts sobre el territori, una mesura de la disponibilitat d'hàbitat funcional per a un hàbitat determinat «i», prenent com a base la fórmula següent:

$$ICT_i = \sum_{j \neq i} a_h A_j e^{-\alpha \cdot \delta_j}$$

que integra aquests paràmetres:

—  $\alpha$ : coeficient de dispersió mitjana de les espècies de l'hàbitat. Aquest paràmetre és, òbviament, variable segons els organismes considerats. En el cas que ens ocupa, el de la connectivitat dels hàbitats, aquest valor ha quedat fixat per coneixement expert, assumint que la probabilitat de dispersió mitjana dels organismes és inferior al 5 % a una distància de 2.500 m, i que aquella decreix exponencialment amb la distància.

—  $a_h$ : afinitat del tipus d'hàbitat seleccionat amb l'hàbitat h. Establerta per coneixement expert. Aquest paràmetre val 1 per a les clapes del mateix hàbitat i, per tant, aquestes clapes intervenen en el càlcul de la connectivitat amb tota la seva àrea. Per a la resta d'hàbitats, l'àrea equivalent dependrà d'aquesta afinitat amb l'hàbitat en qüestió (taula 1).

—  $A_j$ : superfície de les clapes o polígons de l'hàbitat estudiat. Inclou tant la clapa d'hàbitat en què ens trobem (la distància a la qual és zero) com la resta de situades a una determinada distància del punt de càlcul. La



