

INSTITUT D'ESTUDIS CATALANS  
*NATURA, ÚS O ABÚS? (2018-2019)*

**Canvis recents en les cobertes del sòl i en la dinàmica del paisatge als  
Països Catalans: implicacions en la conservació del patrimoni natural**

JOAN PINO, ENRIQUE ÁLVAREZ, CORINA BASNOU, JOSEP MARIA ESPELTA,  
ÓSCAR GONZÁLEZ-GUERRERO, JAVIER GORDILLO, ANNA GUÀRDIA, ROSÓ ISERN,  
MARINA PALMERO, PALOMA VICENTE i XAVIER PONS

© 2019, Institut d'Estudis Catalans  
Carrer del Carme, 47. 08001 Barcelona

© Dels autors dels articles

Article rebut el novembre de 2018

Text revisat lingüísticament per Roser Carol i Àlvar Valls

ISBN: 978-84-9965-457-7

DOI: 10.2436/15.0110.22.3

# **Canvis recents en les cobertes del sòl i en la dinàmica del paisatge als Països Catalans: implicacions en la conservació del patrimoni natural**

Joan Pino;<sup>1,2</sup> Enrique Álvarez;<sup>1</sup> Corina Basnou;<sup>1</sup> Josep Maria Espelta;<sup>1</sup> Óscar González-Guerrero;<sup>3</sup> Javier Gordillo;<sup>1</sup> Anna Guàrdia;<sup>1</sup> Rosó Isern;<sup>1</sup> Marina Palmero;<sup>1</sup> Paloma Vicente;<sup>1</sup> Xavier Pons<sup>3</sup>

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

Article rebut el novembre de 2018.

## **Sumari**

1. UNA APROXIMACIÓ FUNCIONAL A L'ESTUDI DEL CANVI TERRITORIAL DE LA MÀ DE L'ECOLOGIA DEL PAISATGE
2. LA INFORMACIÓ CARTOGRÀFICA
3. RELACIÓ DELS PRINCIPALS CANVIS OBSERVATS
  - 3.1. Els canvis en les darreres dues dècades
  - 3.2. Els canvis del darrer mig segle (1956-2009)
4. EFECTES DEL CANVI DE COBERTES DEL SÒL SOBRE L'ESTRUCTURA I EL FUNCIONAMENT DEL PAISATGE: EL CAS DE LA PROVÍNCIA DE BARCELONA
5. EFECTES SOBRE ELS ORGANISMES I ELS SISTEMES NATURALS
  - 5.1. Les principals pressions sobre la biodiversitat associades als canvis d'usos
  - 5.2. Efectes sobre les poblacions i les comunitats d'organismes
6. EFECTES SOBRE LA PROVISIÓ DE SERVEIS ECOSISTÈMICS: EL NOU PARADIGMA
7. PROPOSTES D'ACTUACIÓ
  - 7.1. Mantenir els mosaics agroforestals
  - 7.2. Assegurar i potenciar la connectivitat ecològica

### 7.3. Integrar els paisatges metropolitans en el conjunt de la infraestructura verda

#### REFERÈNCIES

ANNEX 1. DETALLS DEL CàLCUL DE DETERMINATS INDICADORS DEL PAISATGE

ANNEX 2. DADES DE LES FIGURES 2, 3, 5 I 7

## 1. UNA APROXIMACIÓ FUNCIONAL A L'ESTUDI DEL CANVI TERRITORIAL DE LA MÀ DE L'ECOLOGIA DEL PAISATGE

El canvi en les cobertes i usos del sòl és un dels components més importants de l'anomenat canvi global, amb efectes evidents sobre la resta de components (Meyfroidt i Lambin, 2011). Com bona part del planeta, els Països Catalans es troben immersos en un procés de canvi de cobertes i usos que, en essència, és el mateix que observem a la resta de l'Europa mediterrània: una transició forestal relativament tardana, fruit de l'abandonament agrícola per un èxode generalitzat cap a les ciutats (Meyfroidt i Lambin, 2011; Tulla *et al.*, 2003), una intensificació agrícola de les àrees més productives i una urbanització fortament lligada a l'explotació turística del litoral i al creixement de les àrees metropolitanes, que cada cop prenen més protagonisme econòmic i social (Catalán *et al.*, 2008). En conseqüència, s'estan perdent alguns dels valors més importants dels paisatges mediterranis, com ara els mosaics agroforestals tradicionals i els gradients d'usos del sòl. Aquests canvis afecten directament la composició de cobertes i usos del sòl d'aquests territoris, però també la seva configuració espacial i la seva dinàmica al llarg del temps. Tots aquests factors tenen efectes profunds —per bé que no del tot coneguts— sobre la conservació dels organismes i els sistemes naturals i sobre el funcionament ecològic del territori, responsable de la provisió de funcions i serveis ambientals.

L'anàlisi dels efectes d'aquests canvis sobre el funcionament dels ecosistemes i sobre la conservació de la biodiversitat troba en el paisatge i la regió dues escales de treball especialment adequades (Pino i Rodà, 1999). L'ecologia del paisatge concreta aquesta concepció funcional del paisatge (Forman, 1995; Naveh, 1991; Pino i Rodà, 1999) i el concep com una entitat d'escala quilomètrica integrada per unitats diverses (els hàbitats o ecosistemes), pels fluxos horitzontals (de materials, energia, organismes, etc.) que s'estableixen entre elles i pels fluxos verticals que tenen lloc en el seu interior (Pino i Rodà, 1999; Turner, 2005). Recentment, altres autors (Tello, 2013; Marull *et al.*, 2018) han plantejat el funcionament dels paisatges antròpics com una expressió territorial de l'anomenat metabolisme social, que integra els intercanvis de matèria i energia de tots els components dels sistemes socioambientals. Entenen llavors l'eficiència territorial com una sinergia entre els fluxos d'energia i materials moguts pel metabolisme social i el funcionament ecològic del paisatge. Així doncs, es considera que tots aquests fluxos que tenen lloc en el paisatge condicionen i alhora són condicionats per l'estructura d'aquest (Forman, 1995; Turner, 2005).

En qualsevol cas, aquesta relació entre estructura i funcionament ha de ser inferida a través de mesures —o mètriques— molt diverses que fan referència a diverses propietats del paisatge (com ara el grau de fragmentació, la mida de gra o la connectivitat, amb un component funcional variable) i que sovint depenen de quines unitats considerem (usos del sòl, tipus de vegetació, elements geomorfològics, etc.). Aquest model conceptual i metodològic, desenvolupat a escala de paisatge, pot també aplicar-se i ser interpretat a escales més generals, de regions i biomes sencers, donant suport a l'anomenada ecologia regional (Forman, 1995; Pino *et al.*, 2003). D'altra banda, diversos treballs il·lustren o suggereixen la relació entre l'estructura del paisatge i la conservació de la biodiversitat a través d'aquest efecte sobre el funcionament ecològic del territori (Forman, 1995; Pino i Rodà, 1999). L'estudi del paper del paisatge en la conservació de la biodiversitat s'ha centrat tradicionalment en la relació de la riquesa o l'abundància d'espècies amb les propietats topològiques (àrea i connectivitat) de les clapes d'hàbitat, transposant respectivament la teoria de la biogeografia insular (MacArthur i Wilson, 1967) i l'ecologia de metapoblacions (Hanski, 1999). També s'ha analitzat, però, la relació entre l'estructura general del paisatge i la composició d'espècies. Per exemple, el patró de fragmentació general del paisatge condiciona la mida de les clapes d'hàbitat i, alhora, aquesta determina un predomini d'espècies d'interior (les quals prefereixen paisatges amb poques clapes, grans i connectades entre si) o de marge d'hàbitat (que busquen paisatges fragmentats, amb clapes petites i abundància d'ecotons) (Guirado *et al.*, 2006).

En el context que ens ocupa, cal tenir present el component dinàmic del paisatge. Els paisatges canvien no únicament per tendències sostingudes com les esmentades a l'inici, sinó també per pertorbacions naturals o antròpiques que afecten els diversos ecosistemes d'una manera aleatòria o cíclica, en aquest cas amb un patró espacial i temporal determinat. Això comporta l'aparició de mosaics canvians en l'espai i el temps, d'una gran importància per a la conservació de la biodiversitat i els processos ecològics (Pino i Rodà, 1999; Turner, 2005). És evident, a més, que qualsevol canvi en l'estructura del paisatge pot determinar variacions en la seva riquesa i en la composició d'espècies. Fruit d'aquest marc conceptual i en relació amb l'actual context de canvi d'usos i cobertes del sòl, la pèrdua i fragmentació dels hàbitats han estat alguns dels processos de canvi del paisatge més estudiats en relació amb la conservació de la biodiversitat (Fahrig, 2003; Collinge, 2009). Tanmateix, a les darreres dècades han proliferat els treballs que posen de manifest la complexitat d'aquests processos i dels seus efectes sobre la persistència i la capacitat de colonització de les espècies (Lindborg i Eriksson, 2004; Helm *et al.*, 2006).

En tot cas, l'anàlisi dels efectes de la pèrdua i fragmentació dels hàbitats sobre la riquesa d'espècies sovint s'ha dut a terme assumint un efecte immediat d'aquests canvis i, per tant, l'assoliment instantani d'un nou equilibri entre la riquesa d'espècies i la mida i la connectivitat dels hàbitats. No obstant això, cada cop hi ha més evidències que aquest equilibri rarament s'assoleix d'una manera immediata (Jackson i Sax, 2010). Determinats factors poden retardar l'extinció local de les espècies, com ara l'efecte de rescat de poblacions properes o les característiques demogràfiques de les espècies. D'altres, com la manca de condicions ambientals adequades o d'agents dispersadors, poden retardar-ne la colonització (Basnou *et al.*, 2016). Aquests fenòmens causarien asincronies entre el canvi en els hàbitats i el recanvi subsegüent d'espècies, amb extincions i colonitzacions retardades que podrien incrementar, reduir o mantenir constant la riquesa d'espècies.

En definitiva, i tenint en compte aquests antecedents, proposem la primera anàlisi coneguda dels canvis recents (ocorreguts el darrer mig segle) en les cobertes i usos del sòl i en l'estructura del paisatge dels Països Catalans, des de l'òptica de l'ecologia del paisatge i combinant diverses escales espacials i temporals. Els resultats ajudaran a comprendre'n els efectes sobre el funcionament ecològic d'aquest territori i les implicacions sobre la conservació dels seus organismes i sistemes i sobre les funcions i serveis que proveeixen.

## 2. LA INFORMACIÓ CARTOGRÀFICA

El canvi en les cobertes del sòl per a les dècades recents (anys noranta ençà) s'ha analitzat a tres nivells diferents: per al conjunt dels Països Catalans, per a Catalunya (el territori amb més dades disponibles) i per a l'àrea metropolitana de Barcelona (<[www.amb.cat](http://www.amb.cat)>) i sectors adjacents (on es concentren els mapes de cobertes més detallats i recents). En tots tres casos, les cobertes inicials de la cartografia utilitzada han estat reduïdes, per reclassificació, a una sèrie de categories bàsiques (bosc, matollar-prat, conreus, construït i altres) que permeten un tractament més homogeni de la informació i una interpretació relativament senzilla dels canvis ocorreguts.

La informació sobre els canvis de cobertes i usos del sòl per al conjunt dels Països Catalans s'ha extret bàsicament de la cartografia del projecte CORINE (Coordination of Information on the Environment) Land Cover. Iniciat el 1985, es tracta en realitat d'un seguit de projectes successius que han generat una sèrie cartogràfica sobre les cobertes i

usos del sòl a Europa a escala 1:100.000 mitjançant la fotointerpretació d'imatges dels satèl·lits Landsat i SPOT. Disposa de mapes de 1990, 2000, 2006 i 2012 que distingeixen una quarantena de cobertes del sòl bàsiques. Per al present estudi s'han seleccionat els dos extrems de la sèrie cartogràfica (mapes de 1990 i 2012), amb una mida de cel·la de 100 m. Aquests mapes no cobreixen, tanmateix, Andorra. Per aquest motiu, s'han complementat amb mapes coetanis procedents del CCI-LandCover map de l'Agència Europea de l'Espai (ESA), amb una mida de cel·la sensiblement més gran (300 m) (<<https://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/>>).

Per tal de delimitar l'àmbit geogràfic dels Països Catalans s'ha produït una capa vectorial amb els límits administratius dels diversos territoris. Els límits del Principat de Catalunya, el País Valencià, les Illes Balears, Andorra i la Catalunya Nord (departament dels Pirineus Orientals) s'han extret del nivell 3 de les NUTS (nomenclature des unités territoriales statistiques) establertes per la Unió Europea (<<http://ec.europa.eu/eurostat/web/regions-and-cities/overview>>). Els límits de l'Alguer s'han extret de la base oficial de límits municipals d'Itàlia, mentre que els de la Franja de Ponent s'han obtingut de la base oficial d'Espanya, aplicant la delimitació tradicionalment acceptada per aquest territori per bé que incloent els sectors discutits de l'Alta Ribagorça (municipi de Benasc i entorns).

En el cas de Catalunya s'han fet servir els mapes d'usos del sòl generats per l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC, anomenat ICC en els períodes en què la competència en geologia no requeia en aquest ens) i pel CREA/UAB, a partir d'imatges dels satèl·lits Landsat (sensors Thematic Mapper, TM, i Enhanced Thematic Mapper Plus, ETM+). L'ICGC va generar quatre mapes corresponents als anys 1987, 1992, 1997 i 2002, que han estat complementats recentment pels mapes de 2007 i 2012 produïts pel CREA. Aquests mapes abasten tot el territori de Catalunya amb resolució espacial (mida de cel·la) de 30 m i comparteixen un model de dades ràster amb una llegenda de 21 categories. Tot i que els mapes van rebre el nom genèric de «mapes d'usos», en realitat són més aviat mapes de cobertes del sòl perquè s'obtenen a partir de la resposta radiomètrica de les cobertes captades pels sensors i no de la interpretació de quin ús del territori es fa en cada punt. Sobre aquesta base, però també per no generar confusió respecte d'altres productes, parlarem en endavant de «mapes d'usos i cobertes del sòl» per a referir-nos-hi. Novament, per al present estudi s'han seleccionat els dos mapes extrems de la sèrie (1987 i 2012), que han estat combinats un cop homogeneïtzats. Aquests mapes s'han utilitzat en el seu format original per a determinar el canvi en la



frequència relativa de les cobertes del sòl per al conjunt de Catalunya. Per tal d'analitzar d'una manera més quantitativa l'increment de les cobertes principals (bosc, conreus i construït) al llarg del territori, s'han generat mapes de 300 m de mida de cel·la amb el nombre de cel·les originals de 30 m de cadascuna d'aquestes cobertes (els valors oscil·len, per tant, entre 0 i 100). Restant els valors dels mapes obtinguts per a cada data (2012-1987) hem calculat l'increment, en percentatge, de coberta a les cel·les de 300 m. Amb l'objectiu de simplificar aquests mapes, per a cada coberta només s'han mostrat els valors dels píxels en què cada coberta és dominant (és a dir, més d'un 50 % del recobriment de les cel·les de 30 m). En aquest cas, com en d'altres, s'han efectuat les adaptacions necessàries del sistema de referència espacial (canvis de projecció, de datum, etc.).

Pel que fa a l'àrea metropolitana de Barcelona, hom ha comptat amb les diverses edicions del Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya (<[www.creaf.uab.cat/mcsc](http://www.creaf.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 (superior a 1:5.000) sobre ortoimatges en color de l'ICGC. Malgrat la resolució espacial emprada, el nivell de detall temàtic és relativament baix en algunes dates. N'existeixen edicions per a l'àrea metropolitana de Barcelona per als anys 1993, 2000, 2005, 2009 i 2015 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 comportat 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, amb una vintena de categories de cobertes del sòl. En aquest cas es mostren únicament els canvis en les cobertes del sòl entre els mapes inicial i final (1993 i 2015).

### 3. RELACIÓ DELS PRINCIPALS CANVIS OBSERVATS

#### 3.1. *Els canvis en les darreres dues dècades*

Als Països Catalans (fig. 1) s'observen tendències de canvi relativament homogènies (fig. 2; taula 1 de l'Annex 2), amb un augment generalitzat del bosc (tret del cas de l'Alguer) que oscil·la entre el 0,4 % del total del territori a la Catalunya Nord fins al 7,6 % al Principat i el 7 % de la Franja de Ponent. A l'Alguer té lloc una disminució del bosc, que passa del 14,7 al 12,3 % del territori, probablement a causa dels incendis (en el mateix període hi ha un augment similar del matollar). També es constata una disminució generalitzada dels conreus, inapreciable a Andorra, però que arriba a afectar gairebé un 11 % de la superfície del País Valencià o un 7,2% de les Illes Balears. Com era d'esperar, la superfície construïda augmenta arreu. En termes de superfície total, els increments són més acusats al País Valencià i a les Illes Balears (gairebé un 3 i un 2 % del territori, respectivament, s'ha construït entre 1990 i 2012) i més moderats a la resta (especialment a Andorra i a la Franja de Ponent, amb increments respectius del 0,1 i el 0,2% respecte de la superfície total del territori).

Les dades de més detall per a Catalunya, dels mapes de l'ICGC i del CREAM/UAB (fig. 3; taula 2 de l'Annex 2) confirmen aquestes tendències generals de canvi, per bé que la seva magnitud pot ser relativament diferent, probablement a causa de la resolució de la informació i el seu procediment d'obtenció (és a dir, fotointerpretació *vs.* classificació d'imatges). El bosc augmenta un 2,6 % i les àrees construïdes un 2,8 % (respecte del total del territori), mentre que es perden conreus en una superfície equivalent a gairebé un 5 % del territori.

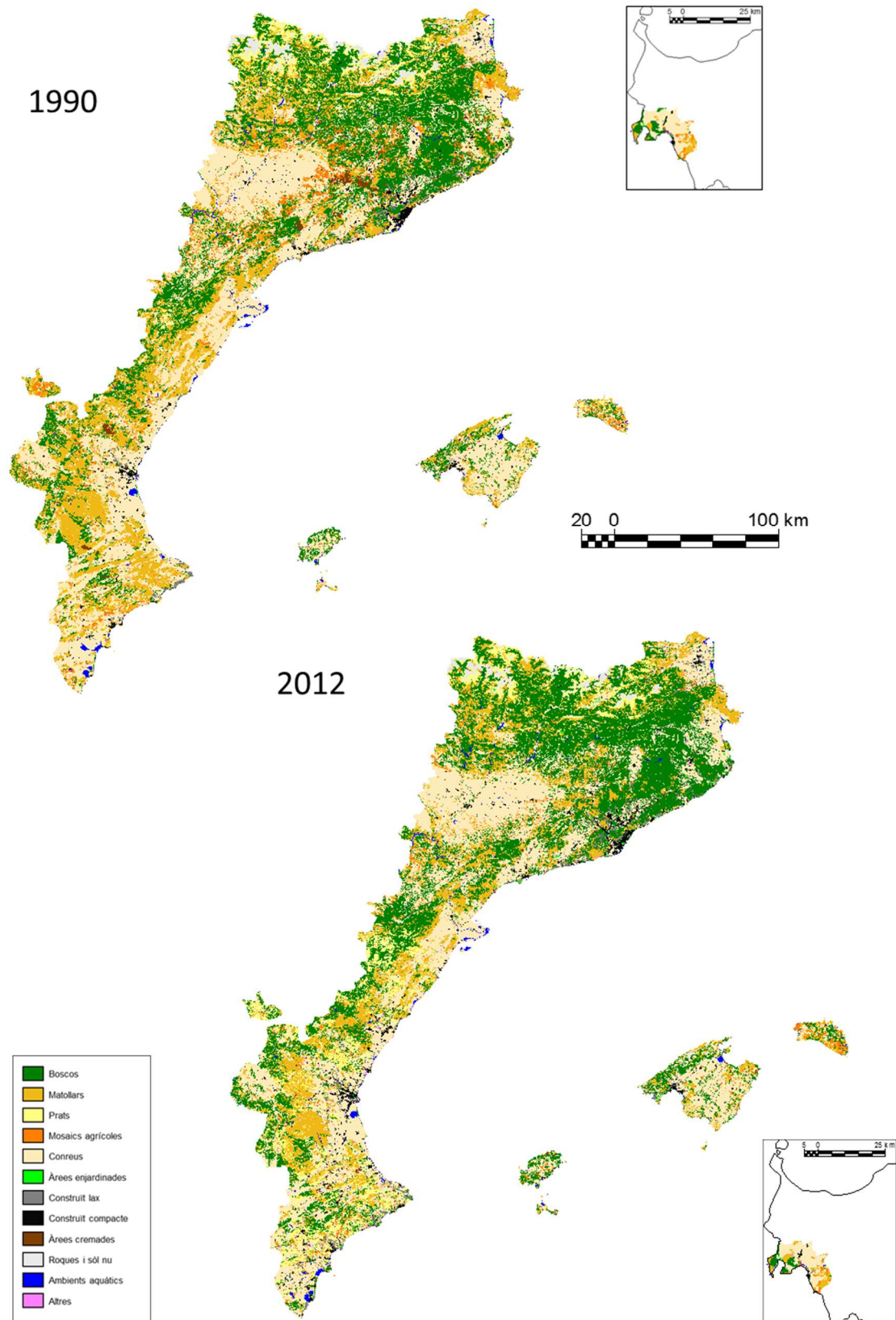


FIGURA 1. Cobertes del sòl als Països Catalans el 1990 i el 2010.

Font: Reclassificació dels mapes CORINE Land Cover i CCI - LandCover map de l'ESA (Andorra).

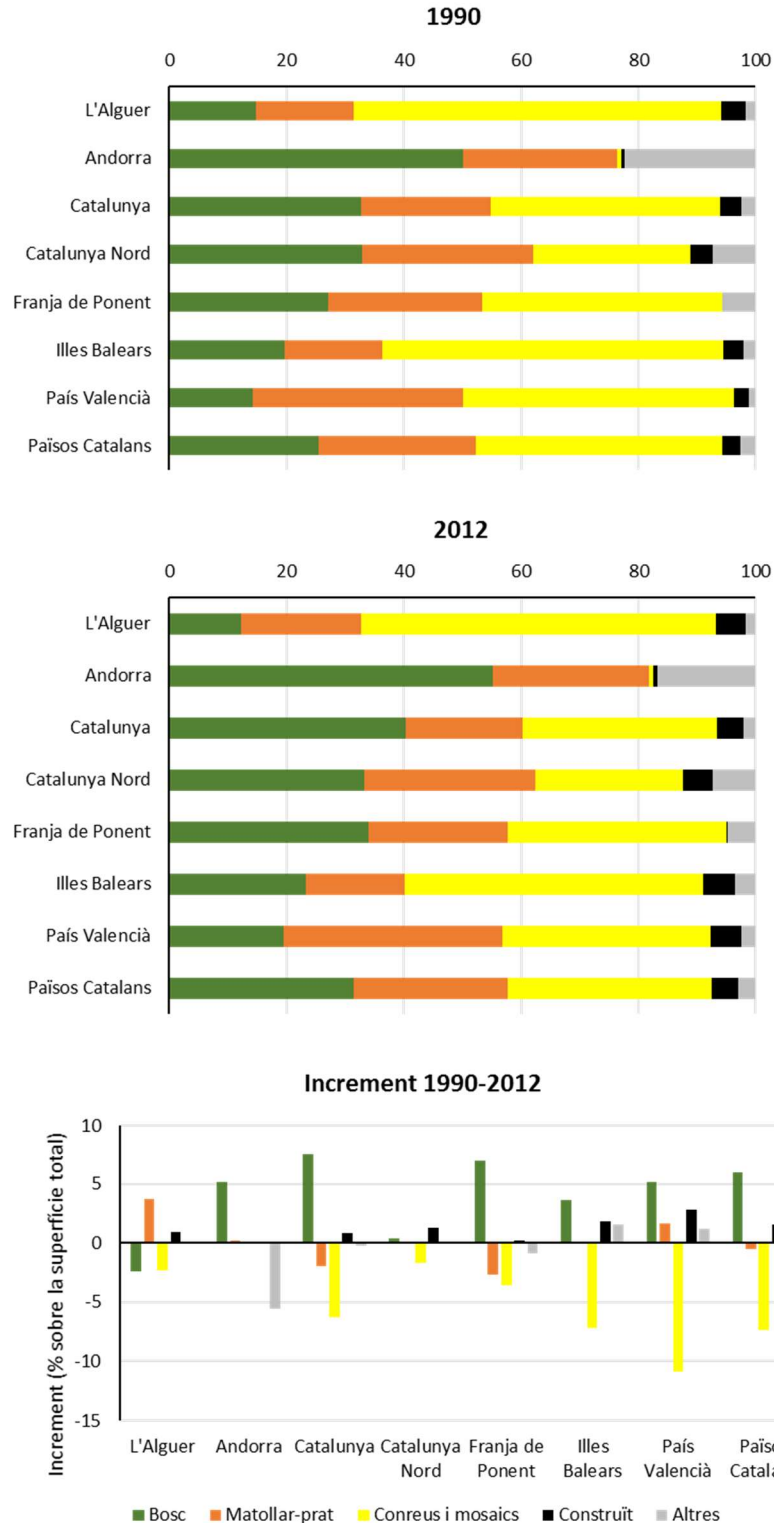


FIGURA 2. Percentatge de les principals cobertes del sòl per a 1990 i 2012 i del seu increment relatiu (respecte de la superfície) en cada territori i en el conjunt dels Països Catalans.

Font: Reclassificació dels Mapes CORINE Land Cover (major part del territori estudiat) i CCI - LandCover map de l'ESA (Andorra).

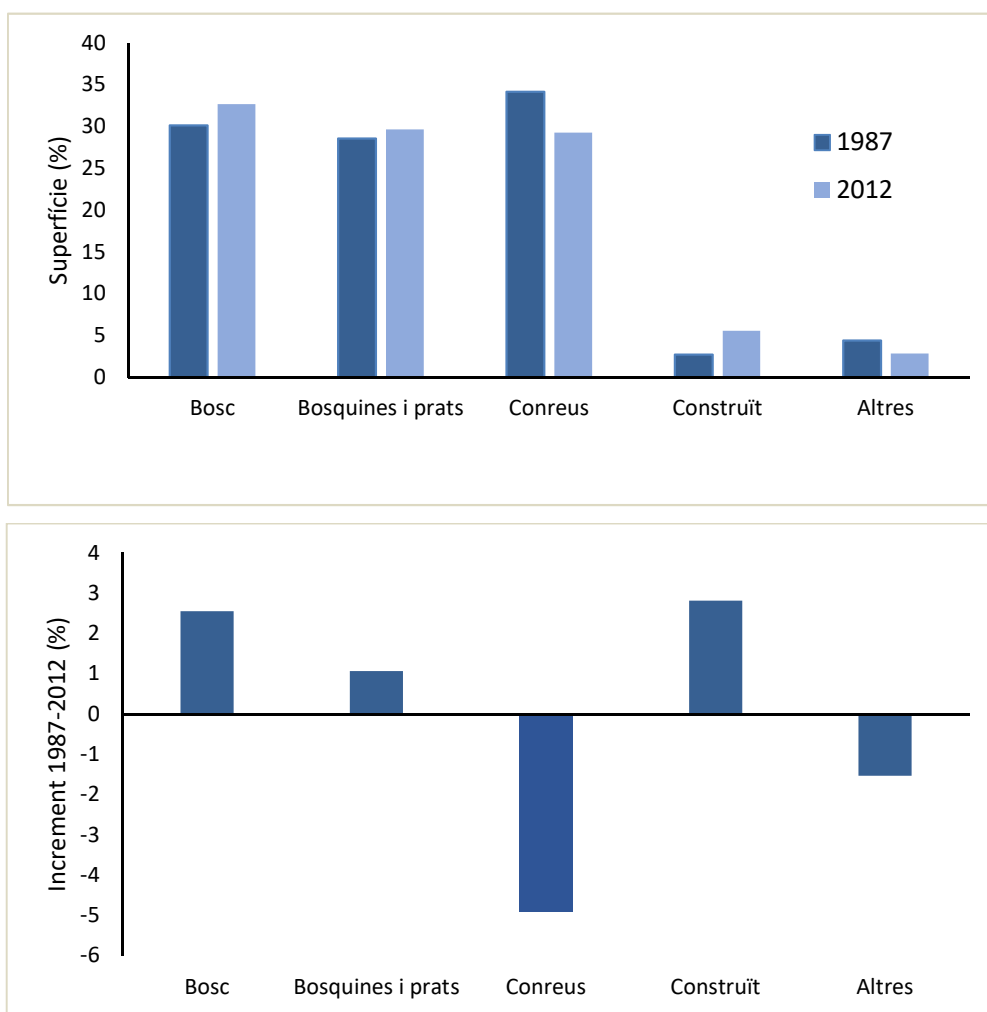


FIGURA 3. Percentatge de les principals cobertes del sòl a Catalunya el 1987 i el 2012 i increment (en % respecte al total del territori) entre ambdues dates.

Font: ICGC-CREAF/UAB.

Els mapes dels increments relatius per cel·les de 300 m (fig. 4) mostren que l'augment del bosc es concentra a la Catalunya humida (comarques del N i del quadrant NE) i als principals massissos de la meitat sud (Ancosa-Miralles, Prades i Tortosa-Beseit). Les pèrdues es concentren a les àrees de serralada en contacte amb la depressió Central (des del Prepirineu fins al territori Catalanídic Central), la depressió Prelitoral i la plana de l'Empordà. El patró és, de ben segur, resultat de la proliferació d'incendis forestals, especialment importants a la dècada dels anys noranta, que han afectat sobretot la Catalunya central (Bages, Berguedà i Solsonès), els massissos de Sant Llorenç del Munt i Montserrat i les serres meridionals.

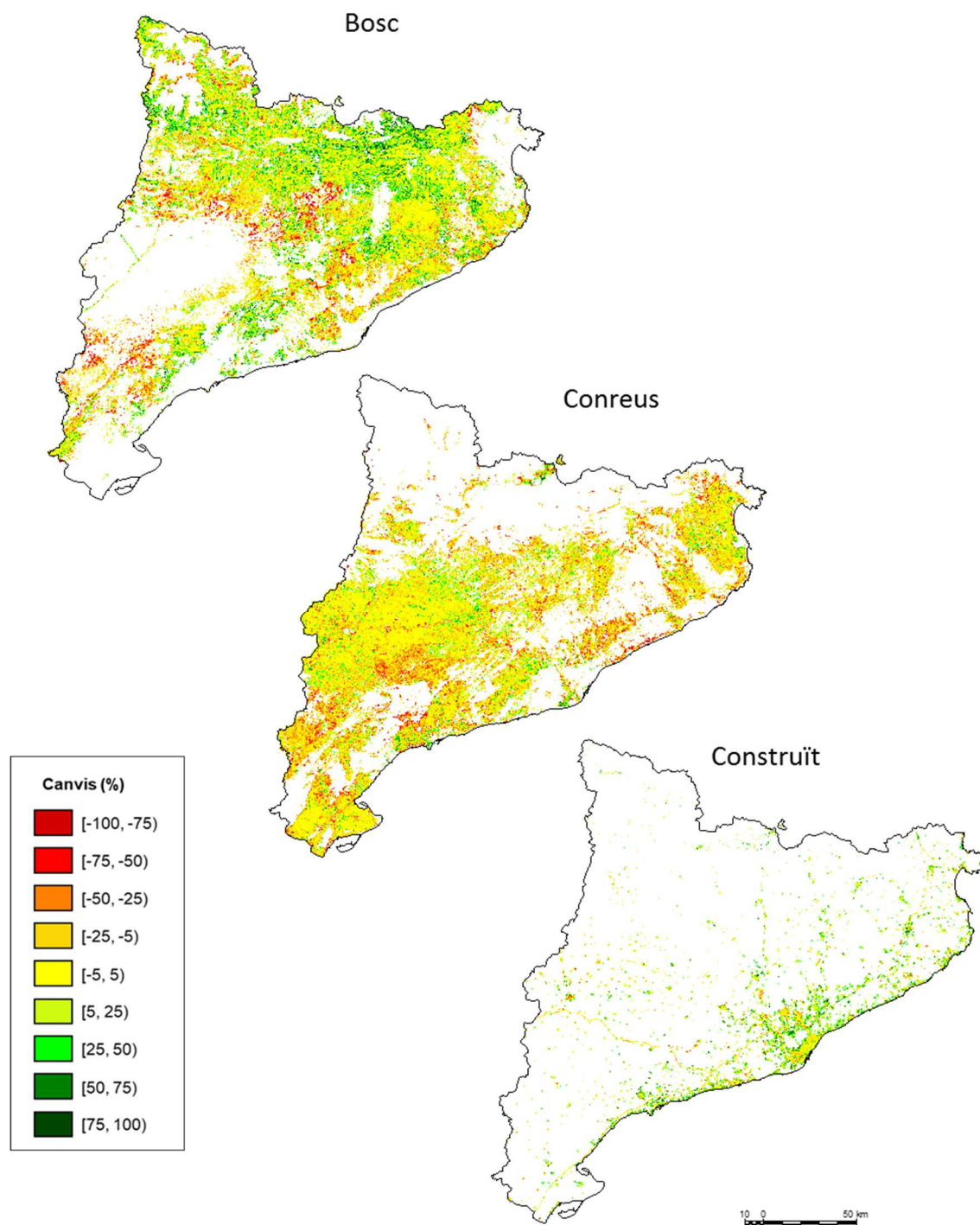


Figura 4. Increment, per cel·les de 300 m, de les tres cobertes del sòl principals a Catalunya entre 1987 i 2012.

Font: Càlcul a partir dels mapes de l'ICGC-CREAF/UAB.

Els conreus mostren un increment rellevant a l'est de les planes de l'Urgell i de Lleida (probablement com a conseqüència de la posada en funcionament del canal Segarra-Garrigues) i, secundàriament, en algunes planes litorals i prelitorals (Camp de Tarragona, Penedès, plana de l'Empordà). Tanmateix, disminueixen en d'altres (plana del Vallès,

Maresme, vall baixa del Llobregat) a causa de la urbanització. En altres àrees de muntanya també es constata una pèrdua progressiva de l'espai agrícola per abandonament i posterior conversió en boscos i matollars. Aquest procés és especialment important al Prelitoral sud, en àrees com Prades-Montsant, la Llena i les serres que envolten l'Ebre. Un estudi específic de la dinàmica dels conreus a Catalunya en aquest període pot ser consultat a González-Guerrero *et al.* (2018).

Les dades dels MCSC de 1993 i 2015 mostren que l'àrea metropolitana de Barcelona segueix una tendència similar (fig. 5; taula 3 de l'Annex 2). La superfície construïda i el bosc han augmentat en el conjunt del territori un 7,5 % i un 4 %, respectivament, mentre que els conreus han disminuït en una superfície equivalent al 8,8 % del total. Això representa uns increments relatius del 27 % i del 15 % en la superfície construïda i el bosc des de 1993, respectivament. En canvi, s'ha perdut un 41 % dels conreus des de 1993.

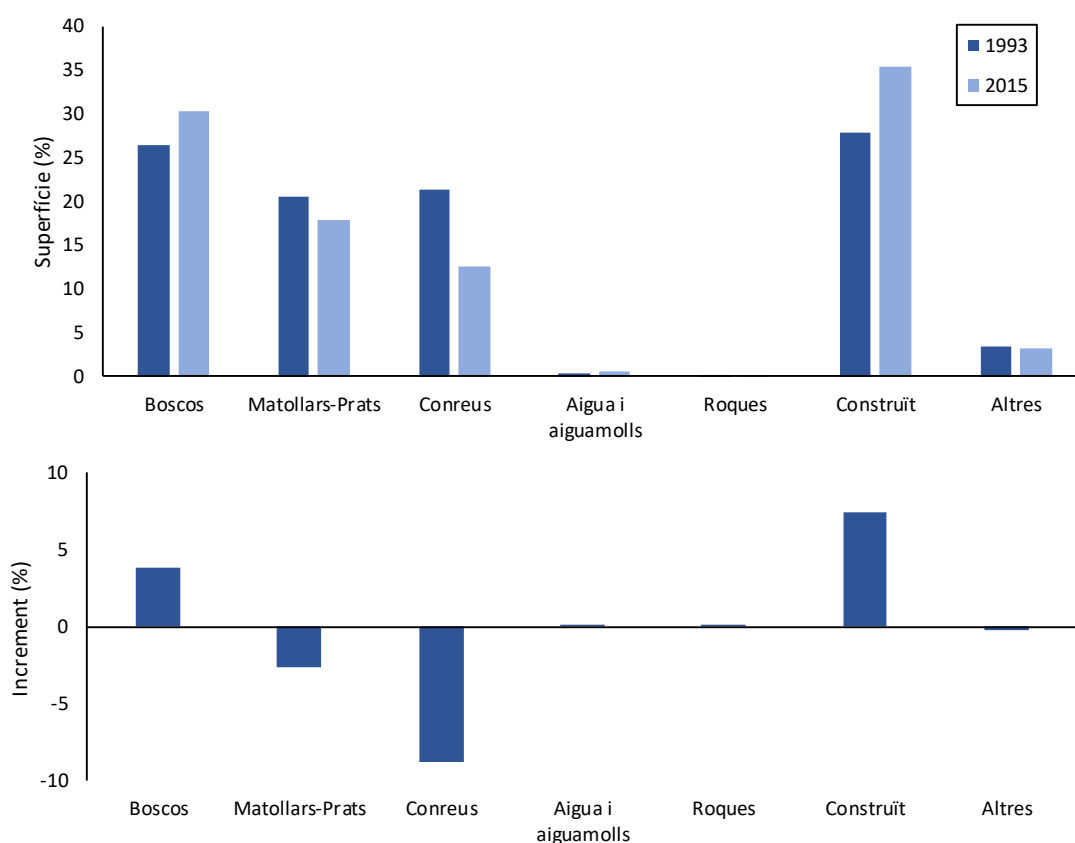


FIGURA 5. Percentatge de les principals cobertes del sòl a l'àrea metropolitana de Barcelona i àmbit adjacent els anys 1993 i 2015, i increment (en % respecte al total del territori) entre ambdues dates.

Font: MCSC.

### 3.2. *Els canvis del darrer mig segle (1956-2009)*

L'estudi dels canvis recents en les cobertes del sòl als Països Catalans, Catalunya i l'àrea metropolitana de Barcelona s'ha completat amb una anàlisi dels canvis menys recents, ocorreguts durant el darrer mig segle. Com a la resta de la península Ibèrica, l'estudi d'aquests canvis passa per la utilització de l'anomenat «vol americà», un vol fotogramètric en blanc i negre realitzat per l'exèrcit dels Estat Units d'Amèrica entre els anys 1956 i 1957 a una escala aproximada d'1:30.000. Tanmateix, la disponibilitat de mapes de cobertes obtinguts a partir d'aquest vol, o simplement de les seves imatges georeferenciades i ortocorregides, és molt variable als Països Catalans. En general, existeixen mapes —obtinguts sempre per fotointerpretació— per a territoris molt concrets i en general de mida relativament petita, com la comarca de la Marina Baixa (Peña *et al.*, 2005) o l'illa de Menorca (Pons, 2003).

Més recentment, la Diputació de Barcelona i el CREAM han promogut la realització del Mapa de Cobertes del Sòl de 1956 de la província de Barcelona, fent servir la mateixa metodologia que el MCSC (disponible a <<http://sitmun.diba.cat>>). Això permet la seva comparança amb aquesta sèrie de mapes i, per tant, una avaluació detallada del canvi de cobertes al territori lliure dels artefactes metodològics habituals quan es comparen mapes d'origens diferents. Més recentment encara (Guàrdia *et al.*, 2016), el Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya i el CREAM han impulsat la realització d'un mostreig de les cobertes del sòl de 1956 per a tot el territori de Catalunya, aprofitant la cartografia prèviament existent (mapes de la província de Barcelona i de territoris com ara les muntanyes de Prades, l'Empordà o els ports de Tortosa-Beseit) i d'altra de generada *ad hoc*. El treball reuneix trenta àrees de 5 km × 5 km distribuïdes a l'atzar i que conformen una representació suficientment diversa de les àrees climàtiques i paisatgístiques de Catalunya (75.000 ha en total). L'estudi associat recull principalment dades de canvi en les cobertes del sòl entre 1956 i 2009 per a un dels nivells més agregats de la llegenda del MCSC (nivell 1F), a més de dades parcials per a nivells més desagregats.

Els resultats (taula 1) corroboren les tendències observades en dates més recents, i també els resultats d'estudis centrats en determinats territoris, com la regió metropolitana de Barcelona (Basnou *et al.*, 2013). Es constata principalment un augment de l'arbrat dens que, de mitjana, afecta més d'un 10 % de la superfície de les quadrícules. També s'observa un augment de les cobertes construïdes, de més del 7 % de la superfície total, i



tot plegat és en detriment dels conreus, que perden més del 13 % de la superfície de les quadrícules. Els canvis en la resta de cobertes són mínims (tret dels matollars), tot i que en termes relatius poden ser importants, encara que en alguns casos (aigües continentals, improductiu natural, etc.) poden ser deguts a artefactes.

TAULA 1

*Superfícies del MCSC-56 i MCSC-2009 i diferències entre ambdós mapes per al nivell 1F de la llegenda, per a les trenta àrees de 5 km × 5 km. Es destaquen amb negreta els principals canvis*

<i>Categoria</i>	<i>MCSC-56 Nivell 1F (%)</i>	<i>MCSC2009 Nivell 1F (%)</i>	<i>Diferència 1956-2009 (%)</i>
Aiguamolls	0,2	0,1	0,0
Aigües			
continentals	0,3	0,6	0,3
Arbrat clar	4,2	2,9	- 1,4
Arbrat dens	28,1	38,2	10,1
Conreus	40,8	27,6	- 13,3
Improductiu			
artificial	2,2	9,3	7,1
Improductiu			
natural	2,7	2,2	- 0,4
Matollars	17,1	13,8	- 3,3
Prats i herbassars	4,4	5,4	0,9

Font: Càlculs a partir del MCSC.

#### **4. EFECTES DEL CANVI DE COBERTES DEL SÒL SOBRE L'ESTRUCTURA I EL FUNCIONAMENT DEL PAISATGE: EL CAS DE LA PROVÍNCIA DE BARCELONA**

L'estudi detallat de la dinàmica del paisatge és especialment factible a Catalunya a causa de l'existència de la sèrie cartogràfica del Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya (MCSC), que disposa de diverses edicions relativament homogènies pel que fa a la seva metodologia d'obtenció i, per tant, relativament comparables. A la província de Barcelona, l'existència del Mapa de Cobertes de 1956 permet allargar en el temps l'estudi d'aquestes dinàmiques, cosa que sovint permet identificar pautes més robustes. Dins el marc del SITxell (<[www.sitxell.eu](http://www.sitxell.eu)>), el CREA ha analitzat la dinàmica del paisatge de la província de Barcelona i els seus efectes sobre la conservació dels sistemes naturals.

Els canvis en l'estructura i configuració del paisatge de la província de Barcelona en els darrers cinquanta anys s'han analitzat a partir de tres atributs d'una rellevància especial: la diversitat de cobertes, la fragmentació i la connectivitat. A partir dels mapes de cobertes de 1956 i 2009 s'han posat a punt diversos indicadors (mètriques). Per als dos primers atributs s'han fet servir mapes vectorials corresponents al nivell 3 de la llegenda dels mapes, que és el més elevat que comparteixen. Pel que fa a la fragmentació, s'ha calculat el nombre total i l'àrea mitjana dels polígons (relacionats amb la mida de gra del paisatge), el perímetre total (suma dels perímetres de tots els polígons, indicadora de l'abundància d'ecotons) i el nombre mitjà de polígons per tipus de coberta. Pel que fa a la diversitat de cobertes, s'han calculat dos indicadors bàsics a escala de tot el paisatge: el nombre total de cobertes (riquesa) i l'índex de Shannon, un índex de diversitat de molta tradició en ecologia de comunitats. Finalment, s'han avaluat els canvis en la connectivitat a partir de l'Índex de Connectivitat Terrestre (ICT) desenvolupat per al Pla Territorial Sectorial de Connectivitat Ecològica de Catalunya (PTSCEC). Els detalls d'aquests índexs es recullen en un annex específic al final d'aquest article (Annex 1).

Els resultats de l'anàlisi mostren que, durant les darreres 5-6 dècades, s'ha produït un increment simultani de la fragmentació, la diversitat de cobertes i la connectivitat ecològica en els paisatges de la província de Barcelona (taula 2). També s'hi ha donat un increment del nombre total de cobertes (de 52 a 57, un 9,6 % d'increment), que en part és degut a una millor resolució de les imatges recents i, en part, a canvis en el territori. Així, al mapa de 1956 no s'hi detecten ni els boscos cremats ni els que ocupen franges de protecció; en el primer cas perquè no hi ha informació prèvia per a detectar que determinades pastures o matollars eren boscos alguns anys abans de la realització d'aquest mapa, i en el segon, perquè aquesta categoria és el resultat de mesures de gestió recent, precisament contra els incendis forestals. Al mapa de 1956 tampoc s'hi observen clapes de vegetació d'aiguamolls continentals, perquè aquests són el resultat d'actuacions de restauració o recreació recents associades a grans infraestructures de transport (AP-7 a Molins de Rei, C-32 al nus del Llobregat, C-31 al Prat de Llobregat). Tampoc s'hi detecten les plantacions de coníferes no autòctones ni les d'eucaliptus que sí que s'observen el 2009, malgrat que aquestes plantacions probablement ja hi eren a la dècada de 1950 per bé que podien ser molt incipients. Tampoc s'hi han inclòs les mollereres d'alta muntanya dels cims més alts de la província, potser per l'escassa resolució de les imatges de 1956, però també per la major presència de neu. Cal remarcar que, malgrat la major resolució de les imatges, el 2009 no s'han detectat les glaceres i congestes que sí que es

van observar el 1956, cosa que podria estar relacionada amb l'augment de les temperatures de les darreres dècades (González-Hidalgo *et al.*, 2016). En qualsevol cas, totes aquestes cobertes sumen una extensió mínima a la província de Barcelona (2.500 ha, un 0,8 % de l'extensió total).

L'augment de la fragmentació es manifesta en una disminució de la mida de gra del paisatge, amb un increment del 20 % en el nombre de polígons i una disminució d'un 10 % en llur mida mitjana. La combinació d'ambdós factors deixa relativament constant l'abundància d'ecotons al paisatge. En canvi, també es produeix un increment del 10 % en el nombre de polígons per coberta, malgrat que l'augment del nombre total de polígons és molt superior degut al fet que el nombre de cobertes també augmenta un 10 %. L'equitabilitat (o equifreqüència de cobertes) de Shannon (vegeu l'Annex 1) augmenta d'una manera similar i, juntament amb l'augment del nombre de cobertes abans esmentat, això determina un increment del 10 % en la seva diversitat. Així doncs, el paisatge actual de la província de Barcelona és més divers i més fragmentat que el de 1956, probablement a causa d'una diversificació d'usos i del desenvolupament dels paisatges metropolitans especialment diversos i fragmentats. Aquest augment simultani de la fragmentació i de la diversitat de cobertes no comporta una disminució de la connectivitat mitjana de la província, sinó tot el contrari, ja que aquesta augmenta en un 40 % especialment per l'increment de les cobertes forestals. Amb tot, aquest increment de la connectivitat és força desigual entre àmbits geogràfics (fig. 6). En general, s'observa un increment general de la connectivitat a les àrees de muntanya, per la disminució de la diversitat de cobertes associada a l'aforestació. Aquest procés és evident a la dorsal forestal que s'estén des de la serralada Prelitoral central (Sant Llorenç del Munt, Cingles de Bertí, Montseny) fins al Cadí, a través del Lluçanès i diverses serres del Prepirineu. També s'observa un augment de la connectivitat als sectors més forestals de la serralada Litoral (ex. Montnegre-Corredor), però també en d'altres on s'ha donat un abandonament agrícola important (Garraf, serres d'Ancosa i del Montmell). En canvi, hi ha hagut una pèrdua notable de connectivitat a tot l'oest de la província i a les planes litorals (especialment al Garraf i al Baix Llobregat, però també a les estretes planes del Maresme), prelitorals (especialment a la plana del Vallès) i interiors (plana de Vic, pla del Bages i Conca d'Òdena). A bona part de l'interior, aquesta pèrdua de connectivitat es deu a diversos factors que impliquen un increment de la diversitat del paisatge: l'abandonament dels conreus en determinades zones, la urbanització en alguns sectors i, especialment, la desforestació per incendis (són encara visibles, per exemple, els efectes dels incendis del Bages-Berguedà). A les planes,

la pèrdua de connectivitat és un efecte directe de l'increment de la distància de cost i l'efecte barrera associats a la urbanització.

TAULA 2

*Valors mitjans de diverses mètriques del paisatge calculades sobre els mapes de cobertes del sòl de 1956 i 2009 (nivell de llegenda 3) de la província de Barcelona i increment relatiu entre els seus valors mitjans*

	1956	2009	Increment 2009/1956
<b>Fragmentació</b>			
Area mitjana (ha)	14.853,7	13.791,0	0,9
Perímetre total (km)	267.975,5	264.639,5	1,0
Nombre de polígons	286.785,0	344.131,0	1,2
Polígons/Coberta	5.515,1	6.145,2	1,1
<b>Diversitat de cobertes</b>			
Nombre de cobertes	52,0	57,0	1,1
Índex de diversitat de Shannon	2,62	2,89	1,1
Índex d'equitabilitat de Shannon	0,46	0,50	1,1
<b>Connectivitat</b>			
ICT (Log(ha))	1,73	2,42	1,4

Font: Càlculs a partir del MCSC de 2009 i el MCS56\_B.

## 5. EFECTES SOBRE ELS ORGANISMES I ELS SISTEMES NATURALS

### 5.1. *Les principals pressions sobre la biodiversitat associades als canvis d'usos*

Els resultats de l'anàlisi dels canvis en les cobertes del sòl posen de manifest un notable dinamisme en el paisatge dels Països Catalans. Els efectes d'aquests canvis sobre la conservació dels valors naturals són sempre una font de debat, atès que qualsevol canvi de cobertes o d'usos del sòl implica efectes positius sobre alguns organismes i ecosistemes, i negatius sobre d'altres. Petit *et al.* (2001) i Gerard *et al.* (2010) proposaren una classificació d'aquests canvis en diverses pressions sobre la biodiversitat, que permeten sistematitzar una mica aquests efectes. Entre aquestes pressions destaquem les següents per la seva relació amb els canvis en les cobertes del sòl:

a) Aforestació: correspon a la conversió d'hàbitats oberts (conreus, pastures, matollars) cap a boscos, sigui d'una manera espontània o mitjançant accions específiques de reforestació.

b) Desforestació: s'ha distingit la desforestació de l'afeforestació malgrat que es pot considerar que el primer procés és l'invers del segon. Ambdós afecten tanmateix la biodiversitat per vies diferents i això justifica la seva consideració per separat.

c) Abandonament de conreus: inclou el cessament del conreu i la conversió del terreny cap a estadis primerencs de la successió (prats i herbassars). La transició cap a estadis llenyosos més avançats de la successió han estat considerats una extensió mediterrània de l'afeforestació.

d) Urbanització: inclou les transformacions cap a recobriments urbans, però també cap a recobriments relacionats (sistemes viaris, àrees de lleure, zones en construcció, etc).

Una reclassificació *ad hoc* dels canvis en les cobertes del sòl en aquestes pressions als Països Catalans, al Principat de Catalunya i a la regió metropolitana de Barcelona durant les darreres dècades mostra pautes relativament consistents tenint en compte les diferències metodològiques (escala, procés d'obtenció) i d'extensió d'aquests territoris (taula 3). L'afeforestació afecta al voltant del 10 % dels diversos àmbits territorials i és, de llarg, la pressió més important. La urbanització és la segona pressió més important, tot i que la seva importància és molt major en territoris metropolitans com l'àrea de Barcelona (12,6 %) que a Catalunya (3,4%) o a la resta de Països Catalans. La segueixen la desforestació, bàsicament associada als incendis forestals i que afecta entre un 4,5 % i un 7 % del territori, i l'abandonament agrícola —situat entre un 3 i un 4,5 %. Cal constatar, a més, que aquestes quatre pressions representen entre un 23,1 % (als Països Catalans) i un 30,6% (a la regió de Barcelona) del territori total.

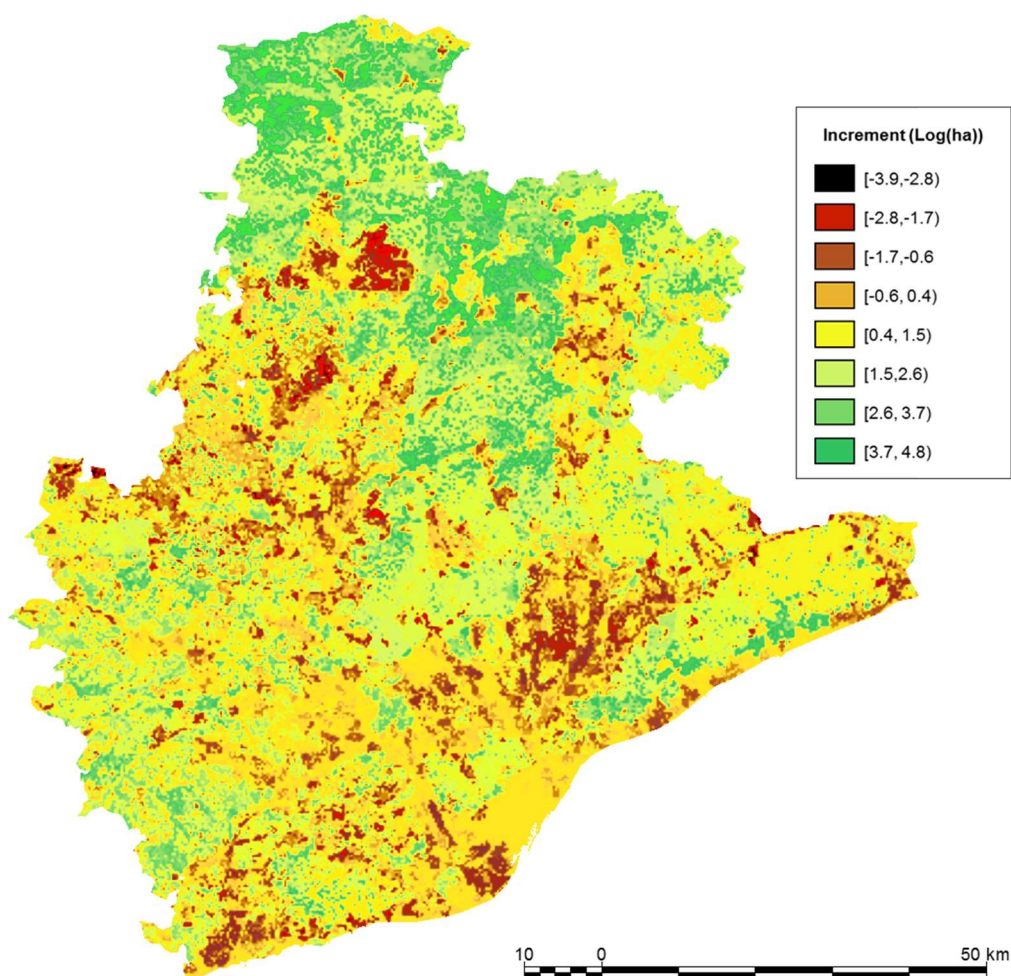


FIGURA 6. Canvis en la connectivitat ecològica entre 1956 i 2009 a la província de Barcelona segons l'Índex de Connectivitat Terrestre (ICT).

TAULA 3

*Extensió, en percentatge, de la superfície total de les principals pressions sobre la biodiversitat obtingudes per reclassificació dels canvis en les cobertes del sòl en tres àmbits geogràfics contrastats durant les darreres dècades. A cada àmbit s'indica el període i la cartografia utilitzada*

	<i>Països Catalans (Mapes CORINE, 1990-2012)</i>	<i>Catalunya (Mapes ICGC-CREAF/UAB 1987-2012)</i>	<i>Àrea metropolitana de Barcelona (MCSC, 1993-2015)</i>
Aforestació	11,85	9,41	9,41
Desforestació	6,22	6,57	4,50
Abandonament	2,95	4,79	4,05
Urbanització	2,09	3,44	12,61
Altres	9,79	5,54	4,55
Sense canvis	67,10	70,25	64,47

Font: CREAF, a partir de cartografia diversa.

Per a la província de Barcelona, la importància d'aquestes pressions es pot analitzar per al darrer mig segle gràcies a l'existència del mapa de cobertes de 1956, i això permet obtenir tendències més robustes. Els resultats (fig. 7; taula 4 de l'Annex 2) mostren un predomini de l'aforestació (16,4 %) i de la urbanització (10 %), per sobre de la desforestació (6,2 %) i l'abandonament agrícola (4,9 %). De nou, aquestes quatre pressions afecten una part considerable del territori (37,5 %). L'aforestació es concentra als massissos del N i el NE, on la pluviometria és més favorable i el risc d'incendi més baix, però també ha afectat sectors importants de les serralades Prelitoral i Litoral sud. Per contra, la desforestació es concentra a l'oest de la província, fruit dels incendis forestals que assolen aquestes comarques d'una manera recurrent (hi destaca, tanmateix, l'efecte d'incendis puntuals, com els del Bages-Berguedà (1994) i el de Granera (2003). L'abandonament agrícola apareix concentrat a les àrees de muntanya mediterrània, en els sectors litoral i prelitoral, on la successió vegetal no avança tan de pressa. Finalment, la urbanització es concentra, òbviament, al litoral i el prelitoral, amb una influència molt important de l'àrea metropolitana de Barcelona. Un treball previ (Basnou *et al.*, 2013) analitzà la distribució geogràfica d'aquestes pressions a la regió metropolitana de Barcelona (l'antiga Regió I), posant de manifest l'existència de gradients de canvi, amb la urbanització concentrada a les àrees baixes i costaneres i l'aforestació i la desforestació en àrees muntanyoses relativament aïllades.

Els canvis recents del paisatge tenen un impacte especialment gran a les regions metropolitanes. La de Barcelona es caracteritza per un increment important de la superfície construïda (urbà, comercial, viari, etc.) acompanyat d'un augment molt més modest de la superfície de bosc i tot plegat en detriment de la superfície agrícola. El resultat és, com ja va dir el doctor Margalef, una «inversió topològica de les pautes del paisatge» (Tello, 2013). Així, la biodiversitat i el funcionament dels ecosistemes metropolitanos queden fortament condicionats per la seva fragmentació en un paisatge molt artificialitzat. La mida escassa de les peces dels fragments d'hàbitats resultants en redueix la capacitat d'acollir espècies i processos ecològics. D'altra banda, la reducció de la mida dels hàbitats augmenta l'efecte marge i, per tant, la influència de l'entorn transformat sobre aquestes peces, cosa que n'incrementa l'alteració per pressions diverses (contaminants, freqüentació, invasions biològiques, etc.). També cal esmentar la important pèrdua de connectivitat ecològica que presenten aquestes clapes, a la qual col·labora l'artificialització de la matriu del paisatge —que incrementa la resistència al



moviment dels organismes— i, especialment, la proliferació d'infraestructures que augmenten l'efecte barrera.

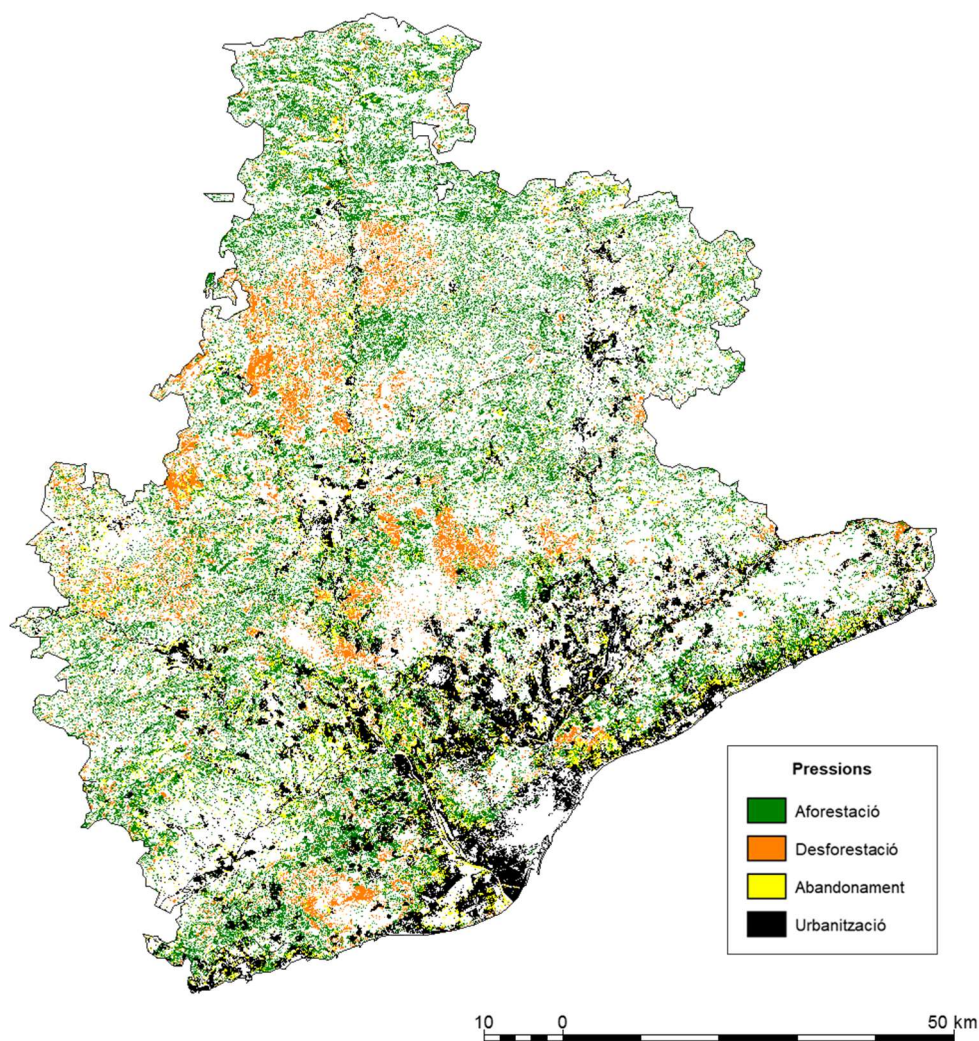


FIGURA 7. Principals pressions sobre la biodiversitat derivades dels canvis en les cobertes del sòl a la província de Barcelona entre 1956 i 2009.

Font: MCS56\_B i MCSC 2009.

Els efectes d'aquests canvis sobre el funcionament dels paisatges metropolitanans són molt notables. Un estudi recent a l'àrea metropolitana de Barcelona (Pino i Guàrdia, 2015) quantifica l'efecte d'aquesta fragmentació avaluant la importància dels anomenats espais intersticials i de marge (EIM). Aquests corresponen a aquells espais de mida reduïda (fins a 100 ha) envoltats —o gairebé— d'àrees construïdes o d'infraestructures de transport, o adjacents a aquestes (situats a menys de 500 m). Per bé que són molt poc funcionals per llur mida, grau d'alteració i situació enmig d'una matriu molt antropitzada, constitueixen més d'un 16 % de la superfície total de l'àrea metropolitana de Barcelona i més d'un 28



% del territori no construït. Aquesta xifra mostra la importància d'aquests espais en un paisatge tant pressionat com el de les àrees metropolitanes, on el desplegament d'una infraestructura verda suficientment robusta i funcional haurà d'incloure totes les peces aprofitables dels diversos tipus de verd (natural, seminatural i urbà).

Un altre treball recent (Pino i Isern, 2018) quantifica la pèrdua de funcionalitat del paisatge del delta del Llobregat entre 1956 i 2005 associada als canvis en les cobertes del sòl. La reducció de la superfície ocupada per hàbitats naturals (boscos, vegetació de maresma i duna) i seminaturals (conreus i erms) comporta la seva fragmentació generalitzada, amb un augment del nombre de clapes i una disminució important de la mida mitjana. Així, els espais naturals i agrícoles del delta es troben cada cop més constrets per les àrees urbanes i industrials i per les infraestructures del samontà i del litoral. Això té efectes notoris sobre la connectivitat ecològica (mesurada també amb l'ICT), que experimenta una caiguda de gairebé un ordre de magnitud (cal recordar que l'escala és logarítmica). Un factor associat a aquest fet és la progressiva desconexió del delta del Llobregat dels eixos de connectivitat regionals (el riu Llobregat i el massís de Garraf-Ordal).

## **5.2. Efectes sobre les poblacions i les comunitats d'organismes**

Aquest dinamisme territorial té efectes molt diversos sobre la conservació dels organismes. En primer lloc, cal destacar els efectes del tancament progressiu del paisatge —per l'abandonament agrícola i el creixement subseqüent de les cobertes llenyoses— sobre les poblacions d'organismes propis d'hàbitats oberts com ara moltes espècies d'ocells i de papallones (Herrando *et al.*, 2016a). El 70 % de les espècies de papallones de Catalunya pateixen reduccions en llurs poblacions, en molts casos a causa d'aquests canvis en el paisatge (Melero *et al.*, 2016). Aquests canvis en el paisatge són també observables a escala més local, per exemple en espais protegits com el Parc Natural del Montseny (Vicente *et al.*, 2013), on s'ha quantificat una disminució del 44 % en l'abundància d'ocells d'hàbitats oberts entre 2002 i 2014 (Herrando *et al.*, 2016b).

Tanmateix, algunes de les extincions associades a aquests canvis no tenen lloc d'una manera immediata, sinó que existeix un cert decalatge entre el canvi en els hàbitats i la substitució d'espècies subseqüent. Aquest decalatge conforma l'anomenat deute d'extinció, que es pot definir com el nombre o proporció d'espècies (en comunitats) o de

poblacions (per a una espècie determinada) que s'extingiran quan s'assoleixi un nou equilibri després d'una pertorbació o un canvi ambiental (Kuussaari *et al.*, 2009; Pino *et al.*, 2011). Cada cop hi ha més evidències que aquest deute d'extinció depèn de la biologia i de la capacitat de dispersió dels organismes (Kuussaari *et al.*, 2009). Guardiola *et al.* (2013) observaren deutes d'extinció en plantes, però no en papallones, en pastures de les muntanyes del sud del Principat sotmeses a un procés de colonització pel bosc. Bagaria *et al.* (2015) i Gamboa-Badilla (2017) observaren que aquest deute persisteix durant dècades, cosa que facilita la persistència d'espècies de prats i matollars a l'interior dels nous boscos, com és el cas de la jonça (*Aphyllanthes monspeliensis*) (Bagaria *et al.*, 2018).

D'altra banda, l'abandonament agrícola i la subsegüent proliferació de cobertes llenyoses són part d'un procés de successió ben conegut als Països Catalans (ex. Folch, 1986; Sans, 1990; Bonet i Pausas, 2004) que ha comportat una recuperació general de la biodiversitat forestal (vegeu-ne dades recents per a ocells i papallones a Herrando *et al.*, 2016). En són exemples molt coneguts els casos del senglar i del cabirol (aquest darrer reintroduït a mitjan anys vuitanta), que han proliferat d'una manera espectacular aprofitant l'abandonament i l'aforestació de molts territoris. Tanmateix, només recentment s'han començat a estudiar els anomenats crèdits de colonització (Jackson i Sax, 2010), o decalatges en l'aparició dels nous hàbitats resultants dels canvis en el paisatge i de l'establiment de les diverses espècies que els són pròpies. Basnou *et al.* (2016) i Gamboa-Badilla (2017) han observat aquests crèdits de colonització en plantes llenyoses als boscos nous apareguts durant el darrer mig segle a la regió metropolitana de Barcelona. Tanmateix, es limiten a les espècies dispersades per vertebrats, i suggereixen que són el resultat de restriccions en la dispersió dels seus propàguls o en la seva germinació i establiment. En un treball efectuat a les muntanyes de Prades, Bagaria *et al.* (2015) confirmen que aquests crèdits de colonització són relativament poc importants per al conjunt de plantes forestals, probablement perquè la llarga història d'aprofitament del bosc ha reduït el nombre d'espècies que podem trobar als boscos preexistents i, per tant, els nous assoleixen ràpidament nivells de riquesa d'espècies similars.

Els efectes d'aquests canvis sobre la biodiversitat metropolitana han estat i són probablement importants, a causa del fort dinamisme i de la important transformació antròpica que suporten aquests territoris. En general, les comunitats biològiques metropolitanes s'empobreixen i se simplifiquen, amb una pèrdua progressiva de les espècies més sensibles i una proliferació de les més generalistes (Guirado *et al.*, 2007). També és especialment rellevant el paper que juguen les espècies exòtiques en aquests

sistemes. El risc d'invasió augmenta notablement en aquests territoris, com s'ha observat a la regió metropolitana de Barcelona pel que fa a les plantes exòtiques (Pino *et al.*, 2005; Clotet *et al.*, 2016). En general, aquest risc depèn del grau d'urbanització i de la freqüència de canvis en les cobertes del sòl (González-Moreno *et al.*, 2013a, 2013b; Basnou *et al.* 2015a; Clotet *et al.* 2016). Fins i tot s'han descrit deutes d'invasió, és a dir, decalatges entre els canvis de cobertes i el subseqüent establiment i expansió de les espècies exòtiques en els nous hàbitats (Clotet *et al.*, 2016). En canvi, les espècies i les comunitats vegetals de major interès sovint es concentren a les àrees menys dinàmiques, com s'ha observat al delta del Llobregat (Pino i Isern, 2018). Així, diverses plantes d'interès de conservació (*Saccharum ravennae*; *Spartina versicolor*) es concentren a les maresmes que s'han mantingut estables durant el darrer mig segle (Pino *et al.*, 2009). En canvi, les espècies més generalistes i les exòtiques més fortament invasores treuen partit d'aquest dinamisme: l'herba de la Pampa (*Cortaderia selloana*) és especialment abundant a les maresmes que havien estat conreades fins a temps recents, cosa que també s'ha observat als aiguamolls de l'Empordà (Domènech *et al.*, 2005).

## 6. EFECTES SOBRE LA PROVISIÓ DE SERVEIS ECOSISTÈMICS: EL NOU PARADIGMA

La concepció ja clàssica del territori que ens proporciona l'ecologia del paisatge s'ha vist recentment enriquida en l'àmbit de la planificació i l'ordenació territorials amb la introducció del concepte d'infraestructura verda, que es pot definir com una xarxa planificada d'espais verds naturals i seminaturals, dissenyada i gestionada per a promoure una ampla provisió de funcions i serveis ecosistèmics (EC, 2013). Així doncs, el concepte d'infraestructura verda incorpora i desplega en l'àmbit de la planificació territorial el concepte de servei ecosistèmic, sorgit a la dècada dels noranta en àmbits relativament acadèmics (Constanza *et al.*, 1997) i utilitzat més recentment en la valoració dels ecosistemes i del capital natural amb iniciatives com el Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity (TEEB, 2010), la Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), l'Ecosystem Services Partnership (ESP) i fins i tot l'Estratègia Europea per a la Biodiversitat (2020). L'adopció dels conceptes d'infraestructura verda i de servei ecosistèmic ha comportat, durant els darrers vint anys, un notable canvi de paradigma en la planificació i gestió dels espais oberts a escala europea. La conservació *per se* del

patrimoni natural, plasmada territorialment en la Xarxa Natura 2000, ha anat cedint terreny cap a una visió més multidimensional que integra també aspectes de funcionament ecològic i de servei a la població. Aquest canvi de paradigma ha estat criticat per determinats autors (per exemple, Basnou *et al.*, 2015b) perquè comporta una perspectiva força antropocèntrica del valor del patrimoni natural. Tanmateix, molts altres la defensen pel seu pragmatisme i perquè ha posat els sistemes naturals al mateix nivell que altres sistemes (teixit urbà, infraestructures, etc.) sobre els quals s'articula la planificació del territori. Amb tot, però, aquest nou paradigma neix envoltat d'incerteses en la seva concepció i plasmació en eines d'avaluació i cartografia útils per a la planificació i la gestió territorials.

Als Països Catalans hi ha actualment diverses iniciatives que miren de dur a terme aquesta transposició dels conceptes de servei ecosistèmic i d'infraestructura verda en els àmbits de la planificació i l'ordenació territorials. Destaca la realitzada a la província de Barcelona dins el marc del SITxell (Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures de la Província de Barcelona; <[www.sitxell.eu](http://www.sitxell.eu)>). Aquesta iniciativa proporciona la bateria més completa, detallada i actual d'indicadors cartogràfics de serveis ecosistèmics per a encarar aquest nou paradigma i en fa un primer exercici d'aplicació (Basnou *et al.*, 2018). Tanmateix, l'anàlisi de les implicacions del canvi territorial en la provisió d'aquests serveis ecosistèmics resta encara en una fase molt preliminar.

En tot cas, l'efecte dels canvis en les cobertes i usos del sòl sobre la provisió de serveis ecosistèmics resta totalment inexplorat. Sovint, només es poden intuir els efectes d'aquests canvis comparant la proporció de cobertes en mapes d'èpoques diferents i inferint-ne la provisió respectiva de serveis ecosistèmics. Tanmateix, existeixen algunes anàlisis específiques centrades en una de les cobertes que proporciona més serveis: el bosc. Vilà-Cabrera *et al.* (2017) analitzaren el servei de segrest de carboni (C) en boscos recents i preexistents combinant les dades de biomassa dels inventaris nacionals segon i tercer (IFN2 i IFN3). Els resultats indiquen que els boscos nous acumulen una biomassa i uns estocs de C similars als dels boscos preexistents, però creixen a una velocitat molt més ràpida perquè sovint es desenvolupen en sòls més profunds i fèrtils (en molts casos sobre antics conreus). En conseqüència, acumulen C en taxes netament superiors (un 25 % més) a les dels boscos preexistents. Així doncs, la contribució d'aquests boscos (que representen aproximadament un 30 % del total de la província de Barcelona) a la provisió de serveis ecosistèmics essencials no és gens irrellevant.

## 7. PROPOSTES D'ACTUACIÓ

Els resultats d'aquest estudi permeten reconèixer un seguit de patrons generals de canvi en el paisatge als Països Catalans, que s'han mantingut amb certes variacions al llarg de les darreres cinc dècades. A partir de la seva anàlisi proposem una sèrie de línies d'actuació.

### 7.1. *Mantenir els mosaics agroforestals*

L'abandonament agrícola ocorregut des dels inicis del segle XX ha comportat la pèrdua de molts dels mosaics agroforestals que havien caracteritzat els paisatges mediterranis tradicionals, ja sigui per la proliferació de les cobertes llenyoses a les principals serralades o per intensificació agrícola i urbanització a les planes. Aquests mosaics, malgrat ser d'origen antròpic, juguen un paper cabdal i complementari als grans espais naturals de les serralades pel que fa a la conservació del patrimoni natural (Santos *et al.*, 2008). Mantenen, a més, un gran nombre d'enclavaments —corresponents a hàbitats amb un grau d'antropització divers— que incrementen la diversitat local d'hàbitats i espècies (Forman, 1995). Tot i això, les xarxes d'espais protegits dels Països Catalans encara no recullen prou bé aquesta realitat. Cal que les figures de planejament incorporin la protecció d'aquests paisatges, tal com fa, per exemple, el Pla Territorial Metropolità de Barcelona (<[http://www.gencat.cat/territori/plans/PTMB\\_aprovacio\\_definitiva/05\\_AVALUACIO\\_AMBIENTAL ESTRATEGICA/05\\_3\\_Memoria\\_ambiental/Memoria\\_Ambiental.pdf](http://www.gencat.cat/territori/plans/PTMB_aprovacio_definitiva/05_AVALUACIO_AMBIENTAL ESTRATEGICA/05_3_Memoria_ambiental/Memoria_Ambiental.pdf)>), que considera com a espais de protecció especial els paisatges de la plana del Vallès i del Penedès, entre d'altres. Però també cal que aquests plans incorporin les mesures territorials i sectorials adequades per a desplegar aquesta protecció d'una manera satisfactòria.

L'homogeneïtzació de les cobertes a les serralades comporta problemes addicionals. Aquesta recuperació pot ser vista com una expressió de l'anomenat *rewilding*, traduït per renaturalització o reassilvestrament. Promogut especialment a Europa i a Nord-Amèrica, consisteix a recuperar els paisatges silvestres previs a la transformació humana, amb la biodiversitat i els processos ecològics propis (<<https://rewildingeuropa.com/>>). *A priori*, pot ser vist com una cosa positiva, per bé que la coexistència d'aquestes àrees naturalitzades amb les àrees antròpiques adjacents pot ser problemàtica. La proliferació

de determinats organismes associats a la recuperació de les cobertes forestals comença a causar problemes diversos com ara afectacions importants en conreus, col·lisions amb vehicles, etc. en algunes àrees agrícoles i periurbanes. És conegut de tots el cas del senglar a moltes àrees dels Països Catalans, però també el del cabirol a bona part de Catalunya i fins i tot de la daina en algunes àrees (Empordà). D'altra banda, la recuperació de les cobertes forestals té lloc en un context d'increment del risc d'episodis de sequera i d'incendi forestal associats al canvi climàtic. La superfície cremada a Catalunya suma més d'un 8,5 % del total entre 1975 i 2009 (6,5 % entre 1986 i 2009; dades ICGC-CREAF/UAB). D'altra banda, comencen a proliferar els episodis de decaïment forestal que arriben a comportar una mortalitat massiva en espècies molt diferents i per causes molt diverses (Carnicer *et al.*, 2011), tot i que relacionades amb el canvi en les condicions ambientals i amb la proliferació del bosc (vegeu <[www.alertaforestal.com/](http://www.alertaforestal.com/)>). Convé reduir la continuïtat i la densitat d'aquestes masses forestals allà on sigui possible, especialment prop de les àrees més humanitzades, per tal d'evitar riscos a la població. Atès l'abandonament generalitzat de l'explotació forestal als Països Catalans, cal que les administracions competents impulsin plans d'ordenació forestal que redrecin aquesta problemàtica, proposant accions a nivell de paisatge i de massa forestal (densitats de plantació, torns de tallada, etc.) destinades a evitar la proliferació dels grans focs i el decaïment generalitzat del bosc. De nou, caldrà dotar aquests plans amb recursos i amb mesures sectorials concretes que en permetin l'execució. En tot cas, caldrà acordar els nous usos dels boscos dels Països Catalans entre els usuaris potencials, per bé que hauran d'incloure necessàriament la conservació de la biodiversitat i la provisió de serveis ecosistèmics.

## **7.2. Assegurar i potenciar la connectivitat ecològica**

Paradoxalment, el manteniment d'aquesta diversitat de cobertes s'ha de fer compatible amb el manteniment de la connectivitat ecològica a escales diverses. Cal assegurar l'existència de corredors regionals que assegurin els fluxos ecològics entre les principals peces de la infraestructura verda dels Països Catalans. Cal evitar la desconexió entre aquestes peces a causa de la progressiva artificialització dels paisatges intermedis; i també cal tenir present que aquestes peces sovint coincideixen amb els grans massissos,

els hàbitats dels quals quedaran progressivament aïllats per llur migració en alçada a causa de l'escalfament del clima a gran part del territori.

A Catalunya, el desenvolupament de conceptes i models al voltant de la connectivitat ecològica té una certa tradició (Mallarach *et al.*, 2008; Mallarach i Germain. 2006), i cal esmentar una primera proposta de Pla Territorial Sectorial de Connectivitat Ecològica que mai s'ha arribat a aprovar. Caldria acabar la feina i aconseguir l'aprovació d'aquest pla, tal com han fet altres territoris ibèrics com Andalusia, amb l'aprovació del seu Plan Director para la Mejora de la Conectividad Ecológica. I caldrà estendre aquesta iniciativa a la resta dels Països Catalans, on la situació és pitjor.

### **7.3. *Integrar els paisatges metropolitanos en el conjunt de la infraestructura verda***

Una altra tendència general en les dinàmiques recents del paisatge als Països Catalans és la consolidació de les àrees metropolitanes existents (Barcelona, València) i l'aparició de noves (Alacant-Elx, badia de Palma, Girona, etc.). El fenomen metropolità caracteritza les dinàmiques territorials del segle XXI arreu i es basa en una expansió difusa (*urban sprawl*) de les cobertes construïdes, que deixen una matriu fortament artificialitzada (Catalán *et al.*, 2008; Pino i Marull, 2012). El resultat és una fragmentació extrema dels hàbitats, tal com posa de manifest la proliferació dels anomenats espais intersticials i de marge (EIM) a l'àrea metropolitana de Barcelona (Pino i Guàrdia, 2015). Amb tot, les àrees metropolitanes dels Països Catalans ocupen sovint àrees estratègiques per a la conservació de la biodiversitat i el manteniment dels fluxos ecològics locals i regionals. Moltes rutes migratòries d'ocells, papallones i quiròpters passen, per exemple, pel litoral central de Catalunya i travessen, per tant, el cor de la regió metropolitana de Barcelona (Pino i Basnou, 2013). Bona part dels principals aiguamolls litorals que resten als Països Catalans poden ser qualificats de metropolitanos (el delta del Llobregat, l'albufera de València, el marjal del Fondo, les salines de Torrevella, etc.), amb els problemes que això comporta per al manteniment dels seus valors naturals. A més, molts d'aquests espais metropolitanos queden al marge dels grans eixos de connectivitat ecològica, com s'esdevé al delta del Llobregat o a la Sèquia Major de Salou.

Cal, per tant, una política decidida d'ordenació territorial que eviti la fragmentació dels espais naturals metropolitanos i l'aparició d'aquests espais intersticials i de marge, petits i escassament funcionals. Eines com el Pla Director Urbanístic (PDU), en curs de

redacció a l'àrea metropolitana de Barcelona, han de servir per a frenar aquesta tendència a la fragmentació. En algunes àrees especialment transformades (com per exemple les valls baixes dels rius Besòs i Llobregat) caldrà posar en marxa polítiques de desfragmentació per tal de recuperar la connectivitat amb la resta de la infraestructura verda en sectors especialment estratègics. Aquestes polítiques s'hauran de concretar en accions sobre el paisatge —recuperant corredors i passeres d'hàbitat—, però també habilitant passos de fauna i eoductes en els sectors més problemàtics. En són exemples les àrees de connexió entre els diversos massissos litorals i entre aquests i la serralada Prelitoral. Aquesta necessitat ja va ser recollida en una iniciativa com l'Anella Verda de la Diputació de Barcelona i, posteriorment, en el Pla Territorial Metropolità de Barcelona.

Tan important com recuperar la connectivitat ecològica és la categorització i el tractament específics dels espais de transició entre el territori construït i els espais naturals adjacents. Aquestes àrees de transició concentren molts problemes ambientals força interrelacionats, com ara la difusió de contaminants i residus, l'elevada freqüentació, la recurrència d'incendis i la proliferació d'espècies invasores. Cal, de nou, incidir en l'ordenació territorial per tal que aquests espais de transició exerceixin realment una acció de tampó i redueixin la incidència d'aquests problemes sobre els espais naturals protegits metropolitans, reforçant, per exemple, les xarxes de parcs metropolitans que redueixin la pressió antròpica sobre els espais naturals. Aquestes àrees de transició són també el lloc idoni per a recuperar els antics gradients d'usos del sòl i potenciar-ne alguns en regressió com ara les ara pastures i els conreus extensius que acullen una elevada biodiversitat. De nou, instruments com el PDU són especialment adients per a aconseguir aquests objectius.

Finalment, cal fer esment de l'interès cada cop més gran que mostren les ciutats per jugar un cert paper en el manteniment de la infraestructura verda del territori i en la conservació de la biodiversitat i dels serveis ecosistèmics associats. Potser un dels exemples més clars és el Pla del Verd i de la Biodiversitat de Barcelona, que pretén desplegar un nou projecte d'infraestructura verda a la ciutat per tal de conservar i millorar el patrimoni natural i obtenir els màxims serveis ambientals i socials del verd urbà i dels espais naturals adjacents (disponible a <http://ajuntament.barcelona.cat/ecologiaurbana/sites/default/files/Pla%20del%20verd%20i%20de%20la%20biodiversitat%20de%20Barcelona%202020.pdf>). És evident que la millora del verd de les ciutats és quelcom desitjable per al manteniment de la biodiversitat als Països Catalans, però cal que aquestes mesures es facin tenint en compte aspectes més funcionals que estètics, assegurant l'establiment i la millora dels fluxos ecològics (dispersió d'organismes, xarxes



tròfiques, etc.) i evitant la proliferació d'espècies exòtiques ornamentals que poden esdevenir invasores. El desplegament d'aquests plans del verd pot ser, tanmateix, una oportunitat per a reconciliar natura i ciutats, un deure pendent arreu.

## REFERÈNCIES

- BAGARIA, G.; HELM, A.; RODÀ, F.; PINO, J. (2015). «Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland-forest change gradient». *Oecologia*, núm. 179 (3), p. 823-834.
- BAGARIA, G.; RODÀ, F.; CLOTET, M.; MÍGUEZ, S.; PINO, J. (2018). «Contrasting habitat and landscape effects on the fitness of a long-lived grassland plant under forest encroachment: Do they provide evidence for extinction debt?». *Journal of Ecology*, núm. 106, p. 278-288.
- 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*, núm. 52, p. 971-980.
- BASNOU, C.; IGUZQUIZA, J.; PINO, J. (2015a). «Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats». *Landscape & Urban Planning*, núm. 136, p. 156-164.
- BASNOU C.; PINO, J.; TERRADAS, J. (2015b). «Ecosystem services provided by green infrastructure in the urban environment». *CAB Reviews*, núm. 10 (4), p. 1-11.
- BASNOU C.; VICENTE, P.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2016). «Of niche differentiation, dispersal ability and historical legacies: What drives woody community assembly in recent Mediterranean forests?». *Oikos*, núm. 125, p. 107-116.
- BASNOU, C.; MAESTRE-ANDRÉS, S.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; PINO, J. (2018). *Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la província de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell). Resum executiu*. Barcelona: Diputació de Barcelona. [Informe inèdit]
- BONET, A.; PAUSAS, J. G. (2004). «Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southern Spain». *Plant Ecol.*, núm. 174, p. 257-270.
- CARNICER, J.; COLL, M.; NINYEROLA, M.; PONS, X.; SÁNCHEZ, G.; PEÑUELAS, J. (2011). «Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, núm. 108 (4), p. 1474-1478.

- CATALÁN, B.; SAURÍ, D.; SERRA, P. (2008). «Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000». *Landscape & Urban Planning*, núm. 85, p. 174-184.
- CLOTET, M.; BASNOU, C.; BAGARIA, G.; PINO, J. (2016). «Contrasting historical and current land-use correlation with diverse components of current alien plant invasions in Mediterranean habitats». *Biological Invasions*, núm. 18, p. 2897-2909.
- COLLINGE, S. K. (2009). *Ecology of Fragmented Landscapes*. Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B. *et al.* (1997). «The value of the world's ecosystem services and natural capital». *Nature*, núm. 387, p. 253-260.
- DOMÈNECH, R.; VILÀ, M.; PINO, J.; GESTI, J. (2005). «Historical land-use legacy and Cortaderia selloana invasion in the Mediterranean region». *Global Change Biology*, núm. 11, p. 1054-1060.
- EC [European Commission] (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 1st Report - Final*. ISBN: 978-92-79-29369-6.
- FAHRIG, L. (2003). «Effects of habitat fragmentation on biodiversity». *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 34, p. 487-515.
- FOLCH, R. (1986), *La vegetació dels Països Catalans*. Barcelona: Ketres.
- FORMAN, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- GAMBOA-BADILLA, N. (2017). *The role of species niche, species dispersal and landscape factors in the assembly of novel woody communities in metropolitan Mediterranean regions*. Tesi doctoral inèdita. Barcelona: Universitat de Barcelona.
- GERARD, F.; PETIT, S.; SMITH, G.; THOMSON, A.; BROWN, N.; MANCHESTER, S.; WADSWORTH, R.; BUGAR, G.; HALAD, L.; BEZAK, P.; BOLTIZIAR, M.; DE BADTS, E.; HALABUK, A.; MOJSE, M.; PETROVIC, F.; GREGOR, M.; HAZEU, G.; MUCHER, C. A.; WACHOWICZ, M.; HUITU, H.; TUOMINEN, S.; KOHLER, R.; OLSCHOFKY, K.; ZIESE, H.; KOLAR, J.; SUSTERA, J.; LUQUE, S.; PINO, J.; PONS, X.; RODÀ, F.; ROSCHER, M.; FERANEC, J. (2010). «Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography». *Progress in Physical Geography*, núm. 34, p. 183-205.

- GONZÁLEZ-GUERRERO, O.; PONS-FERNÁNDEZ, X.; BASSOLS-MOREY, R.; CAMPS-FERNÁNDEZ, F. J. (2019). «Dinàmica de les superfícies de conreu a Catalunya mitjançant teledetecció en el període 1987-2012». *Quaderns Agraris*, núm. 46, p. 59-91.
- GONZALEZ HIDALGO, J. C.; PEÑA ANGULO, D.; BRUNETTI, M.; CORTESI, N. (2016). «Recent trend in temperature evolution in Spanish mainland (1951–2010): from warming to hiatus». *Int. J. Climatol.*, núm. 36, p. 2405-2416.
- GONZÁLEZ-MORENO, P.; PINO, J.; CARRERAS, D.; BASNOU, C.; FERNÁNDEZ-REBOLLAR, I. (2013a). «Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats». *Landscape Ecology*, núm. 28 (5), p. 891-903.
- GONZÁLEZ-MORENO P.; Pino, J.; Gassó, N.; Vilà, M. (2013b). «Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges». *Biological Invasions*, núm. 15 (3), p. 547-557.
- GUÀRDIA, A.; GORDILLO, J.; PINO, J. (2016). *Anàlisi dels canvis en els usos del sòl de Catalunya entre 1956-1957 i 2009, a partir dels mapes de cobertes del sòl del CREAM*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. [Informe inèdit]
- GUARDIOLA, M.; PINO, J.; RODÀ, F.; HUSTON, M. (2013). «Patch history and spatial scale modulate local plant extinction and extinction debt in habitat patches». *Diversity Distrib.*, núm. 19, p. 825-833.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2006). «Understory plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: Effects of patch size, adjacent land use and distance to the edge». *Global Ecology & Biogeography*, núm. 15, p. 50-62.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2007). «Comparing the role of site disturbance and landscape properties on understory species richness in fragmented periurban Mediterranean forests». *Landscape Ecology*, núm. 22, p. 117-129.
- HANSKI, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- HELM, A.; HANSKI, I.; PÄRTEL, M. (2006). «Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation». *Ecology Letters*, núm. 9, p. 72-77.
- HERRANDO, S.; BROTONS, L.; ANTON, M. *et al.* (2016a). «Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data». *Environmental Conservation*, núm. 43, p. 69-78.

- HERRANDO, S.; ANTON, M.; BROTONS, L.; GUINART, D. (2016b). «La pérdida de biodiversidad por abandono rural en el LTER Montseny cuantificada a partir del monitoreo de aves». *Ecosistemas*, núm. 25, p. 58-64.
- JACKSON, S. T.; SAX, D. F. (2010). «Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover». *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 25, p. 153-160.
- KUUSSAARI, M.; BOMMARCO, R.; HEIKKINEN, R. K.; HELM, A.; KRAUSS, 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*, núm. 24 (10), p. 564-571
- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. (2004). «Historical landscape connectivity affects present plant species diversity». *Ecology*, núm. 85, p. 1840-1845.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: 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.
- MALLARACH, J. M.; MARULL, J.; PINO, J. (2008). «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*, núm. 51, p. 113-128.
- MARULL, J.; TELLO, E.; BAGARIA, G.; FONT, X.; CATTANEO, C.; PINO, J. (2018). «Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate». *Science of The Total Environment*, núm. 619-620, p. 1272-1285.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment] (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington DC: World Resources Institute, p. 86.
- MELERO, Y.; STEFANESCU, C.; PINO, J. (2016). «General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits». *Biological Conservation*, núm. 201, p. 336-342.
- MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. (2011). «Global forest transition: prospects for an end to deforestation». *Annu. Rev. Environ. Resour.*, núm. 36, p. 343-371.

- NAVEH, Z. (1991). «Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographical science». *Landscape Ecology*, núm. 5, p. 65-73.
- PEÑA, J.; POVEDA, R. M.; BONET, A.; BELLOT, J.; ESCARRÉ, A. (2005). «Cartografía de las coberturas y usos del suelo de la Marina Baixa (Alicante) para 1956, 1978 y 2000». *Investigaciones Geográficas*, núm. 37, p. 93-107.
- PETIT, S., FIRBANK, L., WYATT, B., HOWARD, D. (2001). «MIRABEL: models for integrated review and assessment of biodiversity in European landscapes». *Ambio*, núm. 30 (2), p. 81-88.
- 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.; RODÀ, F.; GUIRADO, M. (2003). «La ecología del paisaje y la gestión de la matriz de espacios abiertos». A: *CUIMPB. El paisaje y la gestión del territorio: Incorporación de criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo*. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- PINO, J.; FONT, X.; CARBÓ, J.; JOVÉ, M.; PALLARÈS, L. (2005). «Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain)». *Biological Conservation*, núm. 122, p. 339–350.
- PINO, J.; VILÀ, M.; ÀLVAREZ, 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*, núm. 12, p. 119-130.
- 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.; MARULL, J. (2012). «Ecological networks: Are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain)». *Land Use Policy*, núm. 29, p. 684-690.
- PINO, J.; BASNOU, C. (2013). *Diagnosi de l'estat de conservació de la biodiversitat a l'àrea metropolitana de Barcelona*. Barcelona: Barcelona Regional: Àrea Metropolitana de Barcelona [en línia].  
<https://issuu.com/ambcomunicacio/docs/biodiversitat>. [Consulta: 7 març 2019]
- PINO, J.; GUÀRDIA, A. (2015). *Primera caracterització ecològica dels espais intersticials i de marge de l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. Barcelona: Àrea Metropolitana de Barcelona [en línia].

- <http://www3.amb.cat/repositori/PSAMB/Estudis/Estudi%20EIM.pdf>>. [Consulta: 7 març 2019]
- PINO, J.; ISERN, R. (2018). «El paisatge funcional i el mosaic dels ecosistemes terrestres». A: GERMAIN, J.; PINO, J. (ed.). *Els sistemes naturals del delta del Llobregat*. Barcelona: Institució Catalana d'Història Natural (en premsa).
- PONS, A. (2003). «Evolució dels usos del sòl a les Illes Balears. 1956-2000». *Territoris*, núm. 4, p. 129-145.
- SANS, F. X. (1990). «La dinàmica de la vegetació a partir dels conreus abandonats a la comarca de les Garrigues». Lleida: Institut d'Estudis Ilerdencs.
- SANTOS, K. C.; PINO, J.; RODÀ, F.; GUIRADO, M.; RIBAS, J. (2008). «Beyond the reserves: the role of non-protected rural areas for avifauna conservation in the metropolitan area of Barcelona (NE of Spain)». *Landscape & Urban Planning*, núm. 84, p. 140-151.
- TEEB [The Economics of Ecosystems and Biodiversity] (2010). *Ecological and economic foundation*. Cambridge: Earthscan.
- TELLO, E. (2013). «La transformació històrica del paisatge entre l'economia, l'ecologia i la història: Podem posar a prova la hipòtesi de Margalef?». *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, núm. 75, p. 195-221.
- TULLA, A. F.; SORIANO, J. M.; PALLARÈS, M.; VERA, A. (2003). «La transformació del model agrari en àrees de muntanya». *Espais*, núm. 49, p. 82-97.
- TURNER, M. G. (2005). «Landscape ecology: what is the state of the science?». *Ann Rev Ecol Systemat*, núm. 36, p. 319-344.
- VICENTE, P.; BASNOU, C.; ISERN, R.; ÀLVAREZ, E.; PINO, J. (2013). «Canvis recents (1956-2006) en les cobertes del sòl i fragmentació dels hàbitats oberts al Parc Natural del Montseny». A: *VIII Monografies del Montseny*. Barcelona: Diputació de Barcelona, 72-84.
- VILÀ-CABRERA, A.; ESPELTA, J. M.; VAYREDA, J.; PINO, J. (2017). «“New Forests” from the Twentieth Century are a Relevant Contribution for C Storage in the Iberian Peninsula». *Ecosystems*, núm. 20, p. 130-143.

## Annex 1: Detalls del càlcul de determinats indicadors del paisatge

### Diversitat de cobertes

S'ha mesurat a partir de l'índex de diversitat de Shannon que integra la riquesa i la freqüència relativa de cobertes,

$$H = - \sum p_i \cdot \log_2(p_i)$$

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. També s'ha obtingut l'índex d'equitabilitat de Shannon dividint la diversitat entre el seu màxim teòric (equivalent al logaritme en base 2 del nombre de cobertes).

### Connectivitat ecològica

S'ha fet servir l'ICT, una variant de l'índex de connectivitat de Hanski (1999) que, des d'una perspectiva metapoblacional, calcula la connectivitat per a cada punt del territori en funció de la tipologia, la mida i la distància funcional de les diverses clapes de l'hàbitat  $i$  (focal) i dels hàbitats afins.

$$ICT = \sum_j a_h A_{ij} e^{-\delta_j}$$

on  $A_i$  correspon a la superfície de les diverses clapes ( $j$ ),  $a_h$  és l'afinitat de l'hàbitat focal amb les diverses clapes, que pertanyen a l'hàbitat focal ( $a_h = 1$ ) o a d'altres ( $a_h < 1$ , amb valors diversos), i  $\delta_i$  és la distància de cost amb les clapes dels diversos hàbitats, resultant de ponderar la distància física amb la impedància o cost de desplaçament per a cada tipus d'hàbitat (que serà mínima per a l'hàbitat focal). L'índex es calcula independentment per als principals tipus d'hàbitats ( $i$ ) més rellevants per a la connectivitat (boscors, matollars, prats, roquissars i sòl nu, conreus herbacis de secà, conreus herbacis de regadiu, conreus llenyosos de secà, conreus llenyosos de regadiu i vegetació d'aiguamoll i ribera) obtinguts per reclassificació del MCSC, i després s'obté el valor mitjà per a cada punt del territori a partir dels valors dels diversos hàbitats. El valor final es mostra transformat a logaritmes i expressa la disponibilitat funcional (en unitats de superfície) del territori per a establir connexions amb cada punt focal. Aquest ICT s'ha calculat per separat per als mapes de 1956 i 2009, i finalment s'ha obtingut la diferència entre ells.



## Annex 2: Dades de les figures 2, 3, 5 i 7

TAULA 1 (fig. 2)

*Percentatge de les principals cobertes del sòl per a 1990 i 2012 i del seu increment relatiu (respecte de la superfície) en cada territori dels Països Catalans*

<i>1990</i>	<i>Bosc</i>	<i>Matollar-prat</i>	<i>Conreus i mosaics</i>	<i>Construït</i>	<i>Altres</i>
L'Alguer	14,7	16,7	62,8	4,0	1,8
Andorra	50,1	26,3	0,7	0,7	22,3
Catalunya	32,8	22,0	39,3	3,7	2,3
Catalunya Nord	32,9	29,1	26,8	3,8	7,3
Franja de Ponent	27,1	26,3	40,9	0,1	5,6
Illes Balears	19,6	16,8	58,1	3,5	2,0
País Valencià	14,3	35,7	46,3	2,5	1,1
Països Catalans	25,4	26,9	42,1	3,0	2,6
<i>2012</i>					
L'Alguer	12,3	20,4	60,5	5,0	1,8
Andorra	55,3	26,5	0,7	0,8	16,8
Catalunya	40,3	20,0	33,0	4,5	2,1
Catalunya Nord	33,3	29,1	25,1	5,1	7,4
Franja de Ponent	34,1	23,6	37,3	0,3	4,7
Illes Balears	23,3	16,8	50,9	5,4	3,5
País Valencià	19,4	37,4	35,5	5,3	2,4
Països Catalans	31,4	26,4	34,8	4,6	2,9
<i>2012-1990</i>					
L'Alguer	- 2,4	3,7	- 2,3	1,0	0,0
Andorra	5,2	0,2	0,0	0,1	- 5,5
Catalunya	7,6	- 2,0	- 6,2	0,9	- 0,3
Catalunya Nord	0,4	0,0	- 1,7	1,3	0,0
Franja de Ponent	7,0	- 2,7	- 3,6	0,2	- 0,9
Illes Balears	3,6	0,1	- 7,2	1,9	1,6
País Valencià	5,1	1,6	- 10,8	2,9	1,2
Països Catalans	6,0	- 0,5	- 7,3	1,6	0,3

Font: Reclassificació dels Mapes CORINE Land Cover i CCI-LandCover map de l'ESA (Andorra).

TAULA 2 (fig. 3)

*Percentatge de les principals cobertes del sòl a Catalunya el 1987 i el 2012 i increment (en % respecte al total del territori) entre ambdues dates*

<i>Cobertes</i>	<i>1987</i>	<i>2012</i>	<i>2012-1987</i>
Bosc	30,1	32,7	2,6
Bosquines i prats	28,6	29,6	1,1
Conreus	34,2	29,3	- 4,9
Construït	2,7	5,5	2,8
Altres	4,4	2,9	- 1,5

Font: ICGC-CREAF/UAB.

Taula 3 (fig. 5)

*Percentatge de les principals cobertes del sòl a l'Àrea Metropolitana de Barcelona i àmbit adjacent als anys 1993 i 2015 i increment (en % del total del territori) entre ambdues dates*

<i>Cobertes</i>	<i>1993</i>	<i>2015</i>	<i>2015-1993</i>
Bosc	26,4	30,3	3,9
Matollars i prats	20,5	17,8	- 2,7
Conreus	21,3	12,6	- 8,8
Aigua i aiguamolls	0,4	0,6	0,2
Roques	0,1	0,2	0,1
Construït	27,8	35,3	7,5
Altres	3,4	3,2	- 0,2

Font: MCSC.

TAULA 4 (fig. 7)

*Principals pressions sobre la biodiversitat derivades dels canvis en les cobertes del sòl a la província de Barcelona entre 1956 i 2009*

<i>Pressió</i>	<i>Província de Barcelona (1956-2009)</i>
Aforestació	16,4
Desforestació	6,2
Abandonament	4,9
Urbanització	10,0
Altres	2,6
Sense canvis	59,9

Font: MCS56\_B i MCSC 2009.