

Metodologia

RECOLLIDA DE DADES

Organització general de l'Atlas

El 1997, coincidint aproximadament amb els 20 anys de la realització de l'Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra 1975-1983, l'ICO va començar a sondejar diversos ornitòlegs i entitats per tal de posar en marxa un nou Atlas dels ocells nidificants de Catalunya així com a dissenyar les possibles metodologies per a la recollida de dades i el seu tractament. En el cas de la distribució no van sorgir dubtes importants, ja que la idea era seguir el mateix reticle UTM de 10×10 km utilitzat en l'anterior atlas, per tal de poder comparar directament les àrees d'ocupació descrites per a cada una de les espècies analitzades. El problema principal va sorgir a l'hora de plantejar una metodologia adient però alhora prou senzilla per crear mapes on es poguessin representar les variacions en abundància de les espècies a través del territori. Com que per resoldre aquesta qüestió es podien entreveure diferents solucions, amb requeriments tècnics de complexitat creixent, la decisió final depenia, de fet, del grau de professionalització del projecte. Es van plantejar dues possibilitats per realitzar l'Atlas: que fos fet per un grup reduït d'ornitòlegs professionals o bé que fos un projecte col·lectiu amb un alt grau de participació. Tot i que la formació i coneixements mitjans dels participants fos menor, es va optar per la segona de les possibilitats. Malgrat requerir un esforç de coordinació i una tasca de processament i filtratge de dades molt superior, es considera que el fet d'implicar tot el col·lectiu dels ornitòlegs en el projecte podia actuar com un revulsiu important per a l'ornitologia catalana. És per això que es va esmerçar un esforç considerable en la tasca d'engrescar el màxim nombre d'ornitòlegs en el projecte i d'incentivar la prospecció de la màxima superfície possible de forma voluntària. Amb això es pretenia que el conjunt dels ornitòlegs es fessin més seu l'Atlas i se sentissin més responsables dels resultats. Com s'ha comentat, aquesta decisió va tenir un pes important a l'hora de dissenyar la metodologia. Així, es va intentar que aquesta no fos un obstacle per fomentar la participació, mentre que alhora havia de ser útil i prou estandaritzada per permetre generar mapes d'abundància i estimes de l'esforç de mostreig prou fiables. Amb aquest objectiu es va decidir realitzar una enquesta als ornitòlegs de Catalunya sobre la intensitat i complexitat del mostreig. Inicialment es van plantejar tres possibilitats:

- Prospectar de forma genèrica els quadrats com a l'atles anterior.
- Realitzar estacions de cens de durada controlada on només s'anotessin les espècies detectades sense tenir en compte el nombre d'exemplars de cadascuna d'elles.
- Realitzar estacions de cens de durada controlada on es comptés el nombre d'exemplars de cada espècie contactada.

Donat que una part important dels enquestats no semblaven atrevir-se *a priori* a realitzar cap tipus de comptatge (un 40% de les 95 enquestes rebudes), es va optar per realitzar censos de durada controlada on només es tingués en compte la presència o absència de les espècies en la zona d'interès. En aquest cas, les abundàncies relatives es podrien obtenir no a partir del nombre de contactes de cada espècie, sinó indirectament, a partir del percentatge de freqüència de contactes en una zona determinada. Amb això es pretenia, a més, minimitzar un possible efecte ornitòleg, donat que sobretot en les espècies poc conspicues o majoritàriament de detecció auditiva, es poden produir grans diferències en les estimes numèriques per diferències en l'experiència dels observadors (Bibby *et al.* 2000). Aquest fet permetia, per tant, limitar també els biaixos entre ornitòlegs, ja que n'hi havia prou amb detectar una vegada cada espècie, i els ornitòlegs es podien centrar a buscar o intentar identificar les espècies que els faltaven, sense haver d'estar pendents de nous contactes de les espècies ja prèviament detectades. Aquest fet afavoria la implicació dels ornitòlegs novells en el projecte, cosa que els permetia formar-se per poder, en un futur, col·laborar en altres projectes de major complexitat.

Durant el primer trimestre de 1999 es va acabar de posar a punt la metodologia, es van elaborar els mapes de les diferents zones de mostreig, les fitxes de camp i la base de dades de l'Atlas. També es va fer un esforç

Methodology

DATA COLLECTION

General organisation of the Atlas

In 1997, to coincide with the 20th anniversary of the Atlas of the Breeding Birds of Catalonia and Andorra 1975-1983, the ICO contacted a number of ornithologists and organisations with a view to producing a new, up-to-date atlas of the breeding birds of Catalonia. First of all, the methodology to be employed in the gathering, handling and analysis of the data had to be agreed upon. It was decided to use the same 10×10 UTM grid as was employed in the previous atlas to allow direct spatial comparisons between species to be made. However, an appropriate and at the same time simple methodology that would depict spatial variations in species' abundance throughout the study area was still needed. Detailed quantitative mapping of species' distribution and abundance can be carried out using methodologies of variable complexity and the choice of methodology depends on the degree of professionalism present in the data collection work. We felt that there were two possible approaches: field work could be carried out either by a small number of professional ornithologists or by a group of volunteers working on a collective project characterised by a high levels of participation. The second option was chosen, even though the overall knowledge and skills of participants would be lower. Despite the fact that this would imply the need for greater coordination and data processing and screening, it was thought that this type of participative project would be an important stimulus for ornithology in Catalonia. Thus, the intention was from the beginning to recruit the highest possible number of volunteers and to encourage them to cover as much ground as possible. The idea was to fully involve volunteers in the project and to make them feel personally responsible for the accuracy of the overall results. With this in mind, a methodology was designed that avoided any complications that might discourage volunteers and used methodological standardisation to create reliable abundance maps and sampling effort estimates. An opinion poll on the intensity and complexity of the methodology was conducted among Catalan ornithologists, who were asked to choose between three options:

- Simple sampling of 10×10 UTM squares as in the previous atlas (no time limit in a given square).
- Timed censuses only recording the presence of contacted species without any quantitative estimation of the number of individuals present while conducting the censuses.
- Timed censuses in which the number of individuals contacted is recorded.

*In all, 40% out of the 95 questionnaires returned preferred option 2 and so this sampling method was selected. Using this methodology, relative abundances could be obtained indirectly from the detection frequency of the species in a given area (i.e. a 10×10 UTM square), rather than by directly counting individuals. This also tended to minimise the effects of the observer on the data, since with, above all, the less detectable species or species largely contacted by call or song, significant differences may arise in quantitative estimates due to differences in observer experience and skills (Bibby *et al.* 2000). This sampling method reduces the influence of the observer because when a species has been detected once, the observer can then focus on searching for new species without having to be alert for further contacts with previously detected species. This methodology favoured the participation of inexperienced ornithologists and provided an opportunity to train them for more complex future projects.*

During the first part of 1999 the atlas field methodology was finally finished. Maps and record sheets were drawn up for each 10×10 UTM square in Catalonia and the finishing touches were put to the database management software. Finally, a great deal of energy was spent publicising the project and encouraging as many ornithologists as possible to volunteer in order to cover the whole of Catalonia.

Study area and grid

*Unlike the first atlas (carried out between 1975 and 1983), which included Andorra and areas within Aragon and France in cross-border squares (Muntaner *et al.* 1984), in the present atlas the study area was strictly limited to the administrative territory of Catalonia. In those border squares in*

molt important per divulgar el projecte i engrescar el màxim nombre d'ornitòlegs possible, així com per incentivar la prospecció de tota la superfície de Catalunya de forma voluntària.

Àmbit d'estudi i reticle considerat

A diferència del primer atlas, realitzat entre els anys 1975 i 1983, que englobava Andorra, la franja aragonesa de ponent i una part del territori francès inclòs en quadrats fronterers (Muntaner *et al.* 1984), l'àmbit d'estudi del present Atlas es va cenyir estrictament al territori administrativament català. No només no es va estudiar cap quadrat que no inclogués Catalunya, sinó que en els quadrats fronterers, quan una porció pertanyia a l'Aragó, al País Valencià, a Andorra o a França, només es va prospectar la part administrativament catalana fins a la línia de frontera. El reticle o quadrícula utilitzat per a la recollida de dades ha estat l'UTM *Universal Transverse Mercator*, subdividit en quadrats de 10×10 km, que a Catalunya correspon a la projecció del fus 31T (Figura 1). La base cartogràfica utilitzada tant per al treball de camp com per a la delimitació dels quadrats han estat els mapes 1:50.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya.

El total de quadrats UTM 10×10 prospectats en el present Atlas ha estat de 385, tots els que contenen alguna part del territori de Catalunya, si exceptuem el quadrat CG07, que té una superfície inferior a una hectàrea. En l'atles de 1975-1983 es van estudiar 392 quadrats de 10×10 km incloent, com s'ha comentat, alguns quadrats situats més enllà de Catalunya. Cal mencionar que en l'Atlas actual s'ha exclòs el quadrat CF54 de tots els càlculs. Aquest quadrat correspon a 350 m d'espigó del port de Tarragona de 2 ha de superfície, que es va prospectar amb el resultat de 0 espècies nidificants. Aquest quadrat és nou respecte del primer atlas, ja que la construcció d'aquest espigó es va projectar el 1982 i va finalitzar l'any 1990. Respecte a l'atles de 1975-1983, també cal esmentar que s'han afegit 2 nous quadrats que no es van considerar en el primer atlas, probablement perquè incloïen només una porció ínfima de Catalunya. Són el BE88, que inclou un sector d'1,5 km² al sud d'Alcanar, en contacte amb la província de Castelló, i el CH34, que inclou un sector de 3 km² a la serra del Mahl de Bolard, que fa frontera amb el Pirineu francès. A banda del CF54 i el CG07 esmentats abans, el quadrat prospectat que ha inclòs menys territori català ha estat el BG72, fronterer amb l'Aragó, amb una superfície dins de Catalunya de només 0,2 km².

Durada del projecte

El treball de camp es va realitzar entre els anys 1999 i 2002. Durant els tres primers anys la prospecció va ser realitzada exclusivament per voluntaris, que van realitzar totes les activitats de prospecció i cens de forma totalment altruista. Només el darrer any es va incorporar un equip de 6 ornitòlegs que, de forma semiprofessional, es van dedicar a cobrir els buits que els observadors voluntaris havien deixat. L'anàlisi de les dades i l'elaboració dels continguts de l'Atlas van ser iniciades un cop es va acabar el treball de camp, i s'han perllongat per un espai de 2 anys més.

criteris per a la consideració d'espècies i taxonomia

En el present Atlas s'han considerat totes les espècies detectades en llibertat a Catalunya durant el període de recollida de dades, amb independència del seu origen. Així, s'han inclòs tant les espècies autòctones com les al·lòctones, en el cas català majoritàriament d'origen exòtic, ja siguin establertes o no. La inclusió d'espècies exòtiques no establertes de manera definitiva es deu a la possibilitat que en el futur puguin arribar a establir poblacions consolidades a Catalunya i, per tant, que hi hagi dades disponibles del seu procés de colonització. Entre altres casos, s'ha d'esmentar que en el present Atlas també s'han recollit totes les dades de colom roquer, espècie que no va ser considerada a l'antic atlas tot i ser un reproductor abundant i estar àmpliament distribuït arreu del país, per haver estat considerada una espècie d'origen domèstic.

Les espècies reproductores que figuren al cos principal del llibre són aquelles autòctones de les quals s'ha enregistrat qualsevol indici de reproducció durant el període de mostratge de l'Atlas (1999-2002). En el cas de les espècies exòtiques, s'han inclòs en el cos principal aquelles de les quals s'han enregistrat casos de reproducció probable o segura i s'ha

which a part of the square lay outside Catalonia, the surveyed area was restricted to the Catalan portion of the square. The grid employed for data collection was the UTM *Universal Transverse Mercator* subdivided into 10×10 km squares. Catalonia corresponds to zone 31T (Figure 1). The cartographical information used for conducting field work and marking out squares was taken from the 1:50,000 maps of the Catalan Cartographic Institute (ICC).

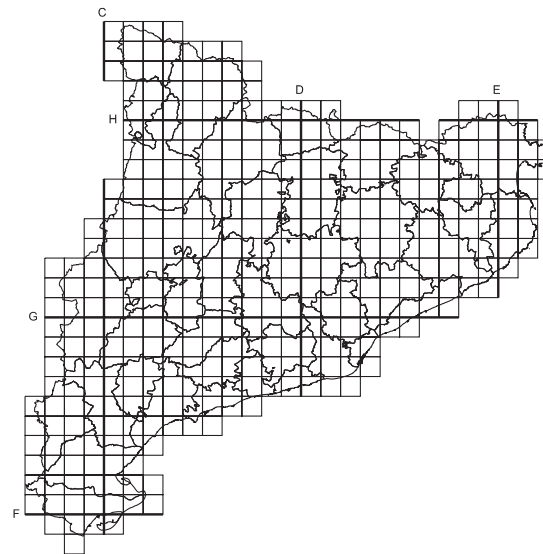


Figura 1. Reticle o quadrícula UTM utilitzat per representar les dades obtingudes en el present Atlas. Els quadrats tenen 10 km de costat.

Figure 1. UTM grid employed for plotting data gathered for this atlas. Square size is 10×10 km².

A total of 385 10×10 UTM squares were surveyed for this atlas: that is, every square covering a part of Catalonia except for the square CG07, which has less than 1 ha within Catalonia. In the 1975-1983 atlas, 392 10×10 UTM squares were completely surveyed, including the whole of the cross-border squares with a part of their surface area outside Catalonia, as mentioned above. It should be noted that square CF54 was excluded from analyses in the current atlas since it corresponds to 350 m of the artificial breakwater in Tarragona harbour, covering only 2 ha, and where no breeding species were detected. This square was not included in the previous atlas either since the breakwater was not built until 1990. It is also worth noting that two new squares were added to the present atlas (they were not included in the previous atlas, probably because of the minimal part of Catalan territory they cover). These are BE88, which consists of 1.5 km² south of the village of Alcanar near the border with the province of Castelló, and CH34, consisting of 3 km² of the Mahl de Bolard mountain range on the French border in the Pyrenees. Aside from CF54 and CG07, the square with the smallest surveyed area was BG72 on the Aragonese border, which contains only 0.2 km² of Catalan territory.

Project duration

The field work was conducted in the period 1999-2002. Sampling was exclusively carried out by volunteers in a totally altruistic fashion during the first three years. During the last year of sampling, a team of six ornithologists working semi-professionally covered the gaps left by the volunteers. Data analysis and the writing of the texts began as soon as the field work was completed and took two years.

Criteria for species inclusion and taxonomy

Regardless of their origins, all species detected in the wild in Catalonia during the sampling period have been included in this atlas. Thus, both autochthonous and allochthonous (largely exotic) species, established or otherwise,

detectat una presència d'individus constant al llarg del període 1999-2002. S'han descartat del cos principal, en canvi, les espècies exòtiques de reproducció ocasional que no hagin estat observades de forma regular al llarg dels quatre anys d'estudi. Aquestes espècies han estat incloses en un segon bloc d'espècies complementàries. En aquest grup d'espècies també s'han inclòs aquelles que només s'han reproduït en el període que hi ha entre els dos atles (1984-1998). Finalment, també s'han inclòs com a complementàries les espècies de presència estival de les quals no s'han enregistrat evidències de reproducció durant el període 1984-2002. En síntesi, com a espècies complementàries tenim, doncs, espècies exòtiques de nidificació ocasional, ocells estivals no reproductors i antics reproductors. No s'han inclòs en cap apartat del llibre les espècies que a l'antic atlas ja es van tractar com a extingides a Catalunya (Muntaner *et al.* 1984).

Pel que fa a la taxonomia i a la nomenclatura, s'ha seguit la llista patró del Comitè avifaunístic de Catalunya (CAC 2003), en una nova versió que incorpora les modificacions aconsellades per l'Association of European Records and Rarities Committees (AERC TAC 2003). Quant a les espècies exòtiques, que no es troben incloses en les recomanacions d'aquest comitè, s'ha adaptat la nomenclatura i seqüència de Clements (2000a).

Metodologia de mostratge

Cada responsable d'un quadrat UTM 10×10 es va encarregar de prospeccar-lo en la seva totalitat de forma adequada. Durant aquesta prospecció calia detectar visualment o auditivament el màxim nombre d'evidències de cria de les espècies presents. És per això que es va demanar als responsables que es prestés una especial atenció a la prospecció de tots els hàbitats presents al quadrat, encara que fossin minoritaris, perquè passés despercebut el mínim nombre d'espècies possible.

L'assignació dels quadrats UTM 10×10 va ser dirigida amb l'objectiu de garantir la màxima cobertura del territori. A cada col·laborador es demanava per quins sectors tenia preferència i dins aquests s'intentava que s'encarregués d'algun dels quadrats no assignats prèviament. A aquelles persones que no mostraven una preferència clara se'ls va demanar que s'encarreguessin d'algun quadrat en aquells sectors amb menor presència d'ornitòlegs. En cas que un col·laborador només pogués fer algun quadrat que ja estava assignat, se li permetia igualment que el fes per tal que pogués participar en el projecte. És per això que alguns dels quadrats UTM 10×10 al final poden haver estat realitzats per més d'una persona. A cada col·laborador se li facilitaven les fitxes i el mapa a escala 1:50.000 corresponent del seu quadrat UTM 10×10, així com un CD amb els cants i les veus del gruix d'espècies reproductores que a Catalunya poden ser identificades auditivament (Matheu 2001). En general, no es va assignar a cada col·laborador més d'un quadrat per any per evitar possibles contratemps derivats de l'excessiu treball de camp. De forma excepcional, alguns espais naturals protegits, com és el cas del Parc Natural del Delta de l'Ebre, el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i, parcialment, el Parc Natural del Cadí-Moixeró i el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt van ser coberts pel mateix personal del parc.

Totes les dades aportades per un ornitòleg en qualsevol quadrat del qual no n'era el responsable van ser considerades dades complementàries. Aquest sistema no estandarditzat de recollida de dades va ser molt útil de cara a no deixar perdre qualsevol indici de reproducció o presència estival que, durant les habituals sortides al camp dels ornitòlegs, es poguessin detectar. Aquells sectors més deficientment coberts pel sistema d'assignació general es donaven a conèixer públicament mitjançant els mitjans de contacte habituals de l'ICO (vegeu apartat *Circulars de contacte*) per incentivar així la recollida de dades complementàries en aquests sectors.

have been included. Non-established exotic species have been included due to the fact that their populations may stabilise in Catalonia in the future: data regarding these colonisation processes may prove to be very useful. It is worth mentioning that data on Rock Pigeons was collected for the present atlas but not for the previous atlas because, even though it is an abundant species that breeds throughout Catalonia, it was considered to be a species of domestic origin.

*The breeding species that appear in the main part of the book are all autochthonous species for which some breeding evidence was gathered during the sampling period (1999-2002); the exotic species appearing in this part of the book are those for which there is evidence of breeding and continuous presence during the period 1999-2002. On the other hand, exotic species showing occasional evidence of breeding that were not regularly observed within the sampling period are not included. These species have been included in the Complementary Species section, which covers those species that only bred during the period between the two atlases (1984-1998). Finally, this section also includes summering species that did not show any evidence of breeding within the period 1984-2002. In short, the complementary species are: exotic species that occasionally breed, summer non-breeding species and species that once bred. This book does not discuss any species that were already considered to be extinct in Catalonia by the previous atlas (Muntaner *et al.* 1984).*

The taxonomy and nomenclature follow a new version of the list used by the Catalan Avifauna Committee (Comitè avifaunístic de Catalunya, CAC 2003) incorporating the recommendations of the Association of European Records and Rarities Committees (AERC TAC 2003). For the exotic species that do not appear in these recommendations, the nomenclature and sequence proposed by Clements (2000) has been adopted.

Sampling methods

Each observer responsible for a 10×10 UTM square had to survey the whole square. The aim of the sampling methodology was to detect either by sight or by sound the maximum amount of evidence of breeding for all the species present. To do this, the observers were asked to try to survey all habitats, even minority ones, present within their square in order to avoid overlooking any species.

The assignment of the 10×10 UTM squares was aimed at guaranteeing that the territory was covered as thoroughly as possible. Volunteers were asked which areas they preferred to survey and were then given a series of 10×10 UTM squares still to be assigned to choose from. Those not showing a geographical preference were asked to survey one of the squares with a low density of ornithologists. If a volunteer could only survey a square that had already been assigned, then he/she was still accepted as a participant in the project. For this reason, some 10×10 UTM squares were surveyed by more than one person. Each volunteer received field sheets, the 1:50,000 map corresponding to their UTM 10×10 square and a CD with the songs and calls of the majority of breeding species that can be identified by voice in Catalonia (Matheu 2001). In general, each volunteer was only assigned one square per year in order to avoid problems caused by an excess of field work. Exceptionally, some protected natural areas such as the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park and the Ebro Delta Natural Park and, partially, the Cadí-Moixeró and Sant Llorenç del Munt Natural Parks were surveyed by the park's own staff.

Data recorded by any ornithologist in a square other than the one he/she was responsible for was considered to be complementary data. This non-standardised system of data collection proved to be very useful and thus any evidence of breeding or summer presence made in the field during non-survey field visits by ornithologists was also incorporated. Areas poorly covered by the general assignment system were publicised through regular ICO communications (see section Contact circulars) in order to promote the collection of complementary data in these areas.

Evidències de reproducció considerades

L'assignació de les diferents evidències de cria s'ha fet seguint les recomanacions de prospecció de l'*European Ornithological Atlas Committee* (EOAC), que des de l'any 1992 ha continuat treballant a través de l'*European Bird Census Council* (EBCC) (Hagemeijer & Blair 1997).

REPRODUCCIÓ POSSIBLE

V: espècie detectada en època i hàbitat adequats.

REPRODUCCIÓ PROBABLE

MC: mascle cantant amb persistència.

T: ocell amb territori establert.

F: festeig o còpules.

CN: construcció de niu.

PI: femella o mascle amb placa incubatriu.

REPRODUCCIÓ SEGURA

CD: comportament de distracció de predadors.

NU: niu amb signes d'haver estat utilitzat durant l'any en curs.

J: només juvenils cuacurts i amb vol inexpert.

AC: adults duent becada o sacs fecals.

N: niu amb ous o ocell covant.

P: niu amb polls o polls nidífugos.

OCELLS NO REPRODUCTORS

M: espècie detectada al quadrat UTM 10×10 però que segurament és exclusivament migrant.

E: espècie estival, present durant el període reproductor, però que segurament no cria al quadrat UTM 10×10.

L'única diferència destacable amb les recomanacions de l'EOAC ha estat la consideració de l'evidència MC (mascle cantant) a la categoria de reproducció probable en lloc de possible. Aquest aproximació es va incloure ja a l'anterior atlas de Catalunya (Muntaner *et al.* 1984), i més recentment també ha estat adoptada al *Atlas de las aves reproductoras de España* (Martí & del Moral 2003). De totes maneres durant el procés de revisió de les dades es van rebutjar tots aquells contactes d'espècies que cantaven durant la migració si no anaven acompanyats d'altres evidències, i no quedaven incloses dins de l'àrea principal de distribució de l'espècie.

Atès que una part dels observadors tendeixen a incloure en la categoria de possibles nidificants algunes espècies detectades durant les prospeccions de camp que no nidifiquen a la zona, es va decidir incloure dues noves categories per tal de classificar adequadament aquestes observacions. Aquestes categories van ser estival no reproductor i migrant. Amb aquesta decisió, a la vegada que es recollien aquestes altres dades que poden ser de gran interès, es pretenia que la categoria de reproducció possible inclogués només les espècies que realment podrien criar al quadrat. Així, la categoria estival permet conèixer l'àrea real de distribució durant l'estiu de moltes espècies. Per exemple, amb les dades obtingudes es poden arribar a delimitar les àrees d'alimentació d'algunes espècies abundants que es desplacen fora de la zona estricta on localitzen els nius (*e.g.* moltes espècies de rapinyaires, gavines o ardeïds).

Per descartar alguns possibles migrants d'espècies o quadrats conflictius, es va sol·licitar la data de l'última observació dels ocells entre l'1.III i el 30.VI. Aquesta dada va servir d'ajuda per decidir, en cas de dubte, la inclusió o no d'una espècie apartir de la fenologia coneguda per a l'espècie a Catalunya (Copete 1998, Copete 2000, Martínez-Vilalta 2001a, Martínez-Vilalta 2002, Aymí & Herrando 2003, arxius ICO).

En els casos d'indícis de cria consistents, on com a conseqüència d'un seguiment exhaustiu posterior es va arribar a constatar un fracàs final de la reproducció, s'ha mantingut l'evidència obtinguda inicialment. Amb aquest criteri es va pretendre estandarditzar les dades, sense discriminar entre aquelles parelles que havien estat ben monitoritzades al llarg de la nidificació i les que no ho havien estat. En tot cas, la gran majoria de les evidències recollides no van ser objecte d'un seguiment posterior i, per tant, es desconeix si l'intent de reproducció va acabar en èxit o fracàs.

Estimacions poblacionals de camp en quadrats UTM 10×10

Durant la feina de camp de l'Atlas, es va demanar a cada observador que realitzés una estimació aproximada i intuïtiva del nombre total de pare-

Evidence of breeding considered

The assignment of the different categories of evidence of breeding follows the recommendations of the *European Ornithological Atlas Committee* (EOAC) that has been working from 1992 as part of the *European Bird Census Council* (EBCC) (Hagemeijer & Blair 1997).

POSSIBLE BREEDING

V: species recorded in suitable nesting habitat during its breeding season.

PROBABLE BREEDING

MC: male singing persistently.

T: Bird holding a territory.

F: Courtship or mating.

CN: Nest-building

PI: Male or female with breeding patch.

CONFIRMED BREEDING

CD: Anti-predatory displays.

NU: Nest used during the current breeding season.

J: Recently fledged young.

AC: Adult carrying faecal sacs or food.

N: Nest with eggs or bird incubating.

P: Nest with young; or young of nidifugous species.

NON-BREEDING BIRDS

M: A species contacted in a 10×10 UTM square that is probably a migrant.

E: Summering species present during the breeding season but probably not breeding within the 10×10 UTM square.

All the EOAC recommendations were followed except for the 'MC' (singing male), which was changed from the 'probable' to the 'possible' category. This approach was already adopted in the previous Catalan atlas (Muntaner *et al.* 1984) and more recently has also been used in the *Atlas de las Aves Reproductoras de España* (Martí & del Moral 2003). During data-processing and -filtering, all contacts with species that sing while migrating were rejected if not accompanied by other evidence of breeding or if they took place outside the species' main breeding range.

Given that some observers tend to place in the 'possible breeding species' category some species contacted in the field that do not actually breed in the area, it was decided to add two new categories in order to classify these observations correctly. These categories were: non-breeding summer visitor and migrant. This addition allowed new data (sometimes of great interest) to be collected whilst avoiding confusing breeding species with those birds that would not breed in that particular square. Thus, the 'non-breeding summer visitor' category allows the real summer distribution of many species to be defined. For instance, the data gathered allows us to define the foraging areas of some abundant species that move away from their nesting area (for example, many raptors, gulls and herons).

In order to rule out some possible migrant species or problematic squares, the date of the last contact in the period between March 1 and June 30 was asked for. Using a birds' known Catalan phenology, this date helped to decide whenever any doubt existed whether to accept or reject inconsistent records (Copete 1998, Copete 2000, Martínez-Vilalta 2001a, Martínez-Vilalta 2002, Aymí & Herrando 2003, ICO files).

Birds that showed consistent evidence of breeding but that (after being monitored) finally were proven not to have bred were, however, maintained in the atlas. This criterion allowed us to standardise data without having to differentiate between pairs monitored throughout their nesting attempts from those that were not. Nevertheless, the majority of nesting attempts were not monitored subsequently and therefore it is not known in these cases whether or not nesting was successful.

Field population estimates in UTM 10×10 squares

During the field work period, every observer was asked to make an approximate and intuitive estimate of the total number of pairs per species per UTM 10×10 square. The applied intervals were the same as the ones employed in the Spanish and European atlases (Hagemeijer & Blair 1997, Bibby *et al.* 2000, Martí & del Moral 2003) and follow a logarithmic pattern. An initial approximation of species' population sizes can be made from an analysis

lles de cada espècie per cada quadrat UTM 10×10. Els intervals aplicats per determinar aquesta estimació són els mateixos que els utilitzats als atlas europeu i espanyol (Hagemeijer & Blair 1997, Bibby *et al.* 2000, Martí & del Moral 2003) i segueix un patró logarítmic. L'anàlisi d'aquestes estimes serveix per a fer una primera aproximació dels efectius poblacionals de les espècies quan no es disposa de dades més acurades, és a dir, de censos. Les categories emprades van ser les següents:

- I: 1-9 parelles.
- II: 10-99 parelles.
- III: 100-999 parelles.
- IV: 1.000-9.999 parelles.
- V: >10.000 parelles.

Excepcionalment, en els casos d'espècies rares o de comportament colonial per a les quals es pogués determinar amb major precisió el nombre de parelles reproductores del quadrat UTM 10×10, es demanava que, en comptes de les estimes logarítmiques, se n'indiqués la xifra exacta de parelles reproductores.

Censos de durada controlada en quadrats UTM 1×1

La realització de censos de durada controlada amb la finalitat d'obtenir mapes d'abundància és una de les novetats més destacades del present Atlas. Així doncs, al marge de la prospecció genèrica de cada quadrat UTM 10×10, dins cada una d'aquestes unitats es van establir una sèrie de quadrats de mostratge d'1 km de costat. Aquesta aproximació és similar a la utilitzada en altres atlas ornitològics, com per exemple a la Gran Bretanya o a Suïssa (Gibbons *et al.* 1993, Schmid *et al.* 1998). Aquestes unitats d'1×1 km es van establir a partir del reticle UTM 10×10 dividint cada quadrat principal en 100 quadrats UTM 1×1. El projecte inicial preveia prospectar un mínim de 10 quadrats UTM 1×1 per cada quadrat 10×10. Només en aquells quadrats que per cobertura insuficient es van haver de prospectar de forma semiprofessional, el mínim de quadrats 1×1 es va reduir a 5. Amb aquest sistema es pretenia estudiar de forma efectiva i estandarditzada prop d'un 10% del total de la superfície de Catalunya. Amb l'objectiu de representar al millor possible l'heterogeneïtat ambiental de cada quadrat UTM 10×10, els quadrats UTM 1×1 havien de ser seleccionats per l'observador responsable de forma que el conjunt representés una mostra d'ambients proporcional a la cobertura real dels diferents ambients existents dins del quadrat UTM 10×10. A més, per maximitzar la representació des d'un punt de vista purament espacial, es demanava que els quadrats UTM 1×1 seleccionats no estiguessin mai costat per costat. En el cas de zones de caràcter fronterer o properes al mar, el nombre de quadrats UTM 1×1 havia de ser proporcional a la superfície del quadrat UTM 10×10 que se situés estrictament dins de Catalunya o en terra ferma. En els casos en què, pel seu interès ornitològic, s'estudiava un quadrat UTM 1×1 travessat per una frontera, aquest s'havia de prospectar íntegrament, fins i tot la part que no fos catalana. Per tal d'estudiar les espècies nocturnes presents al nostre país, es va plantejar la necessitat de prospectar durant la nit una submostra de 5 dels 10 quadrats UTM 1×1 prèviament seleccionats, xifra que es va reduir a 2 quadrats 1×1 en el cas dels que van ser fets de forma semiprofessional.

En cadascun dels quadrats UTM 1×1 seleccionats es van realitzar dues prospeccions, d'una hora de durada cada una, en què es va estudiar íntegrament tot el quadrat i es van anotar totes les espècies detectades, sense prestar atenció al nombre d'individus. En cas de dificultat per desplaçar-se per dins el quadrat es podia neutralitzar el temps invertit per traslladar-se d'un sector a l'altre, amb l'únic condicionant que la suma de períodes de prospecció efectiva fos d'una hora. Es van excloure les espècies detectades durant el temps neutralitzat. L'objectiu final de cada una d'aquestes prospeccions va consistir en la detecció del màxim nombre d'espècies presents al quadrat 1×1 durant les dues hores de cens, amb independència de la seva abundància. Malgrat que un quadrat UTM 10×10 podia ser prospectat conjuntament per més d'un observador, cada cens realitzat en un quadrat UTM 1×1 va ser completat per un únic observador per tal d'estandarditzar l'esforç de mostratge entre els diferents quadrats. Així mateix, i per tal que el mostratge fos al màxim d'uniforme possible, durant els censos dels quadrats d'1×1 no es podia utilitzar tampoc cap tipus de sistema d'atracció per augmentar la detectabilitat de les espècies.

of these estimates if more accurate data is not available from, for example, censuses. The following categories were employed:

- I: 1-9 pairs*
- II: 10-99 pairs*
- III: 100-999 pairs*
- IV: 1,000-9,999 pairs*
- V: >10,000 pairs*

Exceptionally, in the case of those rare or colonial species in which the number of breeding pairs could be accurately determined within the UTM 10×10 square, the exact number of breeding pairs rather than logarithmic estimates was required.

Timed censuses in UTM 1×1 squares

*The execution of timed censuses as a means of producing abundance maps is one of the most significant features of the present atlas. Besides the generic sampling conducted for each UTM 10×10 square, a set of sample 1×1 km squares was established inside the former units: this approach is similar to that used, for example, in the British and Swiss ornithological atlases (Gibbons *et al.* 1993, Schmid *et al.* 1998). These 1×1 km units were established by dividing each of the UTM 10×10 squares into 100 UTM 1×1 squares: initially the aim was to survey a minimum of 10 UTM 1×1 squares per UTM 10×10 square. Only in the case of those squares that were insufficiently covered and therefore had to be surveyed semi-professionally was the minimum lowered to five 1×1 squares. The aim behind this process was to survey as efficiently as possible and in a standard fashion nearly 10% of the total land surface of Catalonia. In order to reproduce as accurately as possible the environmental heterogeneity of each UTM 10×10 square the UTM 1×1 squares had to be selected by the responsible observer in such a way that together they were proportionally representative of the habitats present inside the UTM 10×10 square. Moreover, in order to maximise this representation from a purely spatial point of view, observers were asked to select non-adjacent UTM 1×1 squares. In the case of border and coastal areas, the number of UTM 1×1 squares was proportional to the surface of the UTM 10×10 square within Catalonia. Squares of special ornithological interest crossed by a border were surveyed completely. For nocturnal species, a sub-sample of five out of the 10 previously selected UTM 1×1 squares were selected to be surveyed at night. This figure was lowered to two UTM 1×1 squares when surveyed semi-professionally.*

Two 1-hour surveys were conducted for each one of the selected UTM 1×1 squares during which every square was entirely surveyed and every species recorded. The number of individuals was not noted. When walking through the square was difficult, the time spent moving from one area to the next was discounted, provided that the effective total survey time was still one hour. The species contacted within the neutralised time were excluded. The objective of all these surveys was to contact the maximum number of species present within the UTM 1×1 square in two hours of surveying. Even though a UTM 10×10 square could be surveyed by more than one observer, every survey conducted in a UTM 1×1 square was completed by a single observer in order to standardise the surveying effort. The use of tapes or lures to increase species detectability was not allowed.

Sampling period

As a general rule, the gathering of evidence of breeding was restricted to the period March-July inclusive. If possible, surveys had to be conducted between sunrise and 11 am, and between 6 pm and sunset. Timetables and dates were approximate and could be adapted to local conditions, provided that surveys were conducted coinciding with peaks of bird activity. As well, for confirmed evidence of breeding data obtained in dates previous or posterior to the prescribed surveying period were accepted, especially for those species with very long reproductive seasons. The surveying period for nocturnal raptors was brought forward to February so that the territorial songs of species that principally call in the winter could be detected (for example, Eagle Owl, Long-eared Owl and Tawny Owl).

In the UTM 1×1 squares the first survey was conducted in March/April to detect resident species and the second in May/June to detect summer visitors. For nocturnal species, the first survey was advanced to February for the reasons described above and the second survey was conducted in May in order to detect the remaining nocturnal raptors and other nocturnal or cre-

Període de mostratge

Com a norma general, la recollida d'evidències de reproducció es va restringir al període comprès entre els mesos de març i juliol, ambdós inclosos. En la mesura possible, les prospeccions s'havien de realitzar en l'horari comprès entre la sortida del sol i les 11 del matí, i des de les 6 de la tarda fins a la posta del sol. Els horaris i les dates van ser orientatius i es permetia adaptar-los a les condicions locals, mirant sempre de realitzar la prospecció en els moments de màxima activitat. A més, en els casos d'evidències segures es van acceptar també les dades anteriors o posteriors als mesos indicats, en especial d'aquelles espècies que poden tenir períodes reproductors molt perllongats. Així mateix, en el cas dels rapinyaires nocturns el període de mostratge es va avançar al mes de febrer per detectar els cants territorials d'aquelles espècies que vocalitzen principalment a l'hivern (*e.g.* duc, mussol banyut o gamarús).

Pel que fa als quadrats UTM 1x1, la primera de les prospeccions es realitzà durant els mesos de març/abril, per detectar les espècies residents, i la segona durant maig/juny, per detectar les espècies estrictament estivals. Pel que fa a les espècies nocturnes, el primer cens es va avançar al mes de febrer, com s'ha dit anteriorment, per detectar aquelles rapinyaires nocturnes que vocalitzen principalment a l'hivern, i la segona volta es va fer durant el mes de maig per detectar la resta de rapinyaires nocturns i altres espècies crepusculars o nocturnes com el torlit, el siboc i l'enganyapastors. Les prospeccions nocturnes es podien realitzar en qual-sevol moment entre la posta i la sortida de sol, tot i que la majoria d'elles es van realitzar durant les primeres hores de la nit.

Verificació i processament de dades

A mesura que s'anaven rebent les fitxes de camp, s'iniciava automàticament el procés de revisió i informatització de les dades que contenien. La informatització es va realitzar en una base de dades Microsoft Access 97, creada específicament per a l'Atlas. Pel que fa a la revisió de les dades, el primer que es feia quan es rebia una fitxa era comprovar la correcta denominació del quadrat UTM 10x10 procedint a contrastar aquesta informació amb les localitats de referència aportades per l'autor de la fitxa. Totes les fitxes que presentaven dubtes sobre les UTM que no van poder ser resolts o que contenien dades de més d'un quadrat van ser rebutjades.

També es comprovava que les espècies detectades es trobessin dins la seva àrea de distribució coneguda a partir dels mapes que s'havien obtingut a l'anterior atlas, i en cas de discrepància, es verificaven les dades amb la resta de fitxes rebudes de la mateixa localitat o altres localitats properes. Les dades de darrera observació van ser també de gran importància per decidir en els casos de possibles migrants. En cas de dubte, es procedia a la demanda d'informació complementària als observadors. En els casos en què els dubtes no poguessin ser resolts sense ambigüitat, es va optar per l'exclusió de la dada original.

Paral·lelament a la informatització de les dades es va procedir a un buidatge dels anuaris d'ornitologia de Catalunya publicats que coincideixen amb el període de mostratge de l'atlas (anuaris dels anys 1999-2002, Martínez-Vilalta 2002, Aymí & Herrando 2003, arxius ICO) per tal de detectar evidències enviades als anuaris però que no haguessin quedat registrades en cap fitxa de l'Atlas. En aquest mateix sentit també es van incorporar algunes dades del projecte SOCC (Seguiment d'ocells comuns a Catalunya) i del projecte d'anellament d'esforç constant SYLVIA.

Pel que fa a les dades d'espècies que per la seva raresa a Catalunya requerien un procés d'homologació (*e.g.* Martínez-Vilalta 2002) la seva inclusió a l'Atlas ha estat condicionada a l'acceptació d'aquestes dades per part del Comitè avifaunístic de Catalunya (taula 1). Aquest procés ha comportat l'exclusió total o parcial d'algunes espècies tant per ser considerades exclusivament migrants o per no disposar de suficient informació que garanteixi que ha estat correctament identificada.

Fitxes utilitzades

Durant les tasques de recolecció de dades i mostratge de camp, els observadors van emprar tres models diferents de fitxa de camp:

• Fitxa de quadrat UTM 10x10

Es correspon amb la fitxa base del present Atlas i recollia totes les dades referents a un quadrat UTM 10x10 assignat, tant pel que fa a les evidències de cria de les espècies detectades dins el quadrat com als resultats específics dels censos dins dels quadrats UTM 1x1 i a les estimes logarí-

puscular species such as the Common and Red-necked Nightjars and Stone Curlew. Nocturnal surveys were conducted at any time between sunset and sunrise, although the majority were carried out during the first hours of darkness.

Data-processing and verification

The process of revising and computerising data began as soon as field sheets were received from observers. A Microsoft Access 97 database specifically created for the atlas was used for computerisation. With the data review the first step was always to check the correct name of the UTM 10x10 square by contrasting this information with the reference localities given by the sheet's author. Sheets of uncertain UTM origin or containing data belonging to more than one square were rejected.

Then, we checked that the detected species lay within the known distribution range as determined by the maps obtained from the previous atlas and, if there was any disagreement, sheets were also compared with other sheets from the same or nearby localities. The dates of the last observations were very helpful for detecting possible migrants. When doubts arose, observers were asked for additional information. The original data was excluded if doubts could not be satisfactorily resolved.

At the same time as the data was being computerised, additional information was extracted from the Catalan ornithological yearbooks corresponding to the period 1999-2002 (1999-2002 yearbooks, Martínez-Vilalta 2002, Aymí & Herrando 2003, ICO files) in order to detect any evidence of breeding submitted to ornithological yearbook that did not appear on an atlas

Espècies avaluades Evaluated species	Comentari Comment
<i>Cygnus olor</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Alopothen aegyptiaca</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Aix galericulata</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Sylvia sarda</i>	Espècie exclosa de l'Atlas Species excluded from the Atlas
<i>Elanus caeruleus</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Porzana pusilla</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Sterna bengalensis</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Sterna dougalli</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Cercotrichas galactotes</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Passer hispaniolensis</i>	Espècie amb text al cos principal Species included in the book's main body
<i>Branta leucopsis</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Crex crex</i>	Espècie exclosa de l'Atlas Species excluded from the Atlas
<i>Fulica cristata</i>	Espècie complementària Complementary species
<i>Hippolais opaca</i>	Espècie exclosa de l'Atlas Species excluded from the Atlas
<i>Phylloscopus ibericus</i>	Espècie complementària Complementary species

Taula 1. Espècies avaluades pel CAC per determinar si les seves citacions han de ser incloses a l'Atlas.

Table 1. Species evaluated by the CAC to determine if their observations should be included in the atlas.

miques. La capçalera de la fitxa recollia la denominació del quadrat UTM 10×10 i els pobles i llocs de referència (per evitar errors en la nomenclatura), l'any de realització, el nom i els cognoms de l'observador/a (màxim de tres per fitxa), l'adreça del responsable del quadrat, el seu telèfon i el correu electrònic (Figura 2). Un quadrat UTM 10×10 es considerava *a priori* tancat quan s'havien realitzat la totalitat de les prospeccions en el submostratge de quadrats UTM 1×1 (20 de diürns i 10 de nocturns). Malgrat això, en els quadrats UTM 10×10 tancats s'hi podia continuar incorporant dades complementàries procedents de fitxes complementàries del mateix autor d'altres anys o bé aportades per altres observadors.

• **Fitxa complementària**

En aquesta fitxa s'anotaven les dades de qualsevol quadrat UTM 10×10 obtingudes entre els anys 1999-2002. En aquest cas qualsevol col·laborador podia aportar dades de qualsevol quadrat de Catalunya. L'única condició era la d'omplir una fitxa per quadrat i any sense importar el nombre d'evidències incloses. La funció d'aquesta fitxa va ser la de detectar espècies que haguessin pogut passar desapercibudes al responsable principal del quadrat UTM 10×10, millorar les evidències obtingudes i tenir dades per contrastar les dades de les fitxes de quadrat UTM 10×10, que permetessin confirmar o corregir espècies amb patrons anormals. Per a cada espècie s'anotaven les evidències de reproducció i l'apreciació de l'abundància en forma d'estimació poblacional (Figura 2). També, com en el cas de les fitxes de quadrat, es demanava la data de la darrera observació primaveral per resoldre els casos de dubte.

• **Fitxa d'antics reproductors**

En aquesta fitxa els observadors havien d'anotar aquelles dades de reproducció recollides entre el 1984 i el 1998 d'espècies d'ocells que no haguessin detectat durant el període de mostratge del present Atlas (1999-2002). La finalitat d'aquestes fitxes era detectar aquelles espècies que podien haver criat a Catalunya entre els dos atles, però que no en quedés constància per no haver-ho fet durant cap dels dos períodes de recollida de dades.

Circulars de contacte

Per tal d'informar els col·laboradors i fer-los partícips de les progressions del projecte i dels resultats de la seva feina, anualment es va editar una circular en la qual s'anaven comentant les novetats relacionades amb l'Atlas a la vegada que es realitzaven algunes anàlisis preliminars de les dades recollides (Figura 3). En aquestes circulars també es va incloure un mapa amb els quadrats UTM 10×10 que quedaven en cada moment per assignar, així com aquells amb un menor nombre de dades, per tal d'incentivar el seu seguiment a través de noves assignacions o la realització de fitxes complementàries. A banda de la utilització de les circulars de contacte, també es va anar informant els col·laboradors dels avenços de l'Atlas a través de la resta de publicacions de l'ICO, de la seva pàgina web i a través de xerrades monogràfiques.

Atlas dels ocells nidificants de Catalunya vs. Atlas de las aves reproductoras de España

Els treballs de camp del nou *Atlas dels ocells reproductors de Catalunya 1999-2002* (inicialment previst per al període 2000-2003) van acabar coincidint amb els del nou *Atlas de las aves reproductoras de España* malgrat que aquests dos projectes van sorgir independentment. La coincidència en el temps d'aquests dos projectes paral·lels requeria una coordinació important per tal d'evitar la duplicació d'esforços en una mateixa àrea. En efecte, la presència de dos projectes força coincidents i més o menys simultanis podria haver obligat els ornitòlegs catalans a escollir-ne un d'ells. És per aquesta raó que mitjançant un acord entre l'ICO i la SEO (*Sociedad Española de Ornitología*) es va decidir que l'ICO avançaria el seu projecte per fer-lo coincidir amb el de la SEO i que, atesa la major implantació del primer a Catalunya, l'ICO seria el que centralitzaria i coordinaria ambdós projectes a Catalunya. Per tal que la informació recollida a Catalunya fos totalment compatible amb l'atles estatal, les fitxes de l'Atlas català recollien la totalitat de dades que s'inclouen a l'atles espanyol. L'ICO, a més, es va encarregar també de la revisió i informatització de totes les dades, que van ser transferides a la SEO al final del període de mostratge.

És per això que, pel que fa a Catalunya, la distribució de les espècies descrita en el reticle UTM de 10×10 km de l'Atlas català i espanyol és pràcticament coincident i les petites divergències que es poden observar procedeixen en algun cas de dades de 1998 incorporades a l'atles espa-

sheet. With this same aim in mind some data obtained from the SOCC (Catalan common bird monitoring scheme) and the SYLVIA (Catalan constant-effort ringing scheme) was also incorporated.

For some records of rare species (e.g. Martínez-Vilalta 2002), inclusion in the atlas depended on acceptance of the record by the Catalan Avifauna Committee (Table 1, CAC 2004). This process meant total or partial exclusion of some species either because they were exclusively considered as migrants or because there was not enough information to guarantee their correct identification.

Data sheets

Observers employed three different models of field sheets for data collection.

• **UTM 10×10 square sheet**

This was the basic sheet employed by observers. All data collected in every assigned UTM 10×10 square was noted here: evidence of breeding, specific results obtained from the censuses conducted in the UTM 1×1 squares and the logarithmic estimates. The sheet heading consisted of the UTM 10×10 square name, the name of villages and other points of reference (to avoid mistakes), year, surname and name of observer (up to three per sheet), and the address, telephone number and e-mail of the person responsible for the square (Figure 2). A UTM 10×10 square was considered to be finished once all the surveys in the UTM 1×1 sub-samples (20 diurnal and 10 nocturnal) had been completed. Nevertheless, data coming from complementary sheets submitted by the same author in different years or by different authors could still be incorporated.

• **Complementary sheet**

Data gathered in any UTM 10×10 square during the period 1999-2002 was noted here. Any volunteer could contribute data from any square in Catalonia on the condition that he/she filled in just one sheet per square and year, no matter how much evidence was being submitted. These sheets provided breeding evidence for those species that were not detected by the person

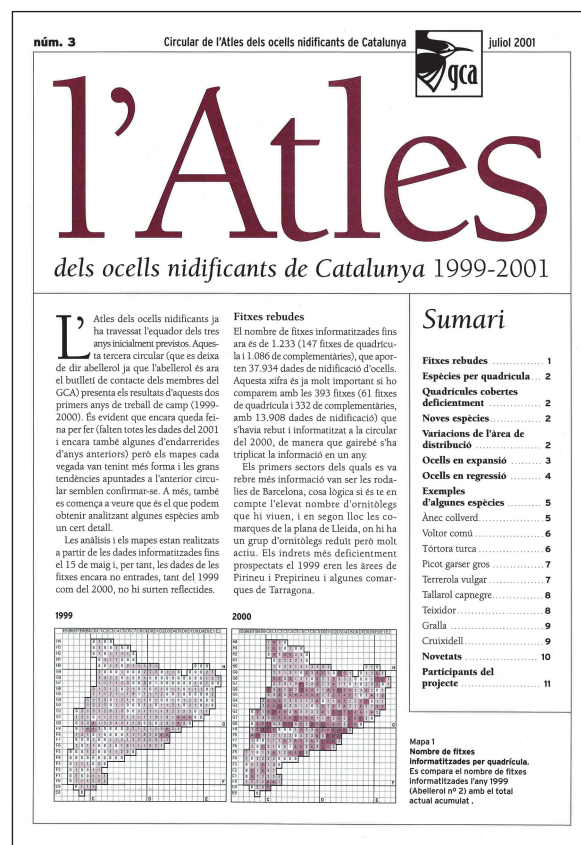


Figura 3. Exemple de portada d'una de les circulars de contacte utilitzades per informar els col·laboradors de la progressió del projecte.

Figure 3. Model of the cover of one of the contact circulars used to keep volunteers in touch with the progress of the project.

nyol i que no formen part del període de mostrejatge a Catalunya, d'algunes dades excloses en una segona revisió durant el procés de redacció dels textos i de dades endarrerides rebudes amb posterioritat a la publicació de l'atles estatal.

ANÀLISI DE DADES

Mapes de distribució

Els mapes de distribució estan representats en una quadrícula formada per quadrats UTM de 10×10 km. Sobre aquesta quadrícula es presenten les evidències de reproducció relatives a les espècies nidificants en el període 1999-2002. Com a fons s'inclou, a manera de referència, la distribució de l'espècie al primer atlas (Muntaner *et al.* 1984), fet que permet visualitzar en un primer cop d'ull si l'espècie manté la seva àrea de distribució, ha colonitzat nous sectors o, per contra, ha desaparegut d'alguns indrets.

Les dades del període 1975-1983, algunes amb mapa de distribució encriptat, van ser directament facilitades pels coordinadors de l'anterior atlas i posteriorment informatitzades. Aquestes dades s'han agrupat en un únic codi de reproducció, que engloba les categories de reproducció possible, probable o segura. En el cas de les dades actuals (1999-2002), s'han considerat només les màximes evidències de reproducció per a cada espècie i fitxa. Aquestes evidències s'han categoritzat en reproducció possible, probable o segura, i estival no reproductor.

Els mapes definitius es van crear amb ArcView Gis 3.2. En aquests mapes es representen els quadrats UTM de 10×10 km que contenen territori administrativament català. En els mapes, les evidències de reproducció de l'atles anterior es representen amb un color ataronjat de fons. Les dades actuals de l'Atles s'han representat amb rodones de color grana de dues mides, una petita per a la nidificació possible i una de gran per a les probables o segures. Les dades corresponents a quadrats UTM amb espècies estivals no reproductores es representen amb una rodona de mida gran però buida. Les dades corresponents a individus migrants no es representen als mapes, tot i que si es conserven a la base de dades de l'Atles.

Per ajudar el lector a situar-se geogràficament i a establir el codi UTM 10×10 km amb facilitat, a banda del reticulat UTM, s'han sobreposat al mapa els límits comarcals i els codis en lletra de la quadrícula UTM 100×100 km.

Canvis en la distribució de les espècies: variacions en l'ocupació de quadrats UTM 10×10 entre atles

Les poblacions animals no són sempre estables, fet que sovint ocasiona canvis en la seva distribució espacial. Donat que un dels principals objectius de la realització dels atles d'ocells és identificar acuradament aquests hipotètics canvis, sembla essencial poder separar els canvis reals en la distribució de simples variacions en esforç de mostrejatge entre dos períodes d'atles. Aquest punt és especialment rellevant en els atles d'ocells, donat que aquests projectes de gran abast acostumen a incorporar dades provinents de diferents fonts, amb el que això representa en termes de variacions temporals i espacials en l'esforç de recol·lecció de dades. Malgrat aquests possibles biaixos, la utilitat d'aquest tipus d'anàlisis (Donald & Fuller 1998) fa imprescindible incorporar planejaments metodològics que puguin superar aquestes limitacions en la recol·lecció de les dades. Actualment existeixen diversos exemples d'atles d'ocells que intenten incrementar la fiabilitat de les estimes de variacions temporals en la distribució a partir d'una major atenció a l'estandardització dels mètodes de camp aplicats (Schmid *et al.* 1998, Hustings & Vergeer 2002).

Per a una determinada espècie, la quantificació dels canvis de distribució entre atles es pot estimar a partir dels canvis en el nombre de quadrats UTM 10×10 ocupats. Aquesta aproximació té un problema principal donat que, sovint una variació temporal en l'esforç de mostrejatge pot esbiaixar de manera significativa les estimes de canvis de distribució. Desafortunadament, en el nostre cas les dades recollides durant el primer atlas (Muntaner *et al.* 1984) manquen d'estandardització en relació amb el control de l'esforç de mostrejatge esmerçat en cada quadrat UTM 10×10. A més, malgrat que en el nou Atlas s'han dut a terme censos de durada controlada en els quadrats UTM 10×10, una bona part del total de les dades obtingudes prové d'observacions recollides d'una manera no estandar-

responsable per la UTM 10×10 square, as well as helping to improve on evidence already obtained and providing additional data for comparisons in every UTM 10×10 square. Breeding evidence and abundance estimates were noted for each species (Figure 2). As in the UTM 10×10 square sheets, the date of the last contact was asked for in order to resolve cases of doubt.

• Extinct breeders sheet

The observers had to note on this sheet breeding data gathered between 1984 and 1998 for those species that were not detected within the sampling period for the current atlas (1999-2002). The aim of this sheet was to detect species that might have bred in Catalonia during the period between the two atlases but were not detected within either of these sampling periods.

Contact circulars

In order to keep volunteers informed about the progress of the project and the results of their work, a circular was sent out every year containing news regarding the atlas and a number of preliminary analyses (Figure 3). These circulars also contained a map showing unassigned UTM 10×10 squares and squares with the least data in order to encourage new assignments and increase the contribution made by the complementary sheets. In addition to these circulars, volunteers were kept informed of the overall progress of atlas through other ICO publications, its web page and a series of programmed talks.

Catalan Breeding Bird Atlas vs. Spanish Breeding Bird Atlas

Despite being totally independent projects, field work for the new Catalan Breeding Bird Atlas 1999-2002 (initially planned for the period 2000-2003) coincided with work on the Spanish Breeding Bird Atlas. This coincidence required a good deal of coordination in order to avoid duplicating efforts in the same area. Otherwise, these two similar projects, roughly coinciding in their timing, could have led many ornithologists to have ruled out one or either of them. For this reason, the ICO and the SEO (Spanish Ornithological Society) agreed that the former would advance its project to coincide with the latter's. Given that it was more established in Catalonia, the ICO agreed to coordinate both projects in this region and so all the sheets used in the Catalan atlas contained all the data needed for the Spanish atlas in order to make the information fully compatible. Additionally, the ICO took charge of the data processing and computerisation and transferred all relevant information to the SEO at the end of the sampling period.

For this reason, the species distribution depicted in the Catalan and Spanish atlases is virtually the same. The slight discrepancies arise in some cases due to data from 1998 incorporated into the Spanish atlas (outside the sampling period in Catalonia), the data excluded in a second revision during the writing phase and late-arriving data received after the publication of the Spanish atlas.

DATA ANALYSIS

Distribution maps

Distribution maps are depicted in a grid of UTM 10×10 km squares and depict evidence of breeding in the period 1999-2002. In the background the previously known distribution of the species (Muntaner *et al.* 1984) appears, allowing changes to be seen at a glance.

Data from the 1975-1983 period of the previous atlas (including information on rare and/or sensitive species whose real distributions had been hidden in the original maps) was directly provided by its coordinators and then added to the database of the current atlas. This data was adapted into a single breeding code that consists of three categories: possible, probable and confirmed. As for the present data (1999-2002), only the best possible evidence of breeding per species and per sheet was considered. This evidence is classed as possible, probable, confirmed and summer non-breeding visitor.

The final maps were generated with ArcView Gis 3.2 and depict the UTM 10×10 km squares that lie completely within the administrative territory of Catalonia. Evidence of breeding corresponding to the previous atlas appears as an orange background on the maps, while data from the present atlas is depicted as solid crimson circles of two sizes: small for possible reproduction and big for probable and confirmed reproduction. Data corresponding to UTM squares with summer non-breeding visitors are depicted as large

ditzada. Així doncs, les característiques de les dades recollides en els dos atles fan que les comparacions directes dels canvis de distribució de les espècies estiguin fortament afectades per possibles biaixos relacionats amb els canvis en l'esforç de mostrejat. En aquesta situació, l'aparent expansió d'una espècie determinada pot estar relacionada amb causes biològiques, però pot estar causada també per una millor prospecció del territori en el segon Atlas. El mateix es pot argumentar d'hipotètiques contraccions en la distribució de les espècies, les quals podrien no ser detectades per aquesta millor prospecció en relació amb el primer atlas. Així, pot passar que el nombre de quadrats nous en què una espècie, tot i estar en regressió, no va ser detectada amb anterioritat per una qüestió d'esforç, sigui igual o superior que el nombre de quadrats dels quals l'espècie ha desaparegut, amb la qual cosa la regressió quedaria emmascarada.

En el present Atlas s'han analitzant els canvis en distribució de les espècies entre els dos atles a partir de l'estimació corregida del canvi en el nombre total de quadrats UTM 10×10 ocupats per una espècie. Per tal de tenir en compte les variacions en l'esforç de mostrejat entre atles, es va corregir el nombre de quadrats UTM 10×10 ocupats per una espècie utilitzant la informació obtinguda a partir de les corbes d'acumulació d'espècies descrites en el següent apartat. Com a norma general, la comparació es va dur a terme utilitzant els quadrats amb evidències de reproducció possibles, probables o segures; en conseqüència, els quadrats amb presència estival no reproductora (que no van ser considerades en el primer atlas) no van ser incloses en l'anàlisi de tendència. D'altra banda, les anàlisis en el cas de les ardeides es van fer només tenint en compte els indicis de cria probables i segurs per la dificultat de separar en alguns casos els reproductors possibles dels estrictament estivals.

L'avaluació independent dels efectes derivats de l'esforç de mostrejat (hores efectives de cens) i del període (primer *vs.* segon atlas) sobre la presència de cada una de les espècies es va dur a terme a partir d'una anàlisi de regressió logística de mesures repetides (mòdul Genmod, SAS software). Per a cada espècie es va utilitzar el nombre de quadrats UTM 10×10 on va ser detectada només en el primer atlas (1 *vs.* 0) o bé en l'actual (0 *vs.* 1) o bé en tots dos (1 *vs.* 1). Del total de quadrats UTM 10×10, van quedar exclosos de l'anàlisi aquells quadrats fronterers que van ser estudiats enterament en el primer atlas, però dels quals només va ser prospectada la part de territori estrictament català en el segon. Aquesta restricció és aplicable a la majoria de quadrats compartits entre Catalunya i Andorra, França, l'Aragó o el País Valencià. Tampoc no van ser inclosos en l'anàlisi aquells quadrats que, per no disposar de 5 o més quadrats UTM 1×1 estudiats en aquest Atlas, no tenien una estima d'esforç associada que permetés corregir aquest efecte. Aquesta restricció és particularment important en el cas de quadrats costaners amb una proporció considerable de mar. És important tenir present els quadrats afectats per aquestes dues limitacions a l'hora de valorar correctament els resultats del test estadístic, especialment en aquelles espècies que tenen un percentatge considerable de la seva distribució a la costa o al Pirineu.

L'anàlisi estadística aplicada permet determinar si el canvi en el nombre de quadrats ocupats per l'espècie entre atles és significatiu un cop controlat l'efecte de l'esforç i obtenir estimes de canvi corregides, expressades en els resultats com a percentatge d'increment o decrement en el nombre de quadrats UTM 10×10 entre els dos atles. Cal fer un especial esment al fet que aquesta anàlisi només indica si hi ha canvi en el nombre de quadrats, cosa que quan es produeix indica una variació quantitativa de l'àrea de distribució de l'espècie. En canvi, que aquesta variació no sigui significativa no implica necessàriament que la distribució no hagi variat, ja que el nombre de quadrats es pot mantenir igual, però haver-se produït canvis en la seva localització. Així, no és rar que desaparicions d'un sector del territori i aparicions de magnitud similar en un altre impliquin una estabilitat global quant a nombre de quadrats, però amb canvis qualitius importants quant a distribució.

Una darrera puntualització en relació amb el control de l'esforç. La inclusió de les variacions en esforç de mostrejat en l'anàlisi ens permet reduir, o per a la majoria de les espècies pràcticament eliminar, aquest factor com a causa dels canvis en el nombre de quadrats ocupats entre atles. Aquesta afirmació és certa excepte quan existeixin canvis específics d'esforç de mostrejat en espècies particulars. Així, per exemple, en el cas del mussol pirinenc la correcció d'esforç es pot considerar inadequada perquè en el segon Atlas aquesta espècie de difícil detecció ha estat sotmesa a un seguiment específic molt superior al dels quadrats on s'ha

hollow circles. Migrants are not represented on the maps, although all relevant information has been stored in the atlas database.

In order to help the reader find a geographical location and to easily establish the UTM 10×10 km code, the UTM grid, the boundaries of all the comarques and the UTM 100×100 km letter codes have also been superimposed on the maps.

Changes in species' distribution: variations in the occupation of UTM 10×10 squares between atlases

Animal populations are not always stable and changes may affect their spatial distribution. Since one of the main goals of an atlas is to accurately identify these hypothetical changes, it was essential to differentiate between real changes in distribution and simple variations in the sampling effort between atlases. This is particularly relevant for bird atlases because these large-scale projects usually incorporate data from different sources, with subsequent temporal and spatial variations in the data-collection effort. Despite possible biases, the usefulness of these analyses (Donald & Fuller 1998) makes it necessary to use methodologies that will overcome limitations in data collection. Recently, several bird atlases have tried to increase the reliability of their estimates of temporal variations in distribution by placing a great deal of emphasis on the standardisation of applied field methods (Schmid et al. 1998, Hustings & Vergeer 2002).

For a particular species, the quantification of changes in its distribution can be estimated by means of an analysis of the changes in occupied UTM 10×10 squares. However, this approach generates a problem: a temporal variation in sampling effort often creates a significant bias in the estimates of distribution changes. Unfortunately, the data collected for the first atlas (Muntaner et al. 1984) was not standardised in relation to the sampling effort applied to each UTM 10×10 square. As well, despite the timed censuses conducted in the UTM 10×10 squares, a large portion of the data obtained for the new atlas comes from observations gathered in a non-standardised way. Thus, differences in the characteristics of the data collected for the two atlases mean that any direct comparison between changes in species' distribution will be problematical given the possible biases implicit in changes in sampling efforts. In these circumstances, the perceived expansion of a particular species may be related both to biological causes and/or to more thorough survey during work on the second atlas. Likewise, hypothetical contractions in species' distribution might be marked by a more complete territorial survey for the second atlas as compared to the first. For example, the number of new squares in which a species, even a declining one, was not previously detected because of insufficient field work may be the same or greater than the number of squares from which the species has disappeared and so the species' regression may in fact be masked.

In the current atlas, changes in a species' distribution from one atlas to the other have been analysed on the basis of the corrected estimates of the change in the total number of UTM 10×10 squares occupied by a species. In order to control differences in the sampling effort between atlases, the number of UTM 10×10 squares occupied by a species was corrected by using the information gathered from the species accumulation curves described in the next section. As a rule, comparison between atlases was carried out for those squares with possible, probable or confirmed evidence of breeding. As a consequence, squares with non-breeding summer presence (not considered in the first atlas) were excluded from the analysis of trends. On the other hand, analyses of data pertaining to herons only included probable and confirmed evidence of breeding due to the difficulty in distinguishing possible breeders from strictly summer visitors.

*The independent evaluation of the effects derived from the sampling effort (effective census time) and from the period (first *vs.* second atlas) on the presence of each species was carried out by means of a logistic regression for repeated measures (Genmod SAS software module). The number of UTM 10×10 squares in which every species was detected, either in the first atlas (1 *vs.* 0), in the present one (0 *vs.* 1) or in both (1 *vs.* 1), was used. The squares on the border of Catalonia that were completely sampled in the first atlas were excluded from all of the analyses of the UTM 10×10 squares. This restriction applies to the majority of squares that included part of Andorra, France, Aragon and Valencia. Likewise, neither were the squares without an estimate of the associated effort (all those squares with less than five UTM 1×1 squares surveyed for this atlas), which would have permitted this effect to have been corrected, included in the analysis. This restriction is particularly important for those coastal squares with a large proportion of sea and it*

detectat, cosa que no va passar en l'anterior; com a conseqüència, la tendència obtinguda pot estar finalment molt esbiaixada per unes diferències d'esforç que no han pogut ser quantificades i incorporades al model. En aquests casos el text de l'espècie indica quins han estat els problemes específics de mostreig i la tendència calculada queda entre parèntesis, indicant així que la xifra pot estar molt allunyada de la realitat.

Control de la variació en l'esforç de mostreig entre atles

• Utilització de les corbes d'acumulació d'espècies en funció del temps de mostreig

L'aproximació metodològica utilitzada per solucionar els problemes derivats dels canvis en l'esforç de mostreig va consistir en l'estimació indirecta del temps efectiu de mostreig esmerçat en cada quadrat UTM 10×10 en cadascun dels dos atles. Així, posteriorment, aquestes estimes van poder ser utilitzades com a valors per a la covariable esforç en les anàlisis de canvis de distribució de les espècies entre els dos atles. Aquesta aproximació va ser possible gràcies a la realització durant la feina de camp del present Atlas de censos de durada controlada en una mostra de quadrats UTM 1×1 situats en cadascun dels quadrats UTM 10×10 de Catalunya. A partir d'aquestes dades es van obtenir corbes d'acumulació d'espècies en relació amb el temps esmerçat buscant ocells. Això permet, fent el camí invers, estimar el temps efectiu de cerca a partir d'una riquesa d'espècies determinada.

La metodologia utilitzada per estimar el temps emprat en cada quadrat UTM 10×10 es basa en l'assumpció que la riquesa d'espècies d'una zona depèn principalment de: 1) l'esforç de mostreig en funció del temps de recerca efectiva i 2) de la seva diversitat d'hàbitats (Soberon & Llorente 1993, Atauri & de Lucio 2001).

La diversitat d'hàbitats en cada quadrat UTM 10×10 es va assumir proporcional al total d'espècies detectades durant els censos de durada controlada realitzats en 5 quadrats UTM 1×1. Pensem que aquesta assumpció està justificada donat que els quadrats UTM 1×1 van ser precisament seleccionats per tal de recollir la màxima variació ambiental dins de cada quadrat UTM 10×10 i, per tant, són una mostra representativa de les espècies que els ocupen. El nombre d'espècies detectades en un total de 5 quadrats UTM 1×1 es va denominar riquesa controlada per l'esforç (RCE) i correspon al nombre d'espècies observat en 10 hores de cens uniformement distribuïdes en el conjunt dels 5 quadrats estudiats. Aquest RCE és perfectament comparable entre diferents quadrats UTM 10×10, i per tant ens ofereix una estima teòricament proporcional a la riquesa absoluta del quadrat 10×10. El valor mitjà de la RCE va ser de 54 espècies (desviació estàndard = 9,3) i va variar entre 25 en quadrats molt homogenis (EG03, al massís de les Gavarres) i les 79 espècies en sectors més diversificats (DG44, al nord-est d'Osona).

• Estima de l'esforç de mostreig a partir de models de regressió

Tot seguit es va procedir a la construcció d'un model de regressió lineal per estimar l'esforç de mostreig a cada quadrat UTM 10×10 on: 1) la variable dependent era el nombre total d'hores de mostreig efectiu, 2) la variable independent era el nombre total d'espècies trobades, i 3) la RCE era utilitzada com a covariable per controlar les variacions de riquesa observada no degudes a l'esforç de mostreig, sinó a l'heterogeneïtat d'hàbitats intrínseca del quadrat.

Del total de 385 quadrats UTM 10×10 prospectats en el present Atlas, només se'n van incloure 309 en aquest model. La resta es va excloure perquè disposaven de menys de 5 mostres d'UTM 1×1, cosa que impedia l'obtenció de les estimes de la RCE; aquest fet es va produir en quadrats UTM 10×10 amb poca superfície estudiada, ja sigui a causa de la seva situació fronterera o costanera. A banda d'aquests quadrats limítrofs, dos quadrats UTM 10×10 addicionals tampoc no van ser inclosos en les anàlisis per problemes amb les dades d'origen. Atès que l'associació entre l'esforç de mostreig i el nombre d'espècies observades és esperable que sigui de caràcter logarítmic (Soberon & Llorente 1993), es va utilitzar el logaritme del temps efectiu de mostreig en cada quadrat UTM 10×10 com a variable dependent en el model final de regressió lineal.

En aquest model de regressió, la variable independent correspon al total d'espècies observades per períodes de 2, 4, 6, 8, 10... o 40 hores (equivalents a 1, 2, 3, 4, 5... o 20 quadrats UTM 1×1), on el valor màxim per a cada quadrat UTM 10×10 depèn del nombre màxim de

is important to take into account these limitations when interpreting the results of the statistical tests, especially for those species that largely occur along the coast or in the Pyrenees.

Once the effort effect is allowed for, the applied statistics allows us to determine the significance of the change in the number of squares occupied by every species in the period between atlases. It also enables us to obtain corrected estimates of change, expressed in the results as the percentage of increase or decrease in the number of UTM 10×10 squares occupied during the period between atlases. Importantly, this analysis only indicates changes in the number of squares, which means a quantitative variation in the size of the distribution area of the species. If this variation is not significant it does not necessarily imply that the species' distribution has remained the same, since the number of occupied squares may be unchanged even if their location may have varied. Thus, not infrequently the disappearance from one area and appearance at a similar scale in another area implies an overall stability in the number of squares but also important qualitative changes in distribution.

A final clarification concerning the effect of effort: the inclusion of variations in sampling effort in the analyses allows us to reduce or even remove for the majority of species this factor as a cause of the changes in the number of occupied squares between atlases. This is true for all those species except those that receive specific sampling efforts. For instance, the correction in the effort applied to Tengmalm's Owl is considered inadequate since this difficult-to-detect species has been specifically monitored during the sampling period of this atlas (but not for the first atlas) and therefore has received a much greater effort than the other species in the squares in which it was detected. As a consequence, the obtained trend may be highly biased because of the differences in effort that could not be quantified and incorporated into the model. In these cases, the species account mentions the specific sampling problems and the calculated trend is shown inside parenthesis, indicating that the result may be far from real.

Control de la variació en el mostreig entre els dos atles

• The use of species-sampling time accumulation curves

The methodological approach used to resolve the problems originating from changes in the sampling effort consisted of indirectly estimating the effective sampling time in every UTM 10×10 square for both atlases. These estimates were then given as values to the co-variable effort in the analyses of the changes in species' distribution between atlases. This approach was made through timed censuses conducted on a sample of UTM 1×1 squares located within each of the UTM 10×10 squares. Curves of species accumulation dependent on the time spent bird surveying were drawn from these data and so it was also possible to estimate the effective surveying time for a particular species richness by reversing the process.

The methodology used to estimate the time spent in every UTM 10×10 square is based on the assumption that species richness in an area depends basically on: 1) the sampling effort that in turn is dependent on the effective surveying time and 2) habitat diversity (Soberon & Llorente 1993, Atauri & de Lucio 2001).

The habitat diversity of each UTM 10×10 square was assumed to be proportional to the total number of species detected in the timed censuses conducted in five UTM 1×1 squares. This assumption is reasonable given that the UTM 1×1 squares were selected precisely to be as representative as possible of the environmental variation within every UTM 10×10 square and therefore are a representative sample of the species present therein. The number of detected species in five UTM 1×1 squares was named 'richness controlled by effort' (RCE), and corresponds to the number of species recorded in 10 hours of census work uniformly distributed in the 5 sampled squares. This RCE is completely comparable between different UTM 10×10 squares and therefore provides an estimate that is theoretically proportional to the absolute richness of the UTM 10×10 square. The mean RCE value was 54 species (Standard Deviation = 9.3) and varied between 25 in very homogeneous squares (EG03, in the mountains of Les Gavarres) and 79 species in more diversified areas (DG44, northeast of the comarca of Osona).

• Estimating the sampling effort from regression models

A linear regression model was developed in order to estimate the sampling effort in each UTM 10×10 square, where: 1) the dependent variable was the total number of hours of effective sampling, 2) the independent variable

quadrats UTM 1×1 prospectats en cada cas. De tota manera, per tal de no violar l'assumpció d'independència estadística entre unitats de mostreig, per a cada quadrat UTM 10×10 només es va entrar en el model un sol dels possibles valors del sumatori d'espècies en N UTM 1×1, seleccionats aleatòriament.

Per tal de donar més consistència al model estadístic i alhora minimitzar els possibles defectes de la selecció aleatòria d'unitats de mostreig, es van fer 10 rèpliques del model de regressió, cadascuna amb una selecció diferent del nombre de quadrats UTM 1×1 per a cada quadrat UTM 10×10. Tots els 10 models van donar lloc a paràmetres molt similars, amb r^2 que van oscil·lar entre 0,85 i 0,88 ($n=309$). Posteriorment es van estimar els temps de mostreig efectius en cada quadrat UTM 10×10 a partir de les fórmules obtingudes en cadascun dels 10 models i, finalment, amb el propòsit d'obtenir un estimador més acurat del temps de mostreig efectiu, es va procedir a calcular la mitjana dels valors obtinguts per a cadascun d'aquests 10 models.

Els models de regressió obtinguts (Figura 4) van ser utilitzats no solament per estimar l'esforç de mostreig efectiu pels quadrats UTM 10×10 durant el present Atlas, sinó que també van ser utilitzats per estimar els valors corresponents a l'atles anterior. Per tal de dur a terme aquesta projecció, es va assumir que els valors RCE (riquesa controlada per l'esforç) corresponents a cada quadrat UTM 10×10 havien variat relativament poc entre els dos períodes de realització dels atles, és a dir, que el nombre d'espècies detectat en 10 hores de censos distribuïts en els mateixos 5 quadrats UTM 1×1 havia de ser molt similar entre el període 1975-1983 i el 1999-2002. Òbviament, és possible que pugui haver variat la riquesa d'espècies en quadrats 10×10 entre atles. De tota manera, pensem que, donada la gran heterogeneïtat d'hàbitats present a Catalunya, és raonable pensar que la variació espacial en RCE és molt més gran que els hipotètics canvis temporals en RCE que puguin haver succeït en cada UTM 10×10. Per tant, es pot estimar l'esforç de mostreig a partir de les mateixes equacions utilitzades per al nou Atlas, però mitjançant la utilització del total d'espècies observat en cada quadrat UTM 10×10 en l'anterior atlas.

El temps efectiu de mostreig per quadrat UTM 10×10 en el present Atlas és de 66 hores de mitjana (desviació estàndard = 44 hores), mentre que en l'atles anterior va ser de 43 hores (desviació estàndard = 43 hores). Així doncs, des d'una perspectiva general, un quadrat UTM 10×10 ha estat estudiat de mitjana durant 23 hores més en aquest atlas que en l'anterior. El patró espacial de canvi en l'esforç de mostreig entre els dos atles és lluny de ser homogeni (Figura 5). En el primer atlas dels ocells nidificants (1975-1983), l'esforç de mostreig va ser especialment elevat al Pirineu, mentre que al nou Atlas hi ha una major dispersió territorial en la distribució d'aquesta variable. Mentre que l'esforç de mostreig en el present Atlas es reparteix de forma força homogenia, l'esforç de mostreig esmerçat durant l'atles anterior al Pirineu és sorprenentment alt. Existeixen dues possibles explicacions per a aquest patró que s'associen a l'elevada riquesa observada: 1) en aquesta zona es va realitzar un treball de camp especialment intens en comparació amb la resta del territori; 2) les dades del Pirineu no van ser revisades d'una manera tan acurada com les de la resta. Així, algunes espècies estarien realment sobrerrepresentades al Pirineu, i la metodologia utilitzada per estimar l'esforç de mostreig en l'atles anterior assignaria valors alts de temps efectiu de cens en aquestes àrees. D'aquesta manera, independentment de quina de les dues explicacions fos la realment vàlida, així com de quina és la seva importància relativa, en termes generals, aquestes variacions es controlen eficaçment i permeten analitzar els possibles canvis temporals ocorreguts a Catalunya entre els dos atles.

Per acabar, voldríem fer notar que les dades utilitzades en el present Atlas han estat recollides per un gran nombre d'observadors amb importants diferències quant a capacitat d'identificació de les espècies i experiència de camp. Com s'ha posat de manifest en altres projectes de seguiment de l'avifauna, les diferències entre observadors poden esdevenir importants fonts de biaix. Per exemple, Sauer *et al.* (1994) van estudiar els efectes de les diferències entre observadors en les anàlisis de tendències temporals de les dades recollides en el North-American Breeding Bird Survey (BBS) i van mostrar com aquest factor podia ser una important font d'error. Com passa en altres projectes de seguiment, les habilitats dels observadors no han estat avaluades i no s'ha pogut introduir cap mesura de biaix en els models de regressió riquesa espècies/temps de

was the total number of contacted species, and 3) the RCE was used as a co-variable in order to control the variations in observed richness not caused by the sampling effort but, instead, by the habitat heterogeneity intrinsic to each square.

Out of the total 385 surveyed UTM 10×10 squares in the present atlas, only 309 were included in this model. The rest were excluded because they contained less than 5 UTM 1×1 surveyed squares and so RCE estimates could not be obtained; this was the case of UTM 10×10 squares in border areas or on the coast with few sampled areas. Besides these border squares, two additional UTM 10×10 squares were also excluded from the analyses due to deficient data. Given that the relationship between the sampling effort and the number of contacted species is likely to be logarithmic (Soberon & Llorente 1993), the logarithm of the effective sampling time in each UTM 10×10 square was used as the dependent variable in the final linear regression model.

In this regression model, the independent variable is the total number of contacted species within periods of 2, 4, 6, 8... 10... 20 or 40 hours (equivalent to 1, 2, 3, 4... 5... 10 or 20 UTM 1×1 squares), where the maximum value per UTM 10×10 square depends on the maximum number of UTM 1×1 squares surveyed in every case. Nevertheless, in order to avoid violating the assumption of statistical independence between sampling units, only one of the possible values of the species totals in n UTM 1×1 squares selected at random per UTM 10×10 square was introduced into the model.

In order to give more consistency to the statistical model and to simultaneously minimise the possible defects of the random selection of sampling units, 10 replicates of the regression model were made, each one with a different number of UTM 1×1 squares per UTM 10×10 square. Each of the 10 models generated very similar parameters, with r^2 fluctuating between 0.85 and 0.88 ($n=309$). Then, the effective sampling time for each UTM 10×10 square from the equations resulting from each of the 10 models was estimated. Finally, with the aim of obtaining a more accurate estimate of the effective sampling time, the mean of the obtained values for each one of these 10 models was calculated.

The generated regression models (Figure 4) were used to estimate both the effective sampling effort for the UTM 10×10 squares in the present atlas and also to estimate the respective values for the previous atlas. In order to carry out this projection, it was assumed that the RCE (richness controlled by effort) values of each UTM 10×10 square had varied relatively little within the period between atlases; that is, the number of species detected in 10 hours of censuses distributed in the same UTM 1×1 squares should be very similar in the 1975-1983 and 1999-2002 periods. Obviously, it is likely that species richness in UTM 10×10 squares has changed in the period between the two atlases. However, as habitat heterogeneity is very high in Catalonia, it is reasonable to assume that spatial variation in RCE is much greater than the hypothetical temporal changes in RCE that may have taken place inside each UTM 10×10 square. Therefore, the sampling effort can be estimated from the same equations employed in this atlas using just the total detected species inside each UTM 10×10 square in the previous atlas.

On average, the effective sampling time per UTM 10×10 square was 66 hours (Standard Deviation = 44 hours) for the present atlas and 43 hours (Standard Deviation = 43 hours) for the previous atlas. Thus, from a general point of view, any UTM 10×10 square was surveyed for 23 more hours during work on this atlas than work on the previous one. The spatial pattern of change in the sampling effort from one atlas to another is far from homogeneous (Figure 5). In the first atlas (1975-1983), the sampling effort was surprisingly high in the Pyrenees, whereas for the current atlas there was greater territorial dispersion and homogeneity in the distribution of the sampling effort. There are two possible explanations for this pattern: 1) field work was conducted especially intensely in the Pyrenees in comparison with the rest of the territory, 2) data from the Pyrenees was not as accurately revised as that from the rest of the territory. Thus, some species were over-represented in the Pyrenees and the methodology used to estimate the sampling effort in the previous atlas would have assigned high effective sampling-time values in these areas. Thus, regardless of which explanation is correct and its relative importance, it is worth noting that if we incorporate these variations into these analyses, we can generally understand the possible temporal changes occurring in Catalonia within the period between atlases.

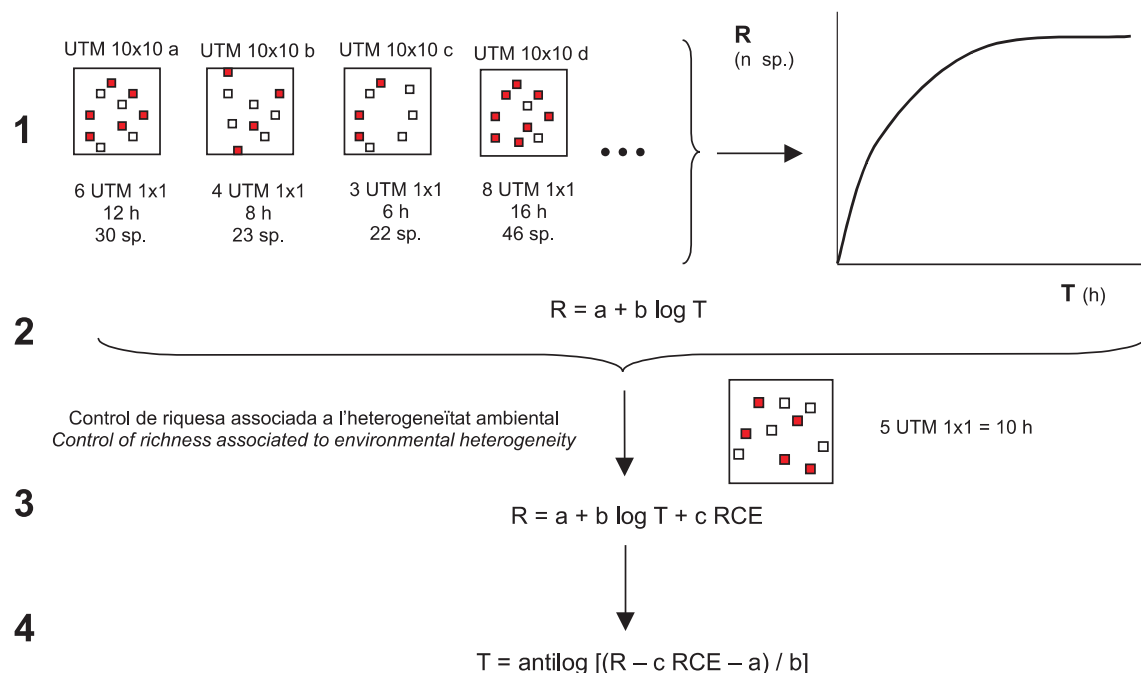


Figura 4. Esquema de l'obtenció del temps de mostratge efectiu de cada UTM 10x10 a partir de corbes riquesa-esforç controlant l'efecte de l'heterogeneïtat ambiental. 1) Obtenció de la corba base riquesa-esforç de mostratge (hores) a partir de la informació obtinguda en els censos de durada controlada en quadrats UTM 1x1. 2) Aquest primer pas permet obtenir una primera relació entre temps efectiu de mostratge i nombre d'espècies detectades. 3) Obtenció d'una segona equació de regressió que ens permet controlar l'efecte de l'heterogeneïtat ambiental en els quadrats UTM 10x10 mitjançant el nombre d'espècies detectades en 5 quadrats UTM 1x1. 4) Aplicació de l'equació obtinguda als valors de riquesa per quadrat UTM 10x10 per tal d'obtenir el temps efectiu de mostratge en hores a partir de la transformació logarítmica de l'equació.

Figure 4. Diagram of the process for obtaining the effective sampling time for each UTM 10x10 square from curves of richness-effort controlling the effect of environmental heterogeneity. 1) Production of the basal curve richness-sampling effort (hours) from the information gathered in the timed censuses conducted in UTM 1x1 squares. 2) The first step allows us to obtain a preliminary relationship between effective sampling time and the number of detected species. 3) Generation of a second regression equation that allows us to control the effect of environmental heterogeneity in the UTM 10x10 squares by means of the number of species detected in five UTM 1x1 squares. 4) Application of the generated equation of richness values per UTM 10x10 square in order to obtain the effective sampling time in hours from the logarithmic transformation of the equation.

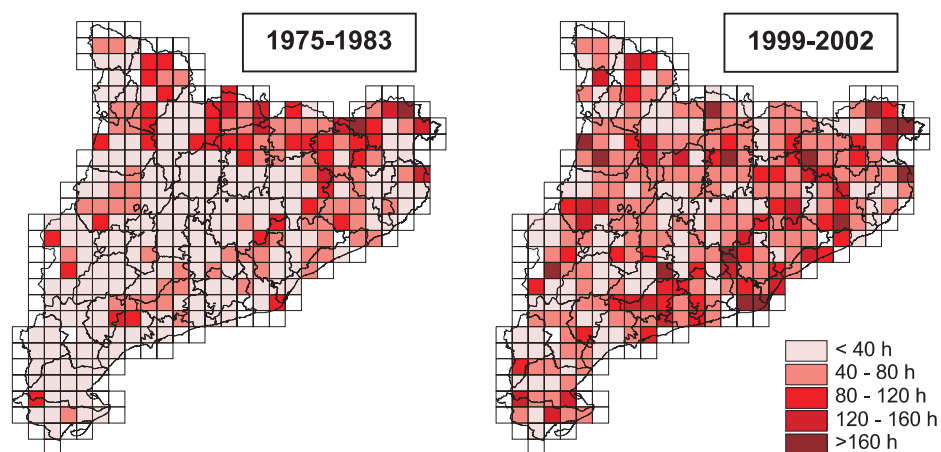


Figura 5. Representació espacial de l'esforç de mostratge dedicat a cada quadrat UTM 10x10 de Catalunya en els dos atlas dels ocells nidificants. La unitat utilitzada és el nombre efectiu d'hores de recerca d'ocells i no necessàriament el temps total passat en cada quadrat. L'esforç no s'ha pogut estimar en els quadrats en blanc.

Figure 5. Spatial representation of the sampling effort invested in each UTM 10x10 square in Catalonia for both breeding bird atlases. The employed unit is the effective number of hours invested in bird surveying, not necessarily the total time spent in every square. Effort could not be estimated in blank squares.

mostratge. De totes maneres, aquesta gran diversitat d'observadors fa que no hi hagi grans àrees prospectades per un únic observador, amb la qual cosa els biaixos queden esmorteïts entre els diferents observadors. Malgrat les dificultats inherents al treball amb multitud de voluntaris, pensem que aquest és un factor essencial que mereix una major atenció en el futur, per exemple mitjançant la utilització de metodologies de captura-recaptura aplicades a l'estimació de la riquesa d'espècies en casos on la detectabilitat varia entre espècies i observadors (Boulinier *et al.* 1998).

Mapes d'índex d'abundància: modelització de la qualitat de l'hàbitat

Cartografiar i representar gràficament la distribució espacial dels ocells d'una manera acurada i consistent no és una tasca fàcil. En primer lloc, la detecció de les espècies requereix un esforç considerable, cosa que planteja limitacions logístiques quan es vol estudiar un gran territori com és sovint el cas dels atlas d'ocells. Així doncs, existeix un compromís entre la cobertura espacial d'un atlas i l'esforç que es pretén esmerçar per cobrir-la. En general, aquest compromís ha dut a la realització d'atles d'ocells amb una cobertura absoluta del territori estudiat, però sobre el qual només es descriu la presència o absència de les espècies a resolucions relativament grolleres de 10×10 km (*e.g.* Martí & del Moral 2003) o 50×50 km (*e.g.* Hagemeyer & Blair 1997).

Malgrat l'avenç que suposa el mapatge estandarditzat mitjançant la recol·lecció d'observacions relativament disperses, els atlas realitzats a grans escales espacials tenen limitacions òbvies per la minsa o sovint nul·la informació que proporcionen sobre les espècies a escales espacials més locals. Aquest problema ha estat tractat recentment en alguns atlas d'ocells nidificants com el britànic (Gibbons *et al.* 1993) o el suís (Schmid *et al.* 1998). Aquests atlas han millorat els mostratges a gran escala a resolucions grolleres de 10×10 km on només es documenta la presència o absència de les espècies amb un submostratge més detallat, on censen una sèrie d'unitats menors amb l'objectiu de recollir informació de les espècies a escales locals (1×1 km o 2×2 km). La restricció principal d'aquesta aproximació és que la cobertura espacial d'aquest submostratge no pot abastar tot el territori donades les òbvies limitacions de temps i recursos del treball en aquestes resolucions. Existeixen fonamentalment dues aproximacions que permeten utilitzar la informació recollida en aquests submostratges de petites unitats espacials per cartografiar la distribució completa de l'espècie en una regió d'interès: les tècniques d'interpolació i els models de nínxol ecològic.

Tècniques d'interpolació

Les tècniques d'interpolació espacial representen un procediment relativament simple per obtenir directament el valor d'un punt desconegut a partir de la informació disponible en punts propers. Breument, la interpolació pretén, a partir de la informació recol·lectada en una sèrie de punts de mostratge, atorgar valors per a cada un dels punts veïns de valor desconegut ponderats per diversos factors, com per exemple la distància. Aquest mètode ha estat emprat a l'atlas suís (Schmid *et al.* 1998) per permetre una estima d'abundància relativa per a cadascun dels quadrats d'1×1 km que formen la quadrícula del país. Aquesta interpolació es va realitzar donant a cada quadrat desconegut un valor calculat com la mitjana dels 20 quadrats 1×1 km més propers (Schmid *et al.* 1998). Un mètode similar va ser utilitzat a l'atlas britànic (Gibbons *et al.* 1993), en què l'abundància relativa s'estimà com la proporció de tetrades (quadrats 2×2 km) en cada quadrat 10×10 km on l'espècie va ser detectada i interpolant els resultats obtinguts en una quadrícula de 5×5 km on el valor dels nodes era calculat a partir de mitjanes dels valors veïns (Gibbons *et al.* 1993).

La interpolació és especialment sensible a errors en les feines de mostratge i té la limitació òbvia que les condicions ambientals de les àrees estudiades no són sempre les mateixes que en les àrees del voltant, una assumpció implícita dels models interpolatius (Figura 6). Aquesta darrera consideració és especialment rellevant en paisatges heterogenis, com els que predominen en zones de muntanya. En el cas de l'atlas suís aquesta consideració es va tenir en compte, i al procés interpolatiu es va implementar una condició addicional de manera que els punts d'interpolació inclosos en cada cas es limitaven a aquells compresos en un rang de 100 m d'altitud al voltant del punt d'interès. De tota manera, existeixi-

Finally, we should note that the data employed for this atlas was gathered by a large number of observers with significant differences in identification skills and field experience. As shown by other bird monitoring projects, differences between observers may result in important biases. For instance, Sauer et al. (1994) used data gathered for the North American Breeding Bird Survey (BBS) to study the effect of the differences between observers on the analyses of temporal trends and showed how this factor may be an important source of errors. Observers' skills were not evaluated in this monitoring project and no bias control measure was introduced into the species richness/sampling time regression models. Nevertheless, the large numbers of observers made it unlikely that significant areas were surveyed by just one observer and so observer bias was hidden. Despite the inherent difficulties involved in field work with large numbers of volunteers, we think that this is an essential factor that deserves more attention, for example, through the use of capture-recapture methodologies for estimating species richness whenever detectability varies among species and observers (Boulinier et al. 1998).

Abundance index maps: modelling habitat quality

Mapping spatial bird distribution accurately and consistently is not a straightforward task. Firstly, detecting a species requires considerable effort, which raises logistical limitations when a large area (as usually happens in bird atlases) is under study. Therefore, a trade-off is likely to appear between the spatial coverage of the atlas and the effort put in to cover it. In general, this compromise has led to bird atlases giving complete coverage of the study region but describing presence-absence at a relatively coarse resolution of 10×10 km (e.g. Martí & del Moral 2003) or 50×50 km (e.g. Hagemeyer & Blair 1997).

In spite of being a significant advance from the subjective mapping of species distribution achieved by collating dispersed species observations, large-scale atlas projects have obvious shortcomings due to the poor or null information about species they provide at small spatial scales. This issue has been recently approached, for example, by the British (Gibbons et al. 1993) and Swiss breeding bird atlases (Schmid et al. 1998). These atlases have enhanced wide-ranging surveys at coarse 10×10 km resolution in which only presence-absence data is recorded by use of a more detailed sub-sample in which smaller units are censused to gather information on species at local spatial scales (1×1 km or 2×2 km). The main shortcoming of this approach is that the spatial coverage of these sub-samples could not cover the whole territory given the obvious time and resource constraints of working at these resolutions. There are two main different alternatives that permit the use of information gathered in a sub-sample of small spatial units to map the distribution of a given species in the whole of the study region: Interpolation techniques and Niche-based models.

Interpolation techniques

Interpolation techniques are a simple way of obtaining directly a species-presence probability value for each point in space from the information gathered around it. Briefly, interpolation techniques aim at calculating an expected value for a series of unknown points on the basis of information available for a set of sampled neighbouring points weighted by different factors such as distance. This method was employed in the Swiss Breeding Bird Atlas (Schmid et al. 1998) to estimate the relative abundance of birds in each of the 1×1 km squares that constitute the national grid. This interpolation was made by calculating a value for each square that corresponded to the average of the 20 nearest sampled 1×1 km squares (Schmid et al. 1998). A similar method was used in the New Atlas of Breeding Birds of Britain and Ireland (Gibbons et al. 1993). Here, relative abundances were estimated by calculating the proportion of tetrads (2×2 km squares) of each 10×10 km square where the species was detected and interpolating the results onto a 5×5 km grid, where the node values were calculated from the means of their neighbour's values (Gibbons et al. 1993).

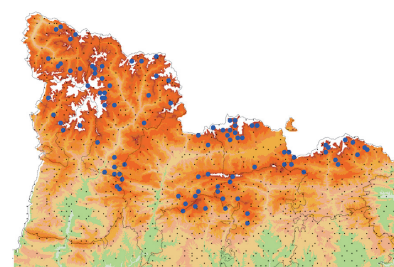
These methods are very sensitive to errors in sampling procedures and have the obvious constraint that conditions in a sampled area are not necessarily the average of conditions in surrounding areas, an implicit assumption of interpolation methods (Figure 6). This consideration is likely to be especially important in the case of heterogeneous landscapes like those predominating in mountain areas. In the case of the Swiss atlas, a constraint was added to deal with this problem and an additional condition was implemented in the interpolation process whereby interpolation points were limited to those within a 100 m altitudinal range of each focal interpolated

xen fonts d'heterogeneïtat ambiental addicionals a l'altitud, tant de caràcter natural (pendent, orientació, distància al mar, zones ombra de pluja, tipologia de sòl i geomorfologia) com d'origen humà (patrons d'utilització del sòl). Així doncs, quan s'utilitzen per representar la distribució dels ocells a petites escales espacials, les tècniques d'interpolació poden tendir a produir estimacions esbiaixades, especialment en àrees amb una alta diversitat ambiental. Aquest és certament el cas de Catalunya, on la complexitat paisatgística pot representar un problema important per a la utilització d'aquestes tècniques.

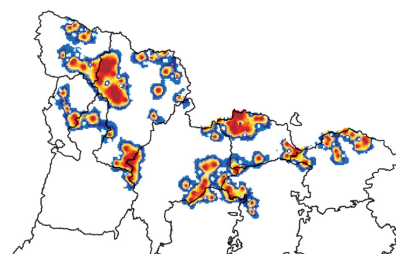
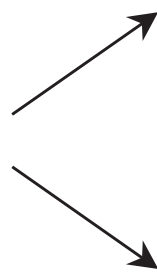
Models de nínxol ecològic

Una alternativa a les tècniques d'interpolació que no fan ús de cap mena d'informació altra que la generada a partir del mostratge específic es basa en el fet que les espècies responen a una combinació limitada de paràmetres ambientals, la qual cosa pot permetre la modelització del seu nínxol ecològic (Guisan & Zimmermann 2000). Els models de nínxol ecològic es basen en la modelització de la resposta d'una espècie a una sèrie de variables ambientals i en la posterior predicció de la seva presència en zones no estudiades a partir dels valors d'aquestes variables ambientals (Figura 6). El recent desenvolupament dels sistemes d'informació geogràfica (SIG) i de la capacitat de càlcul dels ordinadors han portat a un interès creixent per la utilització d'aquest tipus de models. De tota manera, aquesta aproximació ha estat àmpliament utilitzada en escales espacials limitades, però fins ara els models basats en el nínxol ecològic han tingut només comptades aplicacions per mapar la distribució de les espècies a grans escales espacials com el típic dels atlas d'ocells (Osborne & Tigar 1992, Parker 1999, Tushabe *et al.* 2001, Suárez-Seoane *et al.* 2002).

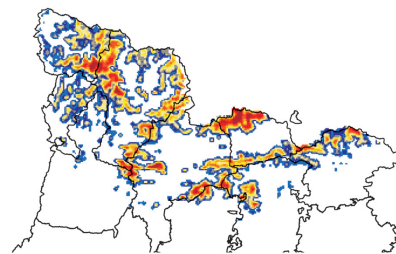
Aquests models poden incorporar explícitament l'heterogeneïtat del paisatge a diferents escales espacials, sempre i quan les variables ambientals a partir de les quals el nínxol és estimat siguin prou fiables i representatives de les principals fonts d'heterogeneïtat reals. D'altra banda, una limitació d'aquests models és que el nínxol efectiu d'una espècie pot variar d'acord amb les característiques locals d'una zona (*e.g.* presència de predadors, qüestions històriques), cosa que pot induir a errors i predir la presència de l'espècie allà on de fet no existeix (falsos positius) o bé no ser capaç de predir la presència de l'espècie allà on certament hi és present (falsos negatius). Per tal d'avaluar l'impacte d'aquests errors en les distribucions predites, l'avaluació de la capacitat predictiva dels models generats a partir de la utilització de dades de caràcter independent esdevé un pas inexcusable (Fielding & Bell 1997, Pearce & Ferrier 2000).



Dades de presència-absència en UTM 1x1
Presence-absence data in 1x1 UTM



Tècniques d'interpolació
Interpolation techniques



Models de nínxol
Niche based models

Figura 6. Comparació dels resultants obtinguts mitjançant tècniques d'interpolació espacial i dels models estadístics basats en el nínxol ecològic per projectar la probabilitat de presència de les espècies fora de les àrees estudiades (dades de la merla de pit blanc).

point. However, there are additional sources of environmental heterogeneity in addition to altitude, both natural (including slope gradient and orientation, distance from sea, and the effects of rain-shadow, lithology and geomorphology) and of human origin (land-use patterns). Therefore, when aiming at quantitatively mapping bird distribution at small spatial scales, interpolation techniques may produce misleading distributions, especially in areas of high environmental diversity. This is certainly the case of Catalonia, where landscape complexity may represent an important problem when using such techniques.

Niche-based models

An alternative to interpolation techniques that makes no use of additional species data other than that collected during the species sampling process is based on the fact that species use a restricted combination of environmental parameters that allow us to model their ecological niches (Guisan & Zimmermann 2000). These niche-based models are based on modelling species' response to a set of environmental variables and on the subsequent prediction of their presence in unsampled areas using values based on environmental variables (Figure 6). The recent development of geographical information systems and more powerful computers have led to increasing interest in this type of models. This approach has been widely applied to small spatial scales, although until now niche-based models have only had limited applications in the mapping of species' distribution at large scales, as is usually the case with bird atlases (Osborne & Tigar 1992, Parker 1999, Tushabe *et al.* 2001, Suárez-Seoane *et al.* 2002).

These models can explicitly incorporate landscape heterogeneity at different spatial scales as long as the environmental variables from which the niche is estimated are reliable and sufficiently representative of the principal real sources of heterogeneity. The inherent limitation of these models is that the niche of a species may vary between locations owing to local characteristics (for example, the presence of predators), which may induce errors by predicting the presence of species where they do not occur (false positives) or not predicting species where they do occur (false negatives). In order to evaluate the impact of such errors on predicted species' distributions, the evaluation of the predictive capacity of the model by means of an independent data set becomes an essential step (Fielding & Bell 1997, Pearce & Ferrier 2000).

Figure 6. Comparison of the results of spatial and statistical niche-based modelling techniques for projecting the probability of species' presence outside the sampling area (data for the Ring Ouzel).

La metodologia de modelització de l'Atlas dels ocells nidificants de Catalunya

En aquest Atlas s'ha estimat la probabilitat d'aparició de les espècies a partir de l'aplicació de models de nínxol ecològic a les dades recollides en els censos d'UTM 1x1 (3.077 quadrats en el cas d'ocells diürns i 1.204 en el dels nocturns). Els models desenvolupats van permetre estimar per a cada espècie la resposta a una sèrie de variables ambientals i obtenir la probabilitat d'aparició de cada espècie per una combinació particular d'aquestes variables (Figura 7).

• Variables ambientals utilitzades

A banda de requerir dades sobre la presència dels ocells, el desenvolupament dels models de nínxol ecològic depenen de la disponibilitat de dades ambientals adequades i de bona qualitat. Afortunadament, durant els darrers anys diferents institucions catalanes com la Generalitat de Catalunya, el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) o l'Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) han dut a terme un gran esforç dirigit a la generació de bases de dades digitals de gran qualitat, amb informació de tipus ambiental per tot el territori. En aquest Atlas s'ha utilitzat una part important d'aquestes bases de dades per tal de generar variables ambientals que serveixin per predir la presència de les espècies. Aquestes variables (Taula 2) han estat seleccionades amb l'objectiu d'incorporar aquells factors que *a priori* són assenyalats com a importants predictors de la distribució dels ocells a diferents escales espacials (Wiens 1989). Els diferents grups de variables inclosos en la modelització del present Atlas són els següents:

Variabls d'hàbitat/usos del sòl: Les variables que descriuen l'estructura de l'hàbitat es troben entre els millors predictors coneguts de la distribució dels ocells a escales espacials locals. Es van utilitzar variables d'hàbitat i caracterització dels usos del sòl a partir del mapa d'usos del sòl de Catalunya del 1997 i del mapa forestal de Catalunya (vegeu capítol *Medi Físic*). El mapa d'usos del sòl està generat a partir d'una classificació de les dades obtingudes en l'anàlisi d'imatges del satèl·lit Landsat, mentre que el mapa de boscos combina informació originada a partir de fotografia aèria i treball de camp. A partir de les diferents categories d'usos del sòl o de tipus de bosc contingudes en els mapes, es van crear mapes individuals que representaven la freqüència d'aparició de píxels de 50 m corresponents a cada una d'aquestes categories en cada quadrat UTM 1x1 de Catalunya (Figura 7). Utilitzant una recategorització dels principals usos del sòl a Catalunya (11 usos del sòl), es van calcular també per cada quadrat UTM 1x1 dos índexs d'heterogeneïtat del paisatge: el nombre total d'usos i l'índex de diversitat de Shannon.

Variabls climàtiques i de relleu: Les variables climàtiques proporcionen una valuosa informació complementària a l'obtinguda a partir de les d'hàbitat. A més, les variables relacionades amb el clima i/o amb l'altitud sovint es poden utilitzar com a substitutes d'altres variables ambientals difícils de mesurar i que d'una altra manera serien de difícil incorporació en les anàlisis. Les variables climàtiques es van generar a partir de l'Atlas Climàtic Digital de Catalunya (vegeu-ne exemples al capítol *Medi Físic*), mentre que l'altitud i els pendents es van obtenir a partir d'un model digital d'elevacions (vegeu-ne un exemple al capítol *Medi Físic*). En tots els casos es van utilitzar els valors mitjans per variable per a cada quadrat UTM 1x1.

Variabls d'activitat humana: L'efecte de les activitats humanes sobre l'ecologia de les espècies d'ocells ha estat profusament documentat. Per incloure en els models variables sintetitzadores de l'impacte de l'activitat humana en els quadrats UTM 1x1 es van generar variables mitjançant les capes de distribució de la població (habitants per municipi) i la xarxa viària (carreteres principals i secundàries). A partir d'aquestes capes, i en cada quadrat UTM 1x1, es va calcular la mitjana de la distància (log. transformada) als diferents elements analitzats (e.g. carreteres, grans ciutats, etc).

Altres: Amb l'objectiu d'incloure paràmetres no relacionats directament amb altres variables ambientals es van incloure les mitjanes de la latitud i la longitud per quadrat UTM 1x1, així com la seva distància mitjana al mar com a variables predictores potencials.

La incorporació de tots els factors que d'una manera hipotètica poden contribuir a determinar la distribució de les espècies és una tasca

The modelling approach used in the Catalan Breeding Bird Atlas

For this atlas we estimated the probability of occurrence of a species by applying niche-based models to the data collected during 1x1 UTM square censuses (3,077 squares in the case of diurnal birds and 1,204 for nocturnal birds). The models developed allow us to estimate each species' response to a series of environmental variables and thereby obtain the predicted probability of occurrence for each species as a particular combination of environmental variables (Figure 7).

• Environmental variables employed

In addition to species-presence data, the availability of good quality environmental data is essential for implementing niche-based models. Fortunately, over recent years a great deal of work has been done by different institutions such as the Catalan Government, Centre for Ecological Research and Forestry Applications (CREAF: Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals) and the Catalan Cartographic Institute (ICC: Institut Cartogràfic de Catalunya) on building up high-quality digital databases for the whole country with environmental information. In the present atlas we used an important part of these databases in order to generate pertinent environmental variables that were used as predictors of species' occurrence. These variables (Table 2) were selected to incorporate those factors known a priori to determine bird distribution at different spatial scales (Wiens 1989). The different groups of variables included in the models used for the present atlas were as follows:

Habitat/land-use variables: Variables describing habitat structure are known to be amongst the best predictors of bird distribution at local spatial scales. We derived habitat and land-use variables from the Catalan land-use map (1997) and the Catalan forest map (see chapter Physical Environment). The land-use map was generated from data from the Landsat satellite, while the forest map combines aerial photos and fieldwork. From the different categories contained in these maps, we created a single map representing the frequency of occurrence of 50 m pixels corresponding to a given category in each 1x1 UTM square (Figure 8). From a re-categorisation of main land-uses in Catalonia (11 main land-uses), we also calculated for each square two indexes of landscape heterogeneity: the total number of uses and the Shannon diversity index.

Climate and relief variables: Climatic variables provide valuable information that complements information obtained from habitat variables. Furthermore, climatic and/or altitude information may provide a surrogate for a number of environmental characteristics that are difficult to measure and thus include in the analyses. Climatic variables were derived from the Digital Climatic Atlas of Catalonia (see examples in chapter Physical Environment), whereas elevation and slope variables were obtained from a digital elevation model (see example in chapter Physical Environment). In all cases we used the mean values of the variable for each 1x1 UTM square.

Human influence: The effect of human activities on species ecology is well-known. To include in the model variables summarising human impact in 1x1 UTM squares we generated variables based on layers of population distribution (inhabitants per municipality) and the road network (main and secondary roads). From these layers, and within each 1x1 UTM, we calculated, the mean distance (log transformed) to selected features (e.g. roads, large cities, etc).

Others: In order to account for spatial patterns in species distribution not directly explained by environmental variables, we also included in the models the mean latitudinal and longitudinal coordinates for each 1x1 UTM square and the mean distance to the sea as potential predictors.

Incorporating all the hypothetical factors expected to determine species distribution is a thankless task. Even when the available environmental data is of high quality, as in the case of Catalonia, the essential factors affecting the distribution of a given species are likely to be missing. A way to account for the unknown variables that may be relevant to species distribution is to use measures of spatial autocorrelation. Spatial autocorrelation depends on the fact that the presence of a species in a given area is not usually independent of whether the species occurs or not in surrounding areas (Vaughan & Ormerod 2003). In these cases, the information on the degree of spatial contagion in species occurrence may be used as a surrogate for environmental information missing from the model. Examples of such missing environmental variables are historical factors. For instance, recently lost

certament inabastable. Fins i tot en els casos en què la disponibilitat d'informació ambiental és alta, com en el cas català, és probable que una bona part dels factors últims determinants per a una o altra espècie no quedin ben coberts. Una manera d'incorporar una part d'aquestes variables no conegudes, però que poden esdevenir importants per descriure la distribució de les espècies, pot ser la utilització de mesures d'autocorrelació espacial. L'autocorrelació espacial descriu el fet que sovint la presència d'una espècie en una localitat determinada no és totalment independent de si aquesta espècie és o no present en les localitats veïnes (Vaughan & Ormerod 2003). En aquests casos la informació sobre el grau de contagi espacial de l'espècie podria ser utilitzat com un substitut per la part d'informació ambiental clau per a l'espècie, però d'origen desconegut. Entre les variables ambientals que poden ser importants en aquest context, podríem citar els efectes històrics. Per exemple, zones *a priori* adequades per a una determinada espècie d'on aquesta és absent per una desaparició recent, poden ser difícils d'identificar mitjançant models de nínxol si aquestes zones són ambientalment similars a zones on l'espècie és encara present (Brotos *et al.* 2004a). En aquest cas, com que l'espècie seria completament absent d'aquestes zones, una mesura de contagi espacial ens ajudaria a incloure en els models la informació sobre la seva absència actual. A l'Atlas català s'han utilitzat tres variables de contagi espacial diferents, autocovariables en el sentit d'Augustin *et al.* (1996). Per cada quadrat UTM 1x1 de Catalunya es va calcular la probabilitat d'aparició mitjana de cada espècie pels 5 i 10 quadrats estudiats més propers. La tercera variable de contagi espacial va utilitzar els 10 veïns més propers, però va ponderar els seus valors per la distància al punt d'origen. Les variables de contagi es van calcular per a totes les espècies, i representen una estima de l'abundància mitjana de cada una d'aquestes espècies al voltant de cada quadrat UTM 1x1.

areas of a species' distribution that are still suitable for the species may be difficult to identify if they are environmentally similar to others where the species occurs (Brotos *et al.* 2004a). In this case, given that the species would be completely absent from such areas, the use of contagion information may help us include information about the species' current absence in the model. In the Catalan atlas, we used three different contagion variables that are auto-covariables as defined in Augustin *et al.* (1996). For each 10x10 UTM square in Catalonia, we calculated the mean occurrence probability for each species in the five- and 10-nearest sampled squares. The third contagion variable used the 10 nearest squares but weighted their contribution in terms of their distance to the focal point. The contagion variables were calculated for all species and represented an estimate of the mean abundance of the species around each 1x1 UTM square.

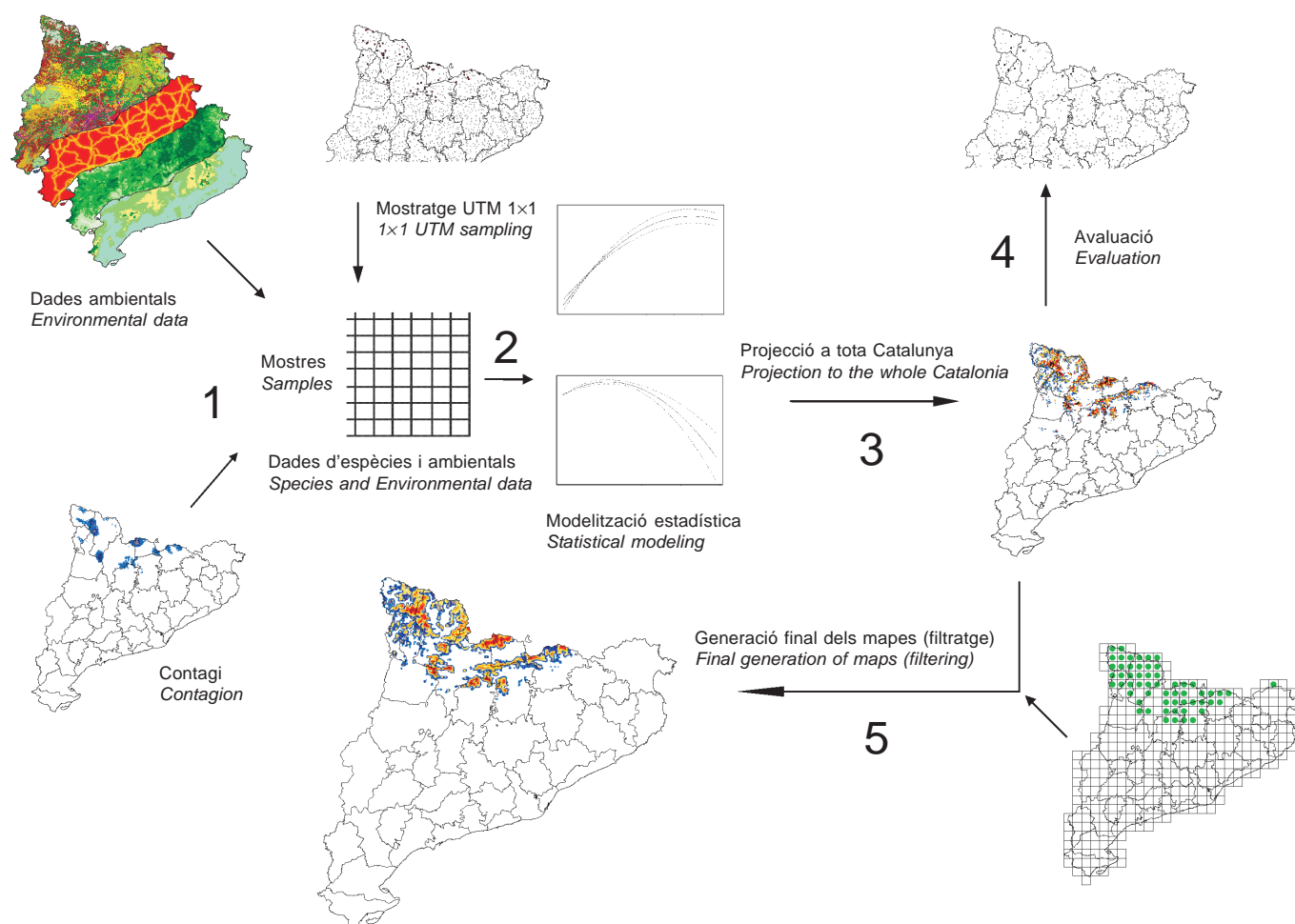


Figura 7. Representació esquemàtica de la metodologia emprada en aquest Atlas per tal de generar els mapes d'índex d'abundància.

Figure 7. Schematic representation of the methodology used in this atlas to generate abundance index maps.

• Modelització estadística utilitzada

Existeixen diferents mètodes per generar mapes d'adequació d'hàbitat basats en la modelització del nínxol ecològic. Una diferència bàsica entre aquests mètodes és la qualitat de les dades que requereixen. Un primer grup de mètodes requereix dades de presència/absència de les espècies amb l'objectiu de generar regles discriminatòries que permetin ordenar l'adequació dels hàbitats d'acord amb la distribució de la proporció de presències i absències en cadascun d'ells. Dins d'aquest grup de mètodes trobem els models lineals generalitzats (GLM), els models additius generalitzats (GAM), les regressions d'arbre, els algoritmes genètics (GA) i les xarxes neuronals artificials (ANN) (Manel *et al.* 1999, Guisan & Zimmermann 2000, Pearce *et al.* 2001a). En el segon grup de mètodes, trobem aquells que requereixen només informació sobre la presència de les espècies com l'anàlisi factorial del nínxol (ENFA), Bioclim, o Domain. Totes aquestes metodologies han estat desenvolupades per permetre l'ús de dades quan la informació sobre les absències recollides durant un mostreig és poc fiable o senzillament no és disponible (Brotons *et al.* 2004a). Aquests mètodes es basen en la definició d'embolcalls ambientals per descriure les característiques ambientals dels punts on l'espècie ha estat detectada i que són posteriorment comparats amb les condicions de la resta d'àrees que formen la zona d'estudi (Hirzel *et al.* 2001).

Durant els treballs previs a les anàlisis definitives del present Atlas es van comparar diverses metodologies, i els resultats suggereixen que la utilització de la informació proporcionada per les absències tendeix a incrementar la capacitat predictiva dels models de nínxol (Brotons *et al.* 2004a). Així doncs, en l'Atlas s'ha seleccionat un mètode que utilitza tant les dades indicatives de presència de l'espècie en UTM 1x1 com les d'absència. El gran nombre de variables ambientals a incloure en els models va fer impossible la utilització d'altres mètodes de presència/absència més exigents des del punt de vista del càlcul numèric com GAM, NN o GA, i ens vam decantar per la utilització dels GLM. De totes maneres, els GLM han estat utilitzats en multitud d'ocasions amb èxit i han demostrat ser prou eficaços en un gran nombre d'exercicis de modelització amb un poder predictiu generalment comparable al de mètodes relativament més complexos com els ja citats (Osborne & Tigar 1992, Fielding & Haworth 1995, Manel *et al.* 1999, Pearce & Ferrier 2000).

En els models utilitzats a l'Atlas s'han aplicat GLMs amb lligam *logit* necessari per tractar el caràcter binomial de les dades de presència/absència (regressió logística, McCullagh & Nelder 1989). Per tal de seleccionar el conjunt mínim de variables que prediguin millor la resposta de les espècies a les diferents variables ambientals, es van incloure, en el procés de selecció de models, tots els termes lineals i quadràtics per a totes les variables predictoros utilitzades (Taula 2), excloent aquelles amb correlacions superiors a 0,9. A més, es van incloure les interaccions entre aquelles variables en què aquesta tingués una clara interpretació ecològica que la justificués (*e.g.* interacció entre la coberta de matolls i la precipitació que permet incloure hipotètics gradients d'humitat en la vegetació arbustiva). Per tal de seleccionar el model més parsimoniós possible es va utilitzar un procediment automàtic per passos que va començar avaluant un model nul, que va incloure només una constant. La funció de S-Plus *step.glm* construeix models a partir de la progressiva addició i eliminació de variables i de l'anàlisi de la mesura en què cada nou terme millora o degrada l'ajustament del model en curs (Mathsoft 1999). L'estadístic utilitzat per tal de seleccionar el model final per a cada espècie va ser el Criteri d'Informació d'Akaike (AIC, Chamber & Hastie 1997). La inclusió de variables ambientals es va realitzar en dues etapes. En una primera etapa es van avaluar totes les variables ambientals directes, i només aquelles que van ser seleccionades van ser mantingudes per a l'etapa posterior. En aquesta segona etapa es van afegir les variables de contagi espacial al model seleccionat en l'etapa anterior (Augustin *et al.* 1996).

És important remarcar en aquest punt que en el present Atlas els models GLM es van utilitzar amb una finalitat més predictiva que no pas explicativa; així doncs, en aquest cas la precisió de les projeccions dels models té una major importància que la significació estadística d'un factor ambiental particular (Legendre & Legendre 1998). La principal conseqüència d'aquesta aproximació és que els millors models ambientals ajustats per a cada espècie no sempre donen lloc a hipòtesis ecològiques fàcilment interpretables. Per exemple, algunes variables ambientals poden haver estat seleccionades en el model final per la seva relació indi-

• Statistical modelling approach

Different methods based on the estimate of species' ecological niches exist for generating species habitat-suitability maps. A major difference between all these methods is the quality of data needed. A first group of methods requires good quality presence/absence data in order to generate discriminative rules that allow the suitability of habitats to be ranked according to the relative distribution of presences and absences in each habitat. This group includes generalised linear models (GLM), generalised additive models (GAM), tree regressions, genetic algorithms (GA) and artificial neural networks (ANN) (Manel et al. 1999, Guisan & Zimmermann 2000, Pearce et al. 2001a). In the second group, we find methods such as ecological niche factors analysis (ENFA), Bioclim, or Domain that only require presence data. They have been developed to allow the use of data in which absence data is of bad quality or simply unavailable (Brotons et al. 2004a). These methods rely on the definition of environmental envelopes as a means of describing the environmental conditions of the locations where species occur, which are then compared to the environmental conditions of background areas (Hirzel et al. 2001).

Preliminary studies with different methodologies suggested that in our data set the additional information provided by absence data tended to increase the predictive accuracy of niche-based models (Brotons et al. 2004a). Therefore, we selected a method that uses both data indicating the presence of species in 1x1 UTM squares and data indicating their absence. We used generalised linear method (GLM) regressions to estimate the probability of a species occurring at a given locality and thus obtained estimates of its relative abundance. The large number of environmental variables included in the models made it impossible to use other presence/absence methods such as GAM, NN or GA that are more demanding in terms of numerical calculations. GLMs have proven to be robust in a multitude of previous modelling exercises and their predictive accuracy is generally comparable to that of the much more complex methods mentioned above (Osborne & Tigar 1992, Fielding & Haworth 1995, Manel et al. 1999, Pearce & Ferrier 2000).

*In the modelling exercise used in the present atlas, we used a GLM with a logit link due to the binomial character of the presence/absence bird data employed (logistic regression, McCullagh & Nelder 1989). To select the minimum set of significant variables that best predicted species response curves we included all linear and quadratic terms for all the predictor variables used in the initial models (Table 2) and excluded all those showing correlations higher than 0.9. We also included interactions between environmental variables when their ecological interpretation was highly justified (for example, the interaction between shrubs and precipitation allowed us to account for hypothetical wetness gradients in shrub vegetation). To select the most parsimonious model, we used an automatic stepwise model selection procedure starting from a null model only containing the intercept. The *step.glm* function in S-Plus builds models by progressively adding and removing variables and investigating how much they improve or degrade the fit of the model in progress (Mathsoft 1999). The statistic used to select the final model was the Akaike Criteria Information (AIC, Chamber & Hastie 1997).*

The inclusion of environmental variables was conducted in two steps. In the first, all direct environmental variables were evaluated and only selected ones were maintained in the next step. The second step involved adding the spatial contagion variables to the model selected in the previous step (Augustin et al. 1996).

It is important to stress at this point that in this atlas GLM models were used as predictive rather than explanatory tools; hence the accuracy of model projections is more important than the significance of a particular ecological term (Legendre & Legendre 1998). The main consequence of this approach is that the best environmental models did not always lead to easily interpretable ecological hypotheses. For instance, some variables may have been selected in the final models due to their indirect relationship to species distribution; this, however, does not necessarily imply a direct ecological causation between this environmental factor and the species. Thus, the selected variable could be related to a third variable or a group of variables having a more direct influence on the species but not included in the analysis.

Niche-based models need a minimum of data to correctly estimate response curves. The selection of minimum sample sizes for developing these models is not easy since the number of observations may interact with sample size to determine model accuracy. In this atlas we have included niche-based models for species detected at least in 10 1x1 UTM squares.

recta amb la distribució d'una espècie, però sense que això comporti una relació de causalitat ecològica directa entre aquest factor ambiental i l'espècie. Així, aquesta variable seleccionada podria tenir una relació casual amb una tercera variable o grup de variables, aquestes sí amb una relació directa amb l'espècie, però no incloses en l'anàlisi.

Els models de nínxol basats en l'ajust de models estadístics necessiten un mínim de dades per tal d'ajustar les corbes de resposta. La selecció de la mínima dimensió de mostra per tal de desenvolupar aquests models no és senzilla, ja que el nombre d'observacions pot interaccionar amb la dimensió de mostra per determinar la capacitat predictiva dels models. En el present Atlas s'han aplicat els models de nínxol a totes les espècies per a les quals disposàvem d'un mínim de 10 observacions en quadrats UTM 1x1.

• Avaluació dels models de nínxol ecològic

S'ha utilitzat una avaluació creuada de les dades per tal de quantificar d'una manera consistent l'eficàcia predictiva dels models (Guisan & Zimmermann 2000). Aquest procediment va consistir a dividir les dades (mostratges en quadrats UTM 1x1) en dos grups diferents, amb un primer grup anomenat de calibració que va incloure el 70% dels quadrats i un segon grup d'avaluació amb el restant 30%. Les dades de calibració es van utilitzar per generar els models de nínxol ecològic. Les dades d'avaluació es van utilitzar per mesurar quantitativament fins a quin punt les prediccions d'aquests models s'ajustaven amb observacions independents no utilitzades per generar-los.

Sovint els resultats dels models probabilístics s'avaluen a partir d'anàlisis de la taxa de classificació errònia. Aquesta anàlisi jutja com a bons els models si les probabilitats que prediuen amb valors >0,5 corresponen amb les veritables presències de les espècies i els valors <0,5 corresponen a les absències i, per tant, els errors de predicció (falsos positius i falsos negatius) són baixos. La utilització d'aquesta dicotomia de discriminació a probabilitats de 0,5 no té, però, una justificació ecològica consistent. Així doncs, una aproximació més potent consisteix en l'anàlisi de la taxa de classificació per un rang variable de probabilitats derivades de diferents punts de tall a través dels gràfic de *receiver operating characteristic* (ROC). Els gràfics ROC es basen en una sèrie de matrius de classificació calculades per un rang de punts de tall que varia entre 0 i 1, i que s'utilitzen per representar en l'eix de les Y la proporció de resultats positius i en el de les X la fracció d'errors de tipus falsos positius (Fielding & Bell 1997, Pearce & Ferrier 2000). L'àrea situada sota aquest gràfic ROC (AUC, de l'anglès *area under the curve*) és una mesura adequada de la bondat predictiva i capacitat discriminatòria d'un model, i varia en general entre 0,5 (classificació purament aleatòria) i 1 (discriminació perfecta de les categories identificades). Es va obtenir l'AUC per a cada model realitzat i el seu error estàndard utilitzant una funció específica implementada al programa S-plus (Mathsoft 1999).

L'etapa d'avaluació és clau en qualsevol exercici de modelització predictiva. De fet, com que els models s'ajusten estadísticament per tal de correspondre al millor possible a les dades originals, l'avaluació amb dades que no hagin estat utilitzades en el procés de calibració esdevé essencial per jutjar acuradament la capacitat predictiva d'un model. Els bons models són aquells capaços de predir de manera consistent la presència de les espècies en llocs completament desconeguts. L'estadístic AUC es pot interpretar aquí com una mesura que indica el percentatge d'errors que el model comet un cop les seves prediccions es comparen amb les observacions obtingudes en les dades d'avaluació. D'acord amb la literatura, es va classificar la capacitat predictiva dels models d'acord amb el valor de AUC calculat sobre les dades d'avaluació com: dolent (0,5-0,7), acceptable (0,7-0,8), bo (0,8-0,9) i excel·lent (0,9-1). L'AUC es va utilitzar, doncs, com l'indicador principal de l'èxit d'aplicació dels models, i només aquells models amb AUC major a 0,7 es van incloure a l'Atlas.

• Generació final dels mapes d'índex d'abundància

Un cop els models basats en el nínxol ecològic de les espècies es van haver calibrat i avaluat, es va procedir a la seva extrapolació als quadrats UTM 1x1 que no havien estat estudiats però dels quals es disposava d'informació ambiental. Per realitzar aquest procés es van projectar els models de nínxol específics (fórmules logístiques) a tot Catalunya mitjançant la utilització d'un sistema d'informació geogràfic (GIS, Arc-View

• Evaluation of niche-based models

We used a cross-validation procedure to evaluate the accuracy of model predictions (Guisan & Zimmermann 2000). This procedure consisted of dividing the data (1x1 UTM square surveys) into two different sets by randomly assigning 70% of occurrence values for each species to a calibration data-set and the remaining 30% of occurrences to an evaluation data-set. The calibration data-set was used to develop the niche-based model. The evaluation consisted in measuring quantitatively to what degree predictions from the models fitted the independent observations that were not used for the development of the model.

By means of a misclassification matrix, results from probabilistic models are often judged as successful if predicted probabilities >0.5 correspond with observed occurrences and values <0.5 correspond with absences, and prediction errors (false positives and false negatives) are low. However, this dichotomy is arbitrary and lacks any ecological justification. A more powerful approach is to assess model success across a range of dichotomies from different cut-off points using the receiver operating characteristic (ROC) plots. The ROC plot is based on a series of misclassification matrices computed for a range of cut-offs from 0 to 1. It then plots on the y-axis the true positive fraction against the false positive fraction from the same misclassification matrix (Fielding & Bell 1997, Pearce & Ferrier 2000). The area under the ROC curve (AUC) is a convenient measure of overall accuracy and commonly varies between 0.5 (for chance performance) and 1 (perfect discrimination). We obtained the AUC and its standard error with a customised function in the S-Plus software (Mathsoft 1999).

Evaluation is a key step in any modelling exercise. Given that models aim to best fit the original calibration data, evaluation with a data set not used in calibration is essential to finally rate the predictive accuracy of the models. Good models are those that reliably predict species presence in unknown sites. The AUC can be interpreted here as a measure that indicates the percentage of classification errors that the model is likely to make once the predictions are compared to the observed occurrences of the evaluation data set. According to previously defined ratings we classified model performance as poor (0.5-0.7), fair (0.7-0.8), good (0.8-0.9) and excellent (0.9-1). The AUC was used as the main indicator of model performance and only models with an AUC higher than 0.7 are included in this atlas.

• Final generation of abundance index maps

Once they had been calibrated and evaluated, we proceeded to extrapolate our niche-based models to the unsampled 1x1 UTM squares for which environmental information was available. We projected species-specific niche-based models (logistic formulas) on the whole of Catalonia by means of a Geographical Information System (G.I.S, Arc-View 3.2). The initially generated grid maps had a cell size of 1x1 km (the same resolution as the sampling grid). Then, a new version of the map was created by means of a reclassification of each pixel grid map to a resolution of 500 m and by applying a smoothed function that reclassified each value by assigning the mean value of their adjacent neighbours. This smoothing step assumes that the probability of occurrence of a species varies linearly between two points, a seemingly valid assumption given the spatial scale involved.

Many authors consider maps generated by niche-based models to be equivalent to potential distribution maps and not to real distribution maps (Guisan & Zimmermann 2000). As previously commented, due to unrecorded environmental variables, historical factors or habitat fragmentation (among other factors), niche-based models may predict species presence where a given species is certainly known to be absent. Although our models predicted very accurately the occurrence of most species, we decided to include an additional step in the final map production to ensure that the final relative abundance maps corresponded as accurately as possible to real rather than potential distribution maps (Pearce et al. 2001b). This additional step consisted in the application of a filter that would delete zones where the model predicted a species as present outside its known 10x10 UTM distribution range. This filter, besides using the squares where the species was known to be present, also included all neighbouring squares in direct contact. This step was taken in order to do not remove from the abundance maps areas of low relative abundance at the edges of species' distributions where the non-recording of the species in the 10x10 UTM sampling may have occurred. All relative abundance maps were filtered and we thus made sure that the hypothetical occurrence of a species did not appear outside its known distribution range.

3.2). Els mapes raster inicials van tenir una mida de cel·la d'1x1 km (la mateixa resolució que el mostratge inicial). Posteriorment es va realitzar una nova versió del mapa mitjançant una reclassificació de cada píxel a una resolució de 500 m i un suavitzat que va consistir a atribuir a cada píxel el valor mitjà de cada un dels seus veïns immediats. La realització d'aquest suavitzat assumeix que la probabilitat d'aparició d'una espècie varia linealment entre dos punts, fet que sembla una assumpció vàlida donada l'escala espacial de treball.

Molts autors consideren que els mapes generats mitjançant la utilització de models basats en el nínxol ecològic equivalen a mapes de distribució potencial de les espècies i no a mapes que representin la seva distribució real (Guisan & Zimmermann 2000). Com s'ha comentat anteriorment, variables ambientals no incloses en els models, raons històriques o la fragmentació de l'hàbitat, entre altres, fan que els models basats en el nínxol puguin predir la presència de les espècies en llocs on l'espècie és certament absent. Malgrat que, en general, els models generats per l'Atles predeuen la presència de les espècies amb una gran exactitud, es va decidir d'incloure un darrer pas en la producció final dels mapes per tal d'assegurar que els mapes d'índex d'abundància corresponen al més acuradament possible a la distribució real de les espècies i no a la potencial (Pearce *et al.* 2001b). Aquest pas addicional va consistir en l'aplicació d'un filtre per tal d'eliminar les zones on el model predeia presència de l'espècie fora de la distribució coneguda en els quadrats UTM 10x10. El filtre, a més dels quadrats 10x10 en els quals s'havia detectat l'espècie, incloïa també tots els quadrats veïns amb els quals tenen contacte directe; això darrer es féu per tal de no eliminar dels mapes d'índex d'abundància zones amb baixa probabilitat d'aparició situades als marges de la distribució on l'espècie podria haver passat desapercebuda en el mostratge d'UTM 10x10. Així doncs, la totalitat dels mapes d'índex d'abundància en el present Atles estan filtrats per tal d'assegurar que no apareguin presències de les espècies en zones fora de l'àrea de distribució coneguda.

• Interpretació dels mapes d'índex d'abundància

Els mapes finals amb una resolució de 500 m corresponen, doncs, als mapes d'índex d'abundància finals, i mesuren la probabilitat d'aparició estimada de cada espècie (entre 0 i 1) en una unitat de 500x500 m del territori dins de l'àrea de distribució coneguda de l'espècie. En l'aplicació feta d'aquests models a l'Atles s'assumeix que la probabilitat d'aparició de les espècies en els quadrats 1x1 pot ser utilitzada com un estimador fiable de l'abundància relativa de l'espècie en cada quadrat. Aquesta assumpció sembla estar justificada perquè els patrons d'abundància a petites escales espacials estan sovint relacionats fortament amb la probabilitat d'aparició de l'espècie en els mostratges. Estudis recents en què s'analitza la relació abundància-probabilitat d'aparició de les espècies (*e.g.* Robertson *et al.* 1995) abonen clarament aquesta assumpció. Les anàlisis realitzades mitjançant la combinació de les dades de l'Atles i les del Seguiment d'ocells comuns a Catalunya (SOCC) proporcionen elements suplementaris que donen suport a la hipòtesi que les probabilitats d'aparició de les espècies són un bon estimador de la seva densitat (vegeu apartat *Estimacions poblacionals*).

En totes les espècies per a les quals el mapa d'índex d'abundància està disponible, aquest es mostra amb una paleta de colors que representa la variació espacial en l'abundància relativa de l'espècie. Els mateixos deu colors, que van des del blau clar (probabilitats d'aparició baixes, i per tant abundàncies relatives febles) fins al vermell i el grana (probabilitats altes, i per tant abundàncies relatives elevades), han estat utilitzats per representar cada una de les deu categories (rang 0-1) en què s'han dividit els valors de cada espècie. Aquesta classificació facilita la comparació dels mapes d'índex d'abundància entre espècies malgrat que tendeix a generar mapes amb poca variació de colors per a les espècies més abundants (*e.g.* espècie en què la probabilitat d'aparició és sempre molt propera a 1). Cal recordar que la comparació directa entre espècies dels índexs d'abundància utilitzats a l'Atles s'ha de realitzar amb cura donat que aquesta mesura d'abundància és relativa i depèn de factors específics com la detectabilitat de les espècies. Així doncs, un mateix valor de probabilitat d'aparició pot tenir una interpretació molt diferent en dues espècies amb diferents probabilitats de detecció, i per tant, donar indicació d'abundàncies reals molt diferents (vegeu l'apartat *El model Atles-SOCC*). En algunes espècies amb una probabilitat de detecció especial-

• The interpretation of index abundance maps

The final maps at a resolution of 500 m correspond to the final abundance index maps and measure the estimated probability of occurrence (from 0 to 1) in each 500x500 m unit of the territory within the known distribution of the species in question. Such a probability of occurrence is assumed to be a surrogate for species abundance and as such is interpreted in the present atlas as a reliable estimator of a species' relative abundance in each square. This assumption seems justified since abundance patterns at small spatial scales are often strongly related to the probability of the occurrence of the species during sampling. Recent studies analysing the abundance-probability of the occurrence relation (*e.g.* Robertson *et al.* 1995) strongly support this assumption. The analysis was carried out by combining atlas and SOCC (Catalan Common Bird Survey) data and provided additional elements to support the hypothesis that the probability of occurrence of a species is a reliable estimator of its density (see section Population Estimates).

For all species for which the abundance map has been generated, a colour palette was used to represent spatial variation in the species' relative abundance. The same ten colours ranging from white and light blue (low probabilities and thus low relative abundances) to red and crimson (high probabilities and thus high relative abundances) were used to represent each one of the ten categories (from 0 to 1) employed. This classification makes it easy to compare abundance maps for different species but generates rather homogenous maps for very common species with overall high abundances (*i.e.* probability values close to 1). It is important to stress that the direct comparison between abundance indexes corresponding to different species has to be made with caution because this measure of abundance is relative and depends on different factors such as the species' detectability. Therefore, similar probability of occurrence values may have different interpretations in species with different detectabilities and therefore give indications of different real abundances (see section Population estimates). For some species with very low detection probabilities (*e.g.* some forest raptors), the final legend consists of just three categories: from 0 to the threshold point identified by the ROC method (Pearce & Ferrier 2000, see annexes), from this point to 0.1 or 0.2 (depending on the species), and from this later value to 1. These legends were built using only the two blue colours of the standard legend.

• The use of abundance index maps in future atlases

The methodology used in this atlas is a powerful tool for mapping complete species distribution from a detailed standardised grid. Furthermore, it will allow for a simple visual interpretation of changes in species' distribution at a local scale in future atlases. Since changes in land-use and climatic patterns will be captured by future GIS layers, new niche-based models generated from new data and future distribution maps depicting new conditions will be able to be produced.

Although not entirely new, the modelling approach used by this atlas represents one of the first applications of niche-based models to the generation of high-resolution species distribution maps. The accuracy of the model's predictions and the possibility of objective model evaluation make this methodology a robust and promising tool that will undoubtedly be progressively incorporated into the world of faunal cartography.

Taula 2. Variables ambientals utilitzades per generar els models de nínxol i els mapes d'índex d'abundància. Excepte en els casos en què s'indica una altra cosa, les variables es refereixen als valors UTM 1x1 obtinguts a partir de la suma dels valors individuals dels píxels de 50 m continguts en cada quadrat. Les fonts cartogràfiques s'indiquen en tots els casos.

Table 2. Environmental variables used to generate habitat suitability models and abundance index maps. Unless otherwise mentioned, variables referring to 1x1 UTM squares correspond to means obtained from averaging individual values from pixels contained in each square. Number punctuation according to non-English usage in which commas should be read as decimal signs and vice versa. Cartographic sources are indicated.

Tipus de variable <i>Variable type</i>	Descripció <i>Description</i>	Rang dels valors <i>Range of values</i>
Bosc <i>Forest</i>	Coníferes ¹ <i>Coniferous forest</i> ¹	0-400
	Esclerofil·le ¹ <i>Sclerophyllous forest</i> ¹	0-400
	Caducifoli ¹ <i>Deciduous forest</i> ¹	0-400
	Pi blanc ² <i>Aleppo pine forest</i> ²	0-400
	Pi roig ² <i>Scots Pine forest</i> ²	0-400
	Pi negre-avet ² <i>Silver Fir-Mountain Pine forest</i> ²	0-400
	Pinassa ² <i>Black Pine forest</i> ²	0-400
	Altres pins ² <i>Other pine forests</i> ²	0-400
	Surera ² <i>Cork Oak forest</i> ²	0-400
	Alzina ² <i>Holm Oak forest</i> ²	0-400
	Roure ² <i>Downy Oak forest</i> ²	0-393
	Altres espècies caducifòlies ² <i>Other deciduous forests</i> ²	0-400
	Distància a la taca de bosc més propera (log m) ² <i>Distance to nearest forest patch (log m)</i> ²	0-10
	Agricultura <i>Agriculture</i>	Conreus herbacis de secà (cereals) ¹ <i>Dry herbaceous cropland (cereals)</i> ¹
Conreus herbacis de regadiu (e.g. blat de moro) ¹ <i>Irrigated herbaceous cropland pixels (e.g. maize)</i> ¹		0-400
Conreus arboris de secà (e.g. oliverars, ametllers) ¹ <i>Dry tree cropland (e.g. olives, almonds)</i> ¹		0-400
Conreus arboris de regadiu (arbres fruiters) ¹ <i>Irrigated tree cropland (fruit trees)</i> ¹		0-400
Vinyes ¹ <i>Vineyards</i> ¹		0-400
Vegetació baixa <i>Low vegetation cover</i>	Matolls ¹ <i>Scrub</i> ¹	0-400
	Sòl nu i vegetació escassa (e.g. roquissars) ¹ <i>Bare ground (e.g. rocks)</i> ¹	0-400
Paisatge <i>Landscape</i>	Nombre d'úsos del sòl en quadrats UTM 1x1 (basat en el mapa d'usos del sòl de 1997, categories zones urbanes i industrials combinades) ¹ <i>Number of land-uses in UTM 1x1 squares (based on the 1997 land-use map, with urban and industrial categories combined)</i> ¹	1-11
Activitats humanes <i>Human activities</i>	Urbanitzacions ¹ <i>Low density built-up areas</i> ¹	0-400
	Distància a ciutats >10.000 habitants (log m) ² <i>Distance to cities >10,000 inhab. (log m)</i> ²	0-11
	Infraestructures (zones urbanes i xarxa de transport) ¹ <i>Infrastructure (transport network and urban areas)</i> ¹	0-400
	Distància a carreteres de la xarxa primària de transport (log m) ¹ <i>Distance to roads within the main road network (log m)</i> ¹	0-10
	Distància a carreteres de la xarxa secundària de transport (log m) ¹ <i>Distance to roads within the secondary road network (log m)</i> ¹	0-10
Clima <i>Climate</i>	Radiació solar mitjana ³ (10kJm ² /any) <i>Mean solar radiation</i> ³ (10kJm ² /year)	19-961
	Precipitació d'estiu acumulada (juny-setembre) (mm) ³ <i>Mean accumulated summer precipitation (June-September) (mm)</i> ³	50-500
	Temperatures mitjanes hivernals acumulades (desembre-març) (°C) ³ <i>Mean accumulated winter temperatures (December-March) (°C)</i> ³	-50-105
Relleu <i>Relief</i>	Altitud mitjana (m) ¹ <i>Mean altitude (m)</i> ¹	0-2.850
	Pendent mitjà (%) ¹ <i>Mean slope (%)</i> ¹	0-39
Altres <i>Others</i>	Latitud mitjana (°) ¹ <i>Mean latitude (°)</i> ¹	2,70-3,80
	Longitud mitjana (°) ¹ <i>Mean longitude (°)</i> ¹	45,70-46,50
	Distància mitjana al mar (km) ¹ <i>Mean distance to the sea (km)</i> ¹	33-100

¹ Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC)

² Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya (DMAH)

³ Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)

Rang (m) Range (m)	Mostratge diürn Diurnal surveys	Mostratge nocturn Nocturnal surveys
0-200	741	292
200-400	693	277
400-600	521	211
600-800	419	170
800-1.000	188	75
1.000-1.200	138	53
1.200-1.400	110	47
1.400-1.600	69	31
1.600-1.800	60	25
1.800-2.000	54	15
2.000-2.200	35	6
2.200-2.400	30	2
2.400-2.600	16	-
2.600-2.800	3	-
Total	3.077	1.204

Taula 3. Nombre de quadrats 1x1 estudiats en els diferents rangs d'altitud.

Table 3. Number of 1x1 UTM squares surveyed at each altitudinal range. Number punctuation according to non-English usage in which commas should be read as decimal signs and vice versa.

ment baixa (e.g. alguns rapinyaires forestals), la llegenda final va consistir en només tres categories: entre 0 i un punt de tall identificat a partir del mètode ROC (Pearce & Ferrier 2000, vegeu annexos), entre el punt de tall i 0,1 o 0,2 (segons les espècies), i entre aquest darrer valor i l'1. Per a aquestes llegendes es van utilitzar només els dos tons de blaus de la llegenda estàndard.

• Aplicació dels mapes d'índex d'abundància en futurs atles

La metodologia utilitzada en aquest Atlas per generar els mapes d'índex d'abundància és una manera potent i robusta d'elaborar mapes de distribució complets de les espècies de manera quantitativa a partir d'un mostratge estandarditzat. A més, l'aplicació d'aquesta o similars metodologies en futurs atles permetrà la simple visualització de canvis locals en l'abundància relativa de les espècies. Donat que hipotètics canvis futurs en els usos del sòl o fins i tot en els patrons climàtics estaran representats en les versions futures de les variables GIS, es podran fer nous models a partir de nous mostratges i es podran generar nous mapes que actualitzin la distribució de les espècies.

Malgrat no ser totalment novedosa, la metodologia de modelització utilitzada en el present Atlas representa una de les primeres aplicacions dels models basats en el nínxol ecològic en l'elaboració de mapes de distribució de les espècies d'alta resolució. L'alta capacitat predictiva, juntament amb la seva possibilitat d'avaluació d'una manera objectiva, fan d'aquesta metodologia una eina robusta i molt prometedora, i és indubtable que serà progressivament introduïda en el camp de la cartografia de la fauna.

Requeriments ecològics: gràfics i taules

El principal objectiu de tot atlas d'ocells és conèixer la distribució de les espècies, però, tal i com hem vist en l'apartat precedent, aquesta depèn molt estretament de l'existència d'un conjunt de factors ambientals necessaris perquè els individus puguin completar el seu cicle vital. Aquests requeriments ecològics, més o menys estrictes segons les espècies, es concreten en forma de rangs de temperatures, altituds, pendents, cobertures forestals, salinitats i un llarg etcètera. En els textos de cada espècie els diferents experts comenten alguns dels seus principals requeriments, però hem cregut que era important mostrar, sempre que disposéssim de da-

Tipus d'hàbitat Habitat type	Mostratge diürn Diurnal surveys	Mostratge nocturn Nocturnal surveys
Platges Beaches	878	420
Zones humides Wetlands	5.588	2.192
Suburbà Suburban	5.039	1.702
Urbà Urban	7.294	2.347
Conreus herbacis de regadiu Irrigated herbaceous crops	20.500	7.356
Fruiterars de regadiu Irrigated fruit tree groves	6.407	2.330
Fruiterars de secà Non-irrigated tree groves	19.963	8.287
Vinyes Vineyards	7.325	3.338
Conreus de cereal Cereal crops	50.142	20.260
Roquissars Rock outcrops	3.370	788
Prats alpins i subalpins Alpine and subalpine pastures	4.248	222
Brolles i prats mediterranis Mediterranean shrublands	38.621	15.601
Matollars i prats muntans Montane shrublands	43.306	17.494
Fagedes i bosc de ribera Beech and riparian forests	8.607	3.827
Rouredes Deciduous oak forests	5.806	2.679
Suredes Cork Oak forests	5.272	2.221
Alzinars Holm Oak forests	14.138	4.957
Pinedes de pi pinyer o exòtics Stone Pine and exotic pine forests	4.627	1.882
Avetoses i pinedes de pi negre Silver Fir and Mountain Pine forests	5.997	2.351
Pinedes de pinassa Black Pine forests	8.058	3.565
Pinedes de pi roig Scots Pine forests	13.877	5.562
Pinedes de pi blanc Aleppo Pine forests	19.500	7.872
Total	298.562	117.250

Taula 4. Tipologies d'hàbitat i superfícies estudiades (ha) en els quadrats UTM 1x1.

Table 4. Habitat types and sampled areas (ha) within the 1x1 UTM squares. Number punctuation according to non-English usage in which commas should be read as decimal signs and vice versa.

Ecological requirements: graphs and tables

The main objective of any bird atlas is to discover the distribution of birds in the area under study. Nevertheless, as explained in the previous section, birds depend on the occurrence of a series of environmental factors that are indispensable for the completion of their life cycles. These ecological requirements, which vary in strictness from one species to another, are described in terms of ranges in temperature, altitude, slope gradients, forest cover, salinity and so forth. In the texts for each species various experts discuss some of the species' main ecological requirements; also included in this section (when available) is information regarding the selection of altitudinal ranges and habitat composition, as well as abundances in the principal landscape types. In a moun-

des, la informació relativa a presència i selecció de rangs altitudinals i composició d'ambients, a més de les abundàncies en els principals paisatges. L'altimetria és, en un territori com Catalunya, un element essencial per entendre la distribució de les espècies, ja que condiciona fortament el clima, la vegetació i la mateixa activitat humana. L'altre gran bloc de característiques ambientals és el relacionat amb els hàbitats i en com s'agrupen aquests per formar unitats paisatgístiques. En aquest sentit, sempre que es possible es mostren tant els principals hàbitats on es troben les espècies i el grau de selecció que en fan com les seves abundàncies en les principals unitats paisatgístiques del territori.

Gràfic d'altitud

Aquest gràfic s'ha elaborat utilitzant les altituds mitjanes dels quadrats UTM 1x1 on s'han fet els censos, que en el cas dels ocells diürns són 3.077 quadrats i en els nocturns 1.204 quadrats (Taula 3). Aquesta mostra és suficientment àmplia i està repartida homogèniament pel territori, per la qual cosa es considera prou representativa de Catalunya. L'altitud mitjana de cada quadrat 1x1 km s'ha extret a partir d'un model digital d'elevacions (vegeu apartat *Variables ambientals utilitzades*). És molt important tenir present que es tracta de mitjanes dels quadrats, ja que l'ocell es pot haver detectat dintre del quadrat en altres altituds molt allunyades del valor mitjà d'altitud del quadrat. Les altituds dels quadrats s'han agrupat en intervals de 200 m (Taula 3).

Les barres de distribució (en color blau clar) indiquen quin percentatge de les observacions de l'espècie es troben en cada rang altitudinal; la suma dels valors de cadascun dels rangs altitudinals és el 100%. Les barres de preferència (en color blau fosc), en canvi, mostren el percentatge de quadrats de cada rang altitudinal en els quals s'ha detectat l'espècie, i indiquen la selecció per a cadascun dels rangs altitudinals. Així, per exemple, que una espècie mostri una preferència del 60% en el rang de 200–400 m significa que aquella espècie es troba en el 60% dels quadrats UTM 1x1 compresos entre 200 i 400 m.

Gràfic de característiques paisatgístiques

A partir de les variables que s'han emprat en el càlcul dels mapes d'abundància, s'ha realitzat un gràfic que mostra la presència dels diferents hàbitats en els quadrats UTM 1x1 on s'han detectat les espècies. S'han utilitzat 22 categories d'hàbitat generats a partir del mapa dels usos del sòl de 1997 i del mapa forestal de Catalunya (Taula 4). D'igual forma que en el gràfic d'altituds, l'anàlisi s'ha realitzat a partir de la composició d'hàbitats dels quadrats UTM 1x1 on s'ha detectat a l'espècie, i no sobre observacions directes d'ocells sobre hàbitats concrets. El nombre d'UTM 1x1 és el mateix que el considerat per als gràfics d'altitud.

Les barres de distribució per hàbitat (color blau clar, unitats a l'eix de les X inferior) mostren el percentatge mitjà de cadascun dels hàbitats dins dels quadrats UTM 1x1 on s'ha detectat l'espècie. En canvi, les barres corresponents a l'índex de selecció (color blau fosc, unitats a l'eix de les X superior) mostren el quocient entre la freqüència de l'hàbitat en els quadrats on s'ha detectat l'espècie i la freqüència de l'hàbitat en el conjunt de tots els quadrats estudiats a Catalunya. Per facilitar la interpretació d'aquest índex es resta 1 a aquest quocient, de tal forma que els valors de l'índex de selecció són positius quan l'espècie selecciona positivament quadrats que continguin aquell hàbitat, i negatiu quan l'espècie els selecciona negativament.

S'ha de tenir en compte que no es pot interpretar d'una manera directa que un hàbitat amb índex de selecció positiu sigui directament seleccionat de forma activa per l'espècie, donat que estem treballant a escala de quadrats UTM 1x1. Estrictament, el que ens indica això és que aquell hàbitat es present en els quadrats seleccionats per l'espècie, no pas que l'utilitzi directament, ja que sovint alguns ambients es troben formant mosaics en aquesta escala, amb alguns elements del paisatge que són utilitzats i altres que no.

Taula de densitats SOCC

Un dels paràmetres més utilitzats a l'hora d'estudiar l'ecologia de les espècies és la seva abundància o densitat en diferents condicions ambientals. La posada en funcionament del programa de Seguiment d'Ocells Comuns a Catalunya (SOCC) l'any 2002 ha permès utilitzar les dades de censos per obtenir estimes de densitat en les principals unitats paisatgístiques del territori.

tainous country such as Catalonia, height above sea level is an essential factor in a species' distribution, since it strongly influences climate, vegetation and human activity. The other significant group of environmental characteristics is related to habitats and how they combine to form landscape units. Therefore, both the species' main habitats and the selections they make, as well as abundances in the principal landscape units, are shown whenever possible.

Graph of altitude

This graph was drawn using the mean altitude of the 1x1 UTM squares in which the censuses were conducted, 3,077 for the diurnal and 1,204 for the nocturnal surveys (Table 3). This sample is large and uniformly distributed throughout the territory and therefore can be considered to be representative of Catalonia as a whole. The mean altitude of the squares was extracted from the digital elevation model (see section Environmental variables considered). It is essential to take into account, nevertheless, that mean altitudes for a given square were used and that a bird could have been detected at a greater or lower altitude than that of the mean square altitude. Altitudes were grouped in 200 m intervals (Table 3).

Distribution bars (light blue) show the percentage of the total observations for a species found in each altitudinal range; the sum of all the values of every range is 100%. Preference bars (dark blue colour), on the other hand, show the percentage of squares within an altitudinal range in which the species was found and indicate the selection for each altitudinal range. For example, a bar showing a 60% preference in the 200–400 range means that the species is found in 60% of the 1x1 UTM squares distributed between 200 and 400 m.

Graph of landscape types

With the variables used to construct the maps for the abundance indices, a graph was drawn to show the occurrence of the different habitats in all the 1x1 UTM squares in which the species was found. We used 22 habitat categories generated from the 1997 land-use maps and the forest map of Catalonia (Table 4). As with the graph of altitude, this analysis was performed at a resolution of 1x1 UTM squares and thus showed the habitat composition within the squares in which the species occurred, although not by means of direct observations of birds in these habitats. The number of 1x1 UTM squares is the same as for the altitudinal graph.

Distribution bars per habitat (light blue colour, units along the lower X axis) show the mean percentage that each habitat occupies within the 1x1 UTM squares in which the species was detected. On the other hand, the index of selection bars (dark blue colour, units along the upper X axis) show the ratio between habitat occurrence in the squares where the species was found and habitat occurrence in the whole set of sampled squares in Catalonia. To make the interpretation of these graphs easier, 1 is subtracted from this ratio so that the values of the selection index are positive when the species positively selects the squares that contain that habitat, and negative when the species negatively selects them.

It should be born in mind that data is referred to at a 1x1 UTM scale and, consequently, a habitat with a positive selection index is not necessarily a habitat actively selected by the species; rather, it indicates that this habitat occurs in the squares selected by the species and does not imply the direct use of that habitat, since habitats often form mosaics at this scale, with some used and others not.

The table of SOCC densities

One of the most frequently used parameters in the study of a species' ecological requisites is its abundance or density in different environmental conditions. The launching of the Common Bird Survey in Catalonia (SOCC) in 2002 provided useful data for estimating bird densities in the main landscape units of the country.

The SOCC is a network of 3 km-long linear transects along which observers walk and record all individuals of all birds species detected (seen or heard). The SOCC transects are surveyed twice during the breeding season, the first spring census being carried out between April 15 and May 15 and the second between May 15 and June 15 (ICO 2003). The programme has two variants of distinct complexity: the standard SOCC (estàndar) and the expanded SOCC (ampliat). In the first type the observer records every bird without taking into account the distance at which the bird is located or its sex or age. In the expanded SOCC, on the other hand, distance is assessed (in

El SOCC es basa en la realització d'itineraris de cens de 3 km cadascun, on es van comptant tots els individus de totes les espècies d'ocells que es van detectant, ja sigui visualment o auditivament. En temporada de nidificació es realitzen dos censos, el primer dins el període comprès entre el 15 d'abril i el 15 de maig, i el segon des d'aquesta darrera data fins al 15 de juny (ICO 2003). El programa de seguiment presenta dues variants de complexitat diferent: el SOCC estàndard i el SOCC ampliat. En el SOCC estàndard l'observador anota tots els ocells que va detectant, sense prestar atenció a la distància a la qual veu l'ocell ni a la seva edat o sexe. En canvi, en el SOCC ampliat sí que es determina la distància a la qual es detecta l'ocell (en bandes de 0-25 m, 25-100 m i >100 m) i es diferencien els mascles de la resta d'ocells. En aquest tipus de metodologia de cens, les estimes de distància resulten essencials per a la determinació de densitats, ja que cada espècie té una funció de detectabilitat diferent o, dit en altres paraules, unes espècies són més conspicues que d'altres i, per tant, es detecten a major distància de l'observador (Bibby *et al.* 2000). Per obtenir els coeficients de detectabilitat de cada espècie hem utilitzat les dades dels itineraris SOCC ampliat (n=49) i les ja clàssiques fórmules de Jarvinen & Väisänen (1975), que assumeixen funcions de detectabilitat lineals. Aquests coeficients (k) s'han calculat per a totes aquelles espècies per a les quals es pot assumir que el càlcul de densitats no presenta biaixos associats al mètode mateix. Això exclou les espècies nocturnes o crepusculars, ja que el cens es realitza al matí, i les espècies més aèries, com ara falciots, orenetes, abellerols o rapinyaires, ja que resulta molt difícil establir acuradament distàncies de detecció per als individus contactats en vol. Un cas menys extrem és el de molts fringíl·lids, que en general també es mouen força, però per als quals el mètode encara ha estat àmpliament utilitzat (vegeu, per exemple, la recopilació de dades de densitats mitjançant transectes de Telleria *et al.* 1999). A causa de la seva alta mobilitat, però, hem pensat que la probabilitat d'aparèixer a la banda de 0-25 m durant l'interval de temps en què poden ser detectats augmenta considerablement en relació amb espècies menys mòbils, amb la qual cosa es produiria un biaix cap a densitats superiors a les reals. Per minimitzar aquest efecte, per a aquestes espècies hem aplicat una correcció en la estima de la k de detectabilitat basada en anàlisis preliminars d'un estudi pilot, assumint que 1/3 dels ocells observats dins la primera banda corresponien en realitat a individus més llunyans que l'observador ha acabat entrant dins de la primera banda.

Els coeficients de detectabilitat específics s'han utilitzat per calcular les densitats de cada espècie en cada itinerari segons la fórmula

$$D = \frac{1000 * N * k}{L}$$

on *D* és la densitat en individus/km², *N* el nombre total de contactes de l'espècie, *k* és el coeficient de detectabilitat i *L* és la longitud de l'itinerari en km (Jarvinen & Väisänen 1975). Aquest càlcul s'ha realitzat no només per als SOCC ampliat, sinó també per al conjunt dels itineraris SOCC, atès que un cop obtinguts els *k*, la fórmula permet calcular densitats en itineraris sense bandes. Tot i que és previsible que hi hagi diferències de detectabilitat en funció dels ambients concrets de cada itinerari, hem assumit que la distribució d'ambients dels 49 SOCC ampliat són una mostra representativa dels 174 itineraris SOCC per als quals s'ha estimat la densitat de cada espècie. D'altra banda, també hem assumit que les funcions de detectabilitat calculades a través de les dades obtingudes pels participants del SOCC ampliat són comparables amb les dels participants de tot el conjunt d'itineraris SOCC. Aquest és un aspecte que podria aportar algun biaix a les estimes, però creiem que no ha de ser gaire important, ja que s'han desestimat les dades de qualitat dubtosa.

Fins aquí les densitats obtingudes fan referència a individus, i més concretament al tipus d'individus que són habitualment detectats en mostratges de camp de primavera. Les xifres, per tant, fan referència a una barreja heterogènia de mascles, femelles i joves, amb proporcions diferents segons la fenologia reproductora i el comportament de les espècies i, per tant, de significat difícil de comparar entre espècies. Aquest en si ja és un argument suficient per intentar fer un pas més enllà i mirar d'expressar les densitats en nombre de parelles/km², però, a més, és així

*bands of 0-25 m, 25-100 m and >100 m) and males are annotated separately. In this type of census methodology, distance estimates become essential for determining densities, since each species has its own detectability level; that is, some species are more conspicuous than others and hence are detected further from the observer (Bibby *et al.* 2000). To obtain specific detectability coefficients we used data from the expanded SOCC (n= 49 transects) and the classic formulae of Jarvinen & Väisänen (1975), which assume linear detectability functions. These coefficients (k) were calculated for every species for which it could be assumed that the method did not give biased results. This excluded nocturnal and crepuscular species, since censuses were conducted during the morning, and aerial species such as Swifts, Swallows, Bee-eaters and raptors, since it is very difficult to estimate reliably the distance of flying birds. Another less extreme case is that of many finches, which often move around a lot, but for which the method is still widely used (see, for example, the review of densities assessed by means of transects in Telleria *et al.* 1999). Because of their mobility, however, we thought that the probability of finch occurrence in the 0-25 m band during the census was much greater than in other, less mobile species and would lead to an overestimation of real densities. To minimise this bias, we applied a correction to the detectability coefficient and considered that one third of all birds recorded in the nearest band were initially further away despite having been located by the observer in the nearest band.*

Specific detectability coefficients have been used to calculate species density in each transect according to the formula

$$D = \frac{1000 * N * k}{L}$$

in which D is the density in individuals/km², N the number of species contacts, k the detectability coefficient and L the transect length in kilometres (Jarvinen & Väisänen 1975). This calculation was not only made for the expanded SOCC transects, but also for all SOCC transects, since once the k were obtained, this formula allows the assessment of densities in transects without bands. Although it is foreseeable that differences in detectability depending on the specific habitat composition of each transect will exist, we assumed that the habitat composition of the 49 expanded SOCC transects was a good sample of the overall 174 SOCCs for which species density has been obtained. We also assumed that the detectability functions assessed using data from the expanded SOCC transect observers are comparable with those of the whole set of SOCC observers. This factor could provide some bias, although we believe that it is of little relevance given that data of doubtful quality was excluded from the analyses.

Densities obtained up to this point refer to individuals and, in particular, to the type of individuals that are usually detected in spring field sampling. Therefore, figures refer to a heterogeneous mixture of males, females and juveniles, all in different proportions depending on the species' reproductive phenology and behaviour. Hence, it is difficult to compare one species with another. This in itself is a good reason to try to take one more step and to express densities in terms of the number of pairs/km², a procedure that is, moreover, the commonest way of describing densities during the breeding season (e.g. Hagemeyer & Blair 1997). To confront this problem we again used data from the expanded SOCC transects, in which observers distinguish males from the rest of contacts and thus allow us to assess the ratios of males to the total number of birds. This information enabled us to build a simple mathematical model to relate the ratio males/total individuals detected in the field to the corrective factor that has to be used (by simple multiplication) to transform the number of individuals into the number of pairs. For example, when 100% of contacts for a species in the expanded SOCC are classified as males (e.g. Nightingale), the number of breeding pairs will be equivalent to the total number of detected individuals, assuming one male = one pair; that is, the correction factor will be 1. The opposite case is when the percentage of identified males is 0% (e.g. Jay); here the ratio is unknown because of the difficulty of sex identification and other techniques had to be used to determine the corrective factor. If 50% of detected individuals were really males and 50% females, we could say that the corrective factor is 0.5. Obviously, the problem is much more complex than this since some of the detected individuals are actually yearlings and females and males do have not the same detectability. Thus, it was necessary to study the model in greater depth and incorporate this important source of variation.

com s'expressen sovint les densitats durant l'estació reproductora (e.g. Hagemeyer & Blair 1997). Per afrontar aquesta qüestió hem tornat a utilitzar les dades provinents del SOCC ampliat, en què els observadors distingeixen mascles identificats com a tals de la resta d'individus, i per tant, es pot calcular fàcilment la proporció entre mascles i el total d'individus detectats. Això ens permet construir un primer i senzill model matemàtic per relacionar la proporció mascles/total d'individus detectats al camp amb el factor corrector pel qual hem de multiplicar el nombre d'individus per transformar-lo en parelles. Per exemple, si en una espècie el 100% dels contactes del SOCC ampliat corresponen a mascles (e.g. el rossinyol), el nombre de parelles reproductores serà equivalent al total d'individus detectats, assumint 1 mascle = 1 parella, o dit d'altra manera, el factor corrector pel qual hem de multiplicar el nombre d'individus per passar-lo a nombre de parelles és 1. El cas totalment oposat es dona quan el percentatge de mascles identificats al SOCC ampliat és 0% (e.g. el gaig); aquí la proporció de mascles és desconeguda a causa de la seva dificultat d'identificació, i cal recórrer a altres mètodes per determinar el factor corrector. Imaginem que el 50% dels individus detectats eren en realitat mascles i el 50% femelles; en aquest cas podríem assumir que el factor corrector seria 0,5. Naturalment, el problema sol ser bastant més complex i, d'una banda, una part dels individus detectats corresponen a joves de l'any i, de l'altra, les femelles i mascles no tenen la mateixa detectabilitat. Calia, doncs, aprofundir en el model per incorporar aquesta important font de variació, i per això hem utilitzat les dades del projecte SYLVIA (GCA 2001, GCA 2002), la xarxa catalana d'estacions d'anellament amb esforç constant, on sí que la major part dels individus són sexats i datats. Hem calculat les proporcions d'edats i sexes de cada espècie per al període de mostreig del SYLVIA que coincideix amb el del SOCC i l'hem utilitzat com a element de determinació de mascles quan el percentatge de mascles identificats pel SOCC ampliat és 0%. Així, per a cada espècie hem construït un model lineal on la variable dependent és el coeficient de conversió entre el nombre d'individus totals i el nombre de parelles reproductores, i les variables predictores són el percentatge de mascles identificats al SOCC ampliat i la proporció de mascles a la població (dades SYLVIA). Aquest coeficient oscil·la, segons les espècies, entre 0,2 i 1, i depèn fonamentalment de la proporció de joves en la població censada i de la diferent detectabilitat entre mascles, femelles i joves (vegeu *annexos*). Una vegada fet això, s'ha pogut determinar la densitat de les espècies comunes en cadascun dels 174 itineraris SOCC en forma de parelles/km².

Els resultats d'aquests càlculs es mostren en una taula en forma de densitats mitjanes, màximes i mínimes per a les 16 unitats paisatgístiques definides: prats i roquissars alpins i subalpins, boscos subalpins, matollars i prats de muntanya mitjana, pinedes de muntanya mitjana, boscos caducifolis de muntanya mitjana, mosaics de muntanya mitjana, mosaics submediterranis i mediterranis continentals, mosaics mediterranis humits, mosaics mediterranis secs, conreus mediterranis, alzinars i suredes, pinedes mediterrànies, garrigues i brolles mediterrànies, zones de regadiu de la depressió de l'Ebre, zones estèpiques de la depressió de l'Ebre i zones urbanitzades. Cal remarcar que l'heterogeneïtat és molt habitual en els paisatges de Catalunya, i per tant, tota classificació és imperfecta. Així, per exemple, els SOCC classificats com a prats i roquissars alpins i subalpins poden contenir arbres esparsos, mentre que els classificats com a boscos subalpins poden acollir importants clarians forestals.

Tot aquest procediment s'ha pogut dur a terme per a moltes espècies comunes, però n'hi ha algunes per a les quals no s'han pogut determinar valors de densitat, ja que alguna de les suposicions del procediment no s'ha pogut aplicar. Aquest és el cas de moltes espècies pròpies dels marges dels rius o de zones humides, per a les quals els càlculs de coeficients de detectabilitat no s'han pogut realitzar i s'ha optat per donar un índex d'abundància quilomètric (IKA), expressat simplement com a nombre d'individus censats per quilòmetre lineal de cens. En aquests casos el nombre d'unitats paisatgístiques passa a ser 17, ja que les zones humides i marges de rius hi són incloses.

Finalment, per a una millor interpretació de la fiabilitat dels resultats la taula de densitats del SOCC mostra el nombre total d'individus censats, entesos com el màxim d'individus detectats entre el primer i el segon cens, i el nombre total d'itineraris amb presència de l'espècie, així com el nombre total d'itineraris SOCC de cada unitat paisatgística.

We therefore used data from the SYLVIA project (GCA 2001, GCA 2002), the Catalan network of constant effort ringing sites, where most captured individuals are correctly sexed and aged. We calculated species age and sex proportions for the SYLVIA period coinciding with the SOCC and used them as elements for the determination of males wherever 0% males were identified in the expanded SOCC. Thus, for each species we constructed a linear model in which the dependent variable was the corrective factor transforming individuals into pairs and the predictive variables were the percentage of males identified in the expanded SOCC and the proportion of males in the population (SYLVIA data). This coefficient oscillated according to the species from 0.2 to 1 and is closely related to the number of juvenile birds and sexual differences in detectability (see annexes). Thus, in this way we were able to assess common bird densities in terms of pairs/km² for each of the 174 SOCCs.

The results of these calculations are shown in a table as the mean, maximum and minimum densities for the 16 landscape units defined: alpine and subalpine pastures and rocky outcrops, subalpine forests, montane thickets and meadows, montane pine forests, montane deciduous forests, montane mosaics, sub-Mediterranean and continental Mediterranean landscape mosaics, humid Mediterranean landscape mosaics, dry Mediterranean landscape mosaics, Mediterranean farmlands, Holm and Cork Oak forests, Mediterranean pine forests, Mediterranean shrublands, irrigated farmlands in the Ebro depression, steppes in the Ebro depression, and built-up areas. It should be stressed that heterogeneity is the rule in Catalonia and thus any classification is necessarily imperfect. Thus, for instance, the SOCCs classified as alpine and subalpine pastures and rocky outcrops may contain scattered trees, while those classified as subalpine forests may contain large forest clearings.

This procedure was applied to many common bird species, although some failed to fulfil one or more of our assumptions, thus making it impossible to determine densities. This is the case of many riparian or wetland species, for which the calculations of detectability coefficients were not possible and indices of kilometric abundance (IKA) were simply expressed as the total number of censused individuals per linear kilometre. In such cases the number of landscape units rises to 17 because wetlands and riparian habitats were also included.

Finally, for a better comprehension of the reliability of these results, the table of SOCC densities also shows the total number of censused individuals (taken as the higher value of the two spring censuses), the total number of transects in which the species was found and the total number of transects for each landscape unit.

Population estimates

One of the main objectives of the present atlas was to generate reliable population estimates for the different bird species breeding in Catalonia and thus take an important step towards knowing the conservation status of these species. Generally, due to their scarcity some species have been the target of greater conservation efforts and research institutes, governments and individuals have devoted an important amount of time to trying to estimate their populations. This is the case of a number of raptors, wetland and steppe birds, all of which are birds of special conservation concern in our country. The total populations of these species are often known very accurately and are re-evaluated regularly often on a yearly basis. From complex triangulations for Dupont's Lark, to the direct counting of the Glossy Ibis, a great range of techniques have been used in order to determine the total number of birds in the Catalan population of these species. This atlas is an attempt to unify all the work carried out in these specific monitoring schemes by different research groups.

In spite of this, specific procedures to evaluate population size only exist for a few Catalan breeding species. Thus, new methodologies have had to be designed to address this issue and either consist of data collected by atlas contributors or the combining of data from other monitoring projects such as the Catalan Common Bird Survey (SOCC).

The Atlas-SOCC model

The Atlas-SOCC model is the name we have given to the procedure used to estimate the population of many common bird species. The initial hypothesis under this methodological procedure is that the probability or frequency of occurrence of a species in an area is related to its absolute abundance. A first approximation to this relationship was done in the New Atlas of the Breeding Birds of Britain and Ireland (Gibbons et al. 1993). A few years later

Estimacions poblacionals

Un dels objectius principals del present Atlas és disposar d'estimacions poblacionals de les diferents espècies d'ocells durant el període reproductor, un pas fonamental per conèixer el seu estat de conservació. Hi ha espècies sobre les quals, sovint per la seva escassetat, s'ha despertat un clar interès conservacionista, i ja sigui a través de centres de recerca, d'administracions o de particulars, s'ha dedicat un important esforç per intentar fer una estimació de les seves poblacions. Aquest seria el cas d'alguns rapinyaires i d'ocells propis de zones humides o estèpiques, emblemes de la conservació al nostre país. Són espècies sobre les quals disposem d'estimacions poblacionals sovint força acurades, reavaluades anualment o en períodes més o menys curts. Des de complexos triangulacions per a l'alosa becuda a comptatges directes per al capó reial, tot un ventall de tècniques s'han desplegat amb l'objectiu comú de determinar quants ocells componen les poblacions catalanes d'aquestes espècies. Aquest Atlas representa una obra unificadora de tots aquests seguiments específics, els quals constitueixen una inestimable contribució dels diferents grups d'ornitòlegs que hi han dedicat els seus esforços.

Tot i això, només una minoria de les espècies que nidifiquen a Catalunya disposen de sistemes específics d'avaluació de la seva estimació poblacional. Per aquesta raó ha estat necessari dissenyar nous mètodes per afrontar aquesta qüestió, ja sigui només a partir de les dades de camp dels col·laboradors de l'Atlas, o mitjançant les dades de l'Atlas i les d'altres projectes de seguiment de l'avifauna, en especial del SOCC (Seguiment d'Ocells Comuns a Catalunya).

El model Atlas-SOCC

El model Atlas-SOCC és el nom amb què hem batejat el sistema d'obtenció d'estimes poblacionals de moltes espècies d'ocells comuns. La hipòtesi de partida que hi ha al darrere del procediment metodològic utilitzat és que la probabilitat o freqüència d'aparició d'una espècie en una zona està relacionada amb la seva abundància absoluta. En el segon atlas de Gran Bretanya i Irlanda (Gibbons *et al.* 1993) es va fer una aproximació pilot a la relació entre aquests dos paràmetres, i poc després Robertson *et al.* (1995) feien un pas més amb les estimacions poblacionals de les poblacions de quatre espècies a partir d'un model estadístic elaborat amb les dades de l'Atlas de Sud-àfrica (Harrison *et al.* 1997) i dades de densitat absoluta obtingudes a partir de transectes. Aquest tipus d'aproximació només és possible si, a més d'un índex d'abundància (freqüències d'aparició de les espècies en un temps determinat, per exemple) per a tot el territori, es disposa d'una xarxa d'estacions de cens ben distribuïda pel territori que permetin obtenir estimes de l'abundància absoluta d'ocells. El treball de camp d'aquest Atlas va incloure el mostratge de quadrats UTM 1x1 a partir de censos de durada controlada que han permès l'elaboració d'un model per conèixer la probabilitat d'aparició o índex d'abundància de les espècies en qualsevol punt del territori català (vegeu apartat *Mapes d'índex d'abundància: modelització de la qualitat de l'hàbitat*). D'altra banda, el darrer any de recollida de dades del projecte Atlas va coincidir amb el primer any de funcionament del projecte de Seguiment d'Ocells Comuns a Catalunya (SOCC) (ICO 2003), el qual, tot i tenir com a objectiu principal conèixer les tendències temporals en l'abundància dels ocells, es basa en una metodologia de cens de gran utilitat a l'hora d'estimar l'abundància absoluta de moltes espècies (Bibby *et al.* 2000).

• El model estadístic

Cada itinerari SOCC mesura 3 km i és principalment recte i, per tant, travessa fonamentalment 3 quadrats UTM 1x1. Això permet construir un model estadístic per a cada espècie que relacioni l'abundància absoluta (parelles/km²) de l'itinerari SOCC (vegeu apartat *Requeriments ecològics: gràfics i taules*) amb l'índex d'abundància mitjà (entre 0 i 1) dels 3 quadrats UTM 1x1 on es localitza l'itinerari de cens. Creiem que les espècies pròpies d'ambients lineals o molt fragmentats, com ara rius o afloraments rocosos, no permeten l'ús d'aquesta aproximació perquè rarament els itineraris SOCC en fan un mostratge suficientment representatiu per poder obtenir-ne densitats absolutes fiables. Per aquest motiu, espècies com la merla blava, el rossinyol bord o la polla d'aigua no han estat avaluades mitjançant el model Atlas-SOCC.

Per tal d'avaluar la relació estadística entre l'abundància absoluta (variable dependent, dades SOCC) i l'índex d'abundància (variable independent, dades Atlas) s'ha utilitzat un model de Poisson exponencial.

Robertson *et al.* (1995) took another step forward and estimated the population size of four species from a statistical model using data from the Atlas of South Africa Birds (Harrison *et al.* 1997) and absolute densities obtained from transects. This type of approach is only possible if an abundance index (e.g. frequency of occurrence over a given period of time) for the whole territory and a well-distributed census network capable of providing absolute abundances are both available. Fieldwork for our atlas included time-controlled 1x1 UTM square sampling which enabled us to determine species abundance indices for every point of Catalonia (see section Abundance index maps: modelling habitat quality). Furthermore, the last year of this atlas project also coincided with the first of the Catalan Common Bird Survey (SOCC) (ICO 2003) whose main aim is to determine temporal trends in bird abundance. It is, however, also based on a highly useful methodology for estimating the absolute abundance of many species (Bibby *et al.* 2000).

• The statistical model

Each SOCC transect is 3 km long and essentially straight and thus crosses approximately 3 1x1 UTM squares. This allows us to build a statistical model for each species in order to relate the absolute abundance (pairs/km²) of the SOCC transect (see section Ecological requirements: graphs and tables) to the mean abundance index (from 0 to 1) of the three 1x1 UTM squares in which the transect is located. We believe that those species that are characteristic of linear or patchily distributed habitats such as rivers and cliffs are not well sampled by this approach because only rarely do the SOCC transects represent these habitats well enough to obtain reliable absolute densities. Consequently, species such as Blue Rock Thrush, Cetti's Warbler and Moorhen were not evaluated by means of the Atlas-SOCC model.

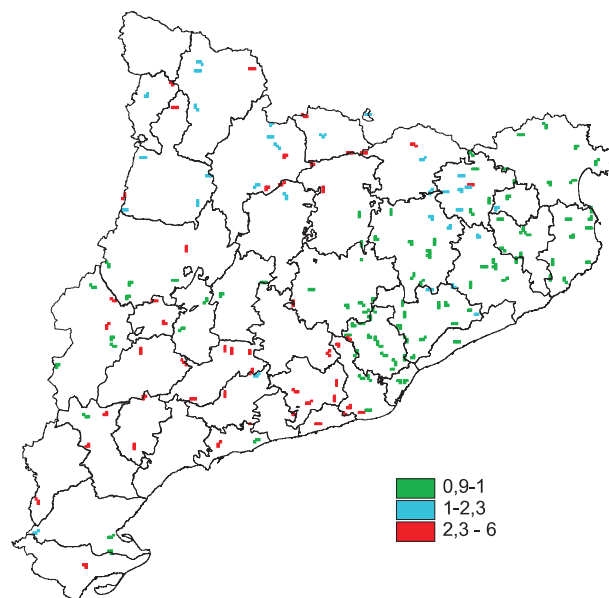


Figura 8. Localització dels itineraris SOCC i pes relatiu de cadascun en el model índex d'abundància/densitat absoluta. Els valors representen la relació entre la superfície total de cada regió biogeogràfica en els quadrats UTM 1x1 on estan situats els itineraris SOCC i la superfície total d'aquesta regió a Catalunya. Aquesta relació serveix per ponderar el pes de cada itinerari en el model estadístic en funció de si està situat en una regió poc representada (valors alts) o molt representada (valors baixos) dins la xarxa SOCC.

Figure 8. Location of the SOCC transects and their relative weights in the statistical model abundance index/absolute density. The values represent the relation between the total area of each biogeographical region in the 1x1 UTM squares where SOCCs are located and the total area of this region in Catalonia. This ratio is used for calculating the importance of each transect in the model in terms of whether the region is well (low values) or poorly (high values) represented in the SOCC network.

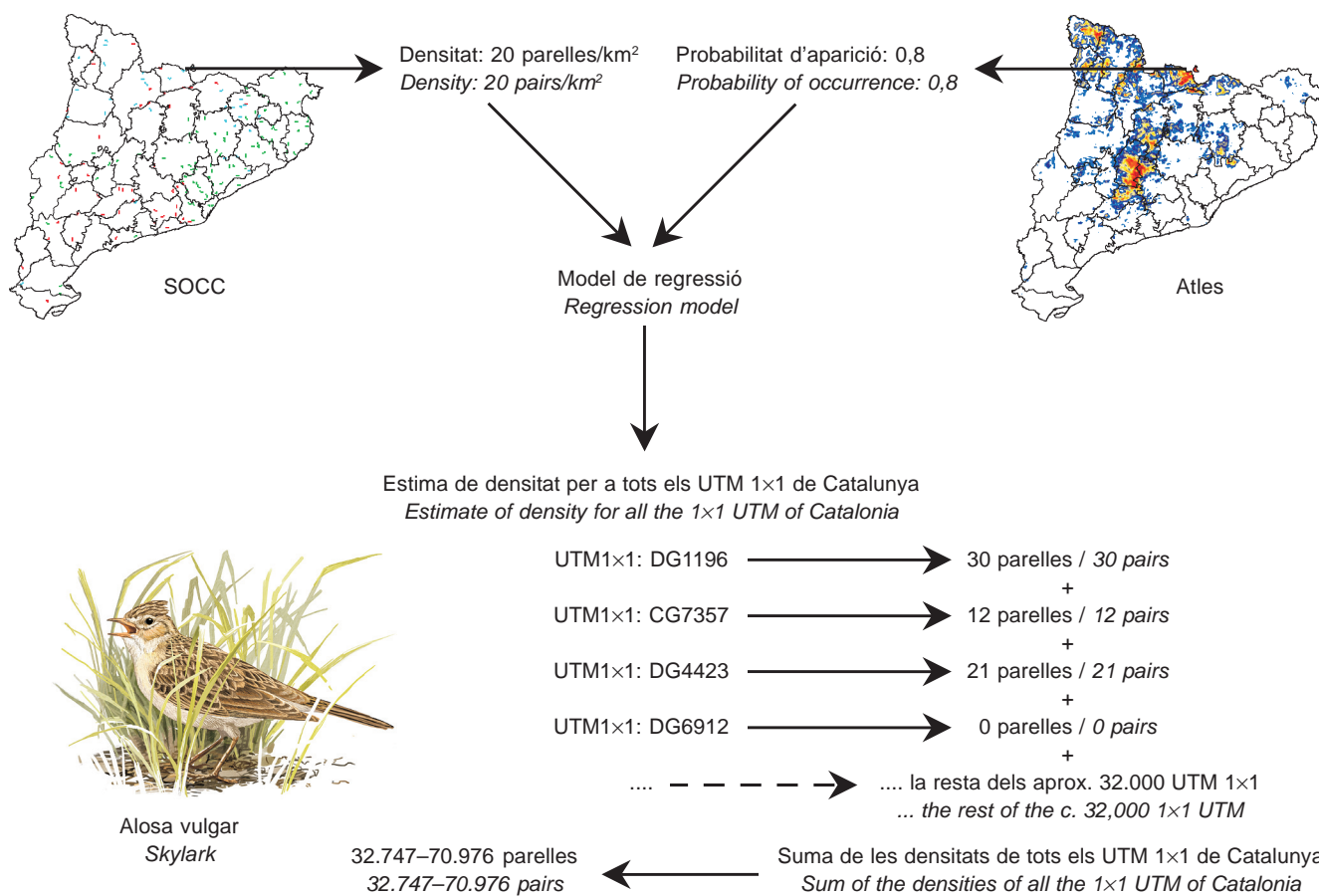


Figura 9. Representació esquemàtica del procediment seguit en el model Atlas-SOCC per a l'aloisa vulgar. Un cop determinades les densitats de l'espècie per a cada itinerari SOCC i elaborat el seu mapa d'índex d'abundància, es va construir un model de regressió entre aquestes densitats (variable depenent, dades SOCC) i la probabilitat d'aparició (variable independent, dades Atlas). Llavors es va aplicar el model obtingut per estimar la densitat d'aloisa vulgar per a cada UTM 1x1 del territori i es van sumar els valors de tots els UTM fins obtenir el nombre de parelles d'aloisa vulgar nidificants a Catalunya.

Figure 9. Schematic representation of the Atlas-SOCC model procedure for the Skylark. Once the densities of each SOCC transect were determined and its abundance index map was generated, a regression model was made between such densities (dependent variable, SOCC data) and the probability of occurrence (independent variable, Atlas data). Then the model was applied to estimate densities for each 1x1 UTM square of the territory and all these values were summed to obtain the number of Skylark pairs breeding in Catalonia.

Això s'ha fet així perquè d'una banda, l'índex oscil·la entre 0 i 1 i, de l'altra, les estimacions provinents del SOCC mostren sovint densitats de 0 parelles/km², però poden arribar a sobrepassar les 50 parelles/km². Un altre dels aspectes que el model ha tingut en compte és que els itineraris SOCC no estan distribuïts de forma homogènia pel territori. Per minimitzar aquest biaix s'ha ponderat la contribució de cada itinerari al model estadístic d'acord amb la seva representativitat biogeogràfica (ICO 2003), la qual s'ha calculat a partir de la relació entre la superfície de cada regió biogeogràfica en els UTM 1x1 estudiats en els SOCC i la superfície total de cada regió biogeogràfica a Catalunya (Figura 8). Un cop construïts els models, s'han desestimats aquells que no eren significatius ($p > 0,05$), els que tenien una variància explicada molt baixa ($r^2 > 0,2$) i els que incloïen el zero dins de l'interval de confiança de l'estima. Els models de regressió s'han dut a terme amb el paquet estadístic S-PLUS (Mathsoft 1999).

Finalment, es va fer la predicció d'abundància absoluta per a cadascun dels gairebé 32.000 quadrats UTM 1x1 del territori i es van sumar totes aquestes estimacions per obtenir la població catalana de cada espècie (Figura 9). El model no dona només una estima mitjana, sinó també una mínima i una màxima per a un interval de confiança del 95%. D'aquesta manera, cada quadrat UTM 1x1 té associada una estima mínima i màxima i, per tant, la suma dels mínims i màxims, respectiva-

In order to determine the statistical relationship between the absolute abundance (dependent variable, SOCC data) and the abundance index (independent variable, Atlas data) we used an exponential Poisson model. This is because the abundance index ranges from 0 to 1, while the SOCC estimate often has a value of 0 but may exceed 50 pairs/km². Another aspect taken into account by this model is the fact that the SOCCs are not homogeneously distributed across the country. To minimise this bias we weighted the contribution of each transect to the model by its biogeographical representativity (ICO 2003), which was assessed as the relation between the total area of each biogeographical region in the 1x1 UTM squares where SOCCs were located and the total area of this region in Catalonia (Figure 8). Once the models were drawn, we rejected non-significant ones ($p > 0.05$), as well as those with a very low explained variance ($r^2 > 0.2$) and those which included zero within the confidence interval of the estimate. Regression models were carried out with the S-Plus statistical software package (Mathsoft 1999).

Finally, the absolute abundance for each of the almost 32,000 1x1 UTM squares in Catalonia were predicted and all these estimates were added to obtain the Catalan population of each species (Figure 9). The model not only gave a mean estimate for each square, but also a minimum and a maximum for a confidence level of 95%. Thus, each 1x1 UTM square had minimum and maximum values and, hence, the sum of these minima and

ment, acaba donant lloc a les estimes mínimes i màximes de la població catalana de l'espècie. Una darrera assumptió de la metodologia aplicada és que la densitat màxima observada en els itineraris SOCC no podia ser mai sobrepassada per les prediccions del model per tal que aquest no acabés estimant valors més enllà del rang de densitats conegudes. Pensem que aquest procediment pot ser conservatiu, però globalment resulta molt realista.

• Avaluació dels resultats del model Atlas-SOCC

De totes les espècies nidificants a Catalunya, 65 tenen estimes poblacionals a partir d'aquesta metodologia. La complexitat del procés ha impossibilitat l'obtenció d'aquest tipus d'estimes poblacionals per a espècies sense prou mostra al SOCC; per aquelles on el mètode de cens no permet establir densitats absolutes; tampoc no ha estat possible en el casos en què les densitats obtingudes en els transectes no són extrapolables al conjunt de les tres UTM 1x1 i, finalment, per a aquelles espècies en què el model no ha donat resultats satisfactoris ($p > 0,05$, $r^2 > 0,2$, intervals de confiança $> 100\%$). Tot i això, considerem que aquesta aproximació ha estat un èxit. Aquests 65 ocells constitueixen un conjunt d'espècies molt freqüents, però per les quals fins ara resultava molt difícil determinar-ne les poblacions, l'estima de les quals quedava, en molts casos, en el món de la pura especulació o, com a molt, en el de la comparació amb altres dades publicades.

Aquest conjunt d'espècies, però, no és homogeni en relació amb la qualitat dels resultats, per la qual cosa hem establert tres categories de fiabilitat de l'estima: acceptable, bona i molt bona. Hem considerat que les estimes poblacionals eren acceptables quan les estimes de detectabilitat (k) s'havien calculat amb < 5 itineraris SOCC ampliatos o < 50 contactes, o quan el model s'havia realitzat amb < 10 SOCC. Les estimes eren bones si la detectabilitat s'havia calculat amb < 10 SOCC ampliatos, la r^2 del model estava situada entre 0,2 i 0,4 o bé si el model s'havia fet amb < 20 SOCC. La resta d'estimes, amb $r^2 > 0,4$, realitzades amb > 20 SOCC i amb detectabilitats calculades amb > 50 contactes i > 10 SOCC ampliatos es van considerar molt bones.

Estimació poblacional a partir de les dades de camp dels col·laboradors de l'Atlas

Als col·laboradors del projecte Atlas se'ls va demanar que estimessin la població de les diferents espècies al quadrat UTM 10x10 que estudiaven (vegeu apartat *Estimacions poblacionals de camp en quadrats UTM 10x10*). Aquesta metodologia intenta plasmar quantitativament les impressions dels col·laboradors pel que fa a l'abundància de les diferents espècies, ja que, tot i no haver fet cap comptatge, han passat moltes hores recorrent el quadrat de 10x10 km buscant ocells. És necessari ser conscients de la subjectivitat del mètode. Diferents observadors poden donar un valor diferent per a una mateixa espècie i quadrat, i no és evident que els biaixos a l'alça d'uns es compensin per biaixos a la baixa dels altres.

Els quadrats UTM 10x10 catalans tenen de mitjana estimes per al 81% de les seves espècies, i 313 quadrats tenen més del 75% de les seves espècies amb almenys una estima. En quadrats sense estima per a una espècie, n'hem calculat el seu valor utilitzant la mitjana del nombre de parelles d'aquella espècie en els quadrats catalans. Una vegada obtinguts aquests valors, es va calcular l'estimació poblacional catalana seguint la metodologia emprada en l'atles europeu (Hagemeijer & Blair 1997). Aquesta metodologia es basa en la utilització de la mitjana geomètrica (Geo) com a millor estimador de la població d'un quadrat a partir d'aquest tipus d'estimes de camp i en l'aplicació de les fórmules:

$$PCat_{\min} = Geo_{Cat} - \sqrt{\sum (Geo_{qua} - Pmin_{qua})^2}$$

$$PCat_{\max} = Geo_{Cat} - \sqrt{\sum (Geo_{qua} - Pmax_{qua})^2}$$

on $PCat_{\min}$, $PCat_{\max}$ es refereixen a la dimensió mínima i màxima estimades per a la població de l'espècie a Catalunya; Geo_{Cat} es refereix a la mitjana geomètrica calculada per a tots els quadrats de Catalunya, Geo_{qua} es refereix a la mitjana geomètrica estimada per a cada quadrat 10x10; i P

maxima, respectively, gave us minimum and maximum population estimates for each species in Catalonia. One final assumption of this methodology was that the maximum values of the SOCC densities could never be greater than those predicted by the model to avoid creating estimated values that were higher than the maximum known densities. We believe that this procedure is fairly conservative, but, at the same time, realistic.

• Evaluation of the results of the Atlas-SOCC model

We used this methodology to estimate the population of 65 species of bird that breed in Catalonia. The complexity of the process made it impossible to calculate this type of estimates for the following groups of species: those with a low sample size in the SOCC project, those for which the census method did not allow absolute densities to be obtained, those for which densities obtained by means of transects could not be extrapolated to the set of three 1x1 UTM squares or, finally, for those for which the statistical model did not provide satisfactory results ($p > 0,05$, $r^2 > 0,2$, confidence intervals $> 100\%$). In spite of this, we feel that this approach has been very successful. These 65 birds constitute a set of common species for which it had hitherto been very difficult to evaluate population numbers, and whose population estimates were often pure speculation or, at best, calculated by means of comparisons with published data.

The quality of the results for this set of species, however, is not homogeneous and therefore we established three categories to estimate accuracy: acceptable, good and very good. We considered that population estimates were acceptable when the detectability estimates (k) were assessed with < 5 expanded SOCC transects or < 50 contacts, or the model was calculated on a basis of < 10 SOCCs. Population estimates were good when the detectability estimates (k) were assessed with < 10 expanded SOCC transects, the r^2 of the model was between 0.2 and 0.4, or the model was calculated on a basis of < 20 SOCCs. The rest of the estimates, with $r^2 > 0,4$, calculated on a basis of > 20 SOCCs and with detectabilities assessed with > 50 contacts and > 10 expanded SOCC transects were considered to be very good.

Population estimates from atlas contributors' field data

Atlas contributors were also asked to estimate the population of each bird species in each 10x10 UTM surveyed (see Field population estimates in 10x10 UTM squares). This methodology tries to capture quantitatively contributors' impressions of bird numbers, since, despite not having to count bird numbers, all spent many hours covering the 10x10 square in search of birds. It should be remembered that this method is very subjective and different observers may give distinct values for the same species and square, and it is not necessarily true that overestimates and underestimates compensate one another.

On average, Catalan 10x10 squares have estimates for 81% of bird species, and 313 squares have more than 75% of their species with at least one population estimate. In squares without estimates for a particular species, we assessed values using the mean of the number of pairs of that species in all Catalan squares. Then, the Catalan population was assessed following the methodology used in the European atlas (Hagemeijer & Blair 1997) based on geometric means (Geo) as the most reliable estimator of each square's population on the basis of this type of field estimates and the formulae

$$PCat_{\min} = Geo_{Cat} - \sqrt{\sum (Geo_{qua} - Pmin_{qua})^2}$$

$$PCat_{\max} = Geo_{Cat} - \sqrt{\sum (Geo_{qua} - Pmax_{qua})^2}$$

in which $PCat_{\min}$, $PCat_{\max}$ refer to the minimum and maximum estimates for the Catalan population of the species; Geo_{Cat} refers to the geometric mean assessed for all Catalan squares, Geo_{qua} refers to the geometric mean assessed for each Catalan square; and $Pmin_{qua}$ and $Pmax_{qua}$ refers to minimum and maximum values estimated in each 10x10 UTM square. In those species for which the maximum estimated value per square was 100 but considered too high on the basis of known densities, these values were reclassified a posteriori to accord better with reality. Thus, in these cases these maximums were re-evaluated as 20 or 40 pairs/10x10 UTM square, depending on the species (e.g. 20 for the Eurasian Buzzard and 40 for the Long-eared Owl). Finally, with this methodology we could not establish criteria for determin-

\min_{qua} i $P_{\max_{qua}}$ es refereixen als valors mínims i màxims de població estimada per a l'espècie en cada quadrat 10×10. En aquelles espècies per a les quals el màxim nombre de parelles per quadrat UTM 10×10 calculat era 100, però aquest valor es podia considerar excessivament alt d'acord amb les densitats conegudes, aquests màxims es van reclassificar *a posteriori* per tal d'ajustar-se millor als escenaris reals. Així, en aquests casos s'ha recalculat l'estima suposant que el màxim és 20 o 40 parelles/UTM 10×10 segons les espècies (e.g. 20 per a l'aligot o 40 per al mussol banyut). Finalment, cal dir que en aquesta metodologia no s'han pogut establir criteris que determinin diferents graus de fiabilitat com en el cas del model Atlas-SOCC, però donada la natura subjectiva de les estimes de base s'han considerat totes com a acceptables.

Consideracions generals sobre les estimacions poblacionals

Les estimacions poblacionals que es mostren en aquest Atlas provenen de tres fonts diferents segons les espècies: els estudis específics per part de grups investigadors, les estimacions a través del model Atlas-SOCC i les realitzades a partir de les estimes de camp dels col·laboradors del projecte Atlas. Després de tot aquest treball, creiem que hi ha una jerarquia en la fiabilitat de l'estima, més alta generalment en el model SOCC-Atlas i inferior en les provinents de les estimes de camp dels col·laboradors de l'Atlas. Al text de cada espècie només s'esmenta la fiabilitat de les estimes Atlas-SOCC (acceptable, bona o molt bona), mentre que les estimes de camp dels col·laboradors de l'Atlas tenen una fiabilitat que considerem acceptable. En el cas de les estimes específiques dutes a terme pels experts no es pot parlar d'una fiabilitat homogènia, ja que depèn molt del coneixement que es té de les poblacions catalanes de cada espècie, més bona en el cas d'espècies sotmeses a seguiment des de fa anys, com ara l'àguila cuabarrada, que en molts passerífomes que no han estat monitoritzats de forma tan intensiva. Tot i això, en molts casos les estimes específiques tenen un avantatge substancial respecte als altres dos sistemes, que és que se centren en espècies més o menys escasses i localitzades en l'espai, cosa que sovint permet obtenir valors realment acurats en relació amb les poblacions reals.

Un altre aspecte a tenir en compte és la diferent interpretació de la fiabilitat de les estimes (grau d'ajust de l'estima al valor real) i de la seva precisió (amplitud del rang dins del qual es troba l'estima), que depèn del mètode utilitzat. Així, les estimes geomètriques, malgrat que acostumen a ser més precises, són en general menys fiables que les estimes Atlas-SOCC o les específiques.

És molt interessant remarcar la bona correlació que hi ha entre les estimacions realitzades a partir del model Atlas-SOCC i les de camp dels col·laboradors de l'Atlas ($r^2=0,73$, $P<0,0001$) i com la magnitud dels residuals de la regressió es fa més gran a mesura que l'estimació poblacional és més gran (correlació entre residuals i estimacions poblacionals: $r^2=0,41$, $P<0,0001$). Aquest punt resulta summament interessant i pot ajudar a entendre la tendència cap a les estimacions elevades d'alguns models Atlas-SOCC. A la vista d'aquests resultats, sembla que la capacitat d'estimar la població sobre un quadrat UTM 10×10 sense fer cap cens és força acceptable quan l'espècie és moderadament abundant, mentre que quan és molt abundant l'observador tendeix a un límit superior que en realitat es troba per sota dels valors reals. A tall d'exemple, l'estima a partir de les dades de camp dels col·laboradors de l'Atlas per a la perdiu (molt similar a l'obtinguda pel model Atlas-SOCC) és només 6 vegades més baixa que la de la merla, una relació molt baixa, i molt poc creïble. Pensem, doncs, que queda plenament justificada la utilització de tres sistemes d'avaluació diferent en funció de les espècies, i que això representa una aproximació molt coherent amb l'heterogeneïtat de formes de vida i dimensions poblacionals dels ocells.

Per a la majoria d'espècies les estimacions poblacionals es donen en forma de "parelles nidificants". De forma més puntual, en espècies per a les quals està ben documentat que el quocient entre mascles i parelles dista molt de ser la unitat, els resultats s'han exposat en forma de mascles (e.g. sisó) o de territoris de cria (e.g. balquer). D'altra banda, amb molt poques excepcions, en les estimes dels models Atlas-SOCC i en les realitzades a partir de les dades de camp dels col·laboradors de l'Atlas no s'ha entrat a valorar quina és la proporció de la població subadulta o adulta que no es reproduïx, i s'ha considerat tota ella com a reproductora. Per tant, en espècies per a les quals aquesta fracció de la població pugui ser realment important (un paràmetre difícil de determinar sense

ing different degrees of accuracy, as had been done in the Atlas-SOCC model; nevertheless, given the subjectivity of the original field data, all have been classified as acceptable.

General considerations on population estimates

Population estimates shown in this atlas come from three different sources depending on the species: from specific estimates from particular monitoring projects, from the Atlas-SOCC model or from estimates made on a basis of atlas contributors' field data. We believe that a hierarchy in the accuracy of the estimates exists, with estimates being generally better from the Atlas-SOCC model and poorer from the atlas field estimates. In the species texts the accuracy of each estimate is only given for the Atlas-SOCC model estimates (acceptable, good, very good), whereas every atlas field estimate is taken to be acceptable. In the group of specific estimates by experts, accuracy varies according to the level of current knowledge of the species; this will be much greater in the case of intensively monitored species such as the Bonelli's Eagle than in many poorly monitored passerine species. Nevertheless, in many cases expert specific estimates have the substantial advantage of being focussed on scarce and localised species, whose total populations can often be estimated very accurately.

Another aspect to bear in mind is the different interpretation of the accuracy of estimates (closeness to the real value) and their precision (estimate range); this largely depends on methodology. The atlas field estimates are usually much more precise than the other two estimates, although they are much less accurate.

It is interesting to note the relatively high correlation found between the Atlas-SOCC model estimates and the atlas field estimates ($r^2=0,73$, $P<0,0001$) and how the magnitude of the regression residuals becomes larger as population estimates increase (correlation between residuals and population estimates $r^2=0,41$, $P<0,0001$). This is a very significant fact and may help us to appreciate the tendency towards higher estimates in some of the Atlas-SOCC models. In light of these results, it seems that our capacity for estimating the population of a 10×10 UTM square without census work is acceptable when the species is fairly abundant, whereas when the species is highly abundant, observers tend to give a maximum value which is actually less than the real figure. As an example, the atlas field estimate for the Red-legged Partridge (very similar to that obtained in the Atlas-SOCC model) is only 6 times lower than that of the Blackbird, a ratio that is hard to believe. Therefore, we think that the use of three different evaluation procedures according to the species in question is totally justified, and that this represents a logical approach to the heterogeneity of life strategies and population size in birds.

Population estimates are given for most species in the usual form of 'breeding pairs'. However, for those species for which it is well-known that the ratio between males and pairs differs greatly from 1, results are given in form of males (e.g. Little Bustard) or breeding territories (e.g. Great Reed Warbler). On the other hand, with very few exceptions, the Atlas-SOCC estimates and the atlas field estimates do not take into account which proportion of the adult and sub-adult populations does not breed and all of them are considered as breeders. Therefore, for those species for which this proportion is particularly important (difficult to evaluate without detailed demographic studies), the number of breeding pairs may overestimate the real breeding population.

SPECIES CONSERVATION STATUS

Until recently the conservation status of a given species was often decided by using criteria that only considered partially the particular aspects of a species' biology or its population status, rather than a combination of all this information. On some occasions, the conservation status of a species may have been determined by purely non-scientific or social criteria that have more to do with the attractive distinctiveness of the species than its scarcity. Thus, there has been a marked tendency to protect species belonging to bird groups such as the larger raptors or wetland birds, leaving other groups such as small passerines unprotected even in cases where clear and urgent conservation action is required to ensure short-term survival. This bias in the assignment of conservation status is widespread and is not unique to Catalonia, where the Catalan government's Law 3/1988 on wildlife protection and its revision Law 22/2003 tend to give greater conservation priority to spectacular

estudis demogràfics de detall), les estimes de parelles nidificants podrien sobrevalorar la xifra real de parelles que realment es reproduïxen.

ESTATUS DE CONSERVACIÓ DE LES ESPÈCIES

Fins fa poc els estatus de conservació de les espècies sovint es decidien amb criteris que només consideraven parcialment les característiques biològiques o la situació poblacional d'una espècie, i no el conjunt d'aquests aspectes. Fins i tot de vegades l'assignació d'aquest estatus només es realitzava tenint en compte l'espectacularitat de l'espècie des d'un punt de vista mediàtic o social. Així, en el cas dels ocells, hi havia una tendència molt marcada a protegir grans rapinyaires o espècies aquàtiques, i no es reparava en petits passeriformes, alguns d'ells amb necessitats de protecció molt més urgents. Aquest fet, generalitzat arreu, no ha estat una excepció a Catalunya, i tant la Llei 3/1988 de protecció dels animals de la Generalitat de Catalunya com la revisió feta d'aquesta mateixa llei amb la Llei 22/2003 de la mateixa Generalitat de Catalunya tendeix a catalogar espècies com a més necessitades de protecció aquelles més espectaculars, com el bernat pescaire, la cigonya, el trenca-lòs, el voltor, l'àguila daurada, el falcó pelegrí o el duc. Malgrat aquestes classificacions, totes aquestes espècies, a excepció del trenca-lòs, tenen estats poblacionals relativament segurs a Catalunya i, per tant, haurien d'estar considerades de baixa preocupació des del punt de vista de la conservació. Per altra banda, es cataloguen com a espècies sense necessitat de conservació greu ocells en estat crític com l'aloia becuda, la mallerenga de bigotis, la trenca o el repicalons, totes elles amb poblacions molt reduïdes, tendències fortament regressives i, per tant, estats de conservació molt preocupants. No cal dir que aquest marc de protecció legal és el que es plasma en les polítiques actives de conservació o en les valoracions dels impactes ambientals. Aquest fet ha comportat que fins ara moltes espècies en greu perill d'extinció hagin estat pràcticament oblidades des d'una perspectiva de conservació, a la vegada que s'han destinat nombrosos recursos per gestionar espècies molt menys amenaçades.

Les dades d'aquest Atlas, especialment les referents a distribució, tendències i estimes poblacionals, han permès catalogar de forma objectiva i estandaritzada l'estat de conservació dels ocells nidificants a Catalunya. Es va decidir seguir els criteris de l'UICN (Unió Internacional per a la Conservació de la Natura) (UICN 2001), que actualment s'apliquen arreu del món, i es van aplicar les correccions regionals proposades per Gardenfors *et al.* (2001) i d'altres d'específiques per a ocells que, com molts rapinyaires, tenen densitats i poblacions baixes a Catalunya (vegeu el procediment complet a Estrada *et al.* 2004). Per tal d'afinar els estatus, aquests es van discutir amb 43 ornitòlegs catalans experts en els diferents grups d'espècies o que, per la seva llarga experiència, tenen una visió històrica dels canvis esdevinguts a Catalunya. Els estatus també van ser contrastats amb les dades aportades pels autors de cada text de l'Atlas.

Tot i haver estat realitzats de forma objectiva, aquests estatus de conservació no s'han de considerar definitius, ja que les poblacions d'ocells són molt dinàmiques. És per això que idealment haurien de ser revisats cada 10 anys, atès que aquesta és la unitat de temps utilitzada majoritàriament en l'avaluació dels estatus de conservació. En el cas que es disposi d'informació nova i més acurada que suggereixi una possible modificació de l'estatus de conservació actual, seria d'interès reavaluar-lo immediatament. Aquí cal esmentar el gran interès que tenen els programes de seguiment continu d'ocells, com el SOCC, el SYLVIA i l'Atlas, entre altres, ja que són els que permeten detectar canvis al llarg dels anys, i sovint resulten essencials per a detectar les causes que els produeixen. Això no només ha de permetre avaluar amb rigor el grau d'amenaça de cada espècie, sinó dissenyar les polítiques actives per garantir la seva protecció efectiva.

Les categories i els principals criteris considerats per a Catalunya són:

- **Extinta (EX):** Una espècie es considera extinta a Catalunya quan se sap amb total certesa que criava de forma regular a Catalunya i ha desaparegut, sense que cerques exhaustives en l'hàbitat conegut o potencial en moments i èpoques adequats al llarg de tota la seva àrea de distribució històrica hagin donat en l'actualitat resultats positius.

species such as Grey Heron, White Stork, Lammergeier, Griffon Vulture, Golden Eagle, Peregrine and Eagle Owl. However, all of these species except for the Lammergeier have at present relatively secure populations in Catalonia and thus should be of low conservation concern. On the other hand, declining species of critical conservation concern such as Dupont's Lark, Bearded Tit, Lesser Grey Shrike and Reed Bunting have very small populations and hence should have a higher conservation status. This framework of legal protection is the basis of active conservation policies and is taken into account in ecological impact assessments. Consequently, a number of greatly threatened species have been almost forgotten in terms of conservation, whereas other, much less threatened species have had much time and many resources spent on their protection.

*The data in this atlas (above all, that concerning distribution, trends and population estimates) provides a standardised and objective assessment of the conservation status of the bird species that breed in Catalonia. We decided to follow the IUCN (International Union for Conservation of Nature) criteria that are applied worldwide (UICN 2001), as well as the regional correctors proposed by Gardenfors *et al.* (2001) and other correctors for species such as raptors whose Catalan densities and population are very small (for the whole procedure, see Estrada *et al.* 2004). The status of each bird species were further discussed with 43 Catalan ornithologists, all experts in different groups of birds and with historical visions of the changes in bird populations that are occurring in Catalonia, and their conclusions were also compared with data provided by the authors of each text.*

Despite having been assessed objectively, these estimates of conservation status should not be considered to be definitive since bird populations are highly dynamic. Thus, they should be reviewed in 10 years time, a time-frame that is commonly used in such evaluations. If new and more accurate information suggests that the current conservation status of a particular species should be modified, then it should be re-evaluated immediately. Of great interest, therefore, are continuous bird monitoring programmes such as the SOCC, the SYLVIA and this atlas, amongst others, since they allow us to assess temporal changes and are often essential for detecting their causes. We must be able to rigorously evaluate the status of a species and also design active policies that will ensure the effective protection of its populations.

The categories and main criteria considered for Catalonia are:

- **Extinct (EX):** A species is considered to be Extinct in Catalonia when there is no doubt that it once bred regularly in Catalonia and that it has now disappeared. Likewise, exhaustive surveys in known or prospective habitats at appropriate times (diurnal, seasonal, annual) throughout its historic range have failed to record any individuals.
- **Critically Endangered (CR):** A species is considered to be Critically Endangered in Catalonia when it is thought to be facing an extremely high risk of extinction, either because of an extremely low population (less than 25 breeding pairs), a population of 25-125 breeding pairs in serious decline, or a larger population in drastic decline with no possibility of spontaneous immigration from nearby populations reversing the trend.
- **Endangered (EN):** A species is considered to be Endangered in Catalonia when it is thought to be facing a very high risk of extinction, either because of very low population levels (less than 125 breeding pairs), a population of 125-500 breeding pairs in decline, or a larger population in drastic decline with no possibility of spontaneous immigration from nearby populations reversing the trend. Those species that could be considered as Critically Endangered but whose populations could be reinforced by the spontaneous immigration from nearby populations are considered to be Endangered.
- **Vulnerable (VU):** A species is considered to be Vulnerable in Catalonia when it is thought to be facing a high risk of extinction, either as a result of low population levels (less than 500 breeding pairs), or by having a higher population but a large decline, or by having a very small distribution, with no possibility of spontaneous immigration from nearby populations reversing the trend. Those species that could be considered as Endangered but whose populations could definitely be reinforced by the spontaneous immigration from nearby populations are considered as Vulnerable.
- **Near Threatened (NT):** A species is considered to be Near Threatened in Catalonia when it does not qualify at present for the Critically Endangered, Endangered or Vulnerable categories, but is close to doing so at present or will be in the near future, either because of its small population, a marked decline or a distribution over-concentrated in one area. Those species that would be considered as Vulnerable but whose populations could certainly be

- **En perill crític (CR):** Una espècie es considera en perill crític a Catalunya quan es creu que s'enfronta a un risc d'extinció extremament alt, bé per la seva migrada població (menys de 25 parelles reproductores), o per tenir una població d'entre 25 i 125 parelles i patir una forta regressió, o tenir una població superior i patir una regressió dràstica, sense que de forma natural puguin arribar exemplars d'altres poblacions que puguin capgirar la situació.
- **En perill (EN):** Una espècie es considera en perill d'extinció a Catalunya quan es creu que s'enfronta a un risc d'extinció molt alt, bé per la seva molt petita població (menys de 125 parelles reproductores), o per tenir una població entre 125 i 500 parelles i patir una forta regressió, o tenir una població superior i patir una regressió dràstica, sense que puguin arribar de forma natural exemplars forans que puguin reforçar la població. També es consideren en perill aquelles espècies que catalogaríem com a en perill crític, però es té la certesa que poden ser reforçades de forma natural per l'arribada d'exemplars d'altres poblacions.
- **Vulnerable (VU):** Una espècie es considera vulnerable a Catalunya quan es creu que s'enfronta a un risc d'extinció alt, bé per tenir una població reduïda (menys de 500 parelles reproductores) o bé per tenir una població superior i estar en forta regressió o bé per trobar-se distribuïda en una àrea molt petita o en molt poques localitats sense que existeixi la certesa que puguin arribar de forma natural exemplars forans que puguin reforçar la població. També es consideren vulnerables aquelles espècies que catalogaríem com a en perill, però es té la certesa que poden ser reforçades de forma natural per l'arribada d'exemplars d'altres poblacions.
- **Propera a l'amenaça (NT):** Una espècie es considera propera a l'amenaça a Catalunya quan, tot i que no ha estat qualificada per cap dels criteris d'amenaça superior, està pròxima a complir-ne algun d'ells actualment o en un futur proper, bé sigui per estimació poblacional, per tendència regressiva o per concentrar-se en unes poques localitats. També es consideren properes a l'amenaça aquelles espècies que catalogaríem com a vulnerables, però es té la certesa que poden ser reforçades de forma natural per l'arribada d'exemplars d'altres poblacions. Finalment, els rapinyaires, que tenen poblacions reduïdes a Catalunya a causa de la seva situació a les parts superiors de les cadenes tròfiques i dels seus alts requeriments d'espai, s'han considerat només Propers a l'amenaça si no presenten cap altre factor d'amenaça que el merament numèric.
- **Preocupació menor (LC):** Una espècie es considera de preocupació menor a Catalunya quan durant el procés d'avaluació no ha estat qualificada per cap dels criteris d'amenaça, o en cas d'haver rebut la qualificació com a propera a l'amenaça manté encara poblacions numèricament molt importants a Catalunya, i és té la certesa que poden ser reforçades de forma natural per l'arribada d'exemplars d'altres poblacions.
- **Dades insuficients (DD):** Es considera que una espècie té dades insuficients per a ser avaluada a Catalunya quan les dades de què es disposa no permeten fer una avaluació directa o indirecta del seu estat de conservació ni valorar el seu risc d'extinció.
- **No avaluada (NE):** No s'han avaluat les espècies introduïdes per part de l'home, voluntàriament o involuntàriament, amb posterioritat a l'any 1900. Així mateix, tampoc no s'han avaluat aquelles espècies de la fauna autòctona que no han criat mai de forma regular a Catalunya.

reinforced by the spontaneous immigration from nearby populations are considered to be Near Threatened. Finally, raptors whose Catalan population have low numbers as a result of their position in trophic chains and their great spatial requirements have been considered only as Near Threatened if no other threatening factors also occur.

- **Least Concern (LC):** *A species is considered to be of Least Concern in Catalonia when it does not qualify for the Critically Endangered, Endangered or Vulnerable categories or, in case of being initially classified as Near Threatened, if it has numerically important populations in Catalonia and it is thought certain to be reinforced by spontaneous immigration from nearby populations.*
- **Data Deficient (DD):** *A species is considered to be Data Deficient when available information does not allow for a direct or indirect assessment of its conservation status and/or risk of extinction.*
- **Not Evaluated (NE):** *None of the species that have been artificially introduced into Catalonia since 1900 nor any of the autochthonous species which have never bred regularly in Catalonia have been evaluated.*