

Le colonie di Ardeidi nidificanti in Lombardia 2023



Garzaia di recente insediamento nel canneto Boverio (Nicorvo, PV)

I nidificanti sono visibili sui saliconi in basso a sinistra

Nelle zone circostanti sono ancora presenti risaie allagate



Relazione conclusiva

**Affidamento incarico all'Università degli studi di Pavia,
Decreto n. 6283 del 9/05/2022, Identificativo Atto n. 2336, FEC 13/2022,
Lotto 2: Censimento delle colonie di Ardeidi nidificanti attività 2022 e 2023**

**Mauro Fasola, Elisa Cardarelli, Daniele Pellitteri-Rosa
Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia**



Sintesi della ricerca	1
Collaboratori	3
Stato delle conoscenze	4
Il monitoraggio 2023	5
Metodi	6
Risultati	15
Analisi storica	16
Distribuzione delle colonie	16
Ambienti	17
Andamento delle popolazioni	19
Dinamica della distribuzione	24
Conservazione e gestione delle specie	28
Pubblicazioni 2023	33
Prospettive del monitoraggio in Lombardia	33
Verso un monitoraggio nazionale	34
Pubblicazioni citate	35
Allegati	36

Sintesi della ricerca

Gli aironi e gli altri uccelli acquatici coloniali sono una delle maggiori componenti della biodiversità delle aree planiziali padane. E sono un notevole elemento del paesaggio e della cultura popolare, infatti sono spesso presi a simbolo di associazioni civiche, gruppi sportivi, e raffigurati nelle decorazioni urbane.

Stato delle conoscenze - I censimenti regolari delle colonie di aironi e specie affini nidificanti (chiamate garzaie) sono iniziati in Lombardia nel 1972, giungendo nel 2023 al 52° anno. Questo monitoraggio ha ottenuto informazioni uniche a livello nazionale, in quanto per nessun'altra specie dell'avifauna italiana sono disponibili dati di popolazione di così lungo periodo, dati peraltro indispensabili per valutare lo stato di conservazione di animali a lunga vita come gli uccelli acquatici.

Il monitoraggio 2023 - Durante il 2023 è stata monitorata in tutta la Lombardia la riproduzione di 12 specie della Famiglia Ardeidae e di altri gruppi di uccelli acquatici coloniali associati. Le operazioni di monitoraggio sono state attuate in base alle precedenti esperienze, ma aggiornando organizzazione e tecniche. E' attivo un portale in rete dedicato alla gestione del monitoraggio da parte degli organizzatori e dei collaboratori. Le informazioni raccolte hanno incluso per ciascuna colonia: georeferenzamento, specie nidificanti, numero di nidi, tecnica di censimento, ambiente, fonti di disturbo o alterazione dell'ambiente. Sono stati ricontrollati i 312 siti nei quali erano state insediate colonie nel periodo 1972-2022. Delle 201 colonie presenti nel 2022, ne sono state rioccupate 184; inoltre **nel 2023 sono state individuate 14 nuove colonie per un totale di 198 colonie attive.**

Andamento delle popolazioni in Lombardia - Le popolazioni d' Airone cenerino e Garzetta hanno avuto andamento simile, con forte crescita negli anni '80 - '90 e con espansione di areale nelle zone dei fiumi e dell'alta pianura; dal 2000 sono diminuite nella zona a risaia, ma le popolazioni totali sono complessivamente stabili grazie all'aumento nelle altre zone. Airone rosso e Sgarza sono anch'essi aumentati dagli anni '80 e sono ora stabilizzati. La Nitticora è costantemente diminuita dagli anni '80. L'airone guardabuoi, nidificante dal 1988, è aumentato rapidamente dal 2000 raggiungendo nel 2023 un nuovo massimo. L'Airone bianco maggiore, nidificante dal 1994, è in seguito aumentato ma è presente con pochi nidi. Anche il Cormorano è aumentato soprattutto nella zona dei maggiori fiumi, ma negli ultimi 3 anni il suo numero si è stabilizzato. Il Marangone minore nel 2023 ha continuato ad aumentare e ad espandere l'areale. **L'Ibis sacro, specie alloctona, ha cominciato a riprodursi in natura dagli anni '70 in vari Paesi europei, con origine aufuga da cattività. In Lombardia ha nidificato per la prima volta nel 1989 ed è aumentando rapidamente dal 2012 fino al massimo di 1713 nidi nel 2022, diminuiti a 1347 nel 2023.** Le restanti 2 specie, Mignattaio e Spatola, hanno nidificato solo sporadicamente.

Analisi storica - Le fluttuazioni dei nidificanti nel periodo 1972-2023 sono state determinate da fattori parzialmente diversi tra le 5 specie di Ardeidi più abbondanti. Il notevole aumento negli anni '80 e '90 è dovuto alla diminuita mortalità antropica diretta (uccisioni per bracconaggio), e all'andamento meteorologico favorevole sia nelle aree di nidificazione che nelle zone di svernamento (Italia per le specie stanziali e Africa sub-sahariana per quelle migratrici). Anche la protezione dei siti delle colonie ha favorito l'incremento dei nidificanti. **Dal 2000 le specie di Ardeidi sono diminuite nella zona risicola, a causa dell'espansione della coltivazione a risaia con sommersione ridotta, tecnica diffusa dalla fine degli anni '90 e ormai estesa alla maggioranza delle risaie, rendendole non più idonee all'alimentazione degli uccelli acquatici.** Le popolazioni di Ardeidi sono però rimaste stabili a livello regionale, perché la diminuzione nella zona a risaia è stata compensata dall'aumento nelle zone dei fiumi e dell'alta pianura. Un raffronto tra Lombardia e il totale dell'Italia, ove però le popolazioni sono state monitorate solo in 3 anni, mostra andamenti analoghi. Un confronto con l'intera Europa mostra che in Lombardia nidificano popolazioni rilevanti di Garzetta, Nitticora, Airone cenerino e Airone rosso.

Conservazione e gestione - Tre delle specie monitorate, Airone rosso, Sgarza ciuffetto e Nitticora sono di rilevanza europea, perché in diminuzione a livello continentale nell'ultimo trentennio. In Lombardia le prime due specie hanno invece mostrato andamento favorevole, avendo triplicato (Airone rosso) o raddoppiato (Sgarza) le loro popolazioni nidificanti dagli anni '80. **Lo stato di conservazione in Lombardia è buono** anche per le restanti specie, anche **grazie alla protezione di 45 delle colonie attualmente**

esistenti entro Parchi, e in Riserve naturali e Monumenti naturali specifici istituiti dalla Regione a metà degli anni '80 nei siti delle garzaie. Gli uccelli coloniali agiscono come “bandiera” per la conservazione ambientale, perché la protezione delle zone umide ove si insediano le colonie assicura la conservazione dell'intera comunità di organismi animali e vegetali di ambiente acquatico lentico planiziale. Solo l'Ibis sacro presenta problemi di gestione, in quanto alloctono e soggetto ad interventi di controllo secondo i regolamenti europei. Il Piano di Gestione della specie redatto da ISPRA indica come tecnica di controllo l'uccisione di individui nelle colonie. Tuttavia mancano informazioni, che dovrebbero essere preliminari a qualsiasi azione di controllo, su eventuali effetti dell'Ibis sulle specie protette che nidificano nelle stesse colonie e in generale sull'ecosistema.

Prospettive - Il monitoraggio assume un valore sempre crescente con l'aggiunta di ciascun nuovo anno di dati, e la sua prosecuzione è quindi una priorità nella ricerca ambientale, per le sue applicazioni alla conservazione delle specie protette e alla gestione delle specie problematiche. Nel 2023 è iniziato un nuovo censimento a scala nazionale che sarà completato nel 2024.

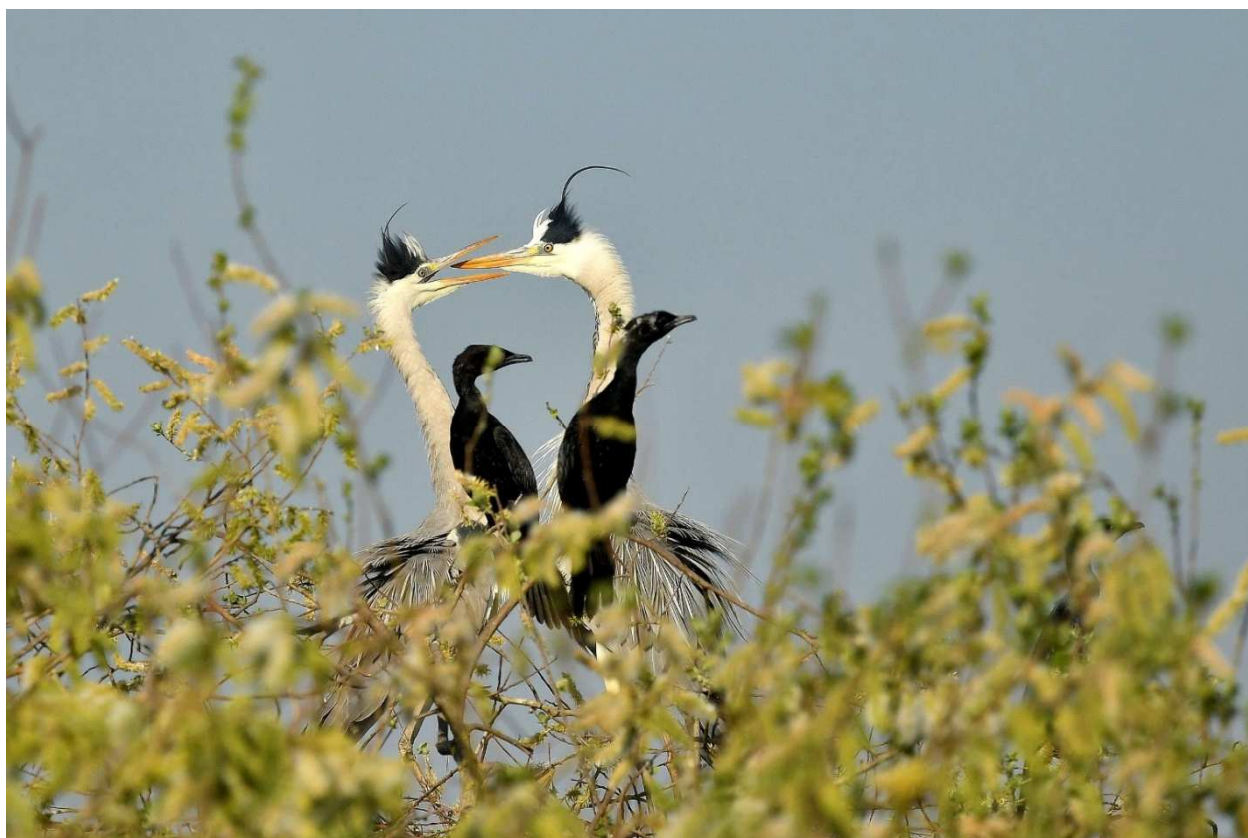


Collaboratori

Nel 2023 i rilevamenti in natura sono stati compiuti da 78 collaboratori:

Aresi Franco, Balbo Simone, Bassi Enrico, Bernaglio Antonio, Bernini Franco, Bertoli Roberto, Binari Umberto, Bonvicini Piero, Brambilla Mattia, Brignoli G., Cabri Egidio, Caffi Mario, Cairo Enrico, Casari Rossella, Casola Daniela, Castiglioni Roberta, Cecere Francesco, Chiari Carlo, Colombo Franco, Colombo Lorenzo, Comini Davide, Coruzzi Pierfrancesco, Crema Massimo, De Battisti Claudia, Fasola Mauro, Ferlini Flavio, Gagliardi Alessandra, Gargioni Arturo, GEV Parco Adda Nord, Ghisolfi Marco, Giumelli Giordano, Grattini Nunzio, Incao Giulio, Lamera Michelangelo, Lampugnani Donatella, Lavezzi Franco, Lietti Angelo ,

Maffezzoli Lorenzo, Manfredini Edoardo, Martignoni Cesare, Meisina Daniela, Monterenzi Carlo, Musumeci Roberto, Mutti Attilio, Mutti Stefano, Nembrini S., Novelli Federico, Ornaghi Francesco, Pasqua Angelo, Pavesi Alessandro, Piotti Gabriele, Pirotta Giuliana, Pistoja Fausto, Polonioli Marco, Pozzoli Roberto, Provini Ivan, Ranaglia Marco, Ravara Simone, Ravasio Barbara, Riboni Bassano, Ronchetti Rossella, Rossi Giuseppe, Sala Maria Angela, Saporetti Fabio, Sassi Walter, Scaravelli Dino , Sozzi Marco, Tiso Eugenio, Tosatti Lorenzo, Trotti Paolo, Tucci Riccardo, Valle Roberta, Vezzoli Daniele, Viganò Enrico, Viola Giovanni, Volpi M.



Copie di Aironi cenerini e Marangoni minori, foto N. Grattini

Stato delle conoscenze

I censimenti regolari delle colonie di aironi nidificanti in Lombardia sono iniziati nel 1972 e sono proseguiti ininterrottamente, giungendo nel 2023 al 52° anno.

Hanno incluso le specie della Famiglia Ardeidae:

Airone bianco maggiore	<i>Ardea alba</i>
Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>
Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>
Sgarza ciuffetto	<i>Ardeola ralloides</i>
Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>
Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>

e le altre specie di uccelli acquatici, spesso associati nelle stesse colonie e raramente in colonie monospecifiche:

Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Marangone minore	<i>Microcarbo pygmeus</i>
Spatola	<i>Platalea leucorodia</i>
Mignattaio	<i>Plegadis falcinellus</i>
Ibis sacro	<i>Threskiornis aethiopicus</i>

Queste colonie, dette “garzaie” quando vi sono presenti gli aironi, chiamati “sgarze” in alcuni dialetti, sono un elemento tipico del paesaggio padano e costituiscono uno dei maggiori pregi naturalistici del paesaggio lombardo.

Nel novembre 2021 presso Robbio (PV) è stata segnalata per la prima volta una tredicesima specie, l’Ibis eremita *Geronticus eremita*, secoli fa presente sulle Alpi, ma ora a rischio di estinzione. Un individuo di Ibis eremita, marcato con anelli colorati, è stato identificato come proveniente dall’areale di re-introduzione in Austria di questa specie. Ma questa specie, pur se coloniale, nidifica su pareti rocciose e non è ipotizzabile un suo insediamento nelle colonie delle specie monitorate che nidificano in ambienti diversi.

I rilevamenti in natura sulle popolazioni nidificanti sono stati iniziati da ricercatori dell’Università di Pavia nel 1972 e dal 1985 sono proseguiti con il coinvolgimento di un gruppo di rilevatori adeguatamente preparati, tra cui funzionari di amministrazioni responsabili della conservazione ambientale e ornitologi amatoriali. La standardizzazione dei metodi d’indagine, il

coordinamento dei rilevatori e il mantenimento dell’archivio dati sono stati compiuti da ricercatori dell’Università di Pavia, attualmente presso il Dipartimento di Scienze della Terra e dell’Ambiente.

Il monitoraggio delle garzaie in Lombardia è il progetto di più lunga durata per l’avifauna italiana, e ha quindi ottenuto una serie di dati unica nell’ambito della ricerca biologica nazionale, e di grande rilevanza anche a livello internazionale. Le indagini di lunga durata e di vasta estensione territoriale sono molto rare, ma sono di estremo interesse per comprendere i fattori che determinano la dinamica delle popolazioni animali e sono indispensabili per supportare gli interventi di conservazione della natura con adeguate conoscenze. Il monitoraggio delle garzaie in Lombardia ha fornito la base di conoscenze per l’istituzione di Riserve e Monumenti naturali nella Regione nel 1985. Inoltre, le informazioni raccolte sono state fornite, con il consenso dei rilevatori coinvolti, a tutti coloro che ne hanno fatto richiesta per fini di conservazione ambientale o di ricerca.

Nel corso degli anni il numero di siti da monitorare, solo una quindicina di colonie nel 1972, è aumentato fino a 326 siti al 2023, comprese sia le colonie attive sia i siti attualmente abbandonati, ma da controllare per verificare eventuali rioccupazioni. Questo aumento del numero di colonie ha reso sempre più impegnativi i rilevamenti in natura, l’organizzazione dei rilevatori e il mantenimento dell’archivio dati.



Aironi cenerini ai nidi, foto Gianni Conca

Il monitoraggio 2023

Le operazioni di monitoraggio sono state attuate nel 2023 sulla base alle precedenti esperienze pluriennali di individuazione delle colonie e di conteggio dei nidi, e con organizzazione e tecniche opportunamente aggiornate. I rilevamenti in natura sono stati coordinati centralmente distribuendo i siti da visitare ai rilevatori, allo scopo di massimizzare la copertura di tutti i siti, evitare inutili visite duplicate alle stesse colonie, e minimizzare il disturbo ai nidificanti. Prima dei rilevamenti in natura, i rilevatori hanno ricevuto la documentazione sulle tecniche di censimento, e hanno tenuto una riunione organizzativa.

Senza le precedenti esperienze sarebbe stato impossibile individuare tutte le numerose colonie che sono state localizzate nel corso degli anni. I siti delle colonie sono di solito rioccupati anno dopo anno, se le condizioni permangono favorevoli e l'ambiente non viene modificato. Ma si verificano anche casi di abbandono di siti e di occupazione di siti nuovi. È stato comunque previsto il ricontrollo dei siti non più occupati negli anni recenti e l'individuazione di possibili nuovi siti, osservando le direzioni di volo degli adulti in periodo riproduttivo e scansionando visivamente gli ambienti potenzialmente idonei nelle foto aeree in Google Earth, nelle quali le colonie di dimensioni medio-grandi sono visibili (vedi esempio nella foto in alto).

Il monitoraggio dei nidificanti è stato eseguito secondo il cronoprogramma a lato. Le operazioni di monitoraggio in natura sono avvenute nei 312 siti di nidificazione occupati nel 2022 e occupati in periodi precedenti ma recentemente abbandonati. Nel 2023 sono risultate abbandonate 17 delle colonie attive nel 2022, quasi tutte con nidi isolati o con pochi nidi di Airone cenerino, e sono state individuate 14 nuove colonie, per un totale di 198 colonie attive, numero analogo a quello degli anni recenti. Terminati i rilevamenti in natura, i collaboratori hanno archiviato i nuovi dati nel portale in rete <https://garzaie.unipv.it/> o hanno inviato via mail le informazioni raccolte.

Le informazioni sono state validate e archiviate in formato elettronico compatibile con i dati precedenti, e l'andamento delle popolazioni

nidificanti, le dinamiche di distribuzione e lo stato di conservazione delle specie sono stati aggiornati con i dati 2023.



Esempio di foto aerea ove la colonia è visibile come serie di punti chiari che corrispondono ad individui di varie specie
(da Google Earth, colonia PV_Sartirana02_Lago).

Tempi	Attività	Esecuzione
inizio febbraio	Individuazione siti da rilevare	ricercatori Univ. Pavia
metà febbraio	attribuzione siti ai ai rilevatori	ricercatori Univ. Pavia
fine febbraio - settembre	riunione organizzativa dei rilevatori, verifica occupazione siti e specie presenti, conteggio nidi	ricercatori Univ. Pavia e rilevatori esterni
novembre	verifica e archiviazione dati 2023	ricercatori Univ. Pavia
dicembre	analisi dati 2023, confronto con serie storiche, stesura documentazione	ricercatori Univ. Pavia

Metodi

Le informazioni raccolte hanno incluso per ciascuna colonia:

- coordinate (formato gradi decimali) del centro topografico dell'area occupata dai nidi. Non è stata rilevata la superficie effettiva della colonia, poiché questo dato è variabile tra anni in relazione alle fluttuazioni del numero di nidi ed è quindi poco significativo
- specie nidificanti
- numero di nidi di ciascuna specie
- tecnica di censimento utilizzata
- ambiente ove è insediata la colonia
- stato di colonia nuova o già esistente in anni precedenti
- eventuali informazioni su fonti di disturbo o di alterazione dell'ambiente idoneo alla nidificazione delle specie monitorate.

La localizzazione delle colonie è stata categorizzata con i criteri seguenti. Sono stati considerati come colonie distinte i gruppi di nidi presenti nello stesso anno e posti a distanze maggiori di 1000 m, o comunque a distanze tali che i nidificanti tra i due gruppi non interagiscano visivamente o vocalmente. Invece, una colonia che da un anno all'altro si sia spostata entro poche centinaia di metri entro lo stesso biotopo, cioè entro la stessa zona umida o boschiva, è stata considerata come la stessa colonia, e designata con lo stesso nome.

Particolare attenzione è stata dedicata alle tecniche di stima del numero di nidificanti, allo scopo di standardizzare e di rendere quindi confrontabili i dati tra anni. I rilevatori sono stati invitati a tener presente le seguenti difficoltà:

1. alcuni ambienti di nidificazione sono praticamente irraggiungibili (canneti, saliceti allagati);
2. è indispensabile limitare il disturbo durante tutta la nidificazione, in particolare bisogna evitare assolutamente di spaventare i nidificanti quando si stanno insediando e durante la deposizione delle uova, quando hanno maggiore propensione ad abbandonare il sito se disturbati;

3. i nidi nelle colonie piccole e di una sola specie (es. con solo Airone cenerino su filare di alberi) sono facili da censire, invece è difficile ottenere stime precise per le colonie con molte centinaia di nidi di varie specie;

4. le varie specie nidificano in periodi solo parzialmente sovrapposti (es. Airone cenerino ha il picco di nidi con uova a marzo, Sgarza ciuffetto a giugno, le altre specie in maggio);

5. la nidificazione non avviene in un unico periodo sincrono; si possono trovare nidi attivi da aprile a luglio, e anche in febbraio-marzo per le specie precoci, Airone cenerino e Cormorano; in molti casi non vi è un periodo in cui tutti i nidi sono attivi, anche entro la stessa specie; non è possibile accertare se i nidi tardivi presenti a volte fino a settembre, sono di rimpiazzo per perdita della prima deposizione o di individui giovani ritardatari.

Per i motivi dei punti 4 e 5, non c'è mai un periodo in cui si possono contare tutti i nidi. Accertare il numero reale di coppie nidificanti lungo tutta la stagione riproduttiva sarebbe possibile solo se si potessero riconoscere individualmente tutti i nidificanti grazie a marcature leggibili a distanza. Ma fortunatamente lo scopo più importante del monitoraggio garzaie, ovvero conoscere i siti occupati, le specie presenti, e stimare l'andamento delle popolazioni, richiede solo che si conti il numero di nidi attivi di ciascuna specie al momento della sua massima occupazione della colonia. Questi dati, raccolti di anno in anno con le stesse tecniche, sono comparabili e rendono possibile il calcolo degli indici di popolazione.

Le unità di conteggio per ciascuna colonia possono essere solo i "nidi visibile entro la colonia al momento di massima occupazione stagionale da parte di ciascuna specie". Non è necessario, e in molti casi sarebbe impossibile, controllare se i singoli nidi siano occupati. Inoltre, nelle colonie attive i nidi non occupati sono subito distrutti dai vicini che ne sottraggono i rametti per il proprio nido, perciò i nidi vecchi rimangono molto poco. Per i motivi del precedente punto 5 (la nidificazione non è totalmente sincrona), non

sarà mai possibile conoscere il numero di “individui” nidificanti, né tantomeno della “intera popolazione” che include anche non nidificanti e immaturi. Ciascun rilevatore, appositamente addestrato, può raggiungere la migliore stima del “numero di nidi presenti” in base ai dati raccolti in una o più visite ripetute nella stessa colonia durante la stagione, come suggerito dalla sua esperienza di campo.

Si raccomanda ai rilevatori di visitare ciascuna colonia più volte per controllare l'arrivo dei nidificanti, senza però avvicinarsi a meno di 50-100 m dai nidi fino a 10-15 giorni dopo la deposizione (in genere le garzaie sono occupate tra febbraio e marzo per l'Airone cenerino e da aprile a giugno per le altre specie). Per le colonie pluri-specifiche in particolare è opportuno compiere più visite lungo la stagione, per rilevare tutte le specie e per migliorare la stima delle proporzioni tra specie; una stima falsata di pochi punti percentuale, dopo essere stata moltiplicata per il numero totale di nidi della colonia, produce un notevole errore.

Per i siti irraggiungibili e per estesi canneti, le stime del numero di nidi sono compiute di preferenza mediante rilevamenti aerei (foto scattate da droni) quando i nidi sono ben visibili dall'alto.

Il numero di nidi è stato conteggiato utilizzando una delle tecniche seguenti elencate in ordine di efficacia decrescente, a seconda delle possibilità dettate dalle caratteristiche della vegetazione e dall'accessibilità del sito:

1) Conteggio completo durante la nidificazione, nel periodo di picco di occupazione della colonia. Questa tecnica è la migliore per le colonie monospecifiche, come quelle con solo Airone cenerino o con Cormorano, i cui nidi si contano meglio a fine marzo-inizio aprile, prima dello sviluppo del fogliame. Visite successive permettono di verificare se si erano aggiunti altri nidi. I conteggi sono effettuati da terra percorrendo il perimetro della colonia e anche parti interne nelle colonie più grandi.

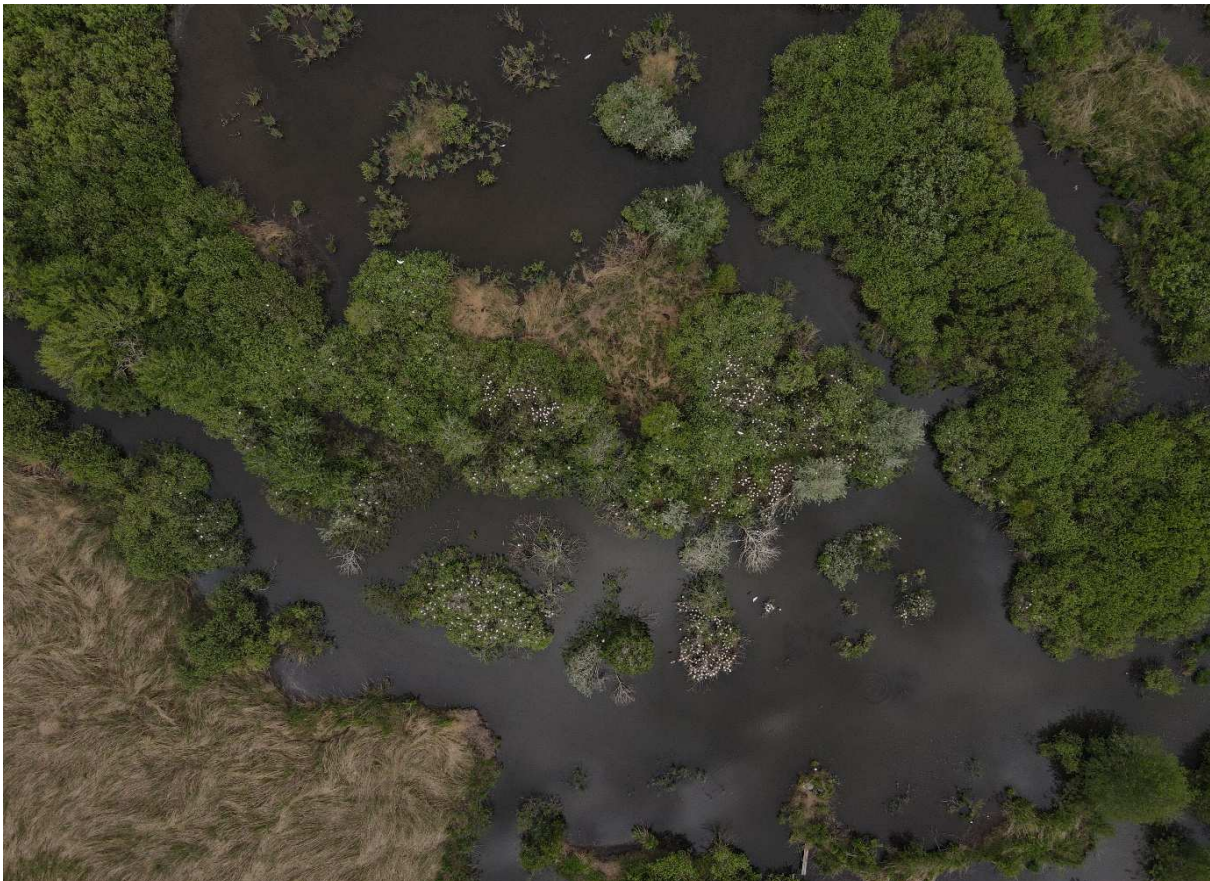
Dal 2018 si è sperimentato il conteggio del numero di nidi mediante foto aeree scattate da droni di peso inferiore a 1 kg e relativamente silenziosi, operati da personale autorizzato e secondo le norme vigenti. La tecnica

sperimentata prevede lo scatto di una foto planare dell'area dei nidi, allo scopo di individuare la localizzazione dell'intera colonia. In questa foto complessiva è di solito già possibile conteggiare il numero totale di nidi delle specie di maggiori dimensioni (Airone cenerino, Cormorano, Ibis sacro). Per i nidificanti di dimensioni minori sono necessarie foto di dettaglio, scattate in sequenza in modo da coprire l'intera area della colonia da una quota di 20-30 metri al di sopra dei nidi. Queste foto di dettaglio sono necessarie per localizzare anche i nidi parzialmente nascosti dalla vegetazione e per identificare con certezza le specie, con particolare attenzione nel distinguere quelle a colorazione chiara (Airone guardabuoi, Garzetta, Sgarza). L'esperienza durante i monitoraggi in Lombardia ha mostrato che i nidificanti non sono disturbati dal volo del drone alla quota di 20-30 m dai nidi che si è utilizzata per le foto di dettaglio. Gli adulti reagiscono con atteggiamenti di minaccia, simili a quelli effettuati contro possibili predatori, solo quando il drone si trova a circa 15 m sopra i nidi, e lasciano il nido solo se il drone si abbassa a 5-10 m, e anche in questo caso vi fanno subito ritorno. La tolleranza al sorvolo occasionale dei nidi da parte di droni è nota (Valle e Scarton 2018).

Confronti con conteggi da terra hanno mostrato che le stime da foto aeree sono molto accurate per ambienti di canneto o boschi di alto fusto, ove la visibilità dei nidi dall'alto è completa, mentre in ambienti a bosco e a saliconi arbustivi non tutti i nidi presenti sono visibili dall'alto. I conteggi da foto aeree sono comunque integrate da osservazioni da terra.

Nel 2023 le stime da foto aeree sono state utilizzate per un numero crescente di colonie, perché rispetto ai conteggi da terra presentano vantaggi di rapidità e di nessun disturbo ai nidificanti. Le foto aeree sono anche più efficaci dell'osservazione da terra nell'individuare i nidi delle specie scarse, presenti con pochi nidi isolati entro colonie di centinaia (vedi le ultime due foto aeree nelle pagine seguenti). Inoltre i conteggi da foto aeree sono l'unica tecnica efficace per le colonie situate in zone paludose a canneto o saliceto allagato, inaccessibili da terra.

Le immagini nelle sei pagine seguenti illustrano aspetti dell'identificazione delle specie e del conteggio dei nidi da foto aeree.



Le foto aeree sono il metodo migliore per censire i nidi, in particolare nelle zone paludose poco accessibili (foto in alto), ma sono utilizzabili anche nelle zone boschive con scarsa visibilità (foto in basso). Inizialmente è opportuno scattare foto d'insieme per identificare tutte le aree di nidificazione.

I nidi di Airone cenerino sono facilmente visibili come macchie più grandi (foto in basso). Le macchie più piccole possono essere sia nidi di altre specie, individui fuori dai nidi o visitatori non nidificanti. Ma nella foto sotto i gruppi di puntini bianchi più piccoli tra gli alberi sono infiorescenze di sambuco.





I nidi di Airone cenerino sono contabili con precisione, soprattutto tra marzo e aprile prima dello sviluppo delle foglie, e nelle colonie monospecifiche (foto in alto).

Anche nelle colonie con più specie i nidi di Airone cenerino sono facilmente distinguibili per le maggiori dimensioni (foto in basso).





Anche i nidi di Cormorano sono facilmente identificabili in foto scattate da altezze di 50 m (foto in alto).

Le foto aeree sono il metodo più accurato anche per il conteggio dei nidi di Airone rosso nei canneti o su saliconi allagati, irraggiungibili da terra (foto in basso).

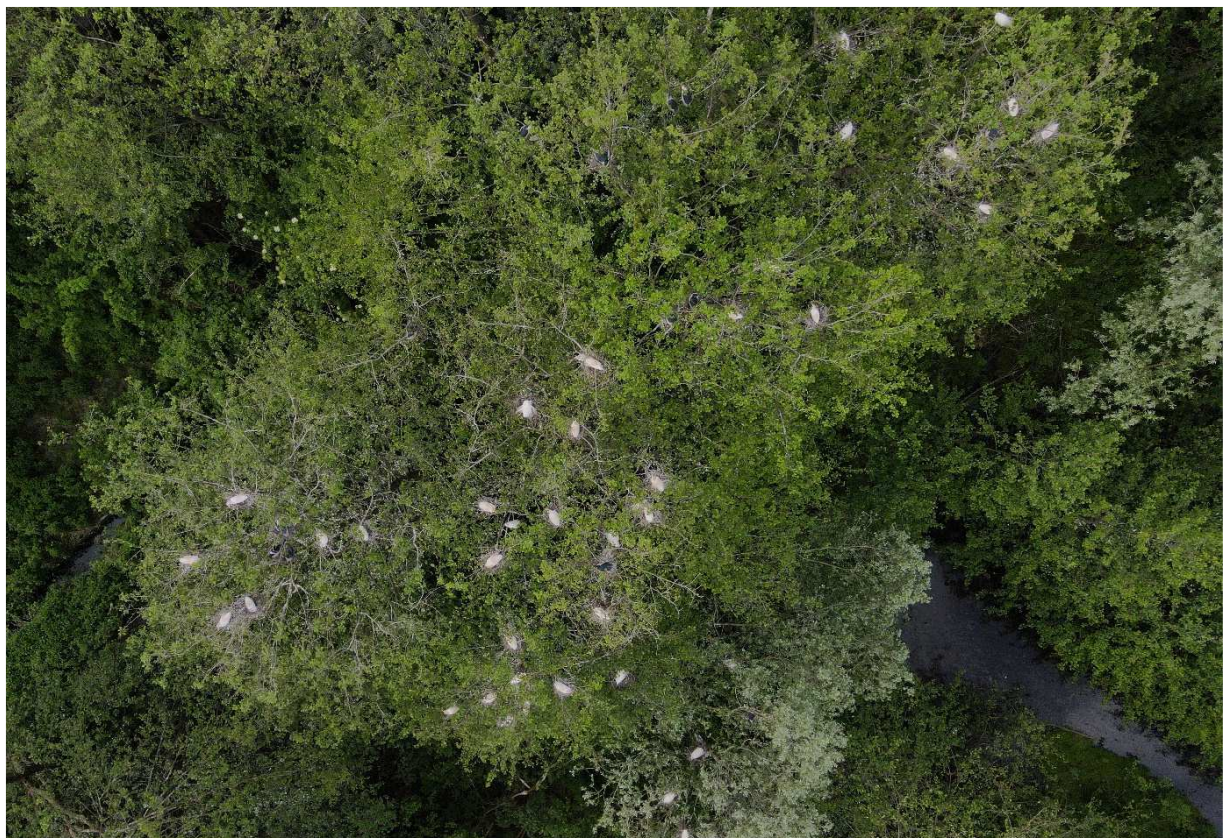




Invece per distinguere le specie a piumaggio chiaro, e per conteggiare con precisione i nidi delle specie più piccole, sono necessarie foto più ravvicinate, scattate in sequenza in modo da coprire l'intera area della colonia.

Nella foto in alto si individuano 6 nidi di Airone guardabuoi e 2 di Nitticora, oltre ai 4 nidi di Airone cenerino.

Le specie a piumaggio chiaro, Garzetta e Airone guardabuoi, sono distinguibili per il piumaggio totalmente bianco della prima specie (adulto in cova nella foto in basso, al centro, con piume ornamentali allungate), e per la colorazione aranciata sul dorso della seconda specie (la maggior parte degli individui nella foto in basso).





Per l'Ibis sacro è particolarmente difficile determinare il numero di nidi, per la presenza di molti individui non nidificanti, come nella foto in alto, ove la maggioranza degli individui sparsi sulla sinistra non ha nido, e i nidi sono solo nei due piccoli gruppi a destra.

Un'altra difficoltà è dovuta alla particolare abitudine degli Ibis sacri di porre i nidi a contatto, formando piattaforme con più nidi (foto in basso). Le foto aeree permettono comunque di distinguere i non nidificanti e di conteggiare i nidi più facilmente che da terra.





Le foto aeree sono molto utili per localizzare le specie presenti con pochi nidi isolati, che da terra possono spesso passare inosservati. Ad esempio, l'unico nido di Sgarza ciuffetto (nel cerchio rosso, foto in alto) in colonia mista.

Un altro esempio di specie scarsa e difficile da individuare: l'unico nido di Airone bianco maggiore (nel cerchio rosso, foto in basso) in una grande colonia mista con Aironi guardabuoi, Garzette, Nitticore e Aironi cenerini.



2) Stima della proporzione tra specie durante nidificazione e conteggio nidi nell'autunno successivo. Si stima la proporzione numerica tra le specie durante la nidificazione e si compie il conteggio totale dei nidi abbandonati appena cadute le foglie. Il numero di nidi di ciascuna specie è calcolato come numero totale di nidi totali contati in autunno, moltiplicato per la proporzione di ciascuna specie rilevata in primavera. Per ottenere una stima migliore delle proporzioni numeriche tra le specie è stata calcolata la media tra le proporzioni osservate in 2 o 3 visite alla colonia. Questa stima è adottata per colonie molto grandi con più specie nidificanti, ma solo per le specie più abbondanti (Airone guardabuoi, Garzetta, Nitticora), mentre per le specie con nidi ben distinguibili (es. Airone cenerino, Ibis) o per le specie presenti con pochi nidi (es. Sgarza ciuffetto, Airone bianco maggiore, Mignattaio) è effettuato un conteggio totale in primavera. In dettaglio le operazioni sono svolte con le modalità descritte di seguito.

Sono compiute almeno 2 visite per colonia, indicativamente la prima tra metà aprile e metà maggio, la seconda tra metà maggio e metà giugno. Le visite ripetute sono necessarie perché la proporzione tra le specie varia nel tempo, ad esempio in maggio si trovano più Nitticore e tardivamente più Garzette, e perché specie tardive (Sgarza ciuffetto e Airone rosso) in maggio possono essere ancora assenti.

Durante ciascuna visita viene stimata la proporzione numerica delle specie più abbondanti e con nidi indistinguibili (Airone guardabuoi, Garzetta, Nitticora). Una stima di buona precisione della proporzione tra le specie è ottenuta identificando, in ciascuna visita, circa 50-100 nidi ben distribuiti in tutta la colonia, e non in una sola area ove possono concentrarsi nidi di una specie particolare. Per le specie scarse (Sgarza ciuffetto, Airone rosso), per le quali il metodo della proporzione darebbe risultati aleatori, si compie però un conteggio totale. Dopo la caduta delle foglie si compie il conteggio totale dei nidi, tenendo separati i numeri totali di nidi "piccoli" attribuibili alle specie per le quali si era stimata la proporzione (Airone guardabuoi, Garzetta, Nitticora) e il numero di nidi "grandi" (sono ben distinguibili per le maggiori dimensioni solo quelli di Airone cenerino e Cormorano). Infine si stima il numero di nidi di ciascuna specie

in base ai dati raccolti (proporzione dei nidi di ciascuna specie identificati in primavera e numero totale di nidi "piccoli" e "grandi" contati in inverno). Nelle colonie su pioppete coltivate o su saliconi si effettua sempre il conteggio totale in primavera perché in autunno molti nidi cadono.

3) Stima visiva: ove non è stato possibile accedere alla colonia (canneti o saliceti molto allagati, o siti il cui accesso non è stato consentito dai proprietari dell'area) si identificano le specie presenti in base ai voli ripetuti di ingresso nelle colonie, e se la visibilità lo permette si compie una stima numerica di massima a distanza.

4) Ove non è possibile effettuare conteggi o stime si è verificato se la colonia è attiva e quali specie vi nidificano, perché la conferma della nidificazione in ciascun sito e per ciascuna specie è indispensabile per calcolare gli andamenti di popolazione.

Rilevamenti ulteriori sono stati compiuti oltre il normale periodo di nidificazione, per verificare presenze tardive in particolare dell'Ibis sacro, già osservate in precedenza fino a settembre (esempio nella foto in basso). Anche nel 2023 sono stati osservati nidi tardivi con uova e pulli di Ibis sacro da metà agosto a metà settembre in alcune colonie, ma in numero tanto esiguo da non modificare le stime numeriche ottenute in giugno e ritenute valide, in base al criterio adottato in questo monitoraggio: ritenere valido il numero di nidi rilevato al momento di massima occupazione della colonia da parte di ciascuna specie.



Nidi con uova di Ibis sacro; 10 settembre 2020,
foto Mauro Fasola

Risultati

Le informazioni raccolte hanno incluso: localizzazione delle colonie, ambienti occupati, stato di protezione, specie presenti, numero nidi. Tutti i dati di dettaglio sono riportati nel file “GarzaieLombardia2023-ElencoColonie.xlsx” e in “GarzaieLombardia2023-Shapefile”.

Durante la stagione riproduttiva 2023 sono state osservate 198 siti di nidificazione. I 201 siti dell’anno precedente sono stati rioccupati in 184 casi. Dei 17 siti abbandonati, 6 erano con un solo nido isolato di Airone cenerino, Airone rosso o Nitticora, un sito era di solo Cormorano, i restanti 10 erano piccole colonie plurispecifiche; le cause apparenti di abbandono sono state: disturbo antropico (5 casi), taglio di alberature e altri cambiamenti ambientali (5), non allagamento del sito (1), e cause ignote (i restanti 6 casi). Tutti i siti abbandonati ospitavano nidi isolati o piccoli nuclei di nidi, e nessuna colonia di grandi dimensioni è stata abbandonata. Inoltre nel 2023 sono stati individuati 14 nuovi siti di nidificazione, di cui 5 con nidi isolati di Airone cenerino, 7 con piccoli nuclei di Airone cenerino, uno con nidi di Cormorano, uno con varie specie. Si ricorda che i numeri di colonie possono differire di qualche unità dai dati dei precedenti rapporti, perché l’archivio dati viene aggiornato anche per gli anni precedenti in base a nuove informazioni.

I conteggi del numero di nidi sono stati compiuti in 180 colonie (cioè nel 90% del totale), mentre nelle restanti colonie è stato solo possibile verificare la nidificazione, per l’inaccessibilità di alcuni siti, perché eventi meteorici abbattuto alberi con nidi prima del conteggio, o perché la colonia è stata scoperta a stagione inoltrata. Questi mancati conteggi non inficiano il monitoraggio perché l’aspetto di maggiore interesse, l’andamento numerico, è analizzato mediante un indice che produce stime accurate utilizzando anche solo una parte dei siti (vedi capitoli “Metodi” e “Dinamica delle popolazioni”). Il numero di colonie in cui sono stati contati i nidi è tale da garantire un’ottima precisione dell’indice calcolati. I valori dell’indice TRIM calcolati per il 2023 possono presentare piccole differenze da quelli calcolati negli anni precedenti, per lo stesso motivo delle differenze

nel numero di colonie, cioè il costante aggiornamento dell’archivio dati anche per gli anni precedenti, in base a nuove informazioni.



Sgarza ciuffetto - foto G. Conca



Garzetta - foto N. Grattini



Nitticora - foto G. Conca



Airone bianco

Analisi storica

Le informazioni raccolte durante i 52 anni di monitoraggio ininterrotto delle popolazioni di uccelli acquatici coloniali permettono di interpretare le dinamiche di distribuzione e di andamento numerico dei nidificanti su una scala temporale di medio periodo.

Questa lunga scala temporale è indispensabile per comprendere le dinamiche naturali e per valutare lo stato di conservazione delle specie di Vertebrati a lunga vita come gli uccelli acquatici.

Distribuzione delle colonie

L'areale di presenza delle 198 colonie attive nel 2023 (Fig. 1) è stato distinto in 3 zone: "risaia", "fiumi" e "alta pianura", in base all'ambiente di alimentazione prevalente nell'area per gli uccelli acquatici nidificanti, all'altimetria e alla sequenza di espansione delle colonie dal 1972.

- Risaie: aree di bassa pianura a quote <200 m s.l.m., ove le risaie occupano >10% delle superfici coltivate e offrono ambienti preferiti dagli Ardeidi per l'alimentazione; numerose colonie di grandi dimensioni vi erano presenti fin dall'inizio del monitoraggio, e 35 colonie nel 2023.

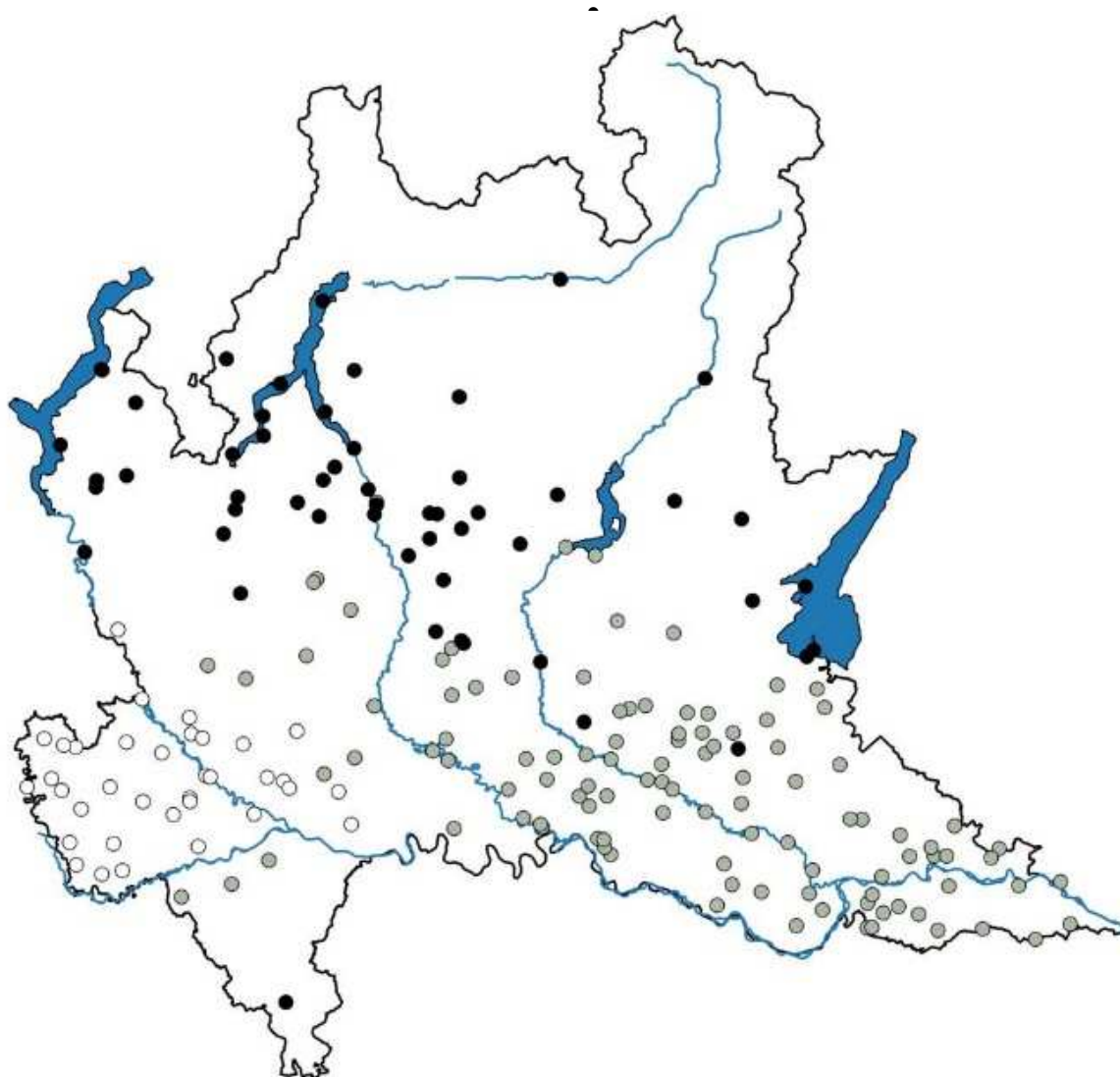


Fig. 1 Localizzazione delle colonie presenti in Lombardia nel 2023.

Cerchi vuoti: zona risaie, cerchi grigi: zona fiumi, cerchi neri: zona alta pianura

- **Fiumi:** aree di bassa pianura a quote ≤ 250 m s.l.m. ove i fiumi sono i principali ambienti per l'alimentazione; le colonie erano presenti in basso numero all'inizio del monitoraggio e il loro numero è aumentato a seguito dell'incremento dei nidificanti negli anni '80, fino a 107 nel 2023.

- **Alta pianura:** aree pianeggianti e collinari a quote >250 m s.l.m. ove gli ambienti di alimentazione sono torrenti, laghi e piccole zone umide; non vi erano colonie fino alla fine degli anni '80, in seguito vi sono comparse in numero crescente, in particolare di Airone cenerino, fino alle 56 nel 2023.

Questa suddivisione permette di calcolare e interpretare correttamente la dinamica delle popolazioni, poiché le 3 zone sono state occupate in tempi successivi e l'andamento delle popolazioni è stato diverso nelle 3 zone (vedi capitolo Dinamica delle popolazioni).

Ambienti

Gli ambienti ove sono localizzate le colonie sono stati catalogati nelle 9 categorie seguenti.

- **Ambienti umidi:** zone umide naturali o semi-naturali, planiziali o pedemontani, a vegetazione prevalentemente arborea igrofila (ontaneti, saliceti arborei); lanche stabilizzate (Fig. 2a)
- **Cave:** cave, ripristini ambientali o zone umide artificiali soggette a regimazione idrica (Fig. 2b)
- **Alberi:** isolati o in filari, dispersi entro coltivazioni o vegetazione erbacea (Fig. 2c)
- **Boschi collinari:** boschi asciutti di latifoglie o conifere, in genere su terreni in pendenza a >200 - 300 m s.l.m. (Fig. 2d)
- **Parchi:** parchi suburbani o piantagioni contigue ad aree edificate; zone boscate entro recinzioni industriali (esempi in Fig. 3)

Fig. 2 Ambienti delle colonie, dall'alto:

- Ambienti umidi planiziali, PV-Sartirana02(Lago),** foto M. Fasola
- Cave ripristinate, MN-Pegognaga01(S.Lorenzo),** foto N. Grattini
- Alberature entro coltivazioni, MN-BagnoloSV01(Bagnolo),** foto N. Grattini
- Boschi collinari, VA-Grantola01,** foto M. Fasola



- **Ambiti fluviali:** ambiti perifluviali (isole, golene) e lacustri, boscati a vegetazione mista o igrofila (es. saliceti arborei) potenzialmente influenzati dalle piene e non stabilizzati, o passibili di evoluzione seriale; vegetazione arboreo-arbustiva a bordura di canali
- **Boschi planiziali:** boschi asciutti, in genere pianeggianti, a quote <200-300 m s.l.m.
- **Canneti:** formazioni a *Phragmites australis* o canneto misto a salici cespugliosi (*Salix* sp.) in prossimità di estesi corpi d'acqua naturali
- **Piantagioni:** di essenze arboree coetanee, pioppo ibrido (*Populus* sp.) e raramente impianti arborei da legno o frutta (*Juglans regia*) e impianti di conifere, di solito in ambito planiziale.

La frequenza di localizzazione è variata a partire dagli anni '90 (Tab. 1), in relazione all'espansione di areale e alla creazione di nuove colonie nelle zone "fiumi" e "alta pianura". In queste 2 zone molte colonie si situano in ambienti quali alberi isolati o in filari, boschi collinari, cave e parchi, perché gli ambienti umidi preferiti da questi uccelli, sono qui meno frequenti che nella zona planiziale a "risaie". L'utilizzo di parchi suburbani e di alberature isolate entro coltivazioni è diventato più frequente anche grazie alla maggiore tolleranza del disturbo antropico. La distanza di fuga di queste specie di uccelli acquatici sembra infatti essersi ridotta, probabilmente in conseguenza delle minori uccisioni per bracconaggio. In anni recenti sono comparse colonie in aree di notevole presenza umana, come il parco Forlanini a Milano e altri parchi suburbani e perfino urbani.

Tab. 1. Ambienti delle colonie, valori percentuali

	1979	1989	1999	2009	2023
Alberi			3	6	47
Ambienti umidi	73	76	60	41	37
Ambiti fluviali	16	9	3	5	19
Boschi collinari			2	10	16
Boschi planiziali	3		5	4	9
Canneti	1	3	3	6	7
Cave	3	3	5	7	21
Parchi	4	4	10	15	37
Piantagioni		5	9	6	5



Fig. 3 Esempi di localizzazione di garzaie in parchi suburbani, in alto parco Villa Medici in San Giovanni in Croce (CR) e in basso in periferia di Cremona (da Google Earth)



Nido e uova di Nitticora, foto M Fasola

Andamento delle popolazioni

Possiamo descrivere l'andamento delle popolazioni nidificanti delle 12 specie oggetto di monitoraggio lungo il notevole periodo di 52 anni, grazie alla continuità del monitoraggio iniziato nel 1972. Per nessun'altra specie dell'avifauna italiana sono disponibili dati di popolazione di così lungo periodo.

La Fig. 4 mostra l'andamento delle 5 specie che hanno nidificato per tutto il periodo di monitoraggio, come totale per tutta la Lombardia, e come totali parziali per ciascuna delle tre zone (risaie, alta pianura, fiumi). Si noti la diversa scala, dell'ordine di migliaia di nidi per alcune specie e di centinaia o solo decine di nidi per altre.

Le popolazioni di Airone cenerino e Garzetta hanno avuto andamento simile. Hanno mostrato una notevole crescita tra la metà degli anni '80 e la fine dei '90 con espansione nelle zone dei fiumi e dell'alta pianura. Dal 2000 vi è stata una forte diminuzione nella zona a risaia, che per l'Airone cenerino è stata compensata dall'aumento nelle altre due zone, mantenendo così le popolazioni totali stabili ai livelli più elevati. La Garzetta è invece diminuita come popolazioni totali perché non si è espansa nella zona di alta pianura.

Airone rosso e Sgarza ciuffetto sono anch'essi aumentati a partire dalla metà degli anni '80, e sembrano ora stabilizzati ai livelli più alti, seppure con ampie fluttuazioni e con numeri inferiori alle altre specie, dell'ordine di poche centinaia di nidi. Le fluttuazioni anni recenti corrispondono a poche decine di nidi e possono essere in parte dovuti a difficoltà di stimare con precisione i pochi nidi questa specie dispersi in colonie con molti nidi delle altre specie.

La Nitticora ha avuto un andamento completamente diverso da tutte le altre specie. Era la specie più numerosa fino agli anni '80, ma in seguito ha mostrato una costante diminuzione e una apparente tendenza alla stabilità negli ultimi 4 anni. Le cause di questo differente andamento non sono chiare.

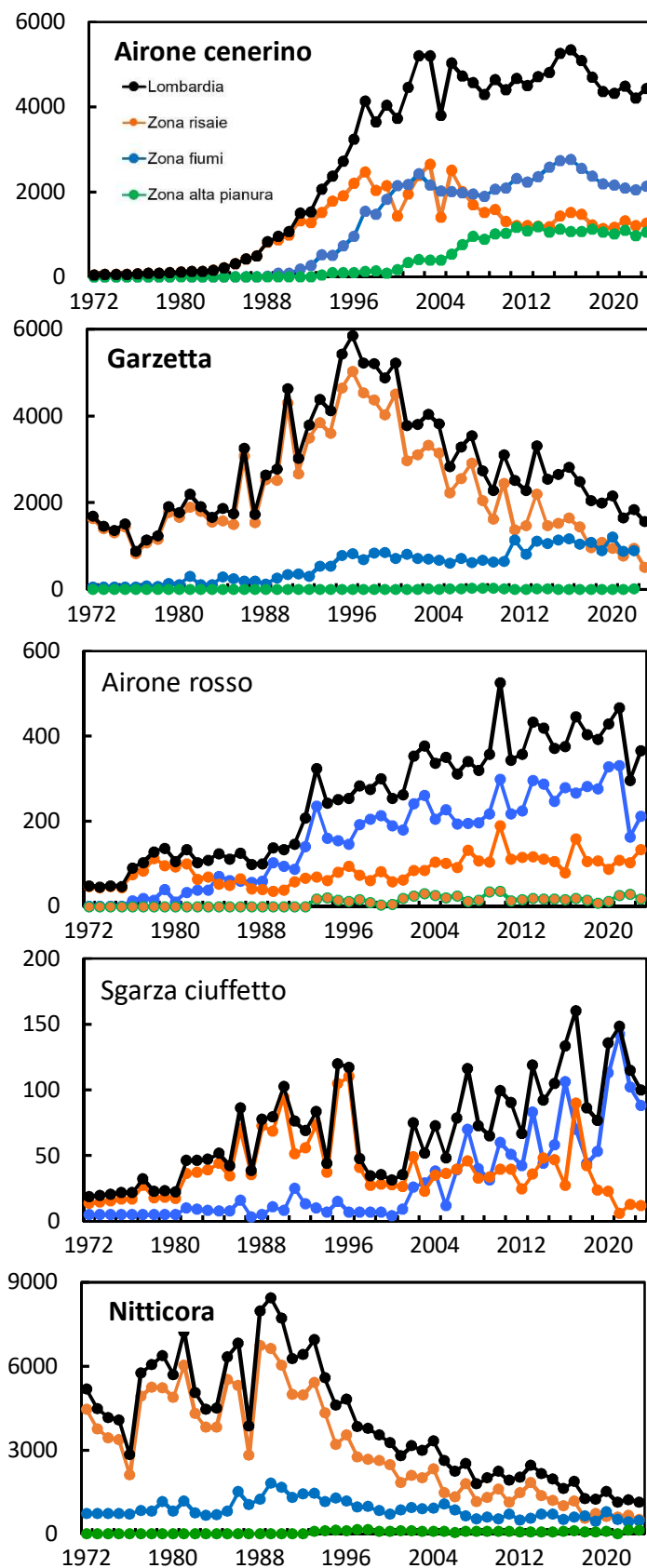


Fig. 4 Andamento 1972-2023 del numero di nidi per le 5 specie nidificanti in tutto il periodo di monitoraggio. Per Sgarza ciuffetto non è raffigurato l'andamento nell'alta pianura, ove ha nidificato solo in anni recenti con pochissimi nidi.

La Fig. 5 mostra l'andamento delle 5 specie di nuovo insediamento.

L'airone guardabuoi ha nidificato dal 1988 ed è aumentato rapidamente dal 2000 al 2023, con un arresto nel 2018 forse per sfavorevoli condizioni meteo durante l'inverno precedente, fattore a cui la specie è sensibile in quanto svernante sedentario o vagante in zone limitrofe. Nel 2023 si è verificato un ulteriore aumento con un nuovo massimo di 7523 nidi totali.

L'Airone bianco maggiore, dopo anni di aumento degli individui svernanti, ha nidificato con un solo nido nel 1994 e ha mostrato in seguito una tendenza all'aumento, ma rimane scarso.

Il Cormorano ha nidificato per la prima volta nel 2004 ed è in seguito aumentato, in particolare nella zona fiumi. Dal 2020 sembra stabilizzato tra 1200 e 1300 nidi.

Il Marangone minore ha nidificato per la prima volta nel 2014. Dopo una veloce crescita dal 2017, nel 2023 ha raggiunto un nuovo massimo di 1283 nidi, in maggioranza concentrati in alcune colonie del Mantovano, e con presenze meno numerose ma diffuse in varie colonie delle altre due zone.

L'Ibis sacro ha iniziato a nidificare dagli anni '90 in vari Paesi europei, con origine incerta ma sicuramente a fuga da cattività. In Lombardia ha nidificato in libertà per la prima volta nel 1989 a Valbrembo (BG) con 1 solo nido, con pochi nidi fino al 2009, e con forte aumento dal 2012. Dopo il massimo di 1731 nidi nel 2022, si è stabilizzato a 1347 nidi nel 2023, in maggioranza nella zona fiumi (910 nidi) e nella zona risaie (387) e scarso nella zona di alta pianura (50 nidi). A livello nazionale gli Ibis nidificanti sono più abbondanti in Piemonte, meno in Lombardia e nel resto della pianura padana (Cucco *et al.* 2021). Gli Ibis sacri sono stati monitorati anche in periodo post-riproduttivo con conteggi ai dormitori in Lombardia e Piemonte dal 2016 al 2023. Il numero totale di individui svernanti nelle due Regioni ha fluttuato da 4000 a 14200, con tendenza all'aumento, e in Lombardia da 220 a 2400. Ma alcuni dormitori non sono stati censiti, perciò questi i totali sono da intendersi come numeri minimi.

Le restanti due specie, Mignattaio e Spatola, hanno nidificato solo sporadicamente. Nel 2023 sono stati osservati in totale 13 nidi di Mignattaio in tre colonie del Mantovano.

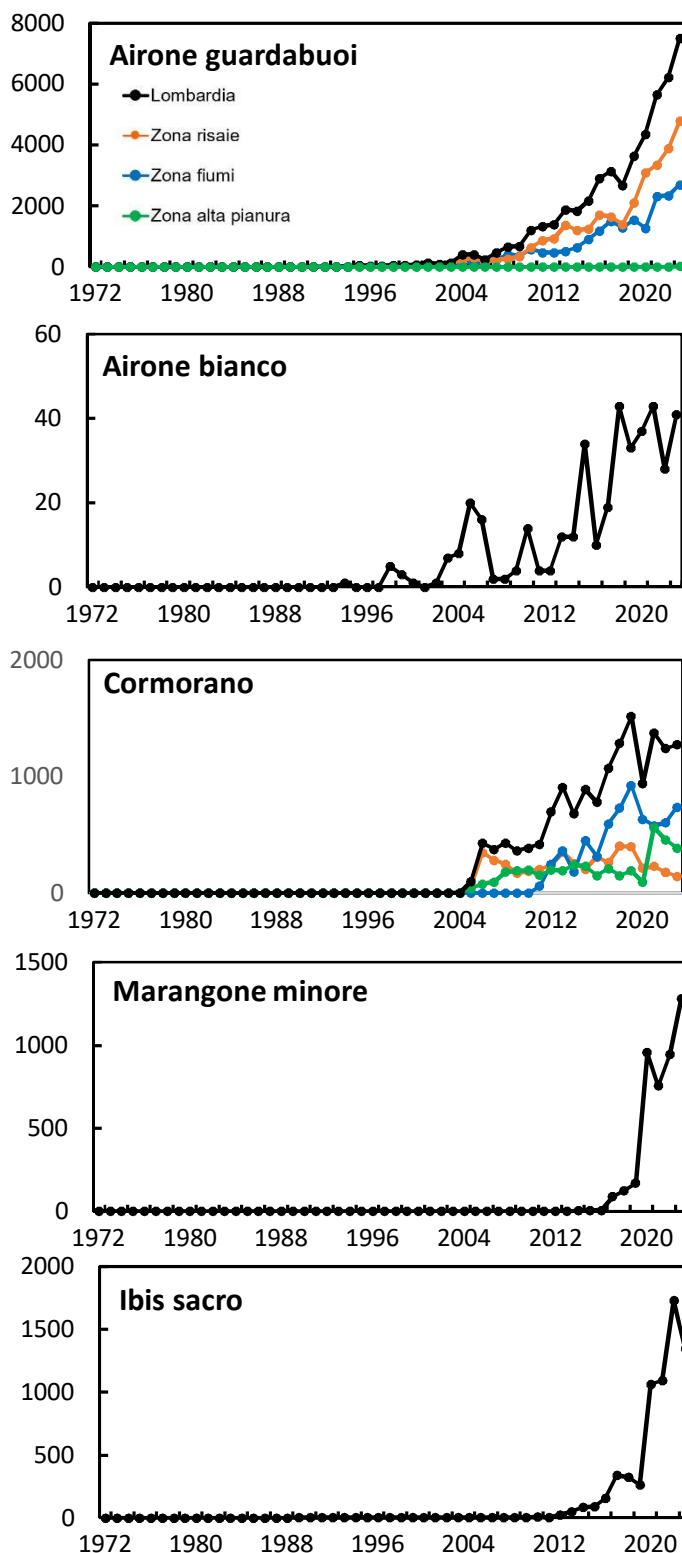


Fig. 5 Andamento 1972-2023 del numero di nidi delle 5 specie di nuovo insediamento. Sono raffigurati solo come numero totale l'Airone bianco (presente sporadicamente nelle zone risaie e fiumi), il Marangone minore (nidificante con numeri rilevanti nella zona fiumi e in scarso numero nella zona risaie), e l'Ibis sacro (nidificante con numeri rilevanti nella zona fiumi e meno abbondante nella zona risaie).

Le popolazioni totali delle 7 specie di Ardeidi in Lombardia (Airone bianco maggiore, Airone cenerino, Airone rosso, Sgarza ciuffetto, Airone guardabuoi, Garzetta e Nitticora) sono aumentate notevolmente negli anni '80 e '90, e dal 2000 si sono mantenute globalmente stabili, ma con fluttuazioni tra anni e con andamenti diversi nelle tre zone (Fig. 6).

I mutamenti dei livelli di popolazione sono stati notevoli nel corso dei 52 anni di monitoraggio, ad esempio l'Airone cenerino ha avuto un incremento di oltre 20 volte il numero iniziale e la Garzetta un incremento di circa 4 volte seguito da una riduzione alla metà. È quindi molto interessante comprenderne le cause.

Un'analisi dettagliata dei fattori determinanti l'andamento delle popolazioni delle 5 specie di Ardeidi nidificanti è stata compiuta per il periodo 1972-2006 (Fasola et al. 2010). Queste analisi hanno mostrato che le cause delle fluttuazioni sono state parzialmente diverse tra le 5 specie. I più rilevanti fattori che hanno determinato il notevole aumento di tutte le specie negli anni '80 e '90 sono risultati essere la diminuzione della mortalità antropica diretta (cioè uccisioni per bracconaggio) e in parte gli andamenti meteorologici più favorevoli durante l'inverno precedente negli areali di svernamento, cioè nelle stesse zone di nidificazione per i non-migratori Airone cenerino e Airone guardabuoi e per la migratrice parziale Garzetta, e invece nell'Africa occidentale sub-sahariana per i migratori Airone rosso, Sgarza e Nitticora. La "mortalità antropica diretta" è stata quantificata mediante analisi dei dati di inanellamento del database EURING con oltre 40.000 dati per le specie di Ardeidi. Anche la protezione dei siti delle colonie, attuata dal 1985, sembra aver favorito l'incremento dei nidificanti. L'aumento complessivo si è verificato nelle zone a risaia e fiumi ed è stato accompagnato dall'estensione dell'areale di Airone cenerino verso la Lombardia orientale dalla quale era assente. Inoltre sono comparse, o sono aumentate, popolazioni nidificanti nelle zone fiumi e alta pianura.

Dopo il 2000 le popolazioni totali delle 7 specie di Ardeidi hanno mostrato una complessiva stabilità, ma anche un andamento differente fra

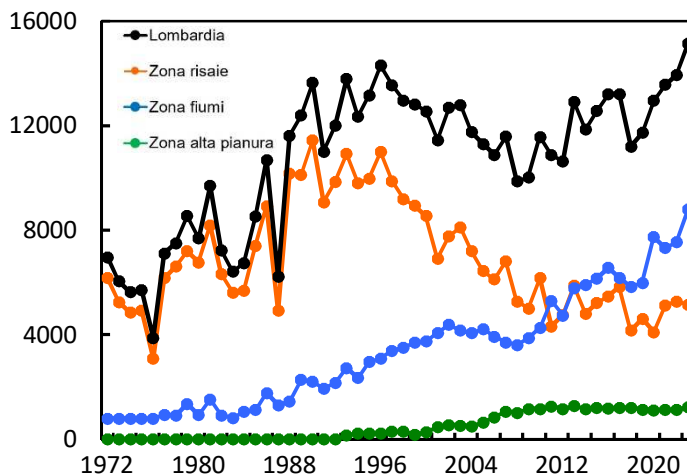


Fig. 6 Andamento 1972-2023 degli Ardeidi nidificanti in Lombardia, come totale dei nidi delle 7 specie.

le tre zone, con una diminuzione progressiva e marcata nella zona a risaie, compensata però da un notevole aumento nella zona fiumi e per l'Airone cenerino anche da un'espansione nella zona di alta pianura, e dall'aumento di altre specie in particolare l'Airone guardabuoi. Un evidente fattore causale della diminuzione nella zona risaie è la recente coltivazione della risaia con sommersione ridotta. Fino alla fine degli anni '90 le risaie lombarde sono state quasi totalmente coltivate con sommersione continua da aprile ad agosto, anche se con profondità dell'acqua sempre in via di riduzione rispetto a tempi passati (Fig. 7). Dal 2000 si sono gradualmente diffuse tecniche di coltivazione della risaia con breve irrigazione turnata e asciutte per lunghi periodi (Fig. 8, 9).



Fig. 7 Risaia coltivata con tecnica tradizionale a sommersione
(Lomellina 2018, foto M. Fasola)



Fig. 8 Risaia in asciutta, coltivata in asciutta
(Lomellina 2018, foto M. Fasola)



Fig. 9 Risaia coltivata con pacciamatura
(Lomellina 2018, foto M. Fasola)

Queste tecniche rendono le risaie non più idonee per l'alimentazione degli Ardeidi. La diffusione della coltivazione in asciutta si è gradualmente estesa fino a coprire metà delle risaie nella parte settentrionale dell'area risicola lombarda (milanese e Lomellina) e la quasi totalità nella parte meridionale (dati da analisi di immagini satellitari, Ranghetti et al. 2018). La diminuzione è avvenuta dal 2000 solo nell'area a risaia, mentre nelle altre due aree, fiumi e alta pianura, le popolazioni di Ardeidi aumentate o sono rimaste sostanzialmente stabili (Fig. 6).

La significativa relazione tra il diminuito numero di nidi di Airone cenerino, Garzetta e Nitticora dal 2000 al 2018 e i cambiamenti culturali del riso con ridotto allagamento è stata confermata da analisi statistiche per tutta l'area risicola dell'Italia nordoccidentale (Fasola et al. 2022).

La Fig. 10 visualizza l'andamento differente fra le tre zone e riassume le cause dell'aumento e successiva stabilità delle popolazioni, per Airone cenerino e Garzetta, le due specie più numerose e con andamento analogo

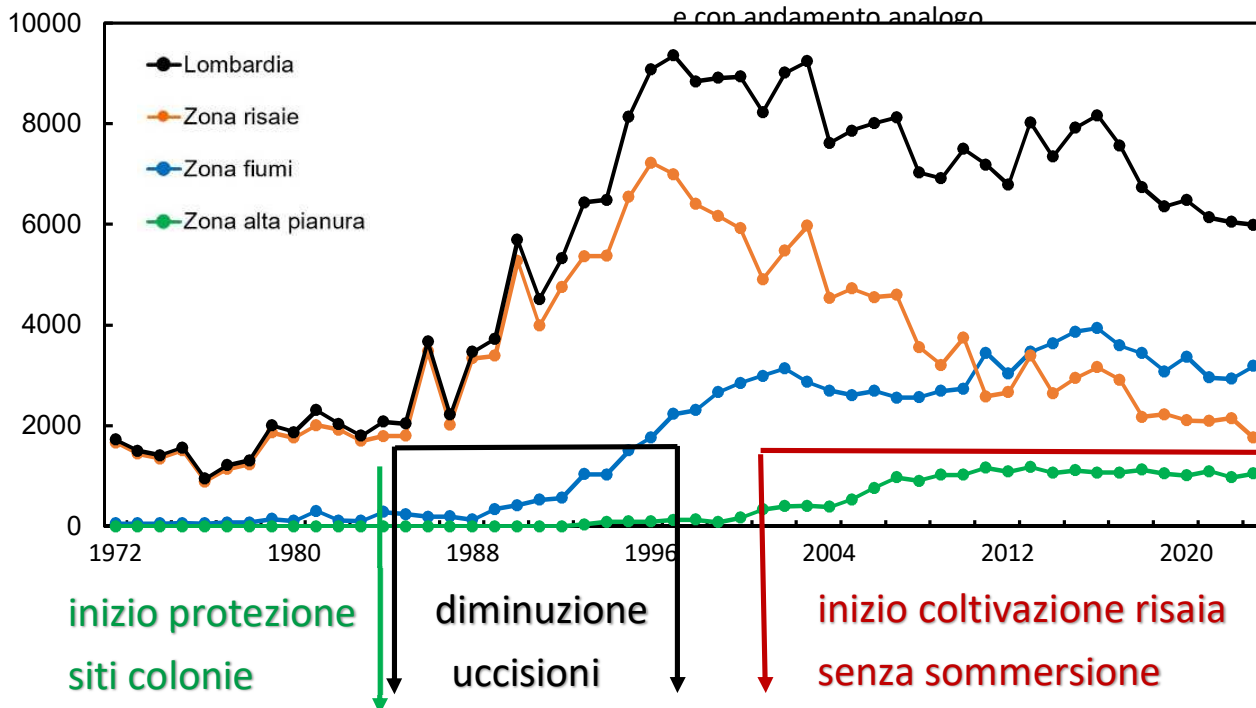


Fig. 10 Sintesi delle cause di fluttuazione del numero di nidi degli Ardeidi in Lombardia, 1972-2023. È raffigurato l'andamento cumulativo di Airone cenerino e Garzetta, le due specie più numerose e con andamenti cumulabili perché il loro andamento è stato simile, è stato influenzato da fattori analoghi e svernano nelle zone Mediterranee senza migrare in Africa

Un raffronto tra le popolazioni di uccelli acquatici coloniali in Lombardia e in tutta Italia è possibile solo per i 3 periodi nei quali conteggi affidabili sono stati eseguiti in tutto il Paese (Tab. 2, dati per tutta Italia da Fasola et al. 2010). L'andamento delle popolazioni in Lombardia ha rispecchiato in generale l'andamento nel resto d'Italia, almeno fino all'ultimo dato nazionale del 2002. Particolarmente rilevanti a scala nazionale e anche europea sono le popolazioni lombarde di Nitticora e Garzetta e, in misura di poco minore, anche quelle di Airone cenerino, Airone rosso e Sgarza ciuffetto.

Dopo il 2002 sono disponibili solo dati parziali per alcune regioni (Piemonte, Toscana, Lazio, Veneto,

Trentino, Friuli VG), che sembrano indicare una relativa stabilità della proporzione di nidificanti in Lombardia rispetto al resto d'Italia.

Un confronto tra le popolazioni lombarde e una recente stima delle popolazioni di tutta Europa (Tab. 3) mostra che la Lombardia nel 2023 ha ospitato popolazioni nidificanti molto rilevanti per Airone guardabuoi, Garzetta, Nitticora, Airone cenerino, Airone rosso (rispettivamente 8,9 - 2,1 - 1,6 - 1,4 - 0,9 % del totale europeo) e di rilevanza minore per Sgarza ciuffetto e Airone bianco maggiore (0,5 e 0,1). Tuttavia queste proporzioni sono leggermente diminuite rispetto al 2022 nelle specie di maggior interesse per la conservazione.

Tab. 2 Popolazioni di Ardeidi nidificanti in Lombardia e proporzione in Lombardia rispetto a tutta l'Italia nel 1981, 1986 e 2002, i soli anni in cui sono disponibili dati nazionali

	Numero colonie	Numero nidi						
		Airone cenerino	Airone rosso	Sgarza ciuffetto	Airone guardabuoi	Airone bianco	Garzetta	
Lombardia 1981	32	133	142	41	0	0	1610	7213
Lombardia 1986	33	405	122	99	0	0	2761	6808
Lombardia 2002	75	5206	354	75	101	1	3804	3147
Lombardia 2023	198	4430	367	100	7523	41	1562	1133
Italia 1981	71	680	900	270	0	0	6650	17350
Italia 1986	106	1515	>1000	350	5	0	7670	16650
Italia 2002	290	13304	2268	754	1187	38	15998	13667
Percentuale di colonie e di nidi in Lombardia rispetto a tutta l'Italia								
1981	45	20	16	15			24	42
1986	31	27	12	28	0		36	41
2003	26	39	16	10	9	3	24	23

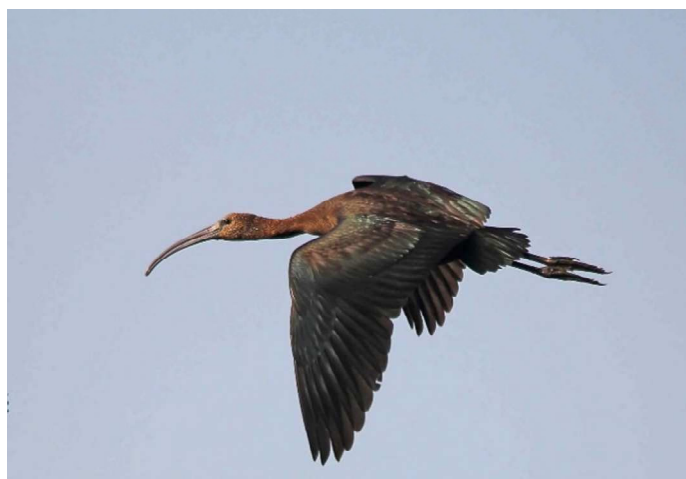
Tab. 3 Popolazioni stimate in Europa per le 7 specie di Ardeidi e percentuali in Lombardia (dati da Staneva e Burfield 2017 e da questo monitoraggio)

	Coppie nidificanti in Europa (minimo-massimo)	% in Lombardia nel 2023 (su media tra min-max in Europa)
Airone cenerino	223,000-391,000	1.4
1.6 Airone rosso	31,600-46,000	0.9
Sgarza ciuffetto	15,000-25,900	0.5
Airone guardabuoi	76,100-92,300	8.9
Airone bianco maggiore	20,700-34,900	0.1
Garzetta	66,700-84,800	2.1

Dinamica della distribuzione

Le Fig. 11 e 12 mostrano i cambiamenti di distribuzione delle colonie lungo 5 decenni, rispettivamente per le 5 specie a presenza continua e per le restanti 5 di nuova comparsa. Non sono raffigurate le ultime 2 specie a presenza occasionale.

In generale, il numero di colonie e l'ampiezza dell'areale hanno corrisposto all'incremento delle popolazioni nidificanti. Le 5 specie in Fig. 11 erano inizialmente concentrate nella zona a risaie, con poche colonie nella zona fiumi. A seguito dell'aumento delle popolazioni durante gli anni '80, le specie si sono espanse nella zona fiumi in un primo periodo e dal 2000 nella zona di alta pianura, dove però solo l'Airone cenerino si è diffuso abbondantemente. Questa espansione successiva è interpretabile secondo il concetto di "distribuzione ideale libera" che interpreta come zone a diversa idoneità siano occupate da una specie animale in funzione della sua densità di popolazione. Un'area è idonea grazie alle risorse necessarie per una specie, vedrà diminuire la sua idoneità quando aumenta la densità individui che le sfruttano. Quindi a basse densità di popolazione la specie occupa solo la zona più idonea; ma quando la crescente densità di individui ne diminuisce l'idoneità al livello di una seconda zona inizialmente non occupata perché meno idonea, alcuni individui occupano questa seconda zona. Se anche nella seconda zona la densità di individui aumenta, una terza zona inizialmente ancor meno idonea sarà occupata. Ciò spiega perché le popolazioni di Ardeidi si sono concentrate inizialmente nella zona a risaia, la più idonea come ambienti di alimentazione. Quando la densità dei nidificanti nella zona a risaie è aumentata, la sua idoneità è diminuita fino al livello dell'idoneità dell'area fiumi meno popolata e i nidificanti si sono espansi in questa seconda area. Con lo stesso meccanismo l'espansione è proseguita nell'area di alta pianura quando la zona fiumi è diventata popolata. Inoltre, dal 2000 l'idoneità della zona a risaie è diminuita causa coltivazione della risaia con sommersione ridotta (Fasola e Brangi 2010).



Dall'alto:

Aironi guardabuoi

foto G. Conca

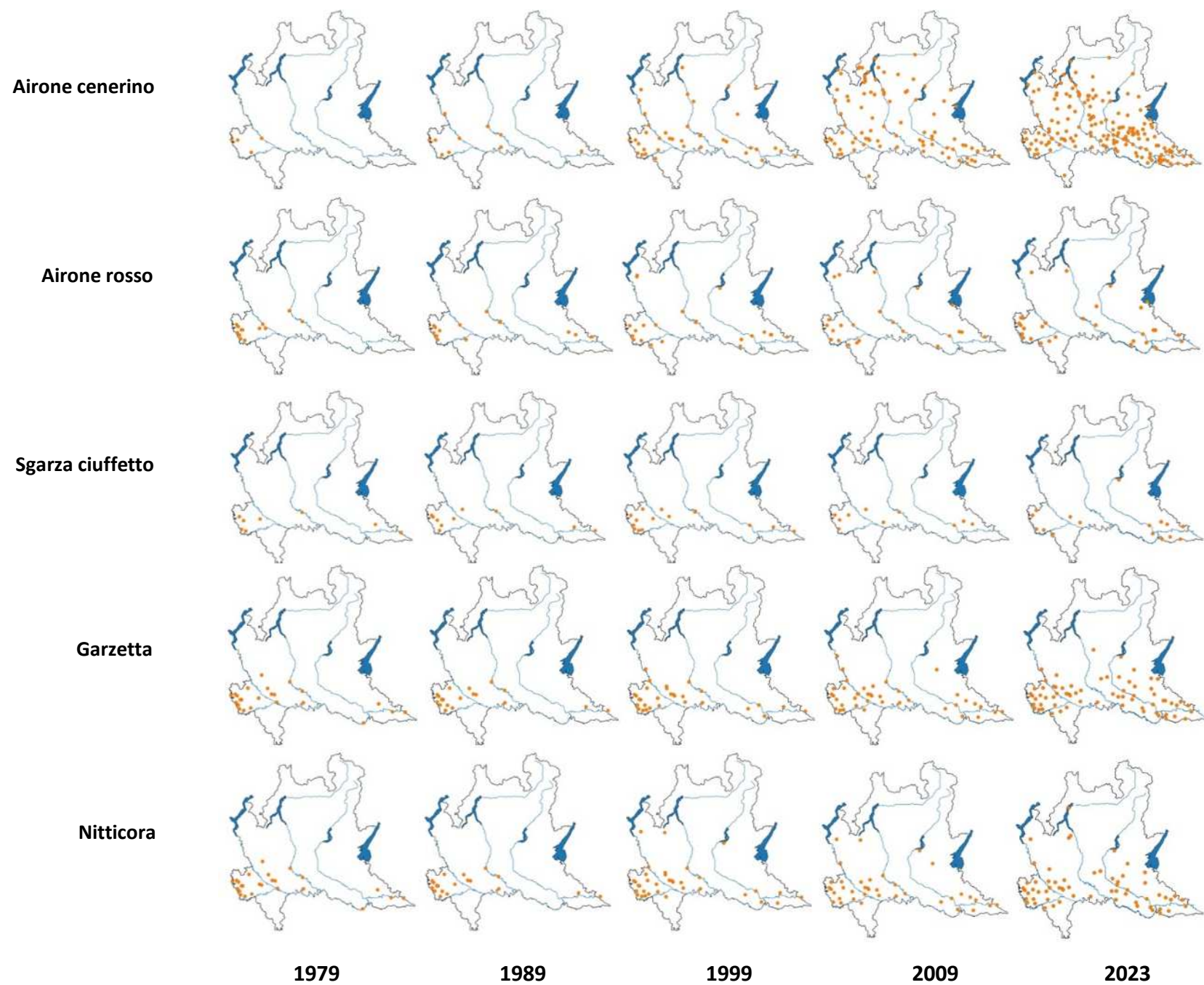
Cormorani sui nidi

foto G. Conca

Mignattaio

foto N. Grattini

**Fig. 11 Cambiamenti
lungo 5 decenni
nella distribuzione
delle specie a
presenza continua**



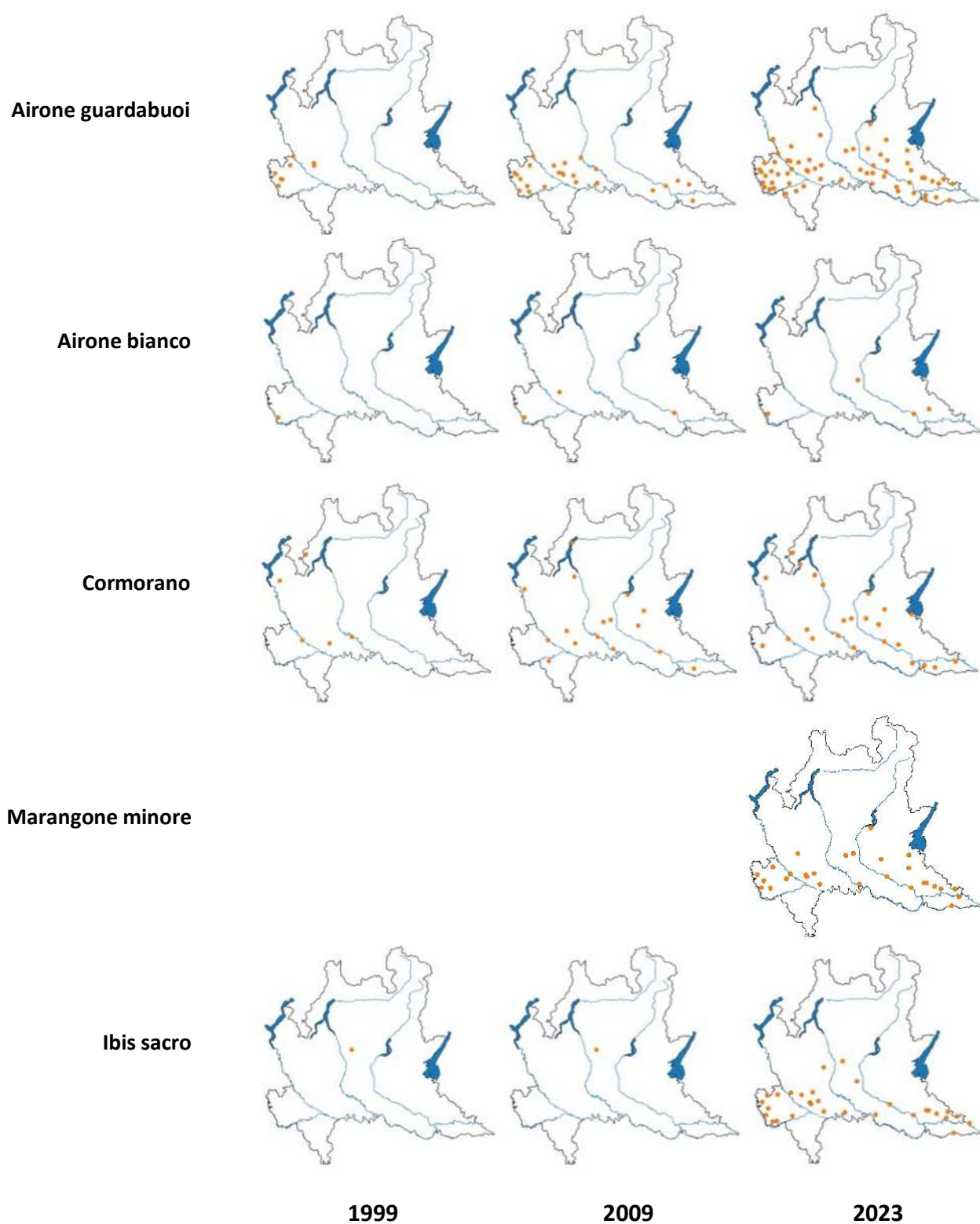


Fig. 12 Cambiamenti di distribuzione delle colonie di 5 specie di nuova comparsa, lungo 3 decenni

Oltre che dalla densità di popolazione, la distribuzione delle colonie sembra essere determinata anche da altri fattori. Confrontando l'andamento del numero di colonie (Fig. 13) con quello del numero di nidi (Fig. 4 e 5), si nota che durante i primi decenni del monitoraggio le colonie sono aumentate parallelamente all'aumento delle popolazioni, come ci si può aspettare. Questi aumenti paralleli sono avvenuti perché il numero di nidi per colonia non può aumentare oltre la soglia determinata dalla disponibilità delle risorse trofiche nelle aree circostanti, quindi il forte aumento delle popolazioni ha provocato l'aumento del numero di colonie.

Però il numero di colonie in vari casi è rimasto elevato anche quando le popolazioni sono diminuite, come nel caso della Garzetta nella zona risaie. Per la Nitticora il numero di colonie ha perfino seguito un andamento opposto a quello del numero di nidi, infatti sono triplicate dalla fine degli anni '80 fino al 2023, mentre i nidi sono calati dell'80%. Va ricordato che gli andamenti di popolazione della Nitticora sono stati parzialmente diversi e restano meno spiegabili, rispetto a quelli delle specie affini (vedi capitolo Andamento delle popolazioni).

Quindi il numero di colonie e l'espansione dell'areale in alcuni casi non corrispondono all'andamento delle popolazioni. La distribuzione e il numero delle colonie potrebbe essere determinata anche da fattori "sociali", quali l'attrazione esercitata da nuclei di nidificanti verso le altre specie. Nel caso degli Ardeidi, l'Airone cenerino in forte espansione in nuove colonie potrebbe aver attratto altre specie anche se queste erano in diminuzione. Ma è tuttora impossibile comprendere in dettaglio il comportamento e la distribuzione degli uccelli coloniali, perché non si è ancora compreso quali siano le pressioni evolutive che hanno determinato la nidificazione in colonie di alcune specie mentre la maggior parte degli uccelli nidificano invece in territori individuali.

—●— Lombardia
—●— Zona risaie
—●— Zona fiumi
—●— Zona alta pianura

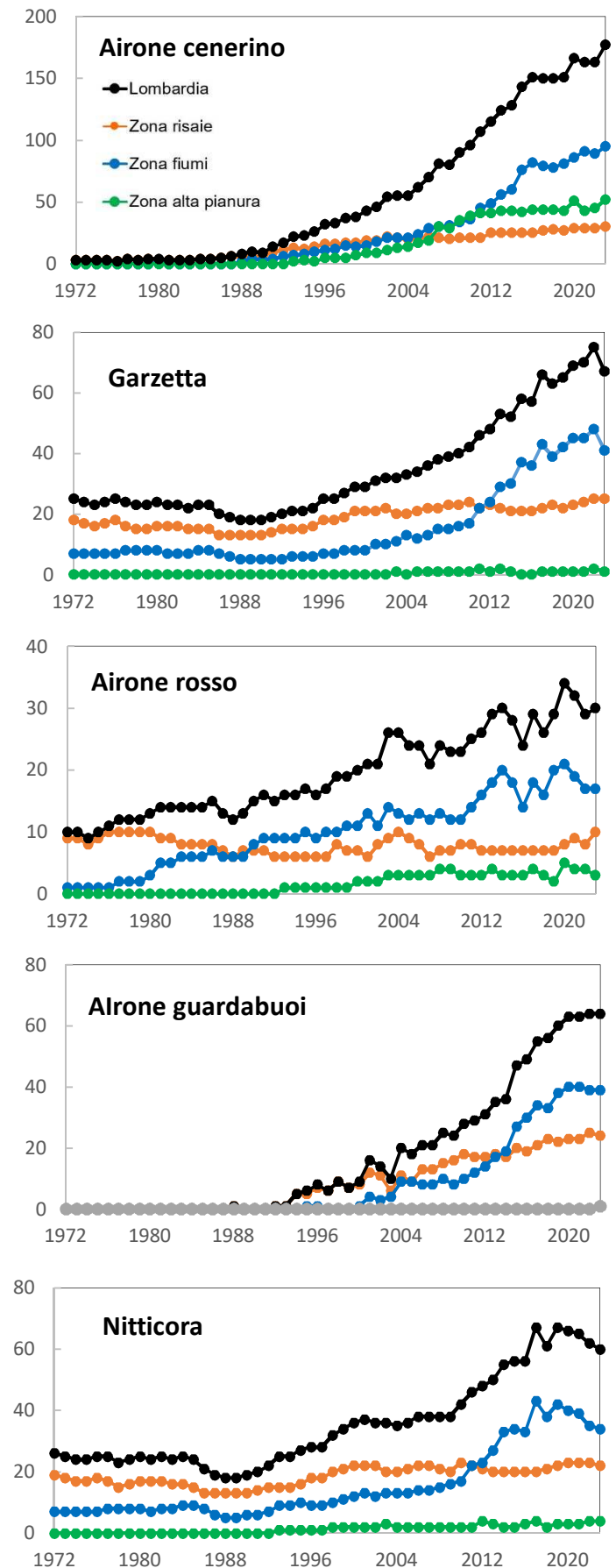


Fig. 13 Numero di colonie delle 5 specie di Ardeidi più abbondanti nel periodo 1972-2023

Conservazione e gestione delle specie

La conservazione delle specie di uccelli e degli ambienti necessari alla loro vita sono regolate a livello europeo dalle direttive “Habitat” (92/43/EEC) e “Uccelli” (2009/147/EC). Le limitate risorse finora destinate alla conservazione della natura impongono scelte di priorità, che per gli Uccelli in Europa sono costituite dalle specie con stato di conservazione più sfavorevole secondo le categorie SPEC (vedi riquadro “Definizione delle categorie SPEC”).

Tre delle specie di Ardeidi oggetto di monitoraggio, Airone rosso, Sgarza ciuffetto e Nitticora, sono di rilevanza conservazionistica europea (SPEC 3, Tab. 4), perché in diminuzione a livello continentale nell’ultimo trentennio. In Lombardia le prime 2 specie hanno invece mostrato un andamento favorevole, avendo triplicato (Airone rosso) o raddoppiato (Sgarza) le loro popolazioni nidificanti nel periodo (dagli anni ’80) considerato “lungo” da *Birdlife International*. Lo stato di conservazione in Lombardia è buono anche per le restanti specie non-SPEC, le cui popolazioni nidificanti sono tutte aumentate di numero e si sono espanse come areale dagli anni ’80, anche con comparsa di nuove specie, come il Marangone minore ora nidificante in buon numero.

Lo stato di conservazione di queste specie e delle loro colonie in Lombardia può definirsi buono, grazie alle varie forme di protezione in atto per il 23% dei siti (45 siti sul totale dei 198 occupati nel 2023, Tab. 5). Inoltre i siti protetti sono localizzati in genere ove esistono colonie stabili e con maggior numero di nidi. Alcuni siti protetti sono stati istituiti dalla Regione Lombardia a metà degli anni ’80 come Riserve naturali o come Monumenti naturali specificamente per la protezione delle colonie di Ardeidi. La gestione di questi siti in vari anni è stata attuata con tecniche specifiche (Fasola et al. 2003) ed è stata recentemente oggetto del Progetto Life Gestire 2020 (Azione A.11: Pianificazione degli interventi a favore degli uccelli delle zone umide - Gruppo target: Ardeidi coloniali) in corso di attuazione dalla Regione Lombardia.

Definizioni delle categorie SPEC

Species of European Conservation Concern

Specie di rilevanza conservazionistica europea (BirdLife International 2016a)

- **SPEC 1:** specie esclusiva dell’Europa e di interesse conservazionistico globale in quanto gravemente minacciata, minacciata, vulnerabile, o prossima allo stato di minaccia a livello globale, oppure insufficientemente conosciuta (secondo criteri Lista Rossa IUCN)
- **SPEC 2:** specie con popolazioni non concentrate in Europa, ove ha stato di conservazione sfavorevole, in quanto classificata come localmente estinta, gravemente minacciata, minacciata, vulnerabile, prossima alla minaccia, in declino, rarefatta, rara
- **SPEC 3:** specie con popolazioni concentrate in Europa, ove ha stato di conservazione sfavorevole, in quanto classificata con le stesse categorie delle SPEC 2

Non è attribuita nessuna categoria SPEC alle specie, concentrate o non concentrate in Europa, con stato di conservazione favorevole in quanto classificate come sicure. Le valutazioni di popolazione sono basate su dati raccolti dalle single Nazioni sulla consistenza numerica dei nidificanti (dati 2012) e sulle tendenze di breve (dal 2001) e di lungo periodo (dal 1980).

Definizioni delle categorie della lista Rossa Italiana

(Ercole et al. 2021)

- **VU:** specie vulnerabile
- **LT:** specie quasi minacciata
- **NC:** specie a minor preoccupazione

Tab. 4 Tendenza delle popolazioni nidificanti a livello europeo
(dati da Staneva e Burfield 2017, Ercole et al. 2021)

	Tendenza popolazioni	Categoria SPEC	Lista rossa italiana
Airone bianco	Aumento		NT
Airone cenerino	Diminuzione		LC
Airone rosso	Diminuzione	3	LC
Sgarza ciuffetto	Stabile	3	NT
Airone guardabuoi	Diminuzione		LC
Garzetta	Diminuzione		LC
Nitticora	Diminuzione	3	LC
Cormorano	Aumento		LC
Marangone minore	Aumento		LC
Spatola	Aumento		NT
Mignattaio	Aumento		VU
Ibis sacro	Alloctono		



Spatola
foto G. Conca

Tab. 5 Colonie di uccelli acquatici soggette a varie forme di protezione, delle 198 colonie presenti in Lombardia nel 2023.

Zona	Numero colonie protette						Totale
	Altre Aree Naturali Protette Regionali	Parco naturale regionale/provinciale	Zone umide d'Importanza Internazionale (convenzione di Ramsar)	Riserva naturale regionale/provinciale	Sito di Importanza Comunitaria (SIC - Direttiva Habitat)	Zone di Protezione Speciale (ZPS - Direttiva Uccelli)	
Risaie	3			1	7	8	19
Fiumi			3	4	5	6	18
Alta pianura		2	1		4	1	8
Totale	3	2	4	5	16	15	45



la Riserva naturale “Garzaia del Bosco Basso” istituita dalla Regione Lombardia

Anche Spatola e Mignattaio sono specie meritevoli di conservazione, ma nidificano in Lombardia solo irregolarmente e in numero esiguo.

La protezione delle garzaie ha finalità più ampie della conservazione degli uccelli acquatici, i quali oltre ad avere intrinseco valore naturalistico, agiscono anche come “specie bandiera” per una conservazione ambientale generale. Infatti lo stato di zona protetta delle colonie può assicurare la conservazione dell’intera comunità di organismi animali e vegetali presenti nell’area. Di particolare valore sono le zone umide lentiche planiziali ove molte garzaie sono insediate. Questi ambienti acquatici sono uno dei maggiori valori naturali attualmente presenti nella pianura lombarda, densamente antropizzata.

Un discreto numero di questi ambienti umidi, e di altri ambienti di pregio, sono già protetti in Lombardia (Tab. 5). Altri siti godono già di un certo grado di protezione locale da parte di Comuni o di privati, ma altri siti non protetti restano soggetti a modificazioni ambientali.

Ove si prospetti l’opportunità di estendere le superfici protette in Lombardia, sono meritevoli di considerazione in particolare i siti di garzaie in ambienti umidi naturali o in cave ripristinate. L’opportunità di istituire una maggiore protezione andrebbe valutata caso per caso, sia per i siti di questo elenco, sia per tutti gli altri siti di garzaie

L'ibis sacro è l'unica specie a presentare problemi di gestione e controllo. La sua diffusione nell'Europa meridionale, a partire dagli anni '70, è stata certamente dovuta ad individui fuggiti da giardini zoologici, mentre la provenienza di individui dall'areale originario nell'Africa sub-sahariana è improbabile e mai accertata.

In Lombardia L'ibis sacro ha nidificato per la prima volta nel 1989, e dal 2012 ha cominciato ad aumentare rapidamente fino al massimo di 1731 nidi nel 2022, ma diminuiti a 1347 nel 2023 (Fig. 5). Le colonie sono sempre miste con altre specie, tranne il caso di una piccola colonia monospecifica nel 2023. Il numero di colonie (Fig. 14) ha seguito l'incremento del numero di nidi, arrivando a 30 nel 2023 nonostante la diminuzione del totale di nidi rispetto all'anno precedente. Nella maggioranza di queste colonie i nidi di Ibis sacro contano da poche unità o decine fino a un centinaio, e solo una colonia nel Cremonese e una nel Mantovano ne ospitano varie centinaia. Il numero di nidi delle altre specie nelle colonie miste non sembra finora risentire della presenza dell'Ibis. Non sono finora rilevate evidenti preferenze degli Ibis sacri per particolari ambienti di nidificazione, né per la vicinanza di altre specie di uccelli acquatici. A livello nazionale, l'Ibis sacro ha nidificato negli ultimi anni in maggior numero in Piemonte, in numero minore in Lombardia e in Emilia, e in una colonia in Toscana, ed è stato osservato in tutte le aree planiziali dell'Italia settentrionale, centrale e meridionale. Le popolazioni sono residenti ma compiono movimenti nomadici legati alla disponibilità stagionale delle fonti alimentari (Cucco *et al.* 2021).

L'Ibis sacro è classificato a livello globale come *Least Concern* secondo i criteri IUCN, ma è inserito in allegato II della Convenzione di Berna per la protezione delle popolazioni native. In Europa però è considerato come specie esotica invasiva, pertanto il Regolamento n. 1143/2014 del Parlamento europeo e il Regolamento di esecuzione UE 2016/1141 del 13 luglio 2016 impongono di prevenirne la diffusione. Il Piano di Gestione della specie (Cocchi *et al.* 2019) indica come possibile tecnica di controllo l'uccisione di individui adulti nelle colonie, da effettuarsi con armi ad aria compressa da parte di personale specializzato, evitando il disturbo alle specie protette che nidificano nelle stesse colonie. Tuttavia mancano totalmente, sia per la Lombardia che per il resto d'Italia, segnalazioni di effetti negativi dell'Ibis sacro sui nidificanti nelle stesse colonie e di sua azione come predatore di pulcini di uccelli nidificanti sul terreno, e in generale riguardo agli effetti sull'ecosistema.



Ibis sacri, foto N. Grattini

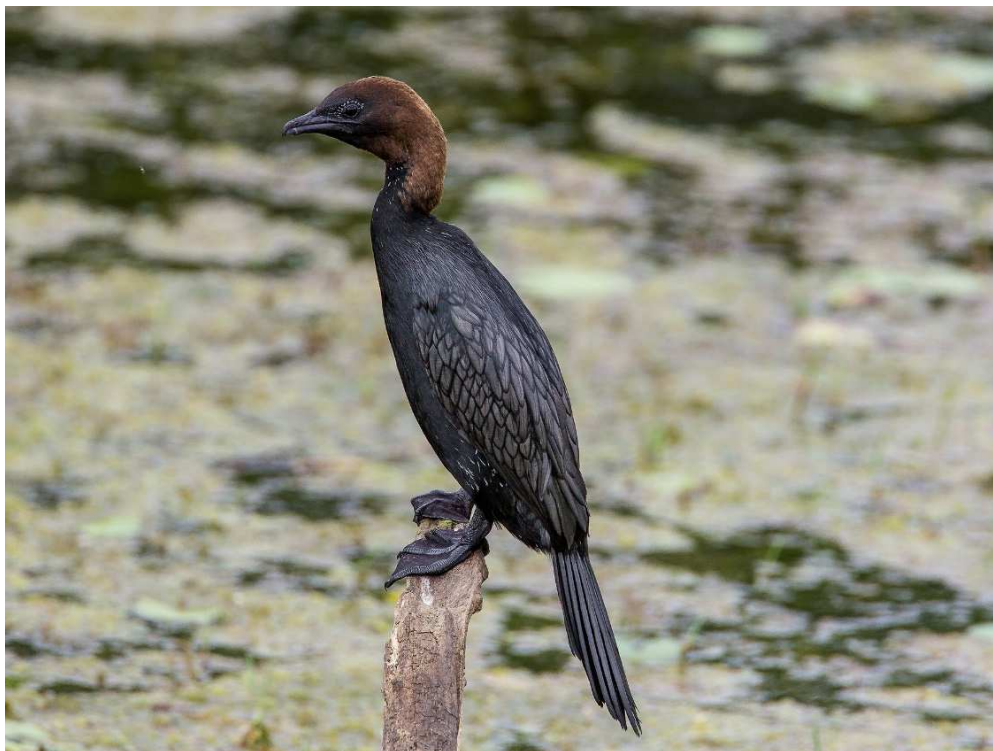


Fig. 14 Numero di colonie di Ibis sacro durante il periodo di monitoraggio

Solo in un caso particolare, il Comune di Casalino (NO) ha lamentato che i numerosi Ibis sacri, presenti dal 2020 come dormitorio notturno, hanno danneggiato con le loro abbondanti defezioni gli alberi secolari nel parco della “rocca”, ove Aironi cenerini hanno nidificato almeno dall’inizio del XX

secolo senza causare danni. Indagini per verificare questi eventuali effetti dannosi dell’espansione dell’Ibis sacro dovrebbero essere effettuate preliminarmente a qualsiasi azione di controllo e contribuirebbero ad indirizzarla.

**Marangone
minore**
foto
G. Conca



**Alcune specie,
in particolare
Airone guardabuoi
e Airone cenerino,
utilizzano i coltivi
per catturare insetti
e topi che le
lavorazioni agricole
rendono catturabili**
foto
N. Grattini



Publicazioni 2023

Nel 2023 sono stati pubblicati su riviste scientifiche due nuovi articoli relativi alla biologia degli uccelli acquatici coloniali.

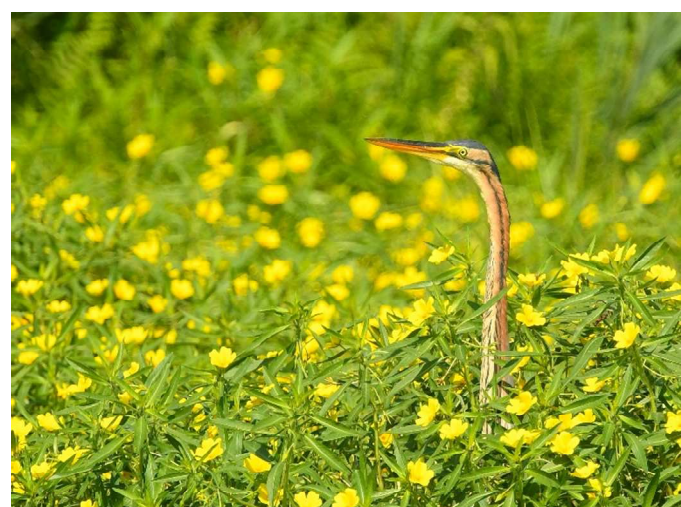
Un articolo (Fasola et al. 2023) descrive il monitoraggio cinquantennale in Lombardia e zone limitrofe, i cui risultati di dettaglio sono depositati in una banca dati (Fasola e Morganti 2022) che li rende accessibili e utilizzabili a scopo scientifici e di conservazione, previa citazione della fonte. I numerosi co-autori (28) includono, oltre agli organizzatori, anche i rilevatori che negli anni hanno fornito una maggior numero di dati nell'ultimo decennio, non essendo stato possibile includere tutti i rilevatori dell'intero periodo di monitoraggio perché troppo numerosi (circa 200).

Un secondo articolo (Di Febbraro e al. 2023) valuta i risultati di distribuzione e preferenze ambientali di varie specie animali, ottenuti da inchieste strutturate tra cui anche il nostro monitoraggio per l'Ibis sacro, in confronto ai risultati di inchieste come EBN Italia e iNaturalist.

Prospettive del monitoraggio in Lombardia

Il monitoraggio delle garzaie in Lombardia è stato realizzato con continuità dal 1972, anche se i censimenti dei nidificanti sono stati compiuti con precisione solo per un ridotto numero di colonie in alcuni anni, causa di carenza di risorse. Nel corso del monitoraggio, l'aumento del numero di colonie e l'espansione degli areali di nidificazione hanno reso sempre più impegnativi i rilevamenti in natura, l'organizzazione dei rilevatori e il mantenimento dell'archivio dati.

Proseguire il monitoraggio delle garzaie in Lombardia assume un valore sempre crescente con l'aggiunta di ciascun nuovo anno di dati, perché gli andamenti di popolazioni animali conosciuti a scala di mezzo secolo sono pochissimi anche a livello internazionale. Questo monitoraggio sarebbe quindi una priorità per la ricerca biologica in natura e per le applicazioni alla conservazione delle specie protette, alla gestione delle Riserve Naturali specifiche per la protezione delle garzaie, e agli interventi sulle specie problematiche.



Airone rosso

foto in alto G. Conca

foto in basso N. Grattini



Mignattaio, foto G. Conca

Verso un monitoraggio nazionale


Nel 2023 le 12 specie di uccelli coloniali già oggetto di monitoraggio in Lombardia, sono stati censiti in tutta Italia, grazie alla collaborazione delle associazioni ornitologiche regionali e di volontari. La proposta di un censimento nazionale completo era stata avanzata dagli organizzatori del monitoraggio in Lombardia già nel 2019, ma le restrizioni collegate alla pandemia nel 2020-2021 aveva consigliato di posticipare l'iniziativa. Piemonte, Veneto, Trentino Alto Adige, Friuli e Lazio hanno comunque iniziato o proseguito questi monitoraggi. Nel dicembre 2022 gli organizzatori del monitoraggio in Lombardia hanno rinnovato la proposta a tutte le associazioni nazionali, con l'invito ad utilizzare metodi di rilevamento uniformi, al fine di rendere i dati confrontabili e utilizzabili per valutare l'andamento delle popolazioni a livello nazionale. Nella stagione riproduttiva 2023 i censimenti sono stati compiuti su tutto il territorio nazionale, ad eccezione della Romagna, dove l'alluvione del maggio scorso ha reso impossibile completarli. I censimenti saranno ripetuti e completati nel 2024.

Il censimento nazionale è realizzato da organizzatori regionali che coordinano le rispettive reti di collaboratori volontari. Le informazioni sono archiviate nel portale in rete <https://garzaie.unipv.it/> già utilizzato dal 2022 per l'organizzazione del monitoraggio in Lombardia, oppure con modalità diverse per le regioni che avevano già una tradizione di monitoraggio di queste specie con archivi propri.


Il portale si apre con una prima pagina di accesso libero per la divulgazione dell'iniziativa. Successive pagine sono ad accesso riservato con parola chiave personale, per gli organizzatori regionali e per i collaboratori. Gli organizzatori curano la ripartizione delle colonie da monitorare tra i collaboratori e la gestione dell'archivio. I singoli collaboratori compiono i rilevamenti in natura e inseriscono i dati nel portale.

Le due figure qui in basso mostrano una parte della schermata iniziale informativa del portale, e una parte della pagina riservata all'amministratore e ai collaboratori per l'archiviazione dei dati

Accedi all'area riservata



Garzaie Italia
Il monitoraggio delle colonie di aironi in Italia



Gli aironi, eleganti e di grande interesse per la fauna italiana.....

Per collaborare ai rilevamenti, contattare il coordinatore locale:

Garzaie

Elenco Schede

Visto: 2023-2023, 2019-2019, 2018-2018, 2017-2017, 2016-2016, 2015-2015, 2014-2014, 2013-2013, 2012-2012, 2011-2011, 2010-2010, 2009-2009, 2008-2008, 2007-2007, 2006-2006, 2005-2005, 2004-2004, 2003-2003, 2002-2002, 2001-2001, 2000-2000, 1999-1999, 1998-1998, 1997-1997, 1996-1996, 1995-1995, 1994-1994, 1993-1993, 1992-1992, 1991-1991, 1990-1990, 1989-1989, 1988-1988, 1987-1987, 1986-1986, 1985-1985, 1984-1984, 1983-1983, 1982-1982, 1981-1981, 1980-1980, 1979-1979, 1978-1978, 1977-1977, 1976-1976, 1975-1975, 1974-1974, 1973-1973, 1972-1972, 1971-1971, 1970-1970, 1969-1969, 1968-1968, 1967-1967, 1966-1966, 1965-1965, 1964-1964, 1963-1963, 1962-1962, 1961-1961, 1960-1960, 1959-1959, 1958-1958, 1957-1957, 1956-1956, 1955-1955, 1954-1954, 1953-1953, 1952-1952, 1951-1951, 1950-1950, 1949-1949, 1948-1948, 1947-1947, 1946-1946, 1945-1945, 1944-1944, 1943-1943, 1942-1942, 1941-1941, 1940-1940, 1939-1939, 1938-1938, 1937-1937, 1936-1936, 1935-1935, 1934-1934, 1933-1933, 1932-1932, 1931-1931, 1930-1930, 1929-1929, 1928-1928, 1927-1927, 1926-1926, 1925-1925, 1924-1924, 1923-1923, 1922-1922, 1921-1921, 1920-1920, 1919-1919, 1918-1918, 1917-1917, 1916-1916, 1915-1915, 1914-1914, 1913-1913, 1912-1912, 1911-1911, 1910-1910, 1909-1909, 1908-1908, 1907-1907, 1906-1906, 1905-1905, 1904-1904, 1903-1903, 1902-1902, 1901-1901, 1900-1900, 1899-1899, 1898-1898, 1897-1897, 1896-1896, 1895-1895, 1894-1894, 1893-1893, 1892-1892, 1891-1891, 1890-1890, 1889-1889, 1888-1888, 1887-1887, 1886-1886, 1885-1885, 1884-1884, 1883-1883, 1882-1882, 1881-1881, 1880-1880, 1879-1879, 1878-1878, 1877-1877, 1876-1876, 1875-1875, 1874-1874, 1873-1873, 1872-1872, 1871-1871, 1870-1870, 1869-1869, 1868-1868, 1867-1867, 1866-1866, 1865-1865, 1864-1864, 1863-1863, 1862-1862, 1861-1861, 1860-1860, 1859-1859, 1858-1858, 1857-1857, 1856-1856, 1855-1855, 1854-1854, 1853-1853, 1852-1852, 1851-1851, 1850-1850, 1849-1849, 1848-1848, 1847-1847, 1846-1846, 1845-1845, 1844-1844, 1843-1843, 1842-1842, 1841-1841, 1840-1840, 1839-1839, 1838-1838, 1837-1837, 1836-1836, 1835-1835, 1834-1834, 1833-1833, 1832-1832, 1831-1831, 1830-1830, 1829-1829, 1828-1828, 1827-1827, 1826-1826, 1825-1825, 1824-1824, 1823-1823, 1822-1822, 1821-1821, 1820-1820, 1819-1819, 1818-1818, 1817-1817, 1816-1816, 1815-1815, 1814-1814, 1813-1813, 1812-1812, 1811-1811, 1810-1810, 1809-1809, 1808-1808, 1807-1807, 1806-1806, 1805-1805, 1804-1804, 1803-1803, 1802-1802, 1801-1801, 1800-1800, 1799-1799, 1798-1798, 1797-1797, 1796-1796, 1795-1795, 1794-1794, 1793-1793, 1792-1792, 1791-1791, 1790-1790, 1789-1789, 1788-1788, 1787-1787, 1786-1786, 1785-1785, 1784-1784, 1783-1783, 1782-1782, 1781-1781, 1780-1780, 1779-1779, 1778-1778, 1777-1777, 1776-1776, 1775-1775, 1774-1774, 1773-1773, 1772-1772, 1771-1771, 1770-1770, 1769-1769, 1768-1768, 1767-1767, 1766-1766, 1765-1765, 1764-1764, 1763-1763, 1762-1762, 1761-1761, 1760-1760, 1759-1759, 1758-1758, 1757-1757, 1756-1756, 1755-1755, 1754-1754, 1753-1753, 1752-1752, 1751-1751, 1750-1750, 1749-1749, 1748-1748, 1747-1747, 1746-1746, 1745-1745, 1744-1744, 1743-1743, 1742-1742, 1741-1741, 1740-1740, 1739-1739, 1738-1738, 1737-1737, 1736-1736, 1735-1735, 1734-1734, 1733-1733, 1732-1732, 1731-1731, 1730-1730, 1729-1729, 1728-1728, 1727-1727, 1726-1726, 1725-1725, 1724-1724, 1723-1723, 1722-1722, 1721-1721, 1720-1720, 1719-1719, 1718-1718, 1717-1717, 1716-1716, 1715-1715, 1714-1714, 1713-1713, 1712-1712, 1711-1711, 1710-1710, 1709-1709, 1708-1708, 1707-1707, 1706-1706, 1705-1705, 1704-1704, 1703-1703, 1702-1702, 1701-1701, 1700-1700, 1699-1699, 1698-1698, 1697-1697, 1696-1696, 1695-1695, 1694-1694, 1693-1693, 1692-1692, 1691-1691, 1690-1690, 1689-1689, 1688-1688, 1687-1687, 1686-1686, 1685-1685, 1684-1684, 1683-1683, 1682-1682, 1681-1681, 1680-1680, 1679-1679, 1678-1678, 1677-1677, 1676-1676, 1675-1675, 1674-1674, 1673-1673, 1672-1672, 1671-1671, 1670-1670, 1669-1669, 1668-1668, 1667-1667, 1666-1666, 1665-1665, 1664-1664, 1663-1663, 1662-1662, 1661-1661, 1660-1660, 1659-1659, 1658-1658, 1657-1657, 1656-1656, 1655-1655, 1654-1654, 1653-1653, 1652-1652, 1651-1651, 1650-1650, 1649-1649, 1648-1648, 1647-1647, 1646-1646, 1645-1645, 1644-1644, 1643-1643, 1642-1642, 1641-1641, 1640-1640, 1639-1639, 1638-1638, 1637-1637, 1636-1636, 1635-1635, 1634-1634, 1633-1633, 1632-1632, 1631-1631, 1630-1630, 1629-1629, 1628-1628, 1627-1627, 1626-1626, 1625-1625, 1624-1624, 1623-1623, 1622-1622, 1621-1621, 1620-1620, 1619-1619, 1618-1618, 1617-1617, 1616-1616, 1615-1615, 1614-1614, 1613-1613, 1612-1612, 1611-1611, 1610-1610, 1609-1609, 1608-1608, 1607-1607, 1606-1606, 1605-1605, 1604-1604, 1603-1603, 1602-1602, 1601-1601, 1600-1600, 1599-1599, 1598-1598, 1597-1597, 1596-1596, 1595-1595, 1594-1594, 1593-1593, 1592-1592, 1591-1591, 1590-1590, 1589-1589, 1588-1588, 1587-1587, 1586-1586, 1585-1585, 1584-1584, 1583-1583, 1582-1582, 1581-1581, 1580-1580, 1579-1579, 1578-1578, 1577-1577, 1576-1576, 1575-1575, 1574-1574, 1573-1573, 1572-1572, 1571-1571, 1570-1570, 1569-1569, 1568-1568, 1567-1567, 1566-1566, 1565-1565, 1564-1564, 1563-1563, 1562-1562, 1561-1561, 1560-1560, 1559-1559, 1558-1558, 1557-1557, 1556-1556, 1555-1555, 1554-1554, 1553-1553, 1552-1552, 1551-1551, 1550-1550, 1549-1549, 1548-1548, 1547-1547, 1546-1546, 1545-1545, 1544-1544, 1543-1543, 1542-1542, 1541-1541, 1540-1540, 1539-1539, 1538-1538, 1537-1537, 1536-1536, 1535-1535, 1534-1534, 1533-1533, 1532-1532, 1531-1531, 1530-1530, 1529-1529, 1528-1528, 1527-1527, 1526-1526, 1525-1525, 1524-1524, 1523-1523, 1522-1522, 1521-1521, 1520-1520, 1519-1519, 1518-1518, 1517-1517, 1516-1516, 1515-1515, 1514-1514, 1513-1513, 1512-1512, 1511-1511, 1510-1510, 1509-1509, 1508-1508, 1507-1507, 1506-1506, 1505-1505, 1504-1504, 1503-1503, 1502-1502, 1501-1501, 1500-1500, 1499-1499, 1498-1498, 1497-1497, 1496-1496, 1495-1495, 1494-1494, 1493-1493, 1492-1492, 1491-1491, 1490-1490, 1489-1489, 1488-1488, 1487-1487, 1486-1486, 1485-1485, 1484-1484, 1483-1483, 1482-1482, 1481-1481, 1480-1480, 1479-1479, 1478-1478, 1477-1477, 1476-1476, 1475-1475, 1474-1474, 1473-1473, 1472-1472, 1471-1471, 1470-1470, 1469-1469, 1468-1468, 1467-1467, 1466-1466, 1465-1465, 1464-1464, 1463-1463, 1462-1462, 1461-1461, 1460-1460, 1459-1459, 1458-1458, 1457-1457, 1456-1456, 1455-1455, 1454-1454, 1453-1453, 1452-1452, 1451-1451, 1450-1450, 1449-1449, 1448-1448, 1447-1447, 1446-1446, 1445-1445, 1444-1444, 1443-1443, 1442-1442, 1441-1441, 1440-1440, 1439-1439, 1438-1438, 1437-1437, 1436-1436, 1435-1435, 1434-1434, 1433-1433, 1432-1432, 1431-1431, 1430-1430, 1429-1429, 1428-1428, 1427-1427, 1426-1426, 1425-1425, 1424-1424, 1423-1423, 1422-1422, 1421-1421, 1420-1420, 1419-1419, 1418-1418, 1417-1417, 1416-1416, 1415-1415, 1414-1414, 1413-1413, 1412-1412, 1411-1411, 1410-1410, 1409-1409, 1408-1408, 1407-1407, 1406-1406, 1405-1405, 1404-1404, 1403-1403, 1402-1402, 1401-1401, 1400-1400, 1399-1399, 1398-1398, 1397-1397, 1396-1396, 1395-1395, 1394-1394, 1393-1393, 1392-1392, 1391-1391, 1390-1390, 1389-1389, 1388-1388, 1387-1387, 1386-1386, 1385-1385, 1384-1384, 1383-1383, 1382-1382, 1381-1381, 1380-1380, 1379-1379, 1378-1378, 1377-1377, 1376-1376, 1375-1375, 1374-1374, 1373-1373, 1372-1372, 1371-1371, 1370-1370, 1369-1369, 1368-1368, 1367-1367, 1366-1366, 1365-1365, 1364-1364, 1363-1363, 1362-1362, 1361-1361, 1360-1360, 1359-1359, 1358-1358, 1357-1357, 1356-1356, 1355-1355, 1354-1354, 1353-1353, 1352-1352, 1351-1351, 1350-1350, 1349-1349, 1348-1348, 1347-1347, 1346-1346, 1345-1345, 1344-1344, 1343-1343, 1342-1342, 1341-1341, 1340-1340, 1339-1339, 1338-1338, 1337-1337, 1336-1336, 1335-1335, 1334-1334, 1333-1333, 1332-1332, 1331-1331, 1330-1330, 1329-1329, 1328-1328, 1327-1327, 1326-1326, 1325-1325, 1324-1324, 1323-1323, 1322-1322, 1321-1321, 1320-1320, 1319-1319, 1318-1318, 1317-1317, 1316-1316, 1315-1315, 1314-1314, 1313-1313, 1312-1312, 1311-1311, 1310-1310, 1309-1309, 1308-1308, 1307-1307, 1306-1306, 1305-1305, 1304-1304, 1303-1303, 1302-1302, 1301-1301, 1300-1300, 1299-1299, 1298-1298, 1297-1297, 1296-1296, 1295-1295, 1294-1294, 1293-1293, 1292-1292, 1291-1291, 1290-1290, 1289-1289, 1288-1288, 1287-1287, 1286-1286, 1285-1285, 1284-1284, 1283-1283, 1282-1282, 1281-1281, 1280-1280, 1279-1279, 1278-1278, 1277-1277, 1276-1276, 1275-1275, 1274-1274, 1273-1273, 1272-1272, 1271-1271, 1270-1270, 1269-1269, 1268-1268, 1267-1267, 1266-1266, 1265-1265, 1264-1264, 1263-1263, 1262-1262, 1261-1261, 1260-1260, 1259-1259, 1258-1258, 1257-1257, 1256-1256, 1255-1255, 1254-1254, 1253-1253, 1252-1252, 1251-1251, 1250-1250, 1249-1249, 1248-1248, 1247-1247, 1246-1246, 1245-1245, 1244-1244, 1243-1243, 1242-1242, 1241-1241, 1240-1240, 1239-1239, 1238-1238, 1237-1237, 1236-1236, 1235-1235, 1234-1234, 1233-1233, 1232-1232, 1231-1231, 1230-1230, 1229-1229, 1228-1228, 1227-1227, 1226-1226, 1225-1225, 1224-1224, 1223-1223, 1222-1222, 1221-1221, 1220-1220, 1219-1219, 1218-1218, 1217-1217, 1216-1216, 1215-1215, 1214-1214, 1213-1213, 1212-1212, 1211-1211, 1210-1210, 1209-1209, 1208-1208, 1207-1207, 1206-1206, 1205-1205, 1204-1204, 1203-1203, 1202-1202, 1201-1201, 1200-1200, 1199-1199, 1198-1198, 1197-1197, 1196-1196, 1195-1195, 1194-1194, 1193-1193, 1192-1192, 1191-1191, 1190-1190, 1189-1189, 1188-1188, 1187-1187, 1186-1186, 1185-1185, 1184-1184, 1183-1183, 1182-1182, 1181-1181, 1180-1180, 1179-1179, 1178-1178, 1177-1177, 1176-1176, 1175-1175, 1174-1174, 1173-1173, 1172-1172, 1171-1171, 1170-1170, 1169-1169, 1168-1168, 1167-1167, 1166-1166, 1165-1165, 1164-1164, 1163-1163, 1162-1162, 1161-1161, 1160-1160, 1159-1159, 1158-1158, 1157-1157, 1156-1156, 1155-1155, 1154-1154, 1153-1153, 1152-1152, 1151-1151, 1150-1150, 1149-1149, 1148-1148, 1147-1147, 1146-1146, 1145-1145, 1144-1144, 1143-1143, 1142-1142, 1141-1141, 1140-1140, 1139-1139, 1138-1138, 1137-1137, 1136-1136, 1135-1135, 1134-1134, 1133-1133, 1132-1132, 1131-1131, 1130-1130, 1129-1129, 1128-1128, 1127-1127, 1126-1126, 1125-1125, 1124-1124, 1123-1123, 1122-1122, 1121-1121, 1120-1120, 1119-1119, 1118-1118, 1117-1117, 1116-1116, 1115-1115, 1114-1114, 1113-1113, 1112-1112, 1111-1111, 1110-1110, 1109-1109, 1108-1108, 1107-1107, 1106-1106, 1105-1105, 1104-1104, 1103-1103, 1102-1102, 1101-1101, 1100-1100, 1099-1099, 1098-1098, 1097-1097, 1096-1096, 1095-1095, 1094-1094, 1093-1093, 1092-1092, 1091-1091, 1090-1090, 1089-1089, 1088-1088, 1087-1087, 1086-1086, 1085-1085, 1084-1084, 1083-1083, 1082-1082, 1081-1081, 1080-1080, 1079-1079, 1078-1078, 1077-1077, 1076-1076, 1075-1075, 1074-1074, 1073-1073, 1072-1072, 1071-1071, 1070-1070, 1069-1069, 1068-1068, 1067-1067, 1066-1066, 1065-1065, 1064-1064, 1063-1063, 1062-1062, 1061-1061, 1060-1060, 1059-1059, 1058-1058, 1057-1057, 1056-1056, 1055-1055, 1054-1054, 1053-1053, 1052-1052, 1051-1051, 1050-1050, 1049-1049, 1048-1048, 1047-1047, 1046-1046, 1045-1045, 1044-1044, 1043-1043, 1042-1042, 1041-1041, 1040-1040, 1039-1039, 1038-1038, 1037-1037, 1036-1036, 1035-1035, 1034-1034, 1033-1033, 1032-1032, 1031-1031, 1030-1030, 1029-1029, 1028-1028, 1027-1027, 1026-1026, 1025-1025, 1024-1024, 1023-1023, 1022-1022, 1021-1021, 1020-1020, 1019-1019, 1018-1018, 1017-1017, 1016-1016, 1015-1015, 1014-1014, 1013-1013, 1012-1012, 1011-1011, 1010-1010, 1009-1009, 1008-1008, 1007-1007, 1006-1006, 1005-1005, 1004-1004, 1003-1003, 1002-1002, 1001-1001, 1000-1000, 999-999, 998-998, 997-997, 996-996, 995-995, 994-994, 993-993, 992-992, 991-991, 990-990, 989-989, 988-988, 987-987, 986-986, 985-985, 984-984, 983-983, 982-982, 981-981, 980-980, 979-979, 978-978, 977-977, 976-976, 975-975, 974-974, 973-973, 972-972, 971-971, 970-970, 969-969, 968-968, 967-967, 966-966, 9

Pubblicazioni citate

- Cucco M, Alessandria G, Bissacco M, Carpegna F, Fasola M, Gagliardi A, Gola L, Volponi S, Pellegrino I. 2021. The spreading of the invasive sacred ibis in Italy. *Scientific reports* 11, article number 86. <https://doi.org/10.1038/s598-020-79137-w>.
- Cocchi R, Volponi S, Baccetti N. 2019. Piano di gestione nazionale dell'ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* (Latham, 1790). ISPRA, Ozzano E.
- Ercole S, Angelini P, Carnevali L, Casella L, Giacanelli V, Grignetti A, La Mesa G, Nardelli R, Serra L, Stoch F, Tunesi L, Genovesi P (red.). 2021. Rapporti Direttive Natura (2013-2018). Sintesi dello stato di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario e delle azioni di contrasto alle specie esotiche di rilevanza unionale in Italia. ISPRA, Serie Rapporti 349/2021.
- Fasola M, Villa M, Canova L. 2003. Le zone umide. Colonie di aironi e biodiversità della pianura lombarda. Regione Lombardia e Provincia di Pavia. Pp 142.
- Fasola M, Albanese G, Asoer, Boano G, Boncompagni E, Bressan U, Brunelli M, Ciaccio A, **Floris G, Grussu M**, Guglielmi R, Guzzon C, Mezzavilla F, Paesani G, Sacchetti A, **Sanna M**, Scarton F, Scoccianti C, Utmar P, Vaschetti G, Velatta F. 2007 Le garzaie in Italia, 2002. *Avocetta* 31: 5-46.
- Fasola M, Brangi A. 2010. Consequences of rice agriculture for waterbirds population size and dynamics. *Waterbirds* 33, Special Publication 1: 160-166.
- Fasola M, Rubolini D, Merli E, Boncompagni E, Bressan U. 2010. Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. *Population Ecology* 52: 59-72 (DOI 10.1007/s10144-009-0165-1).
- Fasola M, Cardarelli E, Ranghetti L, Boncompagni E, Pellitteri-Rosa D, Delle Monache D, Morganti M. 2022. Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Global Ecology and Conservation* 36. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135>.
- Fasola M, Cardarelli E, Ranghetti L, Boncompagni E, Pellitteri-Rosa D, Delle Monache D, Morganti M. 2022. Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Global Ecology and Conservation* 36. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135>.
- Fasola M, Morganti M. 2022. Breeding populations of 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy, 1972-2018." *LifeWatch ERIC*. <https://doi.org/10.48372/bdc791a7-7678-44ad-a311-bd30c5086a06>.
- Fasola M, Pellitteri-Rosa D, Pinoli G, Alessandria G, Boncompagni E, Boano G, Brangi A, Carpegna F, Cassone P, Della Toffola M, Ferlini F, Gagliardi A, Gargioni A, Gola L, Grattini N, Gustin M, Lavezzi F, Maffezzoli L, Martignoni C, Musumeci R, Pirota G, Provini I, Ravasini M, Re A, Riboni B, Tamietti A, Viganò E, Morganti M. 2023 Five decades of breeding populations census for 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy. *Scientific Data* 10: Article number 239, <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02072-8>.
- Di Febbraro M, Bosso L, Fasola M, Santicchia F, Aloise G, Lioy S, Tricarico E, Ruggieri L, Bovero S, Mori E, Bertolino S. 2023. Different facets of the same niche: Integrating citizen science and scientific survey data to predict biological invasion risk under multiple global change drivers. *Global Change Biology* <https://doi.org/10.1111/gcb.16901>.
- Longoni V, Cardarelli E, Bogliani G. 2013. Un esperimento di recupero del valore naturalistico delle risaie: il progetto CORINAT. XVII Convegno Italiano di Ornitologia, Trento. <https://www.researchgate.net/publication/323969032>.
- Pannekoek J, Van Strien A. 2005. TRIM 3 Manual. Trends and indices for monitoring data. Research paper 0102. Voorburg, The Netherlands (<http://www.ebcc.info/index.php?ID=13>).
- Ranghetti L, Cardarelli E, Boschetti M, Busetto L, Fasola M. 2018. Assessment of water management changes in the Italian rice paddies from 2000 to 2016 using satellite data: a contribution to agro-ecological studies. *Remote Sensing* 10, 763.
- Staneva A, Burfield I. 2017. European birds of conservation concern. Populations, trends and national responsibilities. *BirdLife International* (https://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/European%20Birds%20of%20Conservation%20Concern_Low.pdf).
- Valle R, Scarton F. 2018. Uso dei droni nel censimento degli uccelli acquatici nidificanti nel Nord Adriatico. *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia*, 69: 69-75.

Allegati

Copie dei due articoli due nuovi articoli relativi alla biologia degli uccelli acquatici coloniali, pubblicati nel 2023 su riviste scientifiche.



OPEN

DATA DESCRIPTOR

Five decades of breeding populations census for 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy

Mauro Fasola¹✉, Daniele Pellitteri-Rosa¹, Guido Pinoli², Gianfranco Alessandria³, Eleonora Boncompagni¹, Giovanni Boano³, Anna Brangi¹, Franco Carpegna³, Pietro Cassone⁴, Mauro Della Toffola³, Flavio Ferlini¹, Alessandra Gagliardi^{5,12}, Arturo Gargioni¹, Laura Gola⁶, Nunzio Grattini¹, Marco Gustin⁷, Franco Lavezzi¹, Lorenzo Maffezzoli¹, Cesare Martignoni¹, Roberto Musumeci⁸, Giuliana Pirotta¹, Ivan Provini⁹, Maurizio Ravasini¹⁰, Alessandro Re⁴, Bassano Riboni¹, Alberto Tamietti⁶, Enrico Viganò¹ & Michelangelo Morganti¹¹✉

Colonial waterbirds, a major biodiversity element occurring in the core of ultra-anthropized Europe, are ideal indicators of the wellness of inland wetlands. Nonetheless, there is a critical knowledge gap in their trend and population status. We present an uninterrupted 47 years-long dataset of the breeding populations of 12 species of colonial waterbirds (Ardeidae, Phalacrocoracidae, Plataleidae, Threskiornitidae) throughout a 58,000 km² agricultural region in the higher Po basin (NW Italy). A trained team of collaborators censused with standardized field techniques the number of nests of each species at 419 colonies in the 1972–2018 period, summing up a total of 236,316 records. Data cleaning and standardization were performed for each census year, ensuring robust and consistent data. This dataset is among the largest ever collected for a guild of European vertebrates. It has already been used to describe the factors influencing population trends, and still offers opportunities to explore a wide range of key ecological processes such as biological invasions, global change consequences and biodiversity impact of agricultural practices.

Background & Summary

Long-term datasets on animal populations are difficult to gather due to lack of commitment by researchers and to scarceness of funds that are necessary to sustain monitoring programs over many years^{1–3}. A consequence of this is a systemic lack of long-term data that hinders the main mission of ecology, to understand how and why animal populations fluctuate. We contributed to filling this gap by carrying out a long-term monitoring of colonial waterbirds breeding in the same colonies (Ardeidae, Phalacrocoracidae, Plataleidae, Threskiornitidae) throughout a wide area in Northwestern Italy. Our monitoring program started in 1972 and is currently ongoing, thus reaching in 2022 the 51st year of uninterrupted counts and becoming the longest survey of bird populations in Italy and among the longest over whole Europe.

The monitored area is centered around the main rice-production zone of Europe, the plain of upper Po valley, that hosts one of the largest concentrations of breeding waterbirds at continental level⁴. Particularly abundant

¹Dipartimento Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Via Ferrata 9, 27100 Pavia, Italy. ²Regione Lombardia, Piazza Città di Lombardia 1, 20124 Milano, Italy. ³Gruppo Piemontese Studi Ornitologici, Via San Francesco 188, 10022 Carmagnola, Italy. ⁴Parco Ticino Lago Maggiore, Villa Picchetta, 28062 Cameri, Italy. ⁵Dipartimento Scienze Teoriche e Applicate, Università dell'Insubria, Via Dunant 3, 21100 Varese, Italy. ⁶Ente Gestione Aree Protette Po Piemontese, Lungo Po Gramsci 10, 15033 Casale Monferrato, Italy. ⁷Lipu-BirdLife Italia, via Pasubio 3, 43121 Parma, Italy. ⁸Parco Regionale Adda Sud, Viale Dalmazia 10, 26900 Lodi, Italy. ⁹Parco Lombardo Valle del Ticino, Via Isonzo 1, 20013 Pontevicchio di Magenta, Italy. ¹⁰Strada Rosa 108, 43011 Busseto, Italy. ¹¹CNR-IRSA, National Research Council - Water Research Institute, 20047 Brugherio, Italy. ¹²Present address: Istituto Oikos, Via Crescenzago 1, 20134 Milano, Italy.

✉e-mail: fasola@unipv.it; michelangelo.morganti@irsa.cnr.it

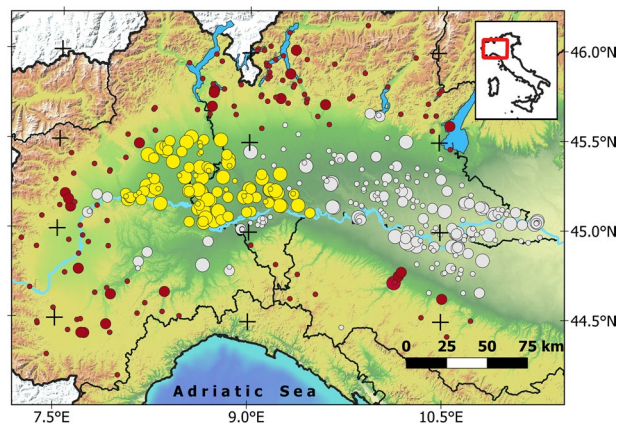


Fig. 1 Study area in NW Italy where all the colony sites were monitored from 1972 to 2018. Dots colors group the colonies in the “Paddies” (yellow), in the “Rivers” (grey) and in the “Uplands” (red) sectors. Dot size classifies the colonies by the average number of nests over the entire monitoring period (small: <50 nests, medium: 51–250, large: >250). The hydrological network is visible on the map, with the main river crossing the area from west to east being the Po. Black contours represent Regional borders, white areas are non-Italian territories. Elevation model from³⁰.

were the species of herons and egrets that during our monitoring fluctuated from 11,400 to 31,200 nests. At the peak of their abundance during our monitoring period, Grey Herons (*Ardea cinerea*) accounted for 7% of the mean number of pairs estimated for whole Europe⁵, Purple Herons (*Ardea purpurea*) for 7%, Squacco Herons (*Ardeola ralloides*) for 4%, while two species accounted for a very high proportion of the European breeding population, 29% in Little Egrets (*Egretta garzetta*) and 62% in Black-crowned Night-Herons (*Nycticorax nycticorax*).

These large populations were sustained by the availability of suitable foraging habitats, particularly rice fields that cover the largest area, host more abundant prey, and allow higher food intake for breeding herons and egrets, compared to the other European rice districts⁶. During the five decades of monitoring, the number of breeding waterbirds species increased from six to 12, including the allochthonous Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus*⁷, and their populations underwent large fluctuations. Some species of herons and egrets increased greatly from 1985 to 2000, thanks to reduced human-induced mortality and to meteorological variations^{8,9}. But after 2000 the positive trend was reversed for the most abundant species, and in 2018 their number of nests had decreased by half in the sector of the monitored area where paddies were increasingly cultivated without permanent flooding, thus reducing the availability of foraging habitat. On the other hand, the same species remained stable or increased in the other two sectors where the main foraging habitats were rivers and ponds⁴. Wide surfaces cultivated on rice may act as surrogates of the nowadays lost natural wetlands for the freshwater biota, of which herons and egrets represent flagship species¹⁰. But the recent spread of rice cultivation practices that avoid permanent flooding¹¹ threatens the pivotal ecological role of these crops for environmental conservation.

Subsets of this dataset have been repeatedly provided for free to researchers, to environmental managers, and to local government agencies. A notable result for nature conservation was that a considerable proportion of the colony sites have been progressively protected as nature reserves¹².

Here, we make available to the scientific community a dataset on breeding distribution and nest numbers for 12 species of colonially breeding waterbirds, monitored over a large area along five decades. Population trends have been already analyzed, but the dataset still offers opportunities to explore a wide range of key ecological processes such as biological invasions, patterns of colony distribution, species interactions, influence of global changes, and impact of agricultural practices on biodiversity. The dataset is available in the LifeWatch ERIC metadata catalogue¹³. Currently, the dataset covers the first 47 years of monitoring, 1972–2018. The data for the years 2019–2022 have been collected but not yet completely verified. We look forward to produce updated versions of the dataset as soon as the quality checks will be concluded by the coordinating team.

Methods

Taxonomic coverage. We monitored the breeding population of 12 species, the seven species of the Family Ardeidae, and all the other waterbirds (Family Phalacrocoracidae, Plataleidae, Threskiornitidae) that bred in the same colonies throughout the study area. Until 1986, only five of these species were regularly breeding: Grey Heron, Purple Heron, Squacco Heron, Little Egret, and Black-crowned Night-Heron. Afterwards, five new species started breeding: Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) since 1987, Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) since 1989, Sacred Ibis since 1989, Great Egret (*Ardea alba*) since 1994, and Pygmy Cormorant (*Microcarbo pygmeus*) from 2014. Two additional species bred only sporadically and in low numbers: the Glossy Ibis (*Plegadis falcinellus*), and the Eurasian Spoonbill (*Platalea leucorodia*).

Geographic coverage. All the colony sites were monitored each year throughout 58,000 km² in Northwestern Italy, the whole Lombardy and Piedmont regions, and the provinces of Piacenza, Parma, and Reggio Emilia (Fig. 1). This study area includes a variety of macro-habitats, wide cultivations and residual natural wetlands of the Po Plain, forests of the mid-altitude alpine valleys, and several villages and large urban areas such

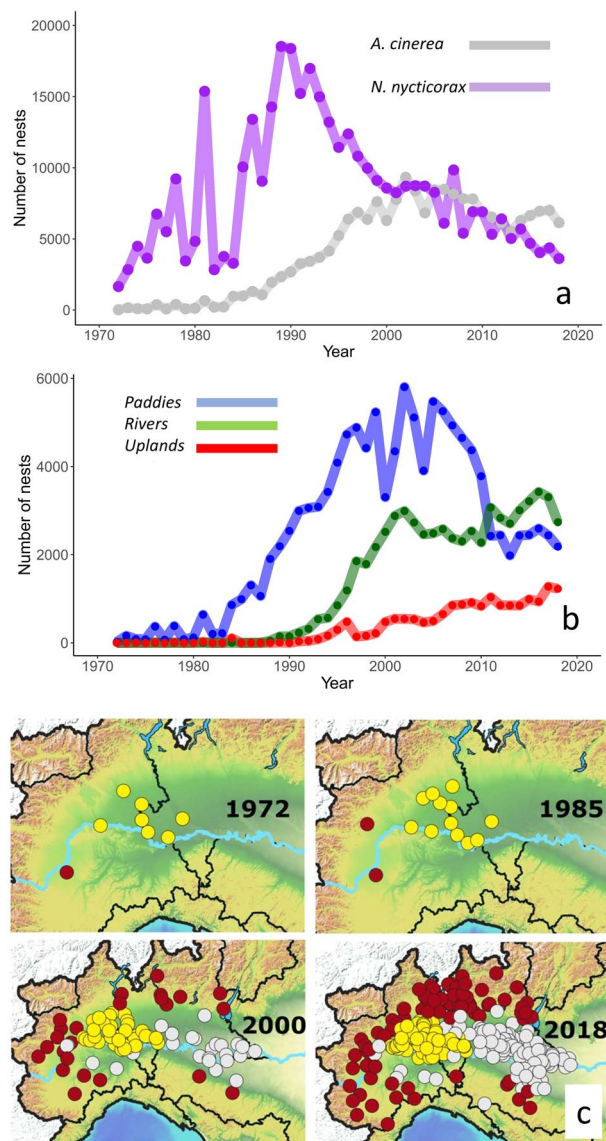


Fig. 2 Examples of potentialities of the dataset. **(a)** comparison of population trends among Grey Herons (grey line) and Black-crowned Night-Herons (purple line). **(b)** comparison of population trends of *A. cinerea* over the three different sectors of the study area. **(c)** spatial expansion of Grey Herons over the study period; dots show the location of all the active colonies, and dot colors correspond to sectors as in Fig. 1.

as Milan and Turin. The colonies recorded within the monitored area were classified into spatially contiguous groups, based on their location in one of three sectors: “Paddies” (category 1 in the dataset, column ‘Sector’), “Rivers” (category 2) and “Uplands” (category 3). This classification revealed in the years to be of high ecological meaning, since it condenses the fact that the three sectors differed in breeding species, in macro-ecological features, in species-specific patterns of range expansion (Fig. 2), in population trends⁸ and in the main foraging habitats and the prey types exploited by waterbirds¹⁴. Specifically, in the ‘paddies’ sector, located in the center of the study area below 200 m a.s.l., all the 12 species have bred and their populations have been more abundant than in the other sectors⁹. Here, herons and egrets foraged mainly on the extensive surfaces of paddies (Fig. 3), and on irrigation ditches, small wetlands and rivers, where they preyed mostly on amphibians, and recently also on allochthonous species, the crayfish *Procambarus clarkii* and the Oriental weatherfish *Misgurnus anguillicaudatus*¹⁵. In the ‘Rivers’ sector, located outside the rice cultivation area and below 250 m a.s.l., only some of the monitored species bred and with lower abundance, at least until 1990. Here, the banks of large rivers, Po, Ticino, Tanaro, Sesia, Adda, Oglio, and Mincio, represent the main foraging habitats and fish constitutes the main target prey. In the ‘Uplands’ sectors, located in the peripheral areas in hill and mountains landscapes from 250 to 800 m a.s.l., consistent breeding populations occurred only since 1990, mostly Grey Herons and a small number of other species (Fig. 2). Here, small streams, ponds and shallow lakes are the main foraging habitats for waterbirds¹⁶.



Fig. 3 View of an area of intensive rice cultivation in the ‘paddies’ sector. In 2001 all the cultivations were rice paddies with different levels of irrigation. The wood in the center hosted a mixed heronry during the whole period of monitoring and has been protected as Nature Reserve since 1985.

Monitoring organization. The survey of the colonies and the nests counts were performed by teams of university researchers, officers of local administrations involved in nature conservation, park wardens, and voluntary collaborators, who had been initially trained during collective nest count sessions. The activities were organized throughout the whole period by the same coordinator (the first author here), who allocated the colonies to each collaborator, provided instructions and training aimed to homogenize the census techniques, and checked and archived the data.

The colony sites were initially detected from previous records, and by a thorough survey of the study area. Active colonies were generally easily spotted by observing the flights of the adults commuting from their nest to foraging areas, especially at peak breeding periods and in open plain landscapes. The exact location of the colony was then found by approaching and visiting accurately the area.

In this paper, we refer by the term “colony” to the whole of the breeding birds, their nests and the biotope where they are placed, by “colony site” to the biotope alone, and by “breeders” to the breeding birds alone. In most cases, the nests of a colony were tightly clumped and unequivocally segregated from neighbor colonies. Groups of nests distant at least 1 km were classified as distinct colonies, and higher distances were the norm. On the other hand, in a few cases we classified as a single colony the clumps of nests separated by spans of less than 1 km, because such distance allows visual or vocal interactions between the clumps, so that the breeders constitute a functional unit¹⁷. The number of nests per colony ranged from a few to thousands. The few cases of isolated nests that occurred especially for Grey Herons, were also archived as colonies. The breeders usually settled year after year in the same location, if the colony site remained suitable and undisturbed. In one notable case, Grey Herons have nested exactly at the same site in a suburban park at least since the year 1900 when this colony was first described¹⁸. However, at some of the monitored sites the breeders shifted location over short distances compared to previous years. As suggested by opportunistic observations, these movements may be due to habitat changes, or to human disturbance especially when this occurs during the initial phases of settlement when the breeders are highly sensitive. When a colony shifted location from one year to the next within a distance of less than 1 km and within the same patch of vegetation, we considered this as being the same colony. This rule conveniently avoided an unnecessary multiplication of colonies in the dataset. Even with this caution and the introduction of this spatial ‘threshold’, the cases of abandonment of a traditional colony site, and of settlement of a colony in a new site, were not rare. Consequently, the total number of colony sites recorded throughout the 47 years of monitoring (419) was much larger than the number of colonies active in a given year (from 45 in 1972 to 278 in 2018).

Census techniques. The collaborators were instructed to visit each active colony at least two times during the breeding season, and to estimate the total number of nests of each species at the peak of their presence in the colony, using one of the following four standardized techniques that had already been proposed for Grey Herons¹⁹ (Fig. 4), each suited to differing habitats, colony size, and heron species, in order of decreasing preference. 1) Ground count of all the nests, performed at the peak occupation of each colony, a technique particularly suited for easily accessible, small (<100 nests), and monospecific heronries when birds were not severely disturbed by the observers. 2) Post-nesting ground count, a technique tested and advocated²⁰ for Great Blue Herons

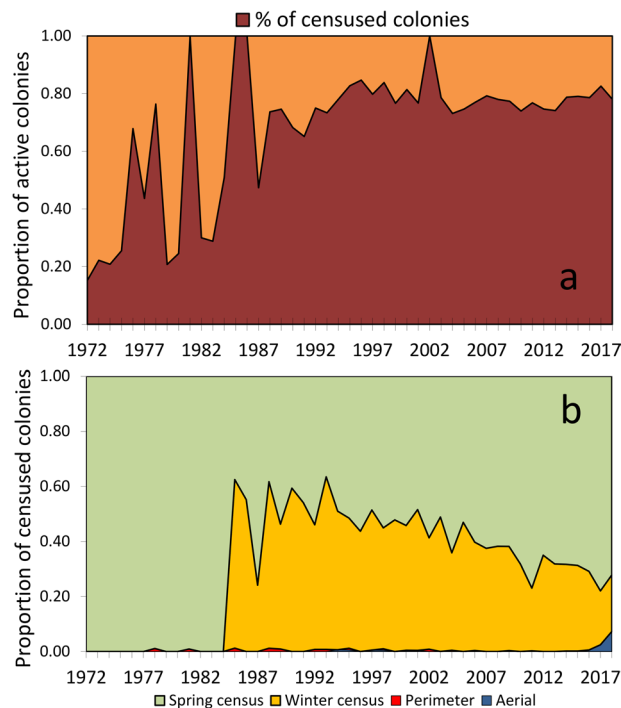


Fig. 4 Proportion of colonies where the number of nests was estimated during the study period. **(a)** proportion of the active colonies where the number of nests was estimated (deep red), and where only the occurrence of each species was reported (orange). Complete censuses (100% of active colonies exhaustively censused) were realized in the years 1981, 1985, 1986 and 2002. **(b)** yearly use of the different census techniques (see Methods) among the colonies in which nest counts were performed.

Ardea herodias. The proportion of each species during their peak breeding season was estimated on a sample of nests during at least two visits. These proportions were then extrapolated to the total number of nests, counted during the subsequent autumn when the nests become clearly visible on leafless trees. Grey Heron nests were distinguished during post-breeding counts thanks to their larger size. The number of nests counted during fall was then multiplied by a conversion factor (1.12 for the Grey Heron, and 1.06 for the other species) that accounted for the average number of nests that had disappeared between the breeding period and the autumn count. These conversion factors had been estimated as the average ratio between total counts performed twice, during breeding and again during the subsequent autumn, at a sample of colonies (M. Fasola, unpublished data). Post-breeding nest counts were adopted particularly for large heronries with many Cattle Egrets, Little Egrets and Black-crowned Night-Herons, and when the disturbance caused by a complete count during the breeding period was considered excessive and not advisable. Even in these heronries, however, the scarce species, Purple Herons, Squacco Herons and Great Egrets, were counted individually during the peak breeding period, because estimated proportions during autumn are not proper in these less abundant species. 3) Aerial photographic count. Initially, nests were counted on low-altitude photos taken from ultralight aircrafts only in the few cases of colonies in reed beds. Since 2015, we increasingly used drones for aerial survey at several colonies in every sector of the study area, using a standardized procedure. At each colony, a sequence of contiguous, non-overlapping photos were taken by drones flown at 20–40 m above the nests. The number of nests was then counted on these photos by the same drone operator, with attention to include all the nests with incubating or brooding parents or with exposed eggs or chicks, to exclude birds not on their nest and non-breeding visitors, and to accurately identify the species within dense vegetation. The imagery taken by drones allows very accurate counts of all nests at sites with sparse foliage (Fig. 5). For colony sites in dense vegetation accuracy can be lower, therefore the estimates from aerial photos were checked by ground counts whenever the colony was accessible. Drones do not disturb the monitored species (personal observations) nor other species of colonial waterbirds²¹ during incubation or chick-rearing when flown at elevations >15 m above the nests. 4) Perimeter count, i.e., expert estimates based on the number of visible nests and foraging flights, observed from the colony edge. This technique was adopted in a few cases of small (<100 nests) and completely inaccessible heronries where other techniques were inapplicable.

The same census technique was normally adopted year after year for the same colony unless its size and characteristics changed and other census techniques were revealed to be more suited. The counting unit throughout the monitoring period was the number of nests that could be spotted in the active portion of the colony. In some cases, a minor proportion of nest structures from the previous year may persist in abandoned portions of the colony, but they were not included in the counts. On the other hand, we included in the counts all the visible nests within the active portions of the colony. We deemed it irrelevant to try and assess whether a nest was in use or not during the count, because observations of large samples of marked nests at several heronries, performed while recording breeding success²², showed that during the breeding season, abandoned nests



Fig. 5 Example of an aerial photo used for nest counts. Monospecific colony with 25 nests of Grey Herons at egg hatching stage, on trees (Alder *Alnus glutinosa*).

within active portions of the colonies disappear rapidly as neighbour breeders steal their twigs. Egg development plus chick growth lasts about 90 days in the large Grey Heron and about 50 days in the small Squacco Heron²³. The synchrony of breeding period and phases was usually high within each colony and breeding species, but could be variable among different colonies and particularly among certain species. Breeding occurred earlier for Grey Herons (with a peak from mid-February to mid-May), later for Purple Herons and for Squacco Herons (peak from mid-May to mid-July), and in a middle period (in April and May) for the other species. The phenological variations, both among heronries and species, were taken into account by checking the same colony during repeated visits and by performing the count of each species when the number of its nests was higher.

Nest counts were performed at more than 99% of the colonies in 1981, 1985, 1986, and 2002. In the other years, nest counts were accomplished at an average of 66.3% of the active colonies, and over the whole 1972–2018 period nest counts averaged 73.6% of the colonies (Fig. 4a). In the remaining cases, collaborators could not assess nest number for lack of time, fear of excessive disturbance to the breeders, site inaccessibility, or access denied by land owner. When nests could not be counted, breeding was confirmed for each species, colony and year, in order to provide the basic information allowing the calculation of a population index. Breeding confirmation without nest count occurred sporadically and randomly throughout all the study area and especially for the long-lasting colonies. This kind of incomplete count, requiring the adoption of population indexes, are typical of the censuses of colonial birds (e.g. herons in the UK²⁴) and of most large-scale monitoring of environmental data. Abandoned colony sites were repeatedly checked as well, but reoccupation occurred only exceptionally.

Data Records

The full dataset is publicly available at the LifeWatch ERIC data repository¹³ accessible from: <https://doi.org/10.48372/bdc791a7-7678-44ad-a311-bd30c5086a06>. This dataset includes a file “Waterbirds_Italy_1978_2018_V1.csv” with estimates of the number of nests for each of the 12 monitored species, at each of the 419 breeding sites, and for each of the 47 years from 1972 to 2018 (a total of 236,316 data). A metadata file describes the monitoring program, list the principal investigators, and defines the variables in the.csv file: geographic latitude and longitude of the geographic center of the locality of each colony site; sector of the study area; habitat of the colony site; year; scientific name of the species; occurrence status (whether absent or present and nesting); number of nests (or –1 when a species was recorded nesting but its number of nests were not assessed).

Technical Validation

We are confident that virtually all the heronries within the study area had been identified, thanks to the re-occupation of traditional colony sites, to the repeated, independent discovery of the same heronries by different collaborators, and to the overall number of collaborators (over 100 in recent years). Only a few cases of isolated nests of Grey Herons may have been occasionally overlooked.

The nests counts were performed by collaborators, both professionals and amateur ornithologists, skilled in quantitative wildlife assessment. In order to homogenize the performance of the collaborators and to standardize the counts, we held training sessions, yearly meetings, and joint visits to a variety of colonies throughout the study area. It was not possible to evaluate the inter-observer differences in nest counts, and we are aware that despite the training, collaborators precision can be low²⁵. Though the precision of the counts among the collaborators could

not be determined, we are confident that the census data are robust and reasonably precise, because most of the sites have been visited by the same observer year after year, and in some cases throughout the whole study period. Inter-observer variability should therefore have had limited effect on the estimation of population trends, one of the main aims of this monitoring program.

We are aware of the shortcomings of the census techniques we employed. Such shortcomings, common to all censuses of colonially breeding ardeids, cormorants, and allied species, are well known and partly still unbridgeable²⁶. Nest count accuracy is weakened by incomplete synchrony of breeding²⁷, and by short nest persistence²⁸, so that no practicable technique can count all the nests that existed throughout the breeding season. Therefore, neither the number of nests nor of breeders may be accurately estimated with the techniques currently available. This inaccuracy notwithstanding, the counts of breeding waterbirds can be used as indexes of population size²⁶. Different census techniques provide estimates which have large confidence intervals (>20%¹⁹), and it is often impossible to compare the published estimates of colonial waterbirds, because the techniques for nest count are rarely described in any detail. However, thanks to our efforts to standardize the techniques adopted for the censuses in our study area, we are confident that our results can be interpreted as robust cues of nest numbers at peak breeding. Within these limits, we believe that the number of nest recorded during our standardized counts can be used for several aims, including the estimation of long-term temporal changes in breeding numbers.

Usage Notes

Advice on estimation of population trends using this dataset. The data of this monitoring program were used to assess the trends of the breeding populations over the past five decades, using the loglinear Poisson regression method as implemented by the TRIM software (https://www.cbs.nl/-/media/_pdf/2017/23/trim3man.pdf) and its R implementation (*rtrim* package²⁹). These methods were specifically developed to analyze monitoring data from incomplete counts, which is the most commonplace in ecological surveys. TRIM software produces models of population trends, taking into account the typical overdispersion and temporal autocorrelation of such data. In case of interest in obtain population trends, we suggest entering into the operational dataset for TRIM only the colonies with nest numbers assessed for >50% of the years, because the software cannot develop models when incomplete counts are prevailing. Our repeated test confirm that the exclusion of a few incomplete cases has a limited effect on the resulting models, as suggested by the same TRIM developer (Van Strien pers. comm.). For further details on use of TRIM index for population trend analysis, as well as on examples of usage of part of this dataset see^{4,8}.

Code availability

No custom code was used to generate or process the data described in the manuscript.

Received: 12 December 2022; Accepted: 14 March 2023;

Published online: 26 April 2023

References

- Cody, M. L. & Smallwood, J. A. *Long-term Studies Of Vertebrate Communities* (Academic Press, 1996).
- Müller F., Baessler, C., Schubert, H. & Klotz, S. (Eds). *Long-Term Ecological Research Between Theory And Application* (Springer Nature, 2014).
- Botsford, L. W., White, J. W. & Hastings A. *Population Dynamics For Conservation* (Oxford University Press, 2019).
- Fasola, M. *et al.* Changes in rice cultivation affect population trends of herons and egrets in Italy. *Glob. Ecol. Conserv.* **36**, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02135> (2022).
- European Environment Agency. Status and trends of bird populations: datasets from Article 12, Birds Directive 2009/147/EC reporting. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/article-12-database-birds-directive-2009-147-ec-1> (2021).
- Fasola, M. Opportunistic use of foraging resources by heron communities in Southern Europe. *Ecography* **17**, 113–123 (1994).
- Cucco, M. *et al.* The spreading of the invasive sacred ibis in Italy. *Sci. Rep.* **11**, article number 86. <https://doi.org/10.1038/s598-020-79137-w> (2021).
- Fasola, M., Rubolini, D., Merli, E., Boncompagni, E. & Bressan, U. Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. *Popul. Ecol.* **52**, 59–72 (2010).
- Fasola, M. & Brangi, A. Consequences of rice agriculture for waterbirds population size and dynamics. *Waterbirds (Special Publication 1)* **33**, 160–166 (2010).
- Fasola, M. & Ruiz, X. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean Region. *Col. Waterbirds (Special publication 1)* **19**, 122–128 (1996).
- Ranghetti, L., Cardarelli, E., Boschetti, M., Busetto, L. & Fasola, M. Assessment of water management changes in the Italian rice paddies from 2000 to 2016 using satellite data: a contribution to agro-ecological studies. *Remote Sens.* **10**, 763, <https://doi.org/10.3390/rs1005076> (2018).
- Gariboldi, A., Rizzi, V. & Casale, F. *Aree Importanti Per L'Avifauna In Italia* (Lega Italiana Protezione Uccelli, 2000).
- Fasola, M. & Morganti, M. Breeding populations of 12 species of colonial waterbirds in northwestern Italy, 1972–2018. *LifeWatch ERIC* <https://doi.org/10.48372/bdc791a7-7678-44ad-a311-bd30c5086a06> (2022).
- Fasola, M., Rosa, P. & Canova, L. Diets of Squacco Herons, Little Egrets, Night, Purple and Grey Herons, in their Italian breeding range. *Terre Vie* **48**, 35–4 (1993).
- Fasola, M. & Cardarelli, E. Long-term changes in the food resources of a guild of breeding Ardeinae (Aves) in Italy. *Ital. J. Zool.* **82**, 238–248 (2015).
- Morganti, M. *et al.* Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: implications for management and conservation. *Avian Res.* **10**, 1–13 (2019).
- Buckley, P. A. & Buckley, F. G. What constitutes a waterbird colony? *Proceedings Colonial Waterbird Group* **3**, 1–15 (1980).
- Moltoni, E. Le garzaie in Italia. *Riv. ital. ornitol.* **6**, 109–148, 211–296 (1936).
- Dodd, M. G. & Murphy, T. M. Accuracy and precision of techniques for counting Great Blue Heron nests. *J. Wildl. Manage.* **59**, 667–673 (1995).
- Gibbs, J. P., Woodward, S., Hunter, M. L. & Hutchinson, A. E. Comparison of techniques for censusing Great Blue Heron nests. *J. Field Ornithol.* **59**, 130–134 (1988).

21. Valle, R. & Scarton, F. Uso dei droni nel censimento degli uccelli acquatici nidificanti nel Nord Adriatico. *Boll. Mus. Stor. Nat. Venezia* **69**, 69–75 (2018).
22. Fasola, M. Optimal clutch size in herons: observational and experimental approaches. *Ethol. Ecol. Evol.* **10**, 33–46 (1998).
23. Kushlan, J. A. & Hancock, J. A. *The Herons* (Oxford University Press, 2005).
24. Marchant, J. H., Freeman, S. N., Crick, H. Q. P. & Beaven, L. P. The BTO heronries census of England and Wales 1928–2000: new indexes and a comparison of analytical methods. *Ibis* **146**, 323–334 (2004).
25. Graham, K., Collier, B., Broadstreet, M. & Collins, B. Great Blue Heron (*Ardea herodias*) population in Ontario: data from and insight on the use of volunteers. *Col. Waterbirds* **19**, 39–44 (1996).
26. Kushlan, J. A. Population biology and conservation of colonial wading birds. *Col. Waterbirds* **15**, 1–7 (1992).
27. Frederick, P. C., Heath, J. A., Bennetts, R. & Hafner, H. Estimating nests not present at the time of breeding surveys: an important consideration in assessing nesting populations. *J. Field Ornithol.* **77**, 212–219 (2006).
28. Piazza, B. P. & Wright, V. L. Within-season nest persistence in large wading bird rookeries. *Waterbirds* **27**, 362–367 (2004).
29. Bogaart, P., van der Loo, M. & Pannekoek, J. Rtrim: Trends And Indices For Monitoring Data. R package version 2.0.6. <https://CRAN.R-project.org/package=rtrim> (2018).
30. Tarquini, S., Isola, I., Favalli, M., Battistini, A. & Dotta, G. TINITALY, A Digital Elevation Model Of Italy With A 10 Meters Cell Size. *Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia*. <https://doi.org/10.13127/tinitaly/1.1> (2023).

Acknowledgements

We are sincerely devoted to all the collaborators (>200 in total plus the co-authors) who contributed to the data collection. Their names are listed at <https://garzaie.unipv.it> for long-lasting recognition of their work. Data collection was supported by Lombardy Regional Government, Italy, by Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU/Birdlife Italy), and by several local associations of amateur ornithologists. Ilaria Rosati (CNR, Italy) of the LifeWatch ERIC's working group assisted the preparation of the data repository.

Author contributions

M.F.: conceived and designed the study and collected in-country data. M.F., D.P.-R., G.P., G.A., E.B., M.M.: organized data collection and archiving. G.B., A.B., F.C., P.C., M.D.T., F.F., A.G., A.G., L.G., N.G., M.G., F.L., L.M., A.M., C.M., G.P., I.P., M.R., A.R., B.R., A.T., E.V. collected in-country data. M.F. and M.M. wrote the first draft of the manuscript. All authors revised and approved the final version of the manuscript.

Competing interests

The authors declare no competing interests.

Additional information

Correspondence and requests for materials should be addressed to M.F. or M.M.

Reprints and permissions information is available at www.nature.com/reprints.

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.












Open Access This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons license, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons license and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this license, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

© The Author(s) 2023

RESEARCH ARTICLE

Different facets of the same niche: Integrating citizen science and scientific survey data to predict biological invasion risk under multiple global change drivers

Mirko Di Febbraro¹  | Luciano Bosso²  | Mauro Fasola³  | Francesca Santicchia⁴  |
Gaetano Aloise⁵  | Simone Lioy⁶  | Elena Tricarico^{7,8}  | Luciano Ruggieri⁹ |
Stefano Bovero¹⁰ | Emiliano Mori^{8,11}  | Sandro Bertolino¹² 

¹Environmetrics Lab, Department of Biosciences and Territory, University of Molise, Pesche, Isernia, Italy

²Department of Research Infrastructures for Marine Biological Resources, Stazione Zoologica Anton Dohrn, Naples, Italy

³Dipartimento Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Pavia, Italy

⁴Environment Analysis and Management Unit, Guido Tosi Research Group, Department of Theoretical and Applied Sciences, Università degli Studi dell'Insubria, Varese, Italy

⁵Museo di Storia Naturale e Orto Botanico, Università della Calabria, Rende, Cosenza, Italy

⁶Department of Agricultural, Forest and Food Sciences, University of Turin, Turin, Italy

⁷Department of Biology, University of Florence, Sesto Fiorentino, Italy

⁸National Biodiversity Future Center (NBFC), Palermo, Italy

⁹EBN Italia at Pro Natura, Turin, Italy

¹⁰"Zirichiltaggi" Sardinia Wildlife Conservation NGO, Sassari, Italy

¹¹Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri, Florence, Italy

¹²Department of Life Sciences and Systems Biology, University of Turin, Turin, Italy

Correspondence

Luciano Bosso, Department of Research Infrastructures for Marine Biological Resources, Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale, 80121 Naples, Italy.

Email: luciano.bosso@szn.it

Funding information

NBFC; University of Florence; CNR-IRET; Italian Ministry of University and Research, Grant/Award Number: CN00000033; University of Turin

Abstract

Citizen science initiatives have been increasingly used by researchers as a source of occurrence data to model the distribution of alien species. Since citizen science presence-only data suffer from some fundamental issues, efforts have been made to combine these data with those provided by scientifically structured surveys. Surprisingly, only a few studies proposing data integration evaluated the contribution of this process to the effective sampling of species' environmental niches and, consequently, its effect on model predictions on new time intervals. We relied on niche overlap analyses, machine learning classification algorithms and ecological niche models to compare the ability of data from citizen science and scientific surveys, along with their integration, in capturing the realized niche of 13 invasive alien species in Italy. Moreover, we assessed differences in current and future invasion risk predicted by each data set under multiple global change scenarios. We showed that data from citizen science and scientific surveys captured similar species niches though highlighting exclusive portions associated with clearly identifiable environmental conditions. In terrestrial species, citizen science data granted the highest gain in environmental space to the pooled niches, determining an increased future biological invasion risk. A few aquatic species modelled at the regional scale reported a net loss in the pooled niches compared to their scientific

survey niches, suggesting that citizen science data may also lead to contraction in pooled niches. For these species, models predicted a lower future biological invasion risk. These findings indicate that citizen science data may represent a valuable contribution to predicting future spread of invasive alien species, especially within national-scale programmes. At the same time, citizen science data collected on species poorly known to citizen scientists, or in strictly local contexts, may strongly affect the niche quantification of these taxa and the prediction of their future biological invasion risk.

KEYWORDS

alien species, biological invasions, citizen science, data science, ecological niche models, global change

1 | INTRODUCTION

Reducing impacts of invasive alien species on biodiversity and human well-being is a key target for the post-2020 Global Biodiversity Framework under the Convention on Biological Diversity. To reach this goal, it is pivotal to effectively manage the most significant pathways of introduction, regulate the most harmful alien species and reduce the impacts in the most vulnerable areas. The regulation of deleterious species trade and invasion pathways is required, for instance, by the European Union regulation on invasive alien species (Regulation EU 1143/2014; Tollington et al., 2017). Considering the growing number of introduced species worldwide (Seebens et al., 2017), it is essential to identify alien species that could establish and spread over large areas, producing negative impacts (Finnoff et al., 2007). This involves a prioritization process that can be done through horizon-scanning (Bertolino, Cerri, et al., 2020; Bertolino, Sciandra, et al., 2020; Roy et al., 2014) and risk assessments (Roy et al., 2018). Expert-based evaluation, required for alien species screening activities, could improve the availability of present and potential future ranges of target species and of information on their ecological niche. Ecological niche models (hereafter, ENMs) are widely used to obtain range maps, forecast future spread and depict the niche of alien species. These models combine occurrence data with geographic layers of environmental information to predict distributions across landscapes, with extrapolation in space and time (Elith et al., 2011). Therefore, the quality of models' output depends primarily on the availability and reliability of occurrence and environmental data.

Citizen science is the collection of data of scientific interest (e.g. species occurrences) by the general public as part of collaborative projects with professional scientists, who validate and elaborate the data (Wiggins & Crowston, 2011). This method proved effective and economical for gathering species occurrences where scientifically designed surveys would require time-consuming field efforts (Johnson et al., 2020), with successful applications also on invasive alien species (Grez et al., 2022; Maistrello et al., 2016; Werenkraut et al., 2020). In recent years, citizen science initiatives have increasingly been used by researchers as a source of occurrence data to model the distribution of species in both native (Arenas-Castro

et al., 2022; Milanese et al., 2020; Park et al., 2022; Stuber et al., 2022) and invaded ranges (Di Febbraro et al., 2019; Giuntini et al., 2022; Tran et al., 2022). The availability of abundant and widely distributed occurrence records represented a key characteristic behind the growing importance of citizen science initiatives in modelling studies, especially as providers of presence-only data (Fletcher et al., 2019; Johnston et al., 2022). Since presence-only data gathered from opportunistic surveys such as citizen science initiatives suffer from some key issues (e.g. sampling bias, imperfect detection, unavailability of absences, etc.), efforts have been made to combine these data with those provided by scientifically planned, structured surveys (Fletcher et al., 2019; Miller et al., 2019). Among the plethora of different data integration methods proposed (e.g. Broennimann & Guisan, 2008; Gallien et al., 2012; Robinson et al., 2020), the most recent approaches focused on hierarchically combining big, unstructured citizen science data sets with small, scientifically structured data sets, often generated at different spatial resolution, extent and data type (i.e. presence-only and presence/absence; Ahmad Suhaimi et al., 2021; Chevalier et al., 2021; Fletcher et al., 2019; Grabow et al., 2022; Ovaskainen et al., 2016; Stuber et al., 2022). Most of these studies explicitly compared the predictive performance of traditional versus integrated distribution models (Chevalier et al., 2021; Robinson et al., 2020; Zulian et al., 2021), without providing conclusive evidence to support the use of the latter (Ahmad Suhaimi et al., 2021; Simmonds et al., 2020). Only a small number of the most recent studies proposing data integration evaluated the contribution of this process to the effective sampling of species environmental niche and, consequently, its effect on model predictions on new areas/time intervals (see Chevalier et al., 2021; Scherrer et al., 2021).

The often incomplete coverage of species' environmental preferences inherent to small-scale, scientifically structured surveys introduces an issue of niche truncation that might affect predictions on novel environmental conditions (e.g. future climates) included in the species niche but uncaptured in the survey phase due to its limited extent (Chevalier et al., 2021). Data integration methods represent a promising approach for dealing with niche truncation problems, making it relevant to ascertain their effect in favouring niche gain (i.e. reducing niche truncation) and to predict future global change impacts on species distribution. Since invasive alien species often

exhibit just a small fraction of their fundamental niche in the invaded regions (Bertolino, Cerri, et al., 2020; Bertolino, Sciandra, et al., 2020; Guisan et al., 2014), using occurrence data from these areas to model their distribution might likely introduce niche truncation. Accordingly, invasive alien species represent suitable candidates to test whether integrating data from different sources (i.e. citizen science and scientific surveys) might mitigate niche truncation and influence predictions of future biological invasion risk under global change drivers.

We propose a study aimed at comparing the ability of citizen science and scientific survey data, along with their pooling, to capture realized niche of a set of invasive alien species in Italy, and, consequently, assessing differences in predicted current and future biological invasion risk under global change scenarios. To cover the broadest possible habitat and taxonomic spectrum, we selected six freshwater and seven terrestrial species introduced in Italy in the last 10–75 years, representing seven orders and nine families (Table S1). We chose these species as they are highly invasive in Italy and are sufficiently known and sampled from both citizen and scientific survey programmes, thus providing an excellent experimental set for the study purpose. Since the occurrence records of some species were gathered from national-scale data sets while others were from regional-scale sources, we analysed the species at two different levels, that is, either national (Italy) or regional (Piedmont region). To corroborate the study aims, we started with two working hypotheses, that is, that pooling data from scientific surveys and citizen science initiatives always implied a net gain in the coverage of the environmental niche sampled in the invaded range, and that such niche gain is systematically paired with an increased biological invasion risk under future global change. These hypotheses were tested following five objectives: (i) calculating niche overlap and similarity between citizen science and scientific survey data, identifying the major environmental conditions differentiating citizen science and scientific survey realized niches; (ii) quantifying the percentage of environmental space that is gained/lost when integrating citizen science and scientific survey data; (iii) modelling current and 2100 species distributions in Italy or Piedmont region from citizen science, scientific survey and pooled data sets under climate, land cover and human population change scenarios; (iv) assessing differences in predictive accuracy and in range net change between the current time and 2100, as modelled from the three occurrence data sources; (v) testing for the relationship between niche gain generated by data pooling and range net change values.

2 | METHODS

2.1 | Analytical framework

We deployed an analytical framework structured around two separate pipelines: (i) niche overlap analyses coupled with machine learning classification models; and (ii) ENMs. The first line of analysis was set to investigate differences in the realized niches

of 13 target species estimated using in turn data from scientific surveys, citizen science programmes or a pooled data set including both. We specifically focused on the non-overlapping niche portions, that is, the regions of the environmental space that are exclusively represented by a single data source ('only citizen science niche', 'only scientific survey niche' and 'only pooled niche') and their combinations (Figure 1). We extracted the environmental conditions associated with these non-overlapping regions and calibrated machine learning classification models to evaluate which environmental variables contributed the most in differentiating non-overlapping niche portions.

The second pipeline was developed to assess possible discrepancies in the biological invasion risk (in terms of habitat suitability) of the 13 target species as predicted by citizen science, scientific survey and pooled data under an ENM framework. Accordingly, we modelled target species current and future distribution under climate, land cover and human population change scenarios. As the study area represented just a limited portion of the global distribution ranges of the analysed species, we trained ENMs according to a hierarchical framework (Gallien et al., 2012), that is, refining global predictions at the regional scale (Di Febbraro et al., 2018, 2019). Hence, a first group of models was calibrated considering the global species range and bioclimatic variables (i.e. global ENMs; Appendix S1). Then, we fitted a second set of models to the study area level (Italy or Piedmont region, i.e. regional ENMs) incorporating predictions from global ENMs (Appendix S1). Regional ENMs calibrated from citizen science, scientific survey and pooled data were compared in terms of predictive performances and range net change. Lastly, to test if an enlarged niche space generated by data pooling determined an increase in the future predicted biological invasion risk, we assessed the relationship between niche net gain (as emerging from the first modelling approach) and range net change values (as derived from the second line of analysis).

2.2 | Species occurrence data

Occurrence records for global ENMs calibration were gathered from both native and invaded ranges (Broennimann & Guisan, 2008). For native range, we converted the IUCN extent of occurrence maps for each species into grids with a resolution of 50 km (Roll et al., 2017) using the resulting cells as presence data (Appendix S1). We also added data from invaded ranges as extracted from the 'Global Biodiversity Information Facility' (GBIF) database (Strubbe et al., 2015; see Table S1). The accuracy of records gathered from GBIF was assessed by including only occurrences given to at least two decimal places (0.01 decimal degrees, corresponding to 1.11 km at the equator) and by removing duplicated and unrealistic records. As to regional ENMs, scientific survey data were provided by authors and represent the results of extensive and multi-year monitoring projects, whereas citizen science data were supplied by national organizations and were integrated with data from the citizen science online platform 'iNaturalist' (<https://www.inaturalist.org/>; see

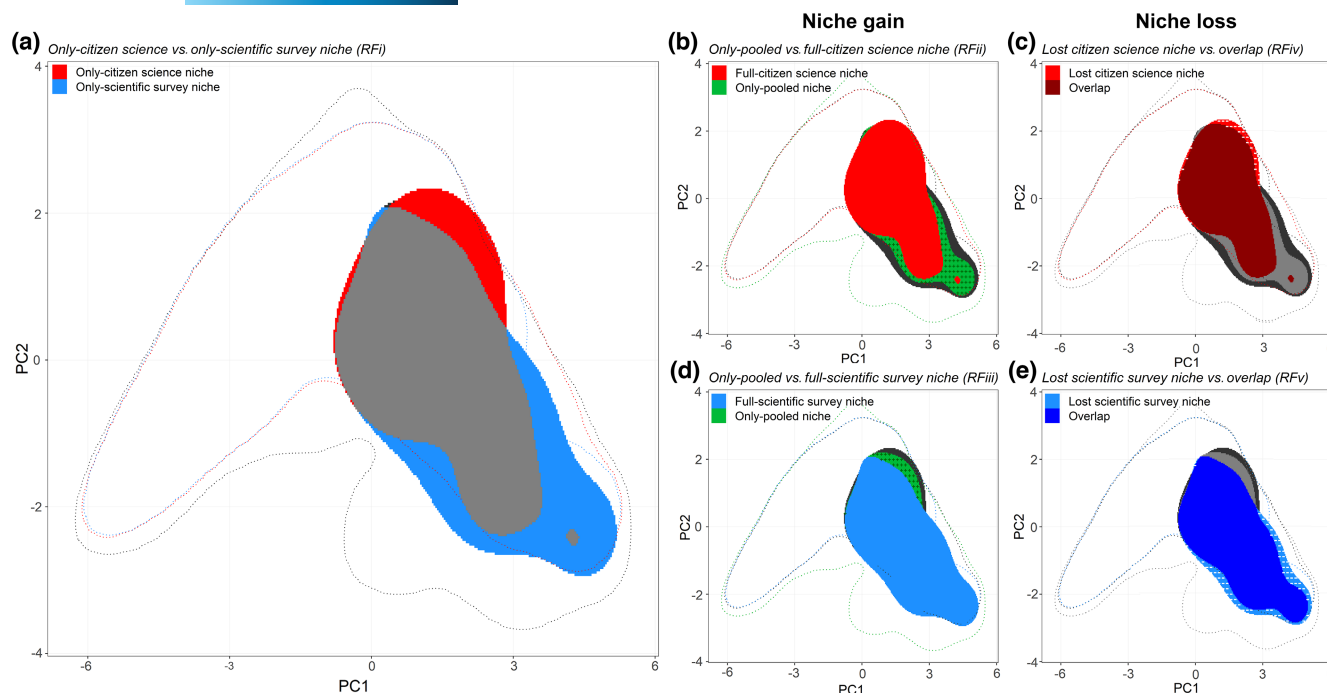


FIGURE 1 Conceptual framework used to compare and characterize non-overlapping niche portions as generated by citizen science, scientific survey and pooled data sets. (a) Depicts an example of only citizen science (red) and only scientific survey (blue) portions that are compared in the first group of RF classification models (i.e. RFi) to assess the environmental characteristics differing the most between the two. (b, d) Refer to the comparisons between only pooled (dark green crosses over a green background) and full citizen science or full scientific survey as performed in the second and third group of RF models (i.e. RFii and RFiii). (c, e) Depict the comparisons between overlapped niche (dark red and blue) and lost portions of citizen science or scientific survey niches (white dashes over red or blue backgrounds), as calculated in the fourth and fifth group of RF classification models (i.e. RFiv and RFv). Grey colours indicate niche portions not involved in RF models. RF, Random Forest.

Table S2 for credits and single species data sources). Citizen science data were critically examined, retaining only the records that were fully reliable (i.e. with photos attached).

2.3 | Environmental variables

For global ENMs, we considered the 19 bioclimatic variables provided in the CHELSA database (Karger et al., 2017), which were rasterized at 50km. Once checked for multicollinearity variance inflation factor ($VIF \leq 5$; Zuur et al., 2010), the final predictor set was reduced to nine (Table S3). For regional ENMs calibration, we considered the 19 CHELSA variables, along with three topographical variables (elevation, slope and roughness; Danielson & Gesch, 2011), four natural land cover categories (Euclidean distance to barren areas, forests, grasslands and waterbodies extracted from the GeoSOS global database; Li et al., 2017), five variables describing human-modified land cover (Euclidean distance to farmlands, density and distance to urban areas from Li et al., 2017, and density and distance to roads from OpenStreetMap; <https://www.openstreetmap.org>) and two human population size predictors (i.e. in urban and rural areas; Gao, 2017). All variables were rasterized at a 1-km spatial resolution and checked for multicollinearity ($VIF \leq 5$), retaining 21 final predictors (Table S3).

2.4 | Niche overlap analyses and classification models

For each species, we calculated the niche overlap between scientific survey and citizen science data according to the framework proposed by Broennimann et al. (2012), which has been widely adopted in ecological studies (Antell et al., 2021; Bosso et al., 2022; Collart et al., 2020; Di Febbraro et al., 2017; Liroy et al., 2023; Raia et al., 2020). Through this approach, principal component analysis (PCA) was used to decompose the environmental space defined for citizen science, scientific survey and pooled data sources (i.e. all the environmental conditions intersected by the occurrences and background environments). Occurrence records and environmental conditions were projected into this PCA space; then, their densities were calculated across the first two principal components using a kernel density smoother. Occurrence and background environment densities were then divided by the maximum number of occurrences in any cell of the environmental space and by the number of sites with the most common environment respectively (Broennimann et al., 2012). The process generated a density grid in the environmental space that was used to calculate niche overlap between scientific survey and citizen science data sources in terms of Schoener's *D* index (Schoener, 1970). We also performed niche similarity tests (Warren et al., 2008), to evaluate whether the two niches being

compared (i.e. citizen science vs. scientific survey) are more similar/different than expected by chance. The test prescribes comparing the observed Schoener's *D* value to a null distribution of 100 overlap values, yielding a significant outcome if the observed overlap is higher ('niche conservatism' hypothesis) or lower ('niche divergence' hypothesis) than the 95th percentile of the null distribution ($p < .05$). For each species, we compared the width of full citizen science (i.e. only citizen science niche plus overlap), full scientific survey (i.e. only scientific survey niche plus overlap) and pooled niches, as well as of the only citizen science and only scientific survey niche portions in the environmental space (Figure 1).

Furthermore, to quantify the amount of gained niche space that is obtained by pooling citizen science and scientific survey data sets, we calculated the percentage of only pooled niche width versus the full citizen science or full scientific survey niche (Figure 1b,d). We also assessed the amount of niche margins lost in the pooling process (e.g. due to an overall shrink or barycentre shift) by calculating the percentage of lost environmental space from citizen science or scientific survey niches compared to the overlapping part (i.e. the part included in the pooled niche; Figure 1c,e).

For each species, we identified the most critical environmental conditions differentiating non-overlapping niche portions by implementing five Random Forest (RF; Breiman, 2001) classification models: (i) only citizen science versus only scientific survey niches (RFi; Figure 1a); (ii) only pooled versus full citizen science niches (RFii; Figure 1b); (iii) only pooled versus full scientific survey niche (RFiii; Figure 1d); (iv) lost citizen science niche versus overlap (RFiv; Figure 1c); and (v) lost scientific survey niche versus overlap (RFv; Figure 1e). For each model, environmental variables associated with each non-overlapping portion in the PCA environmental space were used as covariates. We calculated the classification performance as the out-of-bag accuracy rate and the variables contribution as the mean decrease in such accuracy (Liaw & Weiner, 2002). All the analyses were carried out using the 'ecospat' (Broennimann et al., 2016) and 'randomForest' (Liaw & Weiner, 2002) R packages.

2.5 | Ecological niche models

We calibrated global and regional ENMs using an ensemble forecasting approach as implemented by the 'biomod2' (Thuiller et al., 2009) R package. Specifically for global ENMs, we averaged models through committee averaging, which quantifies the percentage of agreement on the species occurrence among several model predictions (Thuiller et al., 2009). According to Gallien et al. (2012), background points created to calibrate regional ENMs were given a different weight depending on committee averaging values generated by global ENMs (Appendix S1). As to regional ENMs, we adopted a mixed strategy depending on the species number of occurrences (Di Febbraro et al., 2018; Lyu et al., 2022). In particular, we calibrated the so-called 'ensemble of small models' (Breiner et al., 2018) for those species reporting fewer than 50 occurrences in either scientific survey or citizen science data sets (Santini et al., 2021), that is, considering all

possible combinations of the 21 environmental variables taken two at a time. Species with ≥ 50 occurrences for both scientific and citizen data sets were modelled with 'traditional' ensemble ENMs (i.e. including all 21 environmental variables at the same time). Pooled data sets were modelled alternatively through ensemble of small models or ENMs according to their sample size.

We used the following four modelling algorithms: Generalized linear models, generalized additive models, generalized boosted models and RF. For each species, we identified all the WWF Terrestrial Ecoregions (Olson et al., 2001) including species records as the background area (Barve et al., 2011; Di Febbraro et al., 2019; Guisan et al., 2014), where we randomly placed a pool of 10,000 background points. In particular, background points were geographically placed according to the density of the occurrence data pooled among all the species (Chauvier et al., 2021), so that there are more background points where presences are denser (Mondanaro et al., 2021; Roy-Dufresne et al., 2019).

To evaluate model predictive accuracy, we performed a block cross-validation approach (Muscarella et al., 2014; Roberts et al., 2017), that is, splitting data into four geographically non-overlapping bins of equal occurrence number, corresponding to each corner of the entire geographical space. Model accuracy was evaluated by measuring the area under the receiver operating characteristic curve (AUC; Hanley & McNeil, 1982) and the Continuous Boyce Index (CBI; Hirzel et al., 2006). To avoid using poorly calibrated models, only projections from models with an $AUC \geq 0.7$ were considered in further analyses. Model averaging was performed by weighting the individual model projections by their AUC values and averaging the result (Marmion et al., 2009).

Models were projected to year 2100 under the worst-case scenarios for climate (RCP85; IPCC, 2013), land cover (A1B; Li et al., 2017) and human population size (SSP5; Gao, 2017) change (Table S4). Since different global circulation models may lead ENMs to predict diverging climate change effects (Buisson et al., 2010), we considered five alternative versions for the RCP8.5 scenario, generated by the GFDL-ESM4, IPSL-CM6A-LR, MPI-ESM1-2-HR, MRI-ESM2-0 and UKESM1-0-LL global circulation models (Sanderson et al., 2015). To account for the effect of model extrapolation on covariate values lying outside the calibration range, additional projections were also generated through environmental clamping (i.e. capping covariates at the limit values of the training range; Elith et al., 2011). Current and future model projections were binarized to obtain presence/absence maps according to three thresholding schemes, that is, 'equalize sensitivity and specificity', 'maximize TSS' and 'minimum training presence' (Liu et al., 2013), to take into account the effect of using different binarization approaches (Jamwal et al., 2022).

2.6 | Quantification of global change effects on species biological invasion risk

The impact of future global change on species biological invasion risk was assessed by calculating the range net change metric (in terms

of gain/loss percentage between the current and the future range) on binary maps generated for each species, model and scenario (Franklin et al., 2013). To test for differences in model predictive accuracy and range net change among different ENM groups (i.e. citizen science, scientific survey or pooled), we alternatively regressed AUC, CBI and net change values against the data set type using linear mixed models (LMM; 'lme4' R package; Bates et al., 2015). For AUC and CBI, we set the data set type as fixed term and species as random effect within a random slope design, to allow the modelled response (i.e. the difference in mean AUC/CBI values among the three data sources) to vary at the species level. Similarly, LMM for range net change were fitted considering the data set type and the broad habitat (i.e. aquatic vs. terrestrial) along with their interaction, as fixed effects, whereas setting the species, the global circulation model and the binarization threshold as random slope terms. As a post hoc test for these LMM, we performed a pairwise comparison between marginal means (i.e. the difference in fitted means between each pair of data set types). The statistical significance was assessed through Kenward–Roger *p*-values (Bates et al., 2015). LMM were also used to test whether the niche gain generated by data pooling was associated with higher range net change values predicted by pooled ENMs with respect to citizen science or scientific survey ENMs (i.e. whether a reduction in niche truncation yields a wider range prediction in the future). In this case, we included the difference in range

net change between pooled and citizen science or scientific survey ENMs as the response variable and the size of only pooled niche in the environmental space (Figure 1b,d) in interaction with the broad habitat, as the explanatory one. Also in these models, we set species, global circulation model and binarization threshold as random slope terms. All the LMMs for range net change were also fitted on net change values calculated on clamped predictions, to exclude possible effects by ENM extrapolation.

3 | RESULTS

3.1 | Niche overlap analyses and classification models

In nine species, the pooled niche was wider than both the full citizen science and full scientific survey niches, while in the four remaining species, the full scientific survey niche was the largest one (Figure 2a). The Schoener's *D* values representing the overlap degree between full citizen science and full scientific survey niches ranged between 0.272 and 0.804, with 10 out of 13 species reporting statistically significant niche similarity tests (except for *Cyprinus carpio*, *Misgurnus anguillicaudatus* and *Procambarus clarkii*; Figure 2b).

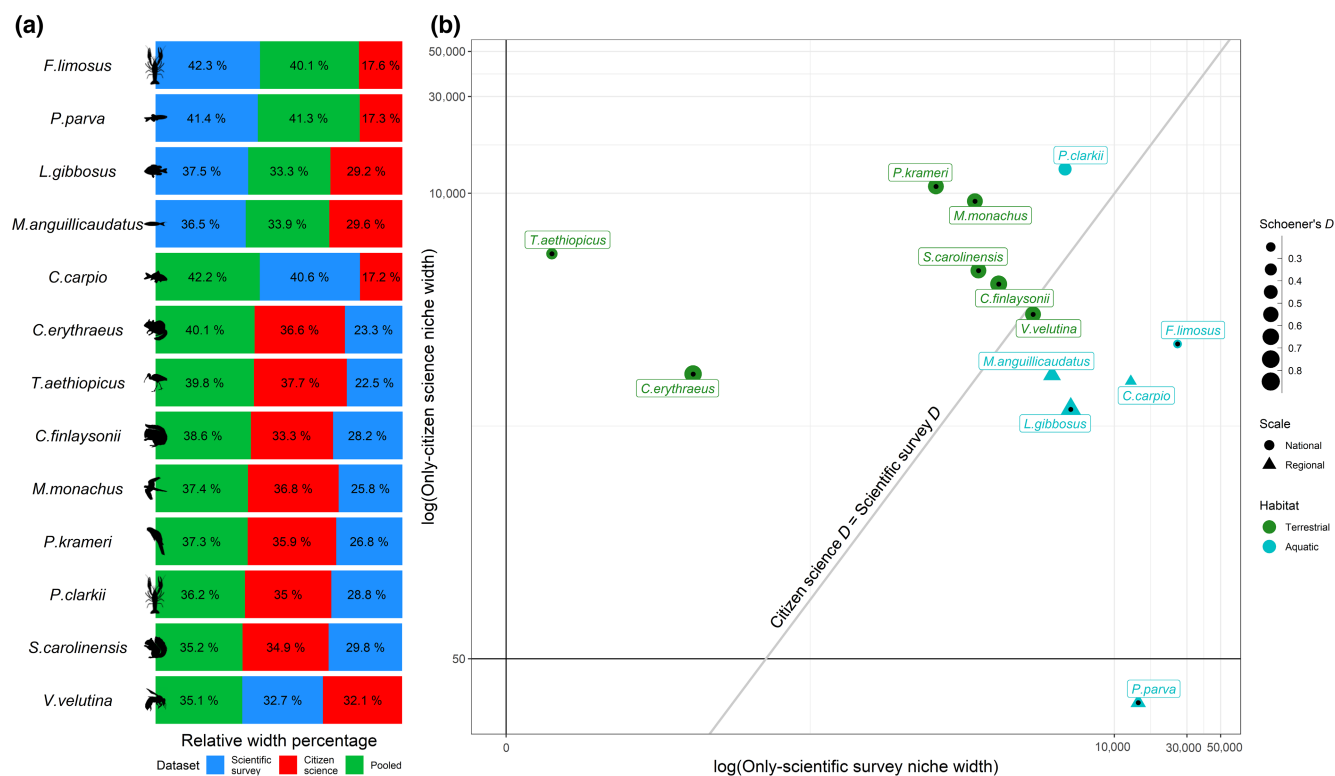


FIGURE 2 (a) Depicts the relative width percentage of full citizen science (red), full scientific survey (blue) and pooled (green) niches. (b) Illustrates the comparison of niche width values calculated for non-overlapping (i.e. only citizen science and only scientific survey) niche portions. Dot size indicates niche overlap degree (in terms of Schoener's *D* values) for each species between full citizen science and full scientific survey niches. Symbols filled with a small black dot refer to species reporting significant niche similarity tests. Terrestrial species are shown in green, while aquatic species are coloured in cyan. Circles refer to species modelled at the national scale, while triangles depict species modelled at the regional scale.

As to non-overlapping niche portions, seven of 13 species showed that only citizen science niche is wider than only scientific survey niche, most being terrestrial species modelled at the national scale. The remaining six species, that is, mostly aquatic species modelled at the regional scale, reported the opposite pattern (Figure 2b). All five RF models achieved excellent classification performances, with a mean out-of-bag accuracy rate of 92.9% (SD = $\pm 3.7\%$). RFi model evidenced that only citizen science and only scientific survey niches maximally diverged in terms of topography (i.e. elevation and slope), distance from human-modified land cover categories (both showing higher values in only scientific survey niche) and human population size (higher values in only citizen science niche; Figure 3). Although with a lower magnitude, temperature also differentiated only citizen science and only scientific survey niches, with higher values in the former (Figure 3).

The environmental space provided by scientific survey niches to the pooled niches led these to moderately increase their width compared to the full citizen science niches, with a median percentage

gain equal to 16.4% (range = 0.2%–148.6%; Figure 4a). Only three species, that is, *C. carpio*, *Pseudorasbora parva* and *Faxonius limosus*, reported a percentage increase higher than 10% above the median (i.e. 16.4%), with most of the other species scoring relatively lower values. Niche space margins lost in the pooling process are relatively scarce (median = 4.3%; range = 0%–8%) and far smaller than the margins gained (Figure 4a). According to RFii models, scientific survey niches provided pooled niches with environments characterized by higher topography, precipitation and distance from human-modified land cover categories (Figure 4b). On the contrary, RFiii models reported that the contribution of the variables characterizing the lost space from full citizen science niches was almost negligible and mostly pertaining to a loss of sites distant from natural land cover (Figure 4b).

The percentage of gained niche space granted by citizen science niches was overall higher than that generated by scientific survey niches (median = 18.9%; range = 0.3%–76.7%). Six species showed an increase >10% above the median, that is, *Threskiornis aethiopicus*,

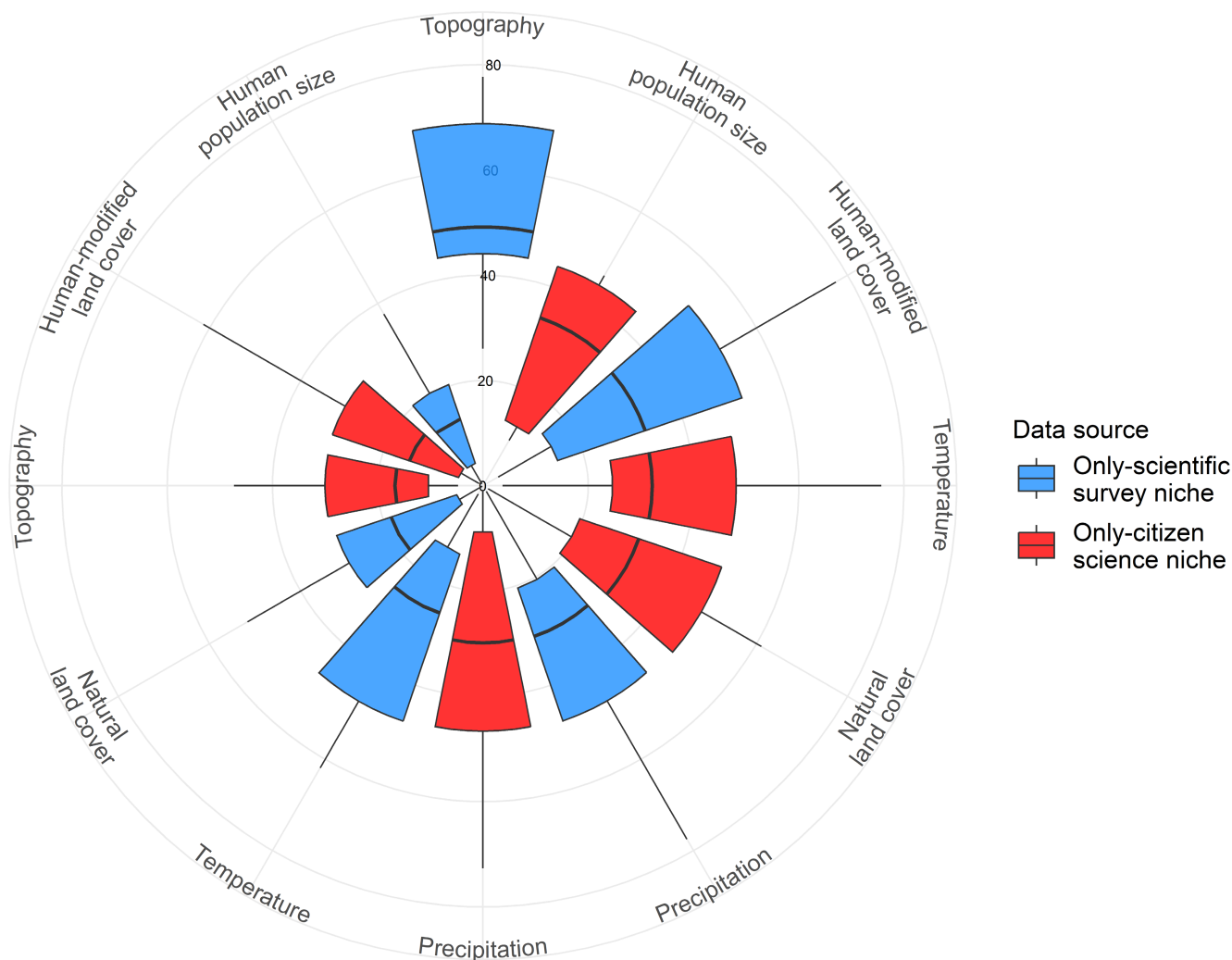


FIGURE 3 Variables importance values as emerged in the first group of Random Forest classification models (i.e. RFi). Blue boxes group the variables contribution scores for those species where predictor values are higher in only scientific survey than in only citizen science niches, while red boxes indicate the opposite pattern.

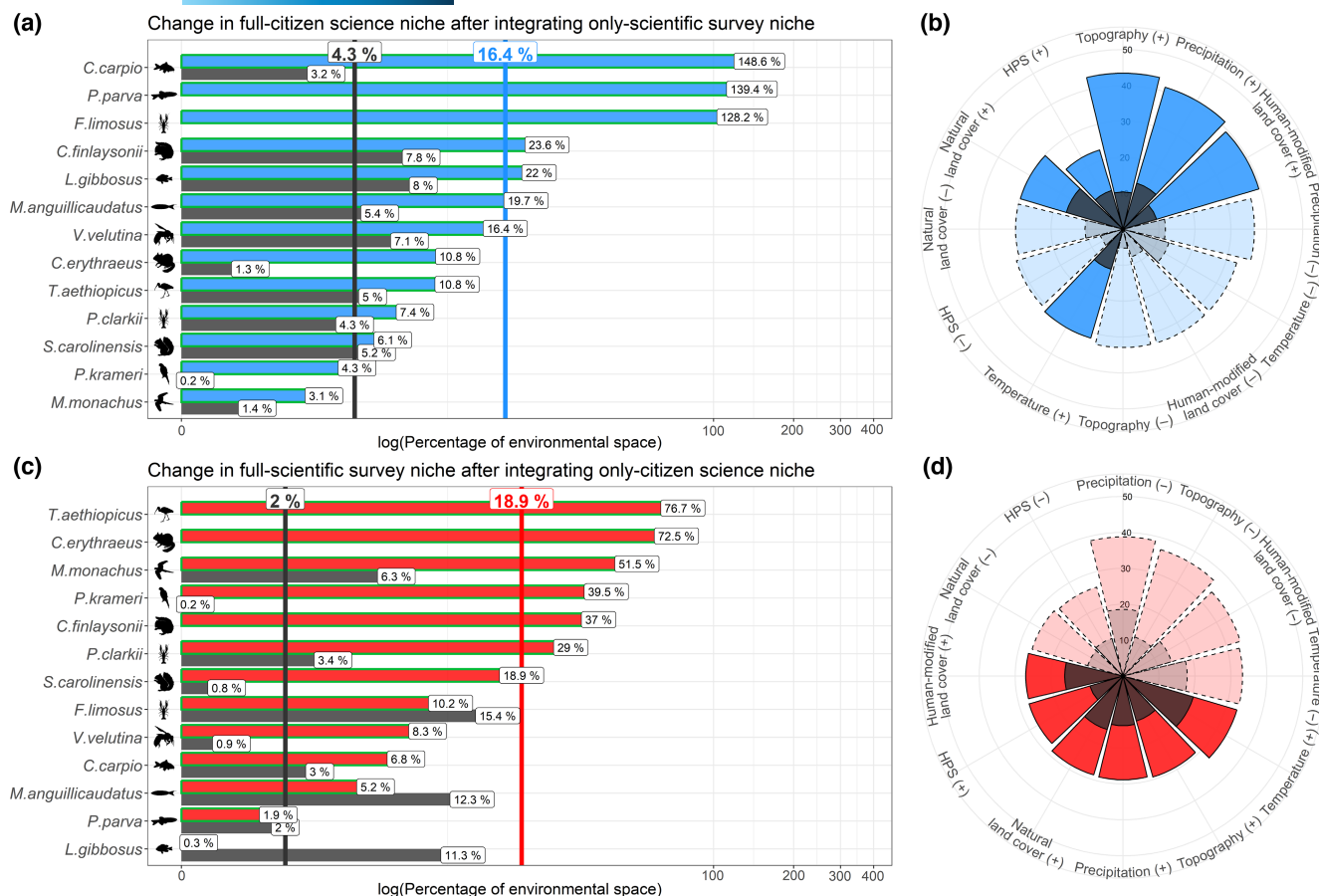


FIGURE 4 Horizontal bar plots in (a) depict the percentage gain (blue) and loss (dark grey) in environmental space of the full citizen science niches after the integration of only scientific survey niches. Similarly, (c) shows the percentage gain (red) and loss (dark grey) in environmental space of the full scientific survey niches after the integration of only citizen science niches. In these plots, vertical lines refer to median gain/loss values. Radial bar plots (b, d) show the mean contribution of the variables characterizing the gained (blue/red) and lost (dark grey) niche space. In particular, solid bars indicate that data integration led to an increase in the given variable (a '+' is placed along the variable name), while transparent bars refer to a decrease (a '-' is placed along the variable name).

Callosciurus erythraeus and *Myiopsitta monachus*, *Psittacula krameri*, *C. finlaysonii* and *P. clarkii* (Figure 4c). The percentage of lost space from full scientific survey niches was lower than that emerged from full citizen science niches (median=2%; range=0.2%–15.4%), though four species reported a higher percentage of lost than gained niche space in data integration (Figure 4c). As shown by RFiv models, citizen science niches enriched pooled niches with sites at lower precipitation, topography and distance from human-modified land cover categories, as well as with an extended thermal range (Figure 4d). The contribution of the variables characterizing the lost niche space from full scientific survey niches was slightly higher than that emerged from full citizen science niches, and mostly pertaining to a loss of sites with high temperatures and low precipitation (Figure 4d).

3.2 | Ecological niche models

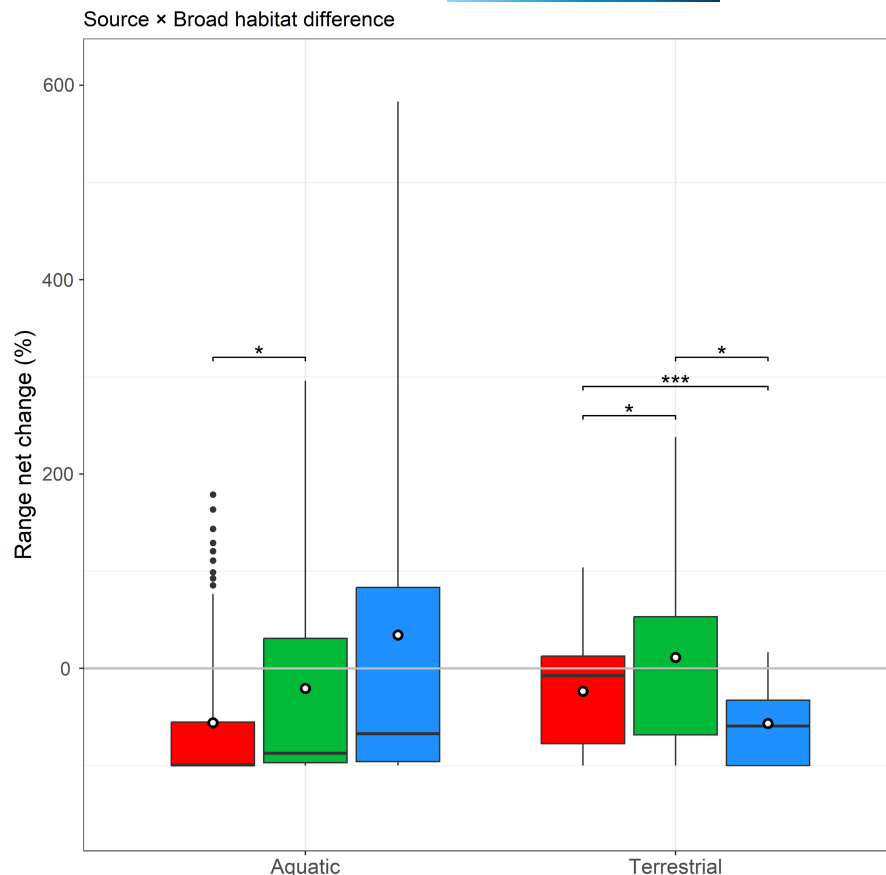
Depending on the species, global ENMs achieved fair to excellent predictive performances (sensu Swets, 1988), with a mean

AUC=0.876 (range=0.732–0.951) and a mean CBI=0.867 (0.629–0.953). As to regional ENMs (see Figure S1 for suitability predictions), predictive performances were fair to excellent depending on species and data source. Models calibrated with citizen science data achieved a mean AUC=0.901 (range=0.718–0.993) and a mean CBI=0.652 (range=–0.202–0.996; Table S5). The corresponding figure for models relying on scientific survey data reported a mean AUC=0.886 (range=0.746–0.999) and a mean CBI=0.748 (range=0.632–0.934; Table S5). Lastly, pooled ENMs achieved a mean AUC=0.903 (range=0.756–0.991) and a mean CBI=0.756 (range=0.524–0.968; Table S5). There was no significant difference in AUC or CBI values among the three data sources (Table S6).

3.3 | Biological invasion risk under future scenarios

Models calibrated on pooled data predicted an average positive range net change for terrestrial species, significantly higher than values resulting from both scientific survey and citizen science ENMs (both negative; Figure 5; Table S7). For aquatic species, only

FIGURE 5 Comparison of range net change predicted by citizen science (red), scientific survey (blue) and pooled (green) models between current time and 2100 under climate, land cover and human population change scenarios. White dots indicate the average values for each group. Statistical significance of data set comparison is expressed by the horizontal whiskers and asterisks (* $p < .05$, *** $p < .001$). The variation depicted in each box plot refers to range net change values as generated by the five global circulation models and the four binarization thresholds.



scientific survey ENMs predicted a mean positive range net change, which was higher than the values predicted by pooled and citizen science models (Figure 5; Table S7). This pattern also holds true with clamped predictions, although it is statistically significant only for terrestrial species (Figure S2; Table S8).

The niche net gain provided by scientific survey niches to pooled niches is not significantly correlated to the higher range net change in pooled ENMs with respect to scientific survey models, neither for aquatic nor terrestrial species (Figure 6a; Table S9). On the contrary, the niche net gain granted by citizen science niches to pooled niches significantly explains the higher range net change predicted by pooled ENMs compared to citizen science ENMs for both aquatic and terrestrial species (Figure 6b; Table S9). As for clamped predictions, both scientific survey and citizen science data granted a niche net gain to the pooled niches that significantly explain the higher range net change values predicted by pooled ENMs, with this pattern holding true for both aquatic and terrestrial species (Figure S3a,b; Table S10).

4 | DISCUSSION

In our work, we provided evidence that data collected by citizens and scientists generate species niches with notably large exclusive (i.e. non-overlapping) portions in most of the analysed species, with associated and clearly identifiable environmental characteristics.

Among the environmental factors differentiating full citizen from full scientific survey niches, topography, human population size, distance from human-modified land cover and temperature exert the highest contribution. Most species underwent a net gain in their pooled niches after integrating citizen science and scientific survey data, substantially mitigating the niche truncation and incomplete gradient coverage inherent in both data sources. For terrestrial species modelled at the national scale, citizen science data granted the most apparent gain in environmental space to pooled niches, which determined an increased biological invasion risk under global change drivers as predicted by pooled models. A few aquatic species reported a net loss in the pooled niches with respect to their full scientific survey niches, suggesting that citizen science data may also lead to shrinkage and barycentre shift in pooled niches. Consequently, these species showed a lower biological invasion risk predicted by pooled models than by scientific survey models.

4.1 | Scientific survey and citizen science niches. How similar, how different?

Niches generated from scientific survey and citizen science data of all the analysed species exhibited moderate to large non-overlapping regions, indicating that alternative data sources captured different portions of the environmental gradients. This potentiality of scientific survey and citizen science data to provide complementary,

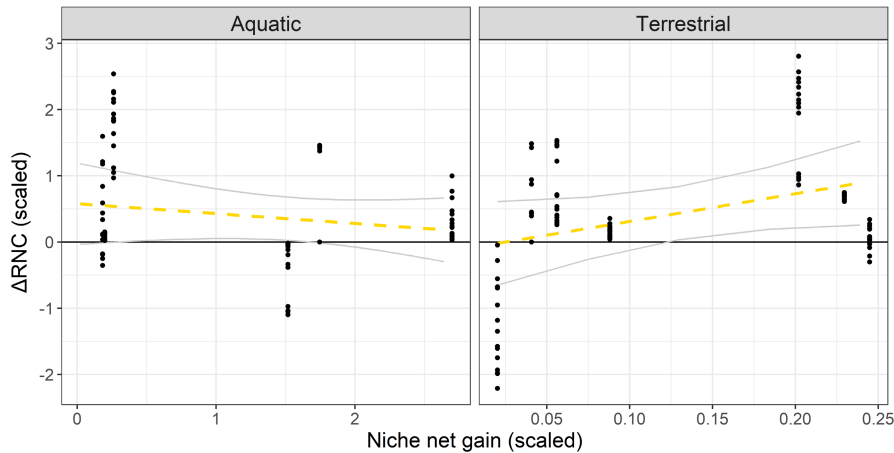
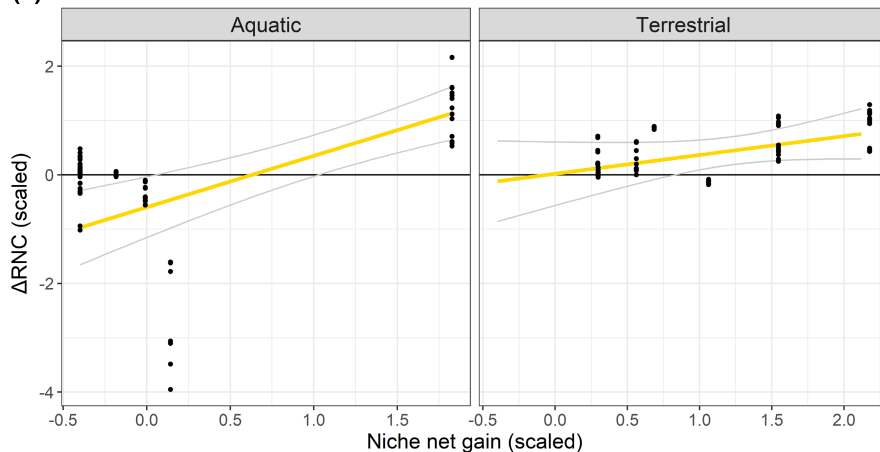
(a) $\Delta\text{RNC}(\text{pooled} - \text{citizen science ENMs})$ vs. niche gain from scientific survey data(b) $\Delta\text{RNC}(\text{pooled} - \text{scientific survey ENMs})$ vs. niche gain from citizen science data

FIGURE 6 Marginal plots showing the relationship between niche net gain determined by the inclusion of scientific survey data in the pooled niches and the difference in range net change (ΔRNC) between pooled and citizen science ENMs (a). (b) Depicts the effect of niche gain granted by citizen science data versus the difference in range net change between pooled and scientific survey ENMs. Solid, thick lines indicate a significant relationship, while dashed lines refer to non-significant ones. Grey, thin lines delimit 95% confidence intervals around the mean. ENM, ecological niche model.

non-substitutable information about species environmental preferences has been observed in several other studies (Galván et al., 2021; Grabow et al., 2022; Stuber et al., 2022). Moreover, it is in accordance with the evidence provided by Perret and Sax (2022) that both structured, scientifically driven sampling and even large collaborative databases capture the full spectrum of species' environmental niches only limitedly (i.e. 22%–45%).

Interestingly, citizen science and scientific survey non-overlapping niche portions are rather asymmetrical in all the analysed species. Most of the terrestrial species exhibit moderate to large exclusive niche portions generated from citizen science data, indicating that this data source is able to capture a wider portion of the environmental gradients in such species. The opposite figure is found for aquatic taxa, where only scientific survey niches tend to be wider than only citizen science ones. This pattern likely reflects a well-described taxonomic imbalance inherent in most citizen science initiatives. In fact, fish species are the least sampled vertebrate group by citizen science programmes worldwide, whereas they surpass amphibian and reptile species among the taxa surveyed by professional scientists (Theobald et al., 2015). Probably, this evidence appeared even exacerbated in our study context as we focused on invasive alien species outside of their native range, with likely fewer volunteers skilled and/or predisposed towards alien fishes and crustaceans than those surveying birds and mammals, that is, the

two most sampled vertebrate taxa by volunteers worldwide (Lloyd et al., 2020). By the way, citizen scientists also reported an overall lower interest in alien species (Petersen et al., 2021; but see Price-Jones et al., 2022).

As to the main environmental drivers differentiating the niches generated by scientific survey and citizen science data, topography emerged as the most important and recurrent factor among species. We found a strong tendency by citizen science data to concentrate in less elevated and steep environments than scientific surveys, namely sites with a lower imperviousness degree (Grabow et al., 2022). This 'accessibility bias' (Petersen et al., 2021) has been described in a variety of contexts and taxa, with volunteers preferring to survey lowland sites (Tang et al., 2021), and close to roads (Petersen et al., 2021; Zhang, 2020) or summer residences (Millar et al., 2019). The accessibility bias can also explain another outcome of our study, that is, that citizen science niches mostly include sites with a higher human population density and closer to human-modified land cover categories (i.e. cities, roads and farmlands) than scientific survey ones (Geldmann et al., 2016; Mahecha et al., 2021; Planillo et al., 2021). Besides the above-mentioned accessibility bias, this pattern can also reflect the increased importance of urban ecology during the last 10 years (Petersen et al., 2021), which has mostly focused on detecting alien species spread in urban areas (Gaertner et al., 2017). Differently from all the above-mentioned

environmental drivers, the higher temperatures found in citizen exclusive niches are likely unrelated to any specific observer behaviour. That said, temperature, along with other important variables differentiating scientific survey and citizen science niches (i.e. human-modified land cover and population density), is usually involved in future global change scenarios. In light of that, ENMs which include these variables and are trained exclusively on either scientific survey or citizen science data will suffer from niche truncation and will likely lead to biased predictions, since none of the two data sources provides a comprehensive coverage of the variability of these predictors.

4.2 | Niche truncation and future biological invasion risk predictions

Overall, the integration of citizen science and scientific survey data sets reduced niche truncation in most analysed taxa primarily through the contribution of citizen science data, with this pattern resulting particularly evident in terrestrial species modelled at the national scale. In these contexts, the potentiality of citizen science data to capture wider portions of the environmental gradients is far higher than that of scientific survey data, leading to a significant increase in the predictions of future biological invasion risk. Some aquatic species modelled at the regional scale showed a reduction in niche width after data integration compared to their full scientific survey niches, substantially failing our first working hypothesis. In these species, the inclusion of citizen science data in the pooled niches seems to determine a niche shrinkage and bar-ycentre shift, particularly eroding margins related to high temperatures and low precipitations. These environments emerged among the most recurrent in those niche portions lost from full scientific survey niches after the inclusion of citizen science data (Figure 4d). In light of that, the peculiar pattern exhibited by aquatic species at the regional scale also affected their predicted future biological invasion risk. While terrestrial species modelled at the national scale reported a significantly higher biological invasion risk predicted by pooled ENMs than by either citizen science or scientific survey ones, in keeping with other studies (Scherrer et al., 2021), pooled ENMs for most aquatic species forecasted a lower biological invasion risk than that predicted by scientific survey ENMs. This evidence suggests that the loss of warmer and drier environments due to the inclusion of citizen science data in the pooled niche hampered the model's ability to account for the tolerance of these species to such extreme conditions. This reduced ability also seems to suggest that either the hierarchical modelling approach by Gallien et al. (2012) partly fails in mitigating niche truncation in this context or the species do not experience the above-mentioned extreme conditions even in their native range. Whatever the case, the predicted biological invasion risk for these species in future environments where extreme temperature and precipitation conditions will become more frequent (European Environment Agency, 2019) results lower (see also Capinha et al., 2013).

Besides the idea that data integration does not automatically imply a reduction in niche truncation, our outcomes suggest that pooled ENMs are not necessarily more accurate than models calibrated with separate data sets, since we did not find any significant difference among the evaluation metrics achieved by the three ENMs groups. About this outcome, there is inconsistent evidence in literature, with some authors underlining the superior predictive abilities of integrated modelling approaches (Robinson et al., 2020; Zulian et al., 2021), while others reported no significant differences (Chevalier et al., 2022), or even contexts where integration approaches might only be a suboptimal choice (Ahmad Suhaimi et al., 2021; Simmonds et al., 2020). At any rate, what is firmly supported by our findings is that a net reduction in niche truncation (whenever it happens) significantly explains an increase in future biological invasion risk, substantially confirming our second working hypothesis. In particular, this evidence emerged more markedly when the reduction in niche truncation derives from the inclusion of citizen rather than scientific survey data (Figure 6). However, after accounting for the extrapolation effect, this pattern holds true also for niche net gain determined by the inclusion of scientific survey data (Figure S3), differently from the findings of Chevalier et al. (2022).

4.3 | Conclusions

The potentiality of scientific survey data to affect future predictions of biological invasion risk is rather small, since the novel environments they add are fewer than citizen science data or not involved among the global change drivers (i.e. a high topography is the most recurrent environment provided by scientific survey data to pooled niches). By counterpart, citizen science data showed a more pervasive effect within the integration process, both from a positive and a negative perspective. This double-faced role played by citizen science data suggests that they may represent a valuable contribution to monitoring the distribution of alien species (e.g. terrestrial taxa) and predicting their future spread, especially when they are gathered within national-scale initiatives. At the same time, citizen science data collected on species less common among citizen scientists, or in strictly local contexts, may strongly affect the realized niche quantification of these taxa in the invasive areas, as well as the prediction of their future biological invasion risk.

Citizen science is a growing activity with hundreds of projects aimed at monitoring single taxa or the whole biodiversity, including alien species, at large spatial scales (Price-Jones et al., 2022). Data gathered through these projects, alone or integrated with records from scientific surveys, are pivotal for modelling approaches aimed at predicting the biological invasion risk of introduced species. Data collected by citizen scientists may include not only the target species but also other taxa, such as native species impacted by alien species, shedding light on species interactions (Groom et al., 2021; Gurnell et al., 2014). A close partnership between citizens and professional

scientists would increase the data quality and provide broad educational benefits, increasing public awareness of alien species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Luciano Ruggieri from EBN Italia, Associazione Teriologica Italiana (ATIt), Ornitho.it and the LIFE STOPVESPA project for providing us with some of the data used in this work. See also Table S2 for credits. E. Basset (University of Birmingham) kindly took the time to revise our manuscript and to improve the English language, grammar and syntax. ET and EM acknowledge the support of NBFC to the University of Florence and CNR-IRET, funded by the Italian Ministry of University and Research, PNRR, Missione 4 Componente 2, 'Dalla ricerca all'impresa', Investimento 1.4, Project CN00000033.

CONFLICT OF INTEREST STATEMENT

The authors declare that they have no conflict of interest.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The data that support the findings of this study are available from Zenodo at <https://doi.org/10.5281/zenodo.8185610>.

ORCID

Mirko Di Febbraro  <https://orcid.org/0000-0001-8898-7046>

Luciano Bosso  <https://orcid.org/0000-0002-9472-3802>

Mauro Fasola  <https://orcid.org/0000-0002-7366-5893>

Francesca Santicchia  <https://orcid.org/0000-0003-4814-9632>

Gaetano Aloise  <https://orcid.org/0000-0002-2938-4357>

Simone Lioy  <https://orcid.org/0000-0003-2939-988X>

Elena Tricarico  <https://orcid.org/0000-0002-7392-0794>

Emiliano Mori  <https://orcid.org/0000-0001-8108-7950>

Sandro Bertolino  <https://orcid.org/0000-0002-1063-8281>

REFERENCES

- Ahmad Suhaimi, S. S., Blair, G. S., & Jarvis, S. G. (2021). Integrated species distribution models: A comparison of approaches under different data quality scenarios. *Diversity and Distributions*, 27(6), 1066–1075. <https://doi.org/10.1111/ddi.13255>
- Antell, G. S., Fenton, I. S., Valdes, P. J., & Saupe, E. E. (2021). Thermal niches of planktonic foraminifera are static throughout glacial-interglacial climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(18), 105118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2017105118>
- Arenas-Castro, S., Regos, A., Martins, I., Honrado, J., & Alonso, J. (2022). Effects of input data sources on species distribution model predictions across species with different distributional ranges. *Journal of Biogeography*, 49(7), 1299–1312. <https://doi.org/10.1111/jbi.14382>
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bertolino, S., Cerri, J., Ancillotto, L., Bartolommei, P., Gasperini, S., Benassi, G., Capizzi, D., Lucchesi, M., Mori, E., Scillitani, L., Sozio, G., Falaschi, M., Ficetola, G. F., Genovesi, P., Carnevali, L., Monaco, A., & Loy, A. (2020). A framework for prioritising present and potentially invasive mammal species for a national list. *NeoBiota*, 62, 31–54. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.52934>
- Bertolino, S., Sciandra, C., Bosso, L., Russo, D., Lurz, P. W. W., & Di Febbraro, M. (2020). Spatially explicit models as tools for implementing effective management strategies for invasive alien mammals. *Mammal Review*, 50(2), 187–199. <https://doi.org/10.1111/mam.12185>
- Bosso, L., Smeraldo, S., Russo, D., Chiusano, M. L., Bertorelle, G., Johannesson, K., Butlin, R. K., Danovaro, R., & Raffini, F. (2022). The rise and fall of an alien: Why the successful colonizer *Littorina saxatilis* failed to invade the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 24(10), 3169–3187. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02838-y>
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Breiner, F. T., Nobis, M. P., Bergamini, A., & Guisan, A. (2018). Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 802–808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12957>
- Broennimann, O., Di Cola, V., Petitpierre, B., Breiner, F., D'Amen, M., Randin, C., Engler, R., Hordijk, W., Pottier, J., Di Febbraro, M., Pellissier, L., Pio, D., Mateo, R. G., Dubuis, A., Scherrer, D., Maiorano, L., Psomas, A., Ndiribe, C., Salamin, N., ... Guisan, A. (2016). *ecospat: Spatial ecology miscellaneous methods*. <http://cran.r-project.org/package=ecospat>
- Broennimann, O., Fitzpatrick, M. C., Pearman, P. B., Petitpierre, B., Pellissier, L., Yoccoz, N. G., Thuiller, W., Fortin, M., Randin, C., Zimmermann, N. E., Graham, C. H., & Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 481–497. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x>
- Broennimann, O., & Guisan, A. (2008). Predicting current and future biological invasions: Both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4(5), 585–589. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>
- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S., & Grenouillet, G. (2010). Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16(4), 1145–1157. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02000.x>
- Capinha, C., Larson, E. R., Tricarico, E., Olden, J. D., & Gherardi, F. (2013). Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. *Conservation Biology*, 27(4), 731–740. <https://doi.org/10.1111/cobi.12043>
- Chauvier, Y., Zimmermann, N. E., Poggiate, G., Bystrova, D., Brun, P., & Thuiller, W. (2021). Novel methods to correct for observer and sampling bias in presence-only species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 30(11), 2312–2325. <https://doi.org/10.1111/geb.13383>
- Chevalier, M., Broennimann, O., Cornuault, J., & Guisan, A. (2021). Data integration methods to account for spatial niche truncation effects in regional projections of species distribution. *Ecological Applications*, 31(7), e02427. <https://doi.org/10.1002/eap.2427>
- Chevalier, M., Zarzo-Arias, A., Guélat, J., Mateo, R. G., & Guisan, A. (2022). Accounting for niche truncation to improve spatial and temporal predictions of species distributions. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 944116. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.944116>
- Collart, F., Hedenäs, L., Broennimann, O., Guisan, A., & Vanderpoorten, A. (2020). Intraspecific differentiation: Implications for niche and distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 48(2), 415–426. <https://doi.org/10.1111/jbi.14009>
- Danielson, J. J., & Gesch, D. B. (2011). *Global multi-resolution terrain elevation data 2010 (GMTED2010)*. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Di Febbraro, M., Carotenuto, F., Castiglione, S., Russo, D., Loy, A., Maiorano, L., & Raia, P. (2017). Does the jack of all trades fare best? Survival and

- niche width in late Pleistocene megafauna. *Journal of Biogeography*, 44(12), 2828–2838. <https://doi.org/10.1111/jbi.13078>
- Di Febbraro, M., D'Amen, M., Raia, P., De Rosa, D., Loy, A., & Guisan, A. (2018). Using macroecological constraints on spatial biodiversity predictions under climate change: The modelling method matters. *Ecological Modelling*, 390, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.10.023>
- Di Febbraro, M., Menchetti, M., Russo, D., Ancillotto, L., Aloise, G., Roscioni, F., Preatoni, D. G., Loy, A., Martinoli, A., Bertolino, S., & Mori, E. (2019). Integrating climate and land-use change scenarios in modelling the future spread of invasive squirrels in Italy. *Diversity and Distributions*, 25(4), 644–659. <https://doi.org/10.1111/ddi.12890>
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- European Environment Agency. (2019). *The European environment—State and outlook 2020: Knowledge for transition to a sustainable Europe*. Publications Office of the European Union <https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020>
- Finnoff, D., Shogren, J. F., Leung, B., & Lodge, D. (2007). Take a risk: Preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, 62(2), 216–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.025>
- Fletcher, R. J., Hefley, T. J., Robertson, E. P., Zuckerberg, B., McCleery, R. A., & Dorazio, R. M. (2019). A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology*, 100(6), 1–15. <https://doi.org/10.1002/ecy.2710>
- Franklin, J., Davis, F. W., Ikegami, M., Syphard, A. D., Flint, L. E., Flint, A. L., & Hannah, L. (2013). Modeling plant species distributions under future climates: How fine scale do climate projections need to be? *Global Change Biology*, 19(2), 473–483. <https://doi.org/10.1111/gcb.12051>
- Gaertner, M., Wilson, J. R. U., Cadotte, M. W., MacIvor, J. S., Zenni, R. D., & Richardson, D. M. (2017). Non-native species in urban environments: Patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions*, 19(12), 3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
- Gallien, L., Douzet, R., Pratte, S., Zimmermann, N. E., & Thuiller, W. (2012). Invasive species distribution models – How violating the equilibrium assumption can create new insights. *Global Ecology and Biogeography*, 21(11), 1126–1136. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00768.x>
- Galván, S., Barrientos, R., & Varela, S. (2021). No bird database is perfect: Citizen science and professional datasets contain different and complementary biodiversity information. *Ardeola*, 69(1), 97–114. <https://doi.org/10.13157/arla.69.1.2022.ra6>
- Gao, J. (2017). Downscaling global spatial population projections from 1/8-degree to 1-km grid cells. <https://opensky.ucar.edu/islandora/object/technotes:553>
- Geldmann, J., Heilmann-Clausen, J., Holm, T. E., Levinsky, I., Markussen, B., Olsen, K., Rahbek, C., & Tøttrup, A. P. (2016). What determines spatial bias in citizen science? Exploring four recording schemes with different proficiency requirements. *Diversity and Distributions*, 22(11), 1139–1149. <https://doi.org/10.1111/ddi.12477>
- Giuntini, S., Ancillotto, L., Falaschi, M., Viviano, A., Palagi, E., & Mori, E. (2022). Alien parakeets as a potential threat to the common noctule *Nyctalus noctula*. *Biodiversity and Conservation*, 31, 3075–3092. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02476-9>
- Grabow, M., Louvrier, J. L. P., Planillo, A., Kiefer, S., Drenke, S., Börner, K., Stillfried, M., Hagen, R., Kimmig, S., Straka, T. M., & Kramer-Schadt, S. (2022). Data-integration of opportunistic species observations into hierarchical modeling frameworks improves spatial predictions for urban red squirrels. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 1–16. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.881247>
- Greze, A. A., Zaviezo, T., Orellana, I., Pino, L., Roy, H. E., Torres, F., & Rebolledo, C. (2022). Citizen science and phytosanitary surveillance systems are complementary tools to follow the invasion of *Harmonia axyridis*. *Neotropical Entomology*, 52(1), 46–56. <https://doi.org/10.1007/s13744-022-01014-0>
- Groom, Q., Pernet, N., Adriaens, T., de Groot, M., Jelaska, S. D., Marčiulyrienė, D., Martinou, A. F., Skuhrovec, J., Tricarico, E., Wit, E. C., & Roy, H. E. (2021). Species interactions: Next-level citizen science. *Ecography*, 44(12), 1781–1789. <https://doi.org/10.1111/ecog.05790>
- Guisan, A., Petitpierre, B., Broennimann, O., Daehler, C., & Kueffer, C. (2014). Unifying niche shift studies: Insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(5), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.009>
- Gurnell, J., Lurz, P. W. W., & Bertoldi, W. (2014). The changing patterns in the distribution of red and grey squirrels in the North of England and Scotland between 1991 and 2010 based on volunteer surveys. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 25(2), 83–89.
- Hanley, J. A., & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143(1), 29–36. <https://doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747>
- Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., & Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199(2), 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017>
- IPCC. (2013). *Climate change 2013: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate Change (T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. M. Midgley, Eds.). Cambridge University Press.
- Jamwal, P. S., Di Febbraro, M., Carranza, M. L., Savage, M., & Loy, A. (2022). Global change on the roof of the world: Vulnerability of Himalayan otter species to land use and climate alterations. *Diversity and Distributions*, 28, 1635–1649. <https://doi.org/10.1111/ddi.13377>
- Johnson, B. A., Mader, A. D., Dasgupta, R., & Kumar, P. (2020). Citizen science and invasive alien species: An analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00812. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00812>
- Johnston, A., Matechou, E., & Dennis, E. B. (2022). Outstanding challenges and future directions for biodiversity monitoring using citizen science data. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, 103–116. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13834>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhrer, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4, 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Li, X., Chen, G., Liu, X., Liang, X., Wang, S., Chen, Y., Pei, F., & Xu, X. (2017). A new global land-use and land-cover change product at a 1-km resolution for 2010 to 2100 based on human–environment interactions. *Annals of the American Association of Geographers*, 107(5), 1040–1059. <https://doi.org/10.1080/24694452.2017.1303357>
- Liaw, A., & Weiner, M. (2002). Classification and regression by random Forest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Lioy, S., Carisio, L., Manino, A., & Porporato, M. (2023). Climatic niche differentiation between the invasive hornet *Vespa velutina nigrithorax* and two native hornets in Europe, *Vespa crabro* and *Vespa orientalis*. *Diversity*, 15(4), 495. <https://doi.org/10.3390/d15040495>
- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), 778–789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>

- Lloyd, T. J., Fuller, R. A., Oliver, J. L., Tulloch, A. I., Barnes, M., & Steven, R. (2020). Estimating the spatial coverage of citizen science for monitoring threatened species. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01048. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01048>
- Lyu, L., Leugger, F., Hagen, O., Fopp, F., Boschman, L. M., Strijk, J. S., Albouy, C., Karger, D. N., Brun, P., Wang, Z., Zimmermann, N. E., & Pellissier, L. (2022). An integrated high-resolution mapping shows congruent biodiversity patterns of Fagales and Pinales. *New Phytologist*, 235, 759–772. <https://doi.org/10.1111/nph.18158>
- Mahecha, M. D., Rzanny, M., Kraemer, G., Mäder, P., Seeland, M., & Wäldchen, J. (2021). Crowd-sourced plant occurrence data provide a reliable description of macroecological gradients. *Ecography*, 44(8), 1131–1142. <https://doi.org/10.1111/ecog.05492>
- Maistrello, L., Dioli, P., Bariselli, M., Mazzoli, G. L., & Giacalone-Forini, I. (2016). Citizen science and early detection of invasive species: Phenology of first occurrences of *Halyomorpha halys* in Southern Europe. *Biological Invasions*, 18(11), 3109–3116. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1217-z>
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1), 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Milanesi, P., Mori, E., & Menchetti, M. (2020). Observer-oriented approach improves species distribution models from citizen science data. *Ecology and Evolution*, 10(21), 12104–12114. <https://doi.org/10.1002/ece3.6832>
- Millar, E. E., Hazell, E. C., & Melles, S. J. (2019). The 'cottage effect' in citizen science? Spatial bias in aquatic monitoring programs. *International Journal of Geographical Information Science*, 33(8), 1612–1632. <https://doi.org/10.1080/13658816.2018.1423686>
- Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(1), 22–37. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110>
- Mondanaro, A., Di Febbraro, M., Melchionna, M., Maiorano, L., Di Marco, M., Edwards, N. R., Holden, P. B., Castiglione, S., Rook, L., & Raia, P. (2021). The role of habitat fragmentation in Pleistocene megafauna extinction in Eurasia. *Ecography*, 44(11), 1619–1630. <https://doi.org/10.1111/ecog.05939>
- Muscarella, R., Galante, P. J., Soley-Guardia, M., Boria, R. A., Kass, J. M., Uriarte, M., & Anderson, R. P. (2014). ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1198–1205. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12261>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *Bioscience*, 51(11), 933. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Ovaskainen, O., Roy, D. B., Fox, R., & Anderson, B. J. (2016). Uncovering hidden spatial structure in species communities with spatially explicit joint species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(4), 428–436. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12502>
- Park, I., Borzée, A., Park, J., Min, S., Zhang, Y., Li, S., & Park, D. (2022). Past, present, and future predictions on the suitable habitat of the Slender racer (*Orientocoluber spinalis*) using species distribution models. *Ecology and Evolution*, 12(8), e9169. <https://doi.org/10.1002/ece3.9169>
- Perret, D. L., & Sax, D. F. (2022). Evaluating alternative study designs for optimal sampling of species' climatic niches. *Ecography*, 2022(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/ecog.06014>
- Petersen, T. K., Speed, J. D. M., Grøtan, V., & Austrheim, G. (2021). Species data for understanding biodiversity dynamics: The what, where and when of species occurrence data collection. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(1), 1–17. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12048>
- Planillo, A., Fiechter, L., Sturm, U., Voigt-Heucke, S., & Kramer-Schadt, S. (2021). Citizen science data for urban planning: Comparing different sampling schemes for modelling urban bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, 211, 104098. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104098>
- Price-Jones, V., Brown, P., Adriaens, T., Tricarico, E., Farrow, R. A., Cardoso, A.-C., Gervasini, E., Groom, Q., Reyserhove, L., Schade, S., Tsinaraki, C., & Marchante, E. (2022). Eyes on the aliens: Citizen science contributes to research, policy and management of biological invasions in Europe. *NeoBiota*, 78, 1–24. <https://doi.org/10.3897/neobiota.78.81476>
- Raia, P., Mondanaro, A., Melchionna, M., Di Febbraro, M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F., Holden, P. B., Carotenuto, F., Edwards, N. R., Lima-Ribeiro, M. S., Profico, A., Maiorano, L., Castiglione, S., Serio, C., & Rook, L. (2020). Past extinctions of homo species coincided with increased vulnerability to climatic change. *One Earth*, 3(4), 480–490. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.09.007>
- Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillera-Aroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J. J., Schröder, B., Thuiller, W., Warton, D. I., Wintle, B. A., Hartig, F., & Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*, 40(8), 913–929. <https://doi.org/10.1111/ecog.02881>
- Robinson, O. J., Ruiz-Gutierrez, V., Reynolds, M. D., Golet, G. H., Strimas-Mackey, M., & Fink, D. (2020). Integrating citizen science data with expert surveys increases accuracy and spatial extent of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 26(8), 976–986. <https://doi.org/10.1111/ddi.13068>
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A. M., Bernard, R., Bohm, M., Castro-Herrera, F., Chirio, L., Collen, B., Colli, G. R., Dabool, L., Das, I., Doan, T. M., Grismer, L. L., Hoogmoed, M., Itescu, Y., Kraus, F., LeBreton, M., ... Meiri, S. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 1677–1682. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0332-2>
- Roy, H. E., Peyton, J., Aldridge, D. C., Bantock, T., Blackburn, T. M., Britton, R., Clark, P., Cook, E., Dehnen-Schmutz, K., Dines, T., Dobson, M., Edwards, F., Harrower, C., Harvey, M. C., Minchin, D., Noble, D. G., Parrott, D., Pocock, M. J. O., Preston, C. D., ... Walker, K. J. (2014). Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology*, 20(12), 3859–3871. <https://doi.org/10.1111/gcb.12603>
- Roy, H. E., Rabitsch, W., Scalera, R., Stewart, A., Gallardo, B., Genovesi, P., Essl, F., Adriaens, T., Bacher, S., Booy, O., Branquart, E., Brunel, S., Copp, G. H., Dean, H., D'hondt, B., Josefsson, M., Kenis, M., Kettunen, M., Linnamägi, M., ... Zenetos, A. (2018). Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 526–538. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13025>
- Roy-Dufresne, E., Saltré, F., Cooke, B. D., Mellin, C., Mutze, G., Cox, T., & Fordham, D. A. (2019). Modeling the distribution of a wide-ranging invasive species using the sampling efforts of expert and citizen scientists. *Ecology and Evolution*, 9(19), 11053–11063. <https://doi.org/10.1002/ece3.5609>
- Sanderson, B. M., Knutti, R., & Caldwell, P. (2015). A representative democracy to reduce interdependency in a multimodel ensemble. *Journal of Climate*, 28(13), 5171–5194. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00362.1>
- Santini, L., Benítez-López, A., Maiorano, L., Čengić, M., & Huijbregts, M. A. J. (2021). Assessing the reliability of species distribution projections in climate change research. *Diversity and Distributions*, 27(6), 1035–1050. <https://doi.org/10.1111/DDI.13252>
- Scherrer, D., Esperon-Rodriguez, M., Beaumont, L. J., Barradas, V. L., & Guisan, A. (2021). National assessments of species vulnerability to

- climate change strongly depend on selected data sources. *Diversity and Distributions*, 27(8), 1367–1382. <https://doi.org/10.1111/ddi.13275>
- Schoener, T. W. (1970). Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology*, 51(3), 408–418. <https://doi.org/10.2307/1935376>
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomm14435>
- Simmonds, E. G., Jarvis, S. G., Henrys, P. A., Isaac, N. J. B., & O'Hara, R. B. (2020). Is more data always better? A simulation study of benefits and limitations of integrated distribution models. *Ecography*, 43(10), 1413–1422. <https://doi.org/10.1111/ecog.05146>
- Strubbe, D., Beauchard, O., & Matthysen, E. (2015). Niche conservatism among non-native vertebrates in Europe and North America. *Ecography*, 38(3), 321–329. <https://doi.org/10.1111/ecog.00632>
- Stuber, E. F., Robinson, O. J., Bjerre, E. R., Otto, M. C., Millsap, B. A., Zimmerman, G. S., Brasher, M. G., Ringelman, K. M., Fournier, A. M. V., Yetter, A., Isola, J. E., & Ruiz-Gutierrez, V. (2022). The potential of semi-structured citizen science data as a supplement for conservation decision-making: Validating the performance of eBird against targeted avian monitoring efforts. *Biological Conservation*, 270, 109556. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109556>
- Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285–1293.
- Tang, B., Clark, J. S., & Gelfand, A. E. (2021). Modeling spatially biased citizen science effort through the eBird database. *Environmental and Ecological Statistics*, 28(3), 609–630. <https://doi.org/10.1007/s10651-021-00508-1>
- Theobald, E. J., Ettinger, A. K., Burgess, H. K., DeBey, L. B., Schmidt, N. R., Froehlich, H. E., Wagner, C., HilleRisLambers, J., Tewksbury, J., Harsch, M. A., & Parrish, J. K. (2015). Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation*, 181, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD – A platform for ensemble forecasting of species distribution. *Ecography*, 32, 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Tollington, S., Turbé, A., Rabitsch, W., Groombridge, J. J., Scalera, R., Essl, F., & Schwartz, A. (2017). Making the EU legislation on invasive species a conservation success. *Conservation Letters*, 10(1), 112–120. <https://doi.org/10.1111/conl.12214>
- Tran, T. T., Carter, B. E., & Castillo Vardaro, J. A. (2022). Predicted threats to a native squirrel from two invading species based on citizen science data. *Biological Invasions*, 24, 3539–3553. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02859-7>
- Warren, D. L., Glor, R. E. R. E., & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(12), 2868–2883. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>
- Werenkraut, V., Baudino, F., & Roy, H. E. (2020). Citizen science reveals the distribution of the invasive harlequin ladybird (*Harmonia axyridis* Pallas) in Argentina. *Biological Invasions*, 22(10), 2915–2921. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02312-7>
- Wiggins, A., & Crowston, K. (2011). From conservation to crowdsourcing: A typology of citizen science. *Proceedings of the annual Hawaii international conference on system sciences*. Kauai, HI. <https://doi.org/10.1109/HICSS.2011.207>
- Zhang, G. (2020). Spatial and temporal patterns in volunteer data contribution activities: A case study of eBird. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(10), 597. <https://doi.org/10.3390/ijgi9100597>
- Zulian, V., Miller, D. A. W., & Ferraz, G. (2021). Integrating citizen-science and planned-survey data improves species distribution estimates. *Diversity and Distributions*, 27(12), 2498–2509. <https://doi.org/10.1111/ddi.13416>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

How to cite this article: Di Febbraro, M., Bosso, L., Fasola, M., Santicchia, F., Aloise, G., Lioy, S., Tricarico, E., Ruggieri, L., Bovero, S., Mori, E., & Bertolino, S. (2023). Different facets of the same niche: Integrating citizen science and scientific survey data to predict biological invasion risk under multiple global change drivers. *Global Change Biology*, 00, 1–15. <https://doi.org/10.1111/gcb.16901>