

Piano di gestione nazionale della Maina comune *Acridotheres tristis*



Marzo 2021

A cura di:

Camilla Gotti¹, Susana Saavedra²

¹ *ISPRA - Dipartimento per il Monitoraggio e la Tutela dell'Ambiente e per la Conservazione della Biodiversità. Area BIO EPD*

² *Invasive Bird Management (INBIMA), P.O. Box 6009, Tenerife 38007, Canary Islands, Spain.*

Revisione dei testi:

Lucilla Carnevali (*ISPRA - Dipartimento per il Monitoraggio e la Tutela dell'Ambiente e per la Conservazione della Biodiversità Area BIO CFN*), Eugenio Dupré, Marco Valentini (*MATTM – Direzione per il Patrimonio naturalistico*), Ernesto Filippi (*Sogesid – MATTM – Direzione per il Patrimonio naturalistico*).

Coordinamento:

Lucilla Carnevali e Piero Genovesi (*ISPRA - Dipartimento per il Monitoraggio e la Tutela dell'Ambiente e per la Conservazione della Biodiversità. Servizio BIO CFS*)

Immagine di copertina: © Alessio Becucci

Indice

Sommario	4
1 Ecologia e biologia della specie.....	5
2 Origine e distribuzione al di fuori dell'areale primario	7
3 Origine e distribuzione della popolazione italiana.....	8
4 Capacità di dispersione	10
5 Impatti.....	13
5.1 Impatti sulla biodiversità.....	13
5.2 Impatti economici.....	15
5.3 Impatti sanitari	16
6 Aspetti normativi.....	16
7 Obiettivi del Piano	17
7.1 Obiettivo nazionale	17
7.2 Obiettivi regionali	18
8 Modalità di intervento	20
8.1 Prevenzione.....	20
8.1.1 Prevenzione d'introduzione accidentale	20
8.1.2 Prevenzione di espansione secondaria	21
8.2 Gestione	21
8.2.1 Eradicazione delle popolazioni esistenti e di nuove eventuali introduzioni.....	21
8.2.2 Controllo in caso di presenza diffusa	22
8.2.3 Metodi di intervento	23
8.2.3.1 Cattura in vivo mediante trappole	24
8.2.3.2 Abbattimento diretto con arma da fuoco o ad aria compressa	26
8.2.3.3 Controllo della riproduzione	26
8.2.3.4 Impiego di esche avvelenate.....	27
8.3 Trattamento delle carcasse.....	27
8.4 Personale coinvolto.....	27
9 Monitoraggio della specie	28
9.1 Misure di sorveglianza e rilevamento precoce	29
9.2 Monitoraggio di presenza.....	30
9.3 Monitoraggio dell'efficacia degli interventi	30
Bibliografia.....	32

Sommario

La Maina comune (*Acridotheres tristis* Linnaeus 1976) è una specie inclusa nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) 1143/2014, e del Regolamento (UE) 1262/2019 recepito in Italia con D. Lgs. 230/2017, che ne impone, tra l'altro, l'eradicazione, ove possibile, o il controllo sull'intero territorio dell'Unione europea.

Si tratta di un uccello appartenente alla famiglia degli Sturnidae e originario del sud-est asiatico (Feare & Craig, 1998). Dal suo areale nativo, la specie è stata introdotta in molti Paesi del mondo, sia per fini di lotta biologica sia a scopo amatoriale e ornamentale e, in virtù dell'elevata adattabilità, ha creato popolazioni naturalizzate in grado di autosostenersi, causando rilevanti impatti negativi sulla biodiversità e sull'economia locale.

Oltre ad essere infatti considerata assai dannosa per le coltivazioni, può contribuire al declino e anche all'estinzione di specie di uccelli autoctone attraverso la competizione per le risorse trofiche e per i siti di nidificazione, la predazione su uova e nidiacei e la trasmissione di parassiti e malattie (Feare & Craig, 1998; Lever, 2005).

In Italia la specie è presente in natura a causa di fughe accidentali di individui detenuti da privati come animali da compagnia o da giardini zoologici e attualmente esistono due piccoli nuclei riproduttivi indipendenti, localizzati principalmente in Campania (Mori et al. 2020, ISPRA 2020).

Considerati i numeri contenuti e la distribuzione molto localizzata, l'intervento di maggiore efficacia risulta certamente essere l'eradicazione della specie dal territorio nazionale su tutti i livelli, sia per quanto riguarda le popolazioni nidificanti sia in relazione agli avvistamenti presenti e futuri di singoli individui. Anche nell'ipotesi di futuri ingressi da altri Paesi del Mediterraneo invasi dalla specie, risulta di estrema importanza l'elaborazione e la condivisione di protocolli internazionali di cooperazione focalizzati su azioni legislative e gestionali transnazionali mirate a prevenire la diffusione della specie in nuove aree attraverso i confini, e in caso ciò dovesse comunque avvenire, dovranno essere applicate misure di eradicazione rapida ai sensi dell'art. 19 del D.Lgs 230/17.

Nel XXI secolo, nell'area mediterranea nessun piano di gestione nazionale sulle specie aliene invasive si può considerare esaustivo se non si prendono in considerazione la distribuzione e il potenziale areale globale delle specie stesse. I cambiamenti climatici e la globalizzazione dei commerci, nonché il rapido tasso di urbanizzazione rappresentano i principali fattori che favoriscono e incrementano il trend di invasività globale della Maina comune e in tal senso appare di estrema rilevanza per le istituzioni l'applicazione del principio di precauzione (principio n. 15 della Convenzione sulla Biodiversità).

1 Ecologia e biologia della specie

La Maina comune (*Acridotheres tristis*) è un uccello appartenente all'Ordine dei Passeriformi e alla Famiglia degli Sturnidi. Le dimensioni sono simili a quelle di un Merlo *Turdus merula* (Markula et al. 2009). La testa, il collo e la parte superiore del petto sono nero-lucido mentre la parte inferiore presenta una colorazione bruno-rossiccio (Massam 2001). Il sottocoda e l'apice delle timoniere sono bianchi, e bianca è la base delle penne primarie, che creano una vasta macchia bianca sull'ala, molto evidente in volo. Anche le copritrici del sotto-ala e le ascellari sono bianche. La pelle sotto e dietro l'occhio è nuda e di un giallo brillante, così come il becco e le zampe. Il piumaggio giovanile è più spento. La specie non presenta sostanziale dimorfismo sessuale, sebbene il maschio tenda ad avere dimensioni leggermente maggiori della femmina: i sessi sono perciò difficili da distinguere se non durante le fasi di corteggiamento e accoppiamento (Counsilman et al. 1994).

Come la maggior parte degli uccelli territoriali è una specie molto vocifera lungo tutto il corso dell'anno, ed emette un vasto repertorio di suoni che includono sia canti melodiosi che chiassosi miscugli di fischi, schiocchi, gorgheggi rauchi. Richiami e vocalizzi vengono emessi durante tutto l'arco della giornata, al rientro ai roost serali e talvolta a anche di notte (Cramp & Perrins 1994).

La Maina comune è in grado di occupare foreste, boschi, praterie, terreni agricoli, frutteti, aree urbane (Robertson et al. 2007). Sebbene si sia evoluta in habitat di foresta aperta (Sengupta, 1968), la sua attuale distribuzione, anche nei nuovi territori in cui si è insediata, è legata ad ambienti antropizzati o modificati dall'essere umano, e le concentrazioni più elevate si riscontrano proprio nelle aree prossime a insediamenti antropici, incluse città, villaggi, aree agricole, abitati rurali, parchi, giardini (Gill, 1999; Heather & Robertson, 2000, van Rensburg et al. 2008, Lowe et al. 2011).

La specie presenta una notevole flessibilità alimentare e questa caratteristica ha sicuramente contribuito a incrementare la sua invasività. Una dieta generalista è infatti un ben noto predittore del successo di invasione di una specie aliena e può quindi essere considerata uno dei principali fattori alla base dello straordinario successo ecologico di questa specie in diverse parti del mondo (Cassey 2002, Blackburn et al. 2009). La componente più rilevante della sua dieta è costituita da insetti ed altri invertebrati (il suo stesso nome, *Acridotheres*, significa in greco "cacciatore di cavallette"). Si nutre di coleotteri e loro larve, cavallette e grilli, lepidotteri, mosche, api, vespe e formiche, emetteri di vario genere. La dieta include anche altri invertebrati

come anellidi, gasteropodi, crostacei, ragni e zecche. Quando gli invertebrati scarseggiano, frutta e semi costituiscono una parte importante della dieta della specie, la quale provoca danni anche ingenti a campi e frutteti (Martin 1996). Fanno parte della dieta frutti selvatici e coltivati di piante come fichi, palme da dattero, meli, peri, albicocchi, pomodori, gelsi, papaia, mango e semi di un'ampia varietà di colture domestiche come mais, grano, riso, arachidi, lenticchie, piselli, fagioli. (Kannan et al 2020, Peacock et al. 2007, Baker & Moeed 1987). Può nutrirsi inoltre di piccoli vertebrati: pesci, rane, gechi e lucertole, uova e nidiacei di varie specie di uccelli, topi e ratti, oltre che scarti alimentari che trova facilmente nelle aree più antropizzate. Durante il foraggiamento a terra, cattura gli invertebrati sondando il terreno col becco, mentre cammina (Feare e Craig 1998, Newey 2007).

Nell'areale di origine, il periodo riproduttivo della Maina comune ha inizio a febbraio, con la formazione delle coppie, e si può estendere fino ad autunno inoltrato, concentrandosi però principalmente in corrispondenza dei mesi più caldi (Ali and Ripley 1972, Sengupta 1968 e 1982). Nei Paesi di introduzione, la stagione riproduttiva varia in funzione della stagionalità locale e delle temperature. La specie nidifica in cavità degli alberi, fenditure nelle rocce, argini terrosi, fessure nei muri delle case, condutture fognarie e del gas, occasionalmente all'interno di chiome di alberi o vecchi nidi di corvidi; il nido è costruito con erba secca, ramoscelli e foglie, e talvolta frammenti di carta e plastica. Le coppie tendono a rimanere fedeli negli anni (Wilson, 1973) e ad occupare lo stesso territorio, che difendono attivamente e con aggressività, sebbene più coppie possano nidificare in una stessa area (Kannan & James, 2020). La maina può effettuare fino a tre covate a stagione riproduttiva (Cramp & Perrins 1994). Le covate sono composte in media da 4 uova che vengono covate per 13-16 giorni da entrambi i sessi, sebbene sia esclusivamente la femmina a covare nelle ore notturne (Sengupta 1982, Telecky 1989). L'allevamento del pulcino, anche questo a carico di entrambi i genitori, dura circa tre settimane. I nidiacei per i primi 10 giorni vengono nutriti esclusivamente con insetti e altri invertebrati.

La Maina comune forma grandi roost comuni situati in genere su rami isolati di grossi alberi, sebbene alcuni individui preferiscano dormire isolati all'interno di cavità. Studi effettuati tramite telemetria a Singapore hanno mostrato come la specie rimanga tendenzialmente fedele allo stesso roost (Kang 1992).

2 Origine e distribuzione al di fuori dell'areale primario

La specie è originaria delle regioni dell'Asia centrale e meridionale. Il suo areale nativo si estende dalle regioni orientali del Kazakistan, dell'Uzbekistan, del Turkmenistan e dell'Iran, scendendo verso sud-est e includendo parte della Cina, tutte le regioni del subcontinente indiano (India, Pakistan, Nepal, Bangladesh, Bhutan, Sri Lanka, Maldive) e buona parte del sud-est asiatico (Myanmar, Thailandia, Indocina, Malesia) (Ali and Ripley 1972, Feare and Craig 1998). A partire dall'inizio del diciottesimo secolo, la Maina comune è stata introdotta in diverse regioni del mondo, sia in seguito a introduzioni intenzionali in qualità di agente biologico di controllo per contrastare i danni causati dagli insetti nocivi alle colture (Saavedra et al. 2015), sia in seguito a fughe accidentali da cattività, essendo commerciata come animale da compagnia, ed è ora presente in tutti i continenti ad eccezione del Sud America e dell'Antartico (Peacock et al. 2007). La prima introduzione intenzionale della specie da parte dell'essere umano risale alla metà del XVIII secolo, quando alcuni individui vennero prelevati dall'India e rilasciati sulle isole Mauritius, e da qui trasportati sull'isola di Reunion, per controllare i danni provocati dalle locuste da altri ortotteri che danneggiavano le coltivazioni (Cheke & Hume 2008). Si tratta probabilmente dei uno dei primi esempi di lotta biologica a livello globale (Hawkins and Safford 2013).

Seguirono altre introduzioni nelle isole dell'Oceano Indiano, presumibilmente tutte a scopo di lotta biologica. Anche nel Pacifico le prime introduzioni avvennero allo stesso scopo: la specie fu introdotta alle Hawaii nella seconda metà del XIX secolo per controllare le larve di alcuni lepidotteri come *Laphygma exempta* o *Cirphis unipuncta* (Lever, 1987). Verso la fine del 1800, la specie fu introdotta alle Fiji a difesa delle coltivazioni di canna da zucchero (Lever 1987). Durante il trasporto via mare degli animali destinati a raggiungere le Fiji, un'imbarcazione naufragò al largo dell'isola di Tanna (Medway & Marshall, 1975), ed ora la specie è ampiamente diffusa in tutte le isole di Vanuatu, della Nuova Caledonia e delle isole Solomon (Dutson 2011), sebbene non sia chiaro se tutte queste popolazioni siano derivate dagli animali scappati in seguito al naufragio o se vi siano state altre immissioni. Si ritiene che anche i cicloni possano essere considerati come possibili agenti di dispersione della specie nelle isole del Pacifico. Le maine, inoltre, in differenti isole oceaniche hanno sfruttato il trasporto marittimo per diffondersi da un'area ad un'altra (GISD 2020), come è successo, ad esempio, per l'isola di Kiribati, da dove sono in seguito state eradicte (Butler 2015). Un'analogia situazione potrebbe verificarsi in Mediterraneo (Scalera et al. 2017).

Più di recente, la specie è stata introdotta in Medio Oriente dagli anni '70 del secolo scorso probabilmente sempre a scopo di lotta biologica (Holzapfel et al. 2006).

Nonostante l'ampio utilizzo che inizialmente fu fatto della specie come mezzo di biocontrollo di parassiti e di insetti dannosi all'agricoltura, esistono poche documentazioni relative all'efficacia della specie in tal senso, e al contrario la Maina comune oggi è generalmente considerata, specialmente in tutto il Pacifico ma anche nell'Oceano indiano, un animale assai nocivo. Altre immissioni a scopo intenzionale furono effettuate da parte di alcune "Società di acclimatazione", come avvenne per la Nuova Zelanda, dove la specie fu introdotta nel 1877 dalla Wellington Acclimatisation Society (Lever, 1987).

Le immissioni più recenti, avvenute in territori lontani dall'areale di origine come in Europa, in America, in Giappone e in Sud Africa, sono principalmente legate a fughe accidentali da cattività. La Maina comune è infatti una specie ampiamente commerciata in tutto il mondo come animale da compagnia ed è inoltre detenuta in diversi giardini zoologici. I dati raccolti in Spagna confermano la fuga di alcuni individui da uno zoo a Fuerteventura e in un'altra isola spagnola (Saavedra et al. 2015). Secondo Holzapfel et al. (2006) è probabile che i primi individui insediatisi in Israele, nella regione di Tel Aviv, fossero fuggiti da uno zoo. Per quanto riguarda l'Europa, sebbene non si disponga di informazioni dettagliate, oltre che in Italia la specie è stata segnalata come nidificante nella Russia meridionale (Gillings, 1997), in alcune aree della Francia (Hars 1992, Feare and Craig 1998, Andreotti et al. 2001; ISSG 2006), in Grecia e in Portogallo, presso la foce del Tago. Popolazioni riproduttive erano presenti anche alle Canarie e a Maiorca nelle isole Baleari, ma in questi siti la specie è stata eradicata con successo (Saavedra et al. 2015). Segnalazioni occasionali sono riportate anche in Belgio, Olanda, Germania e Austria (Scalera et al. 2017).

3 Origine e distribuzione della popolazione italiana

In Italia sono note diverse segnalazioni di Maina comune, dislocate lungo tutta la penisola, isole maggiori incluse. È verosimile che sia le segnalazioni puntiformi della specie, sia le popolazioni riproduttive abbiano avuto origine da fughe accidentali da cattività, sia da abitazioni private che da giardini zoologici. Sebbene il regolamento UE n. 1143/2014 recepito in Italia con il Decreto Legislativo 230 del 15 dicembre 2017 vieti il commercio e la detenzione delle specie di rilevanza unionale in tutt'Europa, alcuni privati potrebbero ancora detenere gli animali sia in quanto previsto dallo stesso regolamento sia in maniera illegale. È verosimile che questo fatto

sia esplicativo delle segnalazioni di animali avvistati in libertà avvenute negli ultimi anni in regioni assai distanti dai nuclei riproduttivi.

I primi avvistamenti documentati per la specie in Italia risalgono al 1987, anno in cui una coppia si insediò presso Castel Fusano (Roma) e portò a termine la nidificazione (Biondi et al. 1995). In quest'area la specie si riprodusse fino al 2002, per poi non essere più avvistata (Brunelli 2001). Segnalazioni puntiformi sono riportate per la Campania, l'Emilia Romagna, il Lazio, la Toscana, la Sardegna, la Sicilia, la Puglia, l'Umbria, le Marche, la Lombardia, il Veneto e il Piemonte (ISPRA 2021, Mori et al. 2020). Eventi di riproduzione episodica sono noti per il Lazio in altre aree di Roma, per la Sicilia (Messina), la Toscana (Livorno) e l'Emilia Romagna (Cervia, provincia di Ravenna). Attualmente esistono alcune popolazioni localizzate, che hanno trovato condizioni idonee e si sono insediate con successo nel territorio, creando due nuclei riproduttivi stabili situati in Campania, nelle province di Salerno e di Caserta. A Salerno, la specie si è stabilita in un territorio che comprende i quartieri meridionali della città (San Leonardo) estendendosi a sud fino al comune di Battipaglia. La prima nidificazione nell'area è stata registrata nel 2000, e da allora diverse segnalazioni riportano la presenza stabile di 20 – 22 individui. Per quanto riguarda Caserta, dal 2011 la specie si è stabilita nei territori compresi tra il comune di Presenzano e quello di Vairano Patenora, con un massimo di 16 individui avvistati nel gennaio 2020 (ISPRA 2021). In Figura 1 è riportata la mappa di distribuzione di *Acridothores tristis* (su celle 10x10kmq) aggiornata al 2020 e ancora da validare formalmente da parte di Regioni e Province autonome, responsabili del sistema di sorveglianza.

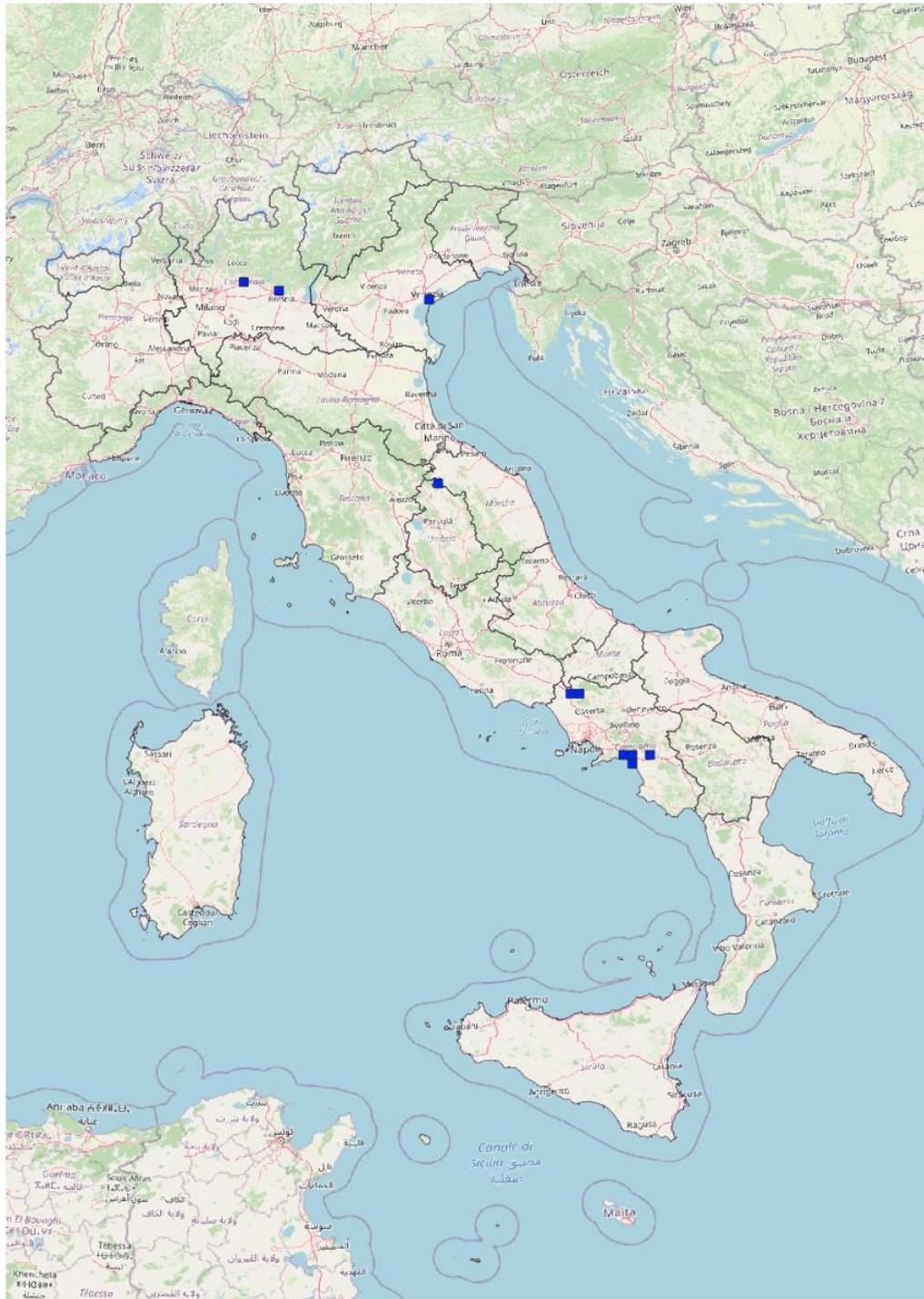


Figura 1 – Distribuzione di *Acridotheres tristis* su celle 10x10 kmq (2016-2020).

4 Capacità di dispersione

Differenti studi effettuati tramite telemetria hanno evidenziato come la Maina comune sia una specie sostanzialmente sedentaria in tutto il suo areale, e tenda a compiere spostamenti alquanto limitati. Uno studio effettuato a Singapore tramite *radiotracking* ha evidenziato che la specie occupa piccoli home-range di 0,1 km² e che la distanza media dal posatoio ai principali

centri di attività è di 0,4 km (Kang 1992). Berthouly-Salazar et al. (2012) hanno riportato per la specie distanze di dispersione inferiori ai 16 km, sebbene in Sud Africa un individuo inanellato sia stato ricatturato a un anno di distanza a 381 km dal sito di cattura iniziale (Oschadleus, 2001).

In Australia, dove la specie è stata introdotta in diverse regioni a partire dalla seconda metà del XIX secolo, alcune indagini hanno evidenziato che nonostante una storia di colonizzazione di oltre 150 anni, la struttura genetica della popolazione australiana riflette ancora ampiamente la dispersione mediata dall'essere umano a riprova di un flusso genetico moderatamente limitato. Tuttavia, i differenti nuclei di immissione originaria si sono espansi negli anni e stanno entrando in contatto, con conseguente incremento della diversità genetica, che potrebbe portare ad un miglioramento del potenziale evolutivo (Ewart et al. 2018).

Sempre in Australia, alcuni studi hanno attestato che gli individui che occupano i fronti di invasione possiedono home-range di esplorazione e distanze massime giornaliere di spostamento più rilevanti, e cambiano roost più frequentemente rispetto alle popolazioni che occupano i siti storici di immissione (Burstal et al. 2020). Analogamente in Sud-Africa, dove le maine sono state immesse nella prima metà del XX secolo e, come in Australia, si stanno espandendo, Berthouly-Salazar et al. (2012) hanno dimostrato che la lunghezza delle ali delle femmine aumenta all'aumentare della distanza dai punti di introduzione iniziali. Entrambi gli studi forniscono prove convergenti di un modello di diffusione in cui la specie segrega spazialmente in base alla variazione interindividuale della tendenza alla dispersione (Alford et al. 2009). Lo stadio di invasione non è, tuttavia, l'unica possibile spiegazione per le differenze di comportamento tra le popolazioni del fronte di invasione e quelle che occupano i siti di introduzione originaria. È noto che le variazioni ambientali, inclusa la disponibilità dell'habitat preferenziale e la sua configurazione spaziale, esercitano una forte influenza sul movimento (Melbourne et al. 2007). Molti studi hanno dimostrato che la specie predilige habitat modificati antropicamente come ambienti urbani e suburbani, ma anche aree coltivate. È quindi probabile che l'attuale tendenza all'urbanizzazione, in atto anche in Europa, possa favorire l'insediamento e l'espansione della specie. Le infrastrutture di trasporto possono inoltre facilitare una dispersione rapida lungo strade, ferrovie e altri corridoi che collegano le città (Ewart et al 2018, Magory Cohen et al. 2019). La Maina comune sta inoltre espandendo il proprio range nelle aree in cui è stata introdotta, in virtù di una realtà in continuo cambiamento a causa della rapida urbanizzazione e del riscaldamento globale (Magory Cohen et al. 2019).

Per quanto riguarda il Mediterraneo, la traslocazione della specie, l'introduzione e la successiva espansione hanno avuto inizio a partire dalla fine degli anni '90 in Israele, in Libano, in Italia, in Spagna e nelle sue isole, e in Portogallo. In aggiunta a questa situazione, la specie era già presente in Grecia e in Turchia, ma queste popolazioni hanno avuto un'origine differente rispetto a quanto avvenuto negli altri Paesi sopra menzionati (Saavedra com. pers). Dalle aree di introduzione iniziale la specie si è espansa in altri territori; ad esempio, la popolazione di Israele ha raggiunto la Cisgiordania, Gaza, la Giordania e l'Egitto. Nel 2019 la specie è stata segnalata a Suez, attorno a Port Tawfiq. Qualora la specie dovesse insediarsi stabilmente in quest'area, Suez potrebbe diventare la porta di servizio per l'invasione dell'Europa, probabilmente permettendo alla specie di entrare in contatto e mescolarsi con le popolazioni già presenti dalla Grecia alla Turchia, e di raggiungere infine l'Italia dai Paesi confinanti del Mediterraneo. La suscettibilità del Mediterraneo all'invasione della Maina comune, accentuata dai cambiamenti antropici dell'uso del territorio e dalla attuale crisi climatica, indica che nell'eventualità di ulteriori introduzioni involontarie o di espansione dell'areale, qualora non venissero applicate in maniera rigorosa misure preventive di contrasto, la specie potrà insediarsi, riprodursi e diffondersi ampiamente, minacciando e compromettendo la delicatissima biodiversità del Mediterraneo,

Inoltre, un'indagine effettuata nell'ambito del "risk assesment" delle specie invasive prioritarie (Scalera et al. 2017) evidenzia come l'idoneità ambientale della specie sia fortemente condizionata dalla temperatura, e come gli inverni rigidi rappresentino quindi un importante fattore limitante. Il modello elaborato prevede, alle condizioni climatiche attuali, potenziali espansioni del range non nativo nelle regioni tropicali e sub-tropicali dell'emisfero settentrionale e meridionale. In Europa, in particolare, il modello suggerisce una possibile espansione verso la regione sudoccidentale della penisola iberica e attorno alle coste settentrionali del Mediterraneo, specialmente verso est. Un aumento globale delle temperature, causato dal cambiamento climatico, potrebbe portare alla colonizzazione di nuovi territori da parte della specie: entro il 2070, il riscaldamento globale porterebbe all'accrescimento dell'idoneità ambientale delle regioni europee già considerate idonee alla specie, e inoltre espanderebbe l'idoneità anche alle regioni settentrionali, fino a raggiungere, negli scenari più estremi, le coste della Scandinavia e le regioni Baltiche.

5 Impatti

La Maina comune è stata inserita nell'elenco delle 100 peggiori specie invasive del mondo dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (Lowe et al. 2000). La specie è ritenuta responsabile di danni a carico delle coltivazioni ed effetti negativi esercitati sulle specie native principalmente tramite predazione e competizione. La specie inoltre può rappresentare un veicolo di trasmissione di malattie e parassiti (Lever 1994, Saavedra et al. 2015, Peacock et al. 2007, Grarock et al. 2012).

5.1 Impatti sulla biodiversità

Sebbene ad oggi siano scarsi gli studi volti a quantificare la reale entità degli impatti esercitati dallo sturnide sulle specie autoctone, esistono diverse evidenze che ne documentano l'esistenza. Uno dei principali meccanismi di impatto è rappresentato dalla predazione: a Tahiti ad esempio la Maina comune è stata ritenuta responsabile del declino del Monarca di Tahiti (*Pomarea nigra*), un passeriforme endemico minacciato di estinzione (Blanvillain et al. 2003, 2020), per la predazione sulle uova. Analogamente, nell'isola di Ascensione, si ritiene che la specie abbia provocato la distruzione annuale di 34,000 uova e di circa 200,000 nidi di uccelli marini, con un tasso stimato di 0.19 uova distrutte per coppia nidificante, che è tre volte superiore a quello esercitato dal ratto nero; in particolare le analisi svolte hanno riportato per la Sterna scura *Onychoprion fuscatus* una perdita di $26,000 \pm 12,000$ uova a stagione riproduttiva, corrispondente a una media del 13% di tutte le uova deposte (n= 10 stagioni riproduttive; Hughes et al. 2008, 2017, 2019). Alle Hawaii la specie è stata osservata predare fino al 23% delle uova di *Puffinus pacificus* (Munro 1940, Byrd 1979) mentre sulle isole Seychelles recenti studi hanno dimostrato come *A. tristis* possa infliggere danni rilevanti predando sulle uova di tre specie di sterne nidificanti (*O. fuscatus*, *Anous stolidus* e *Anous tenuirostris*), specialmente se facilitata dal disturbo da parte dell'essere umano, e possa impedire l'insediamento di nuove colonie (Feare et al. 2015).

In Nuova Zelanda è stata documentata la predazione su uova di gabbiani e su uova e nidiacei di Storno europeo (Edgar 1972, Feare and Craig 1998). Nelle Seychelles, la specie è stata osservata predare uova e pulcini di *Terpsiphone corvina* e di *Copsychus sechellarum*, due passeriformi endemici dell'arcipelago, classificati rispettivamente come "vulnerabile" (VU) e "in pericolo" (EN) dalla IUCN (Feare 2010). Nella Polinesia francese sono stati documentati episodi di predazione su *Todiramphus godeffroyi*, specie considerata in pericolo critico di estinzione (CR)

(Blanvillain et al., 2003), mentre in Israele la specie preda pulli di *Passer domesticus* (Holzapfel et al. 2006).

La Maina comune sembra avere un impatto significativo sulle specie di uccelli autoctoni anche attraverso meccanismi di competizione, in particolare sulle isole. Le coppie riproduttive utilizzano lo stesso territorio ogni anno e lo difendono attivamente e in modo molto aggressivo durante la stagione riproduttiva, talvolta provocando l'abbandono dei siti di nidificazione da parte delle specie native che nidificano in cavità o la distruzione di uova o nidiate (Markula et al. 2009). Secondo il GISD (2020) la specie è implicata nella scomparsa delle popolazioni di pianura dello Storno di Rarotonga (*Aplonis cinerascens*) classificato come 'Vulnerabile (VU)' nelle Isole Cook, e può causare l'allontanamento delle coppie riproduttive del Parrocchetto di Mauritius (*Psittacula eques*), specie endemica delle isole Mauritius, attualmente in pericolo di estinzione (EN). Alle Seychelles, la specie compete per cibo e siti di nidificazione con il muscipide *Copsychus sechellarum* (VU) (Feare et al. 2017), ed è considerata una minaccia per l'Occhialino delle Seychelles *Zosterops modestus* (VU) (Scalera et al. 2017). Un'indagine effettuata in Australia ha evidenziato come la presenza della Maina comune abbia avuto un impatto negativo sull'abbondanza a lungo termine di alcune specie di uccelli che nidificano in cavità e sulla comunità ornitica nativa di uccelli di piccole dimensioni (Garrock et al. 2012, 2013). In un'isola della Nuova Zelanda, in seguito al controllo locale dello stornide, le popolazioni di alcune specie ornitiche presenti hanno subito un incremento significativo (Tindall et al. 2007). Sono stati documentati comportamenti aggressivi nei confronti di diverse specie soprattutto per quanto riguarda i siti di nidificazione, ad esempio nei confronti del Picchio di Siria *Dendrocopos syriacus* (Holzapfel et al. 2006). Comportamenti analoghi sono stati documentati in Israele (Orchan et al. 2013) e in Sud Africa (Peacock et al. 2007). La specie è inoltre menzionata da Birdlife International (2020) tra i potenziali fattori di minaccia di differenti specie di strigiformi insulari endemici in pericolo di estinzione come *Otus capnodesda*, *Otus pauliani* e *Otus insularis* per competizione per i siti di nidificazione.

In Europa, gli attuali effetti negativi della Maina comune sulla biodiversità autoctona e sui relativi servizi ecosistemici non sono ancora ben documentati e la maggior parte delle descrizioni sono aneddotiche. Per esempio, Saavedra et al. (2015) hanno osservato diversi casi di aggressioni del suo congenere *A. cristatellus* in foraggiamento in ambienti urbani verso differenti specie autoctone, da quelle più piccole (Rondine *Hirundo rustica*, Ballerina bianca *Motacilla alba*, Passera oltremontana *Passer domesticus*) alle specie di dimensioni simili (Storno

nero *Sturnus unicolor*, Merlo *Turdus merula*) a quelle molto più grandi (Gheppio *Falco tinnunculus*, Gabbiano reale *Larus michahellis*). Come sottolineato da Saavedra et al. (2015) le maine introdotte in ambienti continentali urbanizzati possono avere un impatto limitato sulle comunità autoctone, rispetto a quanto avviene sulle isole (sebbene gli habitat urbani stiano diventando sempre più importanti anche dal punto di vista della conservazione). Questo è coerente con i risultati di recenti studi effettuati in Australia che dimostrano che le Mainie comuni hanno un impatto competitivo limitato sulle specie di uccelli autoctoni in habitat urbani e suburbani (Lowe et al. 2011, Haythorpe et al., 2014). Tuttavia, la specie ha il potenziale di diffondersi in ambienti rurali dove il suo impatto può estendersi a una gamma più ampia di specie native (vedi Pell e Tidemann, 1997).

5.2 Impatti economici

La Mainia comune è considerata una specie potenzialmente nociva per l'agricoltura (Saavedra et al. 2015, Holzzapfel et al. 2006); in particolare, quando gli insetti scarseggiano, frutti e semi possono diventare una componente importante della sua dieta (vedi Peacock et al. 2007). I frutti più appetiti sono rappresentati da uva, fichi, albicocche, mele, pere, fragole, pomodori, insieme a colture di cereali come mais, grano e riso (Lever 1994). Nelle aree urbane la specie forma grandi posatoi comuni che possono diventare un fastidio per i residenti a causa del rumore e dell'accumulo di materiale fecale (Kang et al. 1990). Inoltre, sempre in contesti urbani, può fare il nido in bocchette di aerazione, canne fumarie ed altre parti di edifici e abitazioni, causando danni alle infrastrutture (Stoner 1923, Saavedra 2009). Le informazioni sui costi associati agli impatti economici sono scarse. Un'analisi del rischio della specie effettuata nel Queensland (Australia) riporta che il valore annuale dei danni alle proprietà è stimato in almeno 50 milioni di dollari (Markula et al. 2016). Anche i costi di gestione sono raramente riportati. Fa eccezione il recente documento sull'eradicazione della specie nell'isola di Denis (nelle Seychelles) secondo il quale il costo complessivo dell'operazione, per una popolazione di 921 individui, è stato stimato in 156.950 \$, di cui 27.600 \$ per tasse, trasporti, formazione e impiego di cacciatori, 9.000 \$ per le attrezzature, 16.800 \$ per la gestione del progetto (Feare et al. 2016). L'operazione di eradicazione effettuata tra il 2012 e il 2019 a North Island (Seychelles) e che ha portato alla rimozione in due fasi distinte di 1641 individui ha avuto un costo complessivo stimato di 135,600 US\$ (Feare et al. 2021).

5.3 Impatti sanitari

La Maina comune può rappresentare una minaccia per la biodiversità autoctona in quanto vettore di malattie e parassiti. Nell'areale nativo, la specie è nota per trasportare un'elevata diversità di parassiti emosporidi, inclusi alcuni dei Plasmodium più diffusi e potenzialmente invasivi (Feare & Craig 1998, Clark et al. 2015). Pertanto, può essere causa di infezioni che potrebbero risultare particolarmente dannose per l'avifauna nativa, rimanendone sostanzialmente non affetta (Clark et al. 2015). Un'indagine svolta nella Polinesia francese su alcuni individui di *A. tristis* campionati appositamente ha riscontrato la presenza di *Salmonella*, *Clamidiacee*, *Plasmodium spp.* e *Haemoproteus spp.* (Blanvillain et al. 2021).

A. tristis è nota inoltre per diffondere parassiti e malattie che possono rappresentare un rischio per la salute umana (Saavedra 2010), in quanto trasportano acari di uccelli come *Ornithonyssus bursa* e *Dermanyssus gallinae* che possono infettare l'essere umano, insieme a pidocchi e nematodi. Possono anche causare dermatiti, asma, gravi irritazione ed eruzioni cutanee e i loro escrementi possono diffondere Psittacosi, Ornitosi, Salmonellosi e Arbovirus (GISD 2020).

È inoltre una delle specie con un'elevata tolleranza per gli ambienti alterati dall'essere umano che risulta recettiva all'H5N1 (FAO 2007).

6 Aspetti normativi

La specie è presente nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale inserite nel Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive che impone, tra l'altro, agli Stati Membri l'eradicazione rapida o il controllo di tali specie. In particolare, la specie è presente nell'aggiornamento dell'elenco adottato dalla Commissione il 25 luglio 2019 (Regolamento di esecuzione (UE) 2019/1262) in applicazione del Regolamento sopracitato. In Italia, il Regolamento UE n.1143/2014 è stato recepito attraverso l'adeguamento della normativa nazionale con il Decreto Legislativo 230 del 15 dicembre 2017.

In Italia la specie è inoltre soggetta alle disposizioni della legge n. 157/1992 "Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio" e successive modifiche. In particolare, la legge n. 221/2015 "Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali" (art. 7,

comma 5 lett. a) ha modificato l'art. 2, comma 2, della legge 157/92, prevedendo che la gestione delle specie alloctone - con esclusione delle specie individuate dal decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare 19 gennaio 2015, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 31 del 7 febbraio 2015 - sia finalizzata all'eradicazione o comunque al controllo delle popolazioni. Gli interventi di eradicazione e controllo sono realizzati come disposto dall'art.19, comma 2, che prevede per le Regioni la facoltà di effettuare piani di limitazione di specie di fauna selvatica per la migliore gestione del patrimonio zootecnico, per la tutela del suolo, per motivi sanitari, per la selezione biologica, per la tutela delle produzioni zoo-agro-forestali ed ittiche, sulla base di parere - obbligatorio ma non vincolate - di ISPRA, chiamato a verificare la selettività dei metodi di prelievo utilizzati.

Per quanto concerne le aree protette, infine, la Legge n. 394/1991 “Legge Quadro sulle Aree Protette” e in particolare l'art. 22, comma 6, prevede che nei Parchi e nelle Riserve Regionali i prelievi e abbattimenti faunistici necessari per ricomporre squilibri ecologici avvengano sotto la diretta sorveglianza dell'organismo di gestione del Parco o Riserva e debbano essere attuati dal personale da esso dipendente o da persone da esso autorizzate.

7 Obiettivi del Piano

7.1 Obiettivo nazionale

Dal momento che l'attuale distribuzione della Maina comune in Italia può essere considerata ancora assai localizzata, l'obiettivo primario del presente piano d'azione, conformemente a quanto previsto dalla normativa comunitaria e nazionale, è l'eradicazione della specie dal territorio nazionale tramite rimozione degli individui attualmente presenti in natura e interventi tempestivi nell'evenienza di nuove segnalazioni, nonché rigido controllo degli individui tutt'ora presenti in cattività presso privati o giardini zoologici al fine di evitare nuove fughe. Una volta ottenuta la rimozione di tutti gli individui presenti in natura, la transizione alla effettiva eradicazione della specie dal territorio italiano potrà infatti essere ottenuta tramite una gestione efficiente delle *pathways* di introduzione combinata con misure di sorveglianza/quarantena applicate per un periodo di riferimento che coincide con l'aspettativa di vita della specie in cattività (per la Maina comune corrispondente a 12 anni).

Le popolazioni riproduttive attualmente presenti in natura in Italia ad oggi non hanno mostrato rilevanti capacità di dispersione nel contesto nazionale, tuttavia occorre sottolineare che la loro presenza ha origini abbastanza recenti, e la specie potrebbe trovarsi in una fase di cosiddetto

“lag” iniziale, ossia un periodo caratterizzato da una sostanziale stabilità della popolazione esistente, che potrebbe essere seguito da una fase di forte incremento numerico e una conseguente rapida espansione (Crooks et al. 2015, Mori et al. 2020); questo è quanto è avvenuto ad esempio in Sud Africa, dove la popolazione iniziale di *A. tristis* è rimasta stabile per 30 anni per poi divenire una delle peggiori specie invasive del Paese. Numerosi tentativi di eradicazione delle specie invasive sono risultati inefficaci a causa di questo fenomeno, e diventa quindi di estrema importanza agire nelle fasi iniziali del loro insediamento (Hart et al. 2015), anche qualora dovessero riscontrarsi semplici osservazioni puntiformi della specie.

Nonostante il Decreto legislativo 230 del 2017 imponga infatti divieto di commercio e di detenzione della specie, nonché sancisca l’obbligo di adozione di misure atte a impedirne la fuga dalla cattività per i privati o i giardini zoologici che dovessero esserne attualmente in possesso, è verosimile che possano continuare a manifestarsi nuove segnalazioni, anche in virtù di un’eventuale espansione della specie da altre popolazioni naturalizzate del Mediterraneo. Risulta perciò necessario mantenere un livello di attenzione elevato per continuare a perseguire l’obiettivo di eradicazione della specie, anche in seguito all’eliminazione di tutti gli individui segnalati in natura. È di fondamentale importanza quindi che le Regioni e le Province autonome prestino particolare attenzione alle eventuali segnalazioni di questa specie anche attraverso l’istituzione di una *squadra di intervento rapido*, all’uopo preparata, che condivida e segua un protocollo accurato, come descritto nei seguenti capitoli, escludendo così qualunque rischio di sottovalutare l’eventuale presenza, anche sporadica, della specie.

La necessità di implementare azioni volte all’eradicazione della specie deve essere considerata urgente in applicazione del principio di precauzione. Nonostante le scarse evidenze di impatto a livello locale, in base al principio di precauzione è necessario rimuovere queste popolazioni ora che in virtù del numero ridotto di individui presenti in natura l’operazione risulta fattibile e relativamente semplice, piuttosto che aspettare che sorgano problemi se la popolazione si dovesse espandere, rendendo l’eradicazione impossibile.

7.2 Obiettivi regionali

Come descritto in precedenza, la Maina comune è stata segnalata in diverse Regioni: nella maggior parte dei casi si tratta di segnalazioni puntiformi legate a singoli individui fuggiti da cattività, in altre situazioni invece la presenza locale della specie risulta costante e legata a nuclei riproduttivi che si sono insediati stabilmente nel territorio. Nel passato nuclei riproduttivi sono stati segnalati in diverse Regioni ma attualmente paiono sopravvivere

esclusivamente in Campania, nelle province di Caserta e Salerno, dove dovrà essere concentrato lo sforzo di rimozione completa degli individui.

In tutte le altre Regioni e Province autonome in cui la specie risulta assente, la comparsa della Maina deve essere rilevata rapidamente e comunicata senza indugi al MiTE (ai sensi dell'art. 19 del D.Lgs. 230/2017). Le Regioni e Province autonome sono quindi responsabili dell'immediata attuazione delle misure di eradicazione rapida di cui al presente 'Piano', finalizzate ad assicurare l'eliminazione completa e permanente della specie esotica invasiva dall'ambiente naturale. Di seguito è riportata la tabella di sintesi con le azioni gestionali previste suddivise per Regioni e Province autonome. Si ricorda che il monitoraggio è obbligatorio in tutte le Regioni e Province autonome ai sensi dell'art.18 del D.Lgs. 230/17; la risposta rapida consiste nell'eradicazione rapida disposta ai sensi dell'art.19 del D.lgs. 230/17 a seguito della prima segnalazione sul territorio regionale o provinciale della specie; l'eradicazione è un'attività disposta ai sensi dell'art.22 del D. Lgs.230/17 nel caso di una specie già presente sul territorio regionale o provinciale.

Tabella 6.1. Azioni gestionali previste per *Acridotheres tristis* suddivise per Regione e Province autonome

Regione	Eradicazione (art.22)	Controllo (art.22)	Risposta rapida (eradicazione art.19)	Monitoraggio (art.18)
Abruzzo			X	X
Basilicata			X	X
Bolzano			X	X
Calabria			X	X
Campania	X			X
Emilia Romagna			X	X
Friuli Venezia Giulia			X	X
Lazio			X	X
Liguria			X	X
Lombardia			X	X
Marche			X	X
Molise			X	X
Piemonte			X	X
Puglia			X	X
Sardegna			X	X
Sicilia			X	X
Toscana			X	X
Trento			X	X

Umbria			X	X
Valle d'Aosta			X	X
Veneto			X	X

8 Modalità di intervento

Il presente Piano nazionale di gestione della Maina comune intende dare recepimento a quanto previsto dal Regolamento UE n. 1143/2014 e dal successivo Decreto Legislativo n. 230/2017. Le Regioni, le Province autonome e gli Enti di gestione delle aree protette nazionali sono responsabili dell'attuazione di tale piano e sono tenuti a darne recepimento emanando specifici provvedimenti attuativi disposti ai sensi dell'art. 19, comma 2, della L. n. 157/92 come modificata dall'art. 7, comma 5, lettera a) della L. 221/2015 o del comma 4, articolo 11 della L. 394/91 sulla base delle tecniche indicate di seguito.

8.1 Prevenzione

8.1.1 Prevenzione d'introduzione accidentale

Al fine di prevenire nuove introduzioni accidentali, occorre che vengano attuati rigidi controlli sul rispetto della normativa vigente sia relativamente al divieto di commercio della specie, sia sulle modalità di detenzione di individui di *A. tristis* eventualmente presenti in cattività presso privati o presso giardini zoologici (artt. 6, 26, 27 del D.Lgs. 230/17). È pertanto prioritario che tutte le strutture che detengono *A. tristis* adeguino le proprie modalità di detenzione della specie ai fini di ottemperare a quanto previsto dal decreto. È altresì importante che le Regioni svolgano un efficace controllo sulle strutture che detengono la specie vigilando affinché il dettato dell'art. 6 del D.Lgs n. 230 venga rispettato.

Come per altre specie di rilevanza unionale, Regioni e Province autonome promuovono attività di educazione e sensibilizzazione alle problematiche delle invasioni biologiche finalizzate ad impedire il rilascio in natura. Il Comando Unità forestali ambientali e agroalimentari (CUFAA) dell'Arma dei Carabinieri e gli altri organi preposti attuano i controlli previsti ai sensi della normativa vigente al fine di assicurare il rigoroso rispetto ai divieti di commercio (anche online), detenzione e trasporto di esemplari vivi in modo da ridurre il rischio di immissione in natura.

8.1.2 Prevenzione di espansione secondaria

I fenomeni di espansione secondaria, a partire dai nuclei presenti, devono essere evitati mediante azioni tempestive di contenimento, volte a escludere l'incremento della popolazione e la conseguente diffusione della specie in altre aree. È quindi fondamentale che le segnalazioni pervenute vengano verificate sul territorio il più rapidamente possibile, e vengano messi in campo immediatamente tutti i sistemi necessari alla rimozione degli individui con le modalità descritte in seguito.

Il gruppo tassonomico degli Uccelli risulta avvantaggiato in materia di monitoraggio della distribuzione delle specie (aliene e non), in virtù del numero elevato di *birdwatcher* e ornitologi appassionati, spesso organizzati in associazioni locali o nazionali. Al fine di rendere ancora più efficace questo meccanismo, ISPRA elaborerà appositi protocolli di rilevamento contenenti indicazioni su quali informazioni raccogliere in caso di avvistamento, da distribuire specialmente alle associazioni locali di ornitologi e *birdwatcher*. Nell'ambito delle iniziative sopradescritte, Regioni e Province autonome promuoveranno attività di riconoscimento per individuare eventuali nuclei sul territorio mediante un processo di *citizen science*.

8.2 Gestione

8.2.1 Eradicazione delle popolazioni esistenti e di nuove eventuali introduzioni

Come già sottolineato, la presenza di *A. tristis* in Italia è attualmente sostanzialmente concentrata in pochi gruppi riproduttivi localizzati e apparentemente costituiti da qualche decina di individui. Per tale motivo, le modalità di intervento possono, e devono, perseguire l'obiettivo dell'eradicazione della specie. Fondamentale per il raggiungimento dell'obiettivo è la tempestività degli interventi che, oltre ad incrementare l'efficacia delle azioni, limita la possibilità che si creino situazioni in cui intervenire risulterà più impattante e richiederà maggiori risorse economiche e di personale. Una corretta modalità di intervento contribuirà a precludere inoltre una possibile dispersione della specie in aree confinanti. È innanzitutto necessaria una veloce fase preliminare raccolta di tutte le segnalazioni reperibili attraverso i vari enti attivi sul territorio (e.g., Comuni, Uffici Territoriali Regionali, personale dei Parchi, GEV, Polizia Provinciale) o attraverso i dati raccolti con metodologie riconducibili alla *citizen science*, individuando così le aree maggiormente frequentate dagli animali e calibrare conseguentemente lo sforzo per il corretto raggiungimento dell'obiettivo.

Le tecniche di rimozione maggiormente utilizzate che possono essere impiegate nel contesto nazionale includono i) cattura tramite trappole con richiamo vivo e/o con esca alimentare come attrattivi e successiva eventuale eutanasia degli animali da applicare nel rispetto del benessere animale, o il conferimento di una piccola percentuale di animali catturati presso strutture di detenzione idonee per il loro utilizzo in campagne educative o informative, ii) abbattimento degli animali tramite arma da fuoco o ad aria compressa effettuato da personale specializzato, iii) cattura degli adulti presso i siti di nidificazione oppure iv) rimozione di uova e pulli da nidi noti e v) utilizzo di avicidi (Feare 2010). In genere è consigliabile utilizzare una combinazione delle metodologie sopra esposte in relazione al contesto in cui si interviene. Iniziate le attività di rimozione nelle aree con accertata presenza della specie, si procede parallelamente al monitoraggio delle zone circostanti, al fine di definire lo stato dell'estensione della popolazione sul territorio. Dopo aver individuato tutte le principali aree di presenza, si prosegue con l'attività di rimozione e parallelamente si estende il monitoraggio alle zone limitrofe, così da delimitare un'area *buffer* oltre la quale la specie è presumibilmente assente. Le fasi di rimozione e monitoraggio dovranno continuare parallelamente fino alla completa rimozione della specie dall'area interessata. Infine, per poter reperire tutte le informazioni disponibili sul territorio, è fondamentale creare una rete di contatti in grado di avvisare tempestivamente gli operatori e attivare una *task force* per la verifica e la rimozione puntuale di ulteriori individui. Tale rete di contatti, inoltre, è uno strumento utile e gratuito che, in particolar modo nelle ultime fasi di rimozione, può risultare fondamentale per la buona riuscita del piano di gestione. È di fondamentale importanza riuscire a coordinare le attività dei diversi operatori sul territorio al fine di ottimizzare l'efficacia degli interventi. Regioni e Province autonome conducono le attività di eradicazione parallelamente alle attività di monitoraggio fino alla completa rimozione della specie dall'area interessata, promuovendo inoltre campagne informative pubbliche relative agli interventi in essere. Non è escluso infatti che si debba intervenire con catture o abbattimenti anche all'interno di aree private o comunque in prossimità di aree abitate.

8.2.2 Controllo in caso di presenza diffusa

Nell'eventualità in cui i nuclei in Campania risultino così diffusi da rendere l'eradicazione non praticabile o non fattibile, la specie esotica deve essere soggetta a misure di contenimento al fine di contrastarne l'espansione e limitarne gli effetti negativi sulla biodiversità.

8.2.3 Metodi di intervento

In riferimento alle recenti disposizioni nazionali e comunitarie in materia di gestione delle specie alloctone invasive l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) evidenzia che l'applicazione di metodi preventivi è in contrasto con le finalità eradicative imposte dalla L.157/92 come modificata dall'art. 7, comma 5, della Legge 28 dicembre 2015, n. 221 e pertanto risulta inefficace al fine di escludere gli impatti causati dalle specie alloctone invasive. Tale opzione va considerata esclusivamente nel caso di interventi volti a mitigare impatti causati da specie autoctone, mentre nel caso delle specie alloctone invasive – per le quali le politiche globali, comunitarie e nazionali impongono obiettivi di eradicazione e contenimento – tale indicazione appare in generale inefficace, non opportuna e inapplicabile. Resta essenziale utilizzare tecniche che assicurino la selettività del prelievo.

Nel pianificare le attività gestionali occorre assicurarsi che i metodi utilizzati siano efficaci per ottenere l'eliminazione completa e permanente della popolazione della specie esotica invasiva in questione, tenendo in debita considerazione la salute umana e l'ambiente, specialmente le specie non destinarie di misure e i loro habitat, e provvedendo a che agli animali siano risparmiati dolore, angoscia o sofferenza evitabili (Regolamento EU 1143/2014, art. 17 comma 2).

Riguardo all'attuazione di piani di controllo e/o eradicazione da parte di operatori all'uopo incaricati occorre precisare che il controllo della fauna è un'attività gestionale del tutto distinta dall'attività venatoria dalla quale si discosta per i fini, i modi, i mezzi, i tempi, i luoghi ed il personale con cui può essere condotto, oltre che per il diverso riferimento legislativo (art. 19 contro artt. 12 e 13 della L. 157/92). Le attività di controllo non devono peraltro rispettare le limitazioni temporali poste dal calendario venatorio. I mezzi impiegati possono differire, prevedendo, ad esempio, il ricorso alla cattura in vivo con trappole, tecnica non consentita per l'attività venatoria. Va altresì osservato come i divieti previsti dall'art. 21 della L. 157/92 vadano intesi come riferiti all'esercizio dell'attività venatoria e non riguardino invece il controllo attuato ai sensi dell'art.19 della suddetta legge. In questa accezione ISPRA da anni avvalsa l'impiego anche delle gabbie-trappola, utilizzate esclusivamente nell'ambito di piani approvati e coordinati dalle Amministrazioni di riferimento, in virtù della loro rispondenza a requisiti di massima selettività ed efficacia d'azione associati a ridotto disturbo verso specie non bersaglio. Si evidenzia inoltre che le modalità e le tecniche di rimozione sotto descritte sono efficacemente utilizzabili nei contesti italiani e, se attuate seguendo le indicazioni fornite e

programmando adeguatamente e attentamente le attività, esse non producono effetti negativi sull'ambiente, su altre specie o sull'essere umano ma, anzi, sono strumenti che ben si configurano quali misure per evitare impatti sulle specie, il degrado degli habitat e contenere i rischi per le attività antropiche e per la salute pubblica. Inoltre, l'efficienza dimostrata delle tecniche di rimozione utilizzate nei contesti internazionali, rende il rapporto "costi/benefici" degli interventi favorevole, nel medio termine.

Interventi di eradicazione e controllo della Maina comune sono stati svolti in diverse aree del mondo, inclusa l'Europa (Canning 2011, Saavedra 2010), e hanno permesso di mettere a punto le metodologie più efficaci, sebbene occorra sempre calibrare le strategie sulla realtà locale in cui si intende operare. Il periodo ideale per effettuare interventi di rimozione è quello pre-riproduttivo, in corrispondenza del quale la densità della popolazione è fisiologicamente più ridotta.

8.2.3.1 Cattura in vivo mediante trappole

La cattura mediante trappole a vivo (*live traps*) con l'ausilio di richiami vivi è la tecnica maggiormente impiegata nella rimozione parziale o totale di *A. tristis*. Questi sistemi sono stati utilizzati con successo per supportare il controllo e l'eradicazione in differenti luoghi tra cui Nuova Zelanda, Australia, Isole del Pacifico e Seychelles (Tindall, 1996; Wilson, 1973, Canning 2011). Esistono differenti tipologie di trappole che possono essere impiegate a tale scopo e che si sono rivelate più o meno adatte alle condizioni in cui sono state impiegate (per una descrizione esaustiva dei vari modelli impiegati, vedere p. es. Saavedra 2010 e Feare 2017). Alcuni dei sistemi maggiormente utilizzati consentono la cattura cumulativa di più individui, e la cattura avviene tramite ingressi selettivi o a invito che consentono agli animali di entrare ma non di uscire. Gli attrattivi possono essere costituiti da esche alimentari di vario genere (frutta, crocchette per gatti, riso bollito, pane) oppure da richiami vivi (individui catturati in precedenza). Altri sistemi comunemente impiegati nei vari programmi di rimozione della specie ad oggi effettuati sono costituiti da trappole formate da due camere separate collegate tra loro: una camera di detenzione e una camera di alimentazione dove viene sistemata l'esca alimentare. Gli uccelli entrano nella camera di alimentazione tramite ingressi a imbuto che non consentono loro di uscire; l'unica possibilità per gli animali è quella di spostarsi nella camera di detenzione, attraverso un passaggio unidirezionale che non consente agli animali di tornare nella camera di alimentazione. I siti ideali dove installare le trappole coincidono con le aree di alimentazione maggiormente frequentate già note, o aree facilmente osservabili da parte della

specie da punti di vantaggio come linee elettriche o alberi. Precedentemente alle catture vere e proprie è consigliabile prevedere un periodo di circa una settimana durante il quale è possibile pasturare l'area in cui si intende effettuare le catture per assicurarsi che gli uccelli inizino a frequentarla con regolarità; in seguito occorre posizionare nel sito le trappole contenenti l'esca alimentare, avendo cura però di lasciarle disinnescate per permettere agli uccelli di accedervi ed uscirne liberamente (fase di *pre-baiting*). In questa fase è consigliabile limitare la pasturazione all'interno delle trappole affinché gli animali siano maggiormente incentivati ad accedervi. È stato riscontrato che disporre più trappole una accanto all'altra, a distanza di uno - due metri, possa rendere le catture più efficienti (Canning 2011). Inoltre, è opportuno sistemare accanto alle trappole di cattura o all'interno delle trappole stesse, in scomparti appositi, richiami vivi che possono consistere in animali catturati in precedenza; è consigliabile che vengano sistemati due richiami per gabbia in quanto questo sembra ridurre il loro stress. I richiami possono essere lasciati in loco anche durante la notte per poter attrarre gli uccelli sin dalla mattina presto, ma occorre sincerarsi che in zona non siano presenti predatori selvatici o domestici che possano danneggiare i richiami e disturbare l'area di cattura. Ai richiami vivi, così come agli individui catturati, è opportuno garantire cibo, acqua e posatoi, e assicurarsi che gli animali possano ripararsi da eventuali condizioni atmosferiche sfavorevoli quali pioggia o eccessiva insolazione, in ottemperanza alle norme relative al benessere animale. Le trappole devono essere controllate quotidianamente, sia per rifornire i sistemi di esche alimentari fresche sia per controllare che non siano state catturate specie non target (che, nel caso, andranno immediatamente liberate). È opportuno inoltre controllare e pasturare le trappole la sera o nelle prime ore notturne, o comunque fuori dal campo visivo delle maine: la specie è infatti nota per apprendere con molta velocità da eventi negativi diretti e indiretti e quindi tende ad evitare le situazioni di pericolo e potrebbero imparare rapidamente a evitare le trappole se non vengono utilizzate con attenzione. Per tale motivo è consigliabile impostare e controllare le trappole durante le ore di buio, in modo che gli uccelli non le associno alle persone. Occorre inoltre evitare quanto più possibile fughe accidentali degli animali che sono stati catturati in quanto difficilmente si faranno nuovamente catturare. È opportuno inoltre valutare opportunamente il posizionamento delle trappole. Sarebbe preferibile ove possibile sistemarle lontano da aree assiduamente frequentate dall'essere umano; tuttavia i siti noti di presenza attuale, specialmente quelli in provincia di Salerno, corrispondono verosimilmente ad aree diffusamente antropizzate. Risulta quindi di fondamentale importanza assicurarsi la collaborazione della popolazione locale onde evitare che i sistemi di cattura possano essere

(volontariamente o involontariamente) compromessi. È importante che durante il periodo delle catture venga limitata quanto più possibile l'accessibilità a fonti alimentari alternative (rifiuti, cibo per cani o gatti randagi, ecc.). Una volta catturati, gli uccelli potranno essere trasportati presso strutture adeguate per essere ospitati in voliere oppure verranno soppressi mediante impiego di tecniche efficienti ed eutanasiche. La soppressione eutanastica degli animali catturati può avvenire tramite dislocazione cervicale, tecnica di corrente impiego nel controllo dei Corvidi (es. Cocchi 1996, AVMA 2020) oppure attraverso esposizione degli animali a eccesso di biossido di carbonio, nel pieno rispetto delle indicazioni sul benessere animale (Leary et al., 2013), e riferendosi inoltre alle indicazioni contenute nella Direttiva 93/119/CE e nel D.lgs. n. 333/1998 e s.m.i., pur non normando specificatamente gli interventi sulla fauna.

8.2.3.2 *Abbattimento diretto con arma da fuoco o ad aria compressa*

Nel caso in cui si debba intervenire su singoli individui oppure in caso le catture non risultino risolutive, a causa di soggetti restii ad entrare nelle trappole (*trap-shy*) occorre ricorrere all'abbattimento selettivo con armi da fuoco o ad aria compressa dotate di munizioni atossiche, secondo quanto previsto dalla normativa vigente (L. n. 157/92 e L. n. 394/91 e relative Leggi Regionali di recepimento). Gli abbattimenti possono essere utilizzati per rimuovere singoli animali durante il giorno, oppure presso i *roost* durante la notte, tramite l'ausilio di visori notturni. Le maine possono imparare rapidamente a evitare i tiratori, ma questo problema può essere limitato se si interviene durante le ore notturne o utilizzando armi silenziatae (Dhami, 2009). Occorre tuttavia sottolineare come molte segnalazioni della specie nei siti di maggior concentrazione della stessa siano localizzate in zone periurbane e quindi in prossimità di aree abitate; in questi contesti il sistema da privilegiare sarà chiaramente quello del trappolaggio. Inoltre dall'esperienza maturata in materia di controllo/eradicazione di *A. tristis* è noto come la specie tenda a imparare rapidamente e quindi diventare immediatamente elusiva in risposta all'utilizzo di armi da fuoco.

8.2.3.3 *Controllo della riproduzione*

Parallelamente alla fase di cattura, e nei casi questa dovesse prolungarsi anche durante la fase riproduttiva della specie, risulta utile identificare i siti di nidificazione della specie ed eventualmente procedere con la cattura degli adulti in cova (tramite, ad esempio, lacci di cattura in nylon installati all'ingresso del nido, oppure tramite mist-net posta immediatamente all'uscita del nido mentre gli individui sono in cova) e alla rimozione di eventuali uova o pulli.

È possibile valutare l'opportunistica installazione di cassette-nido nelle aree frequentate dalla specie, che andranno controllate assiduamente per valutare l'effettiva frequentazione da parte della specie, e procedere in seguito con la cattura degli adulti in cova o con la rimozione delle uova.

8.2.3.4 Impiego di esche avvelenate

I due principali agenti tossici impiegati per il controllo della Maina comune al di fuori del territorio dell'Unione Europea sono lo "Starlicide" (DRC-1339 o 3-cloro-p-toluidine idrocloride) (Ramey et al. 1994, ACVM 2002), utilizzato in Nuova Zelanda (Dhami 2009), a Tahiti (Blanvillain et al. 2020) e testato a St Helena e su Ascensione (O'Connor 1996, Feare 2010), e l'alfafloralosio ((R)-1,2-O-(2,2,2-tricloroetilidene)- α -D-glucofuranosio) (Nelson 1994; Thearle 1969), utilizzato per il controllo di piccioni domestici, passeri, storni. In passato l'alfafloralosio veniva utilizzato anche in diversi stati europei, ma attualmente è autorizzato solo come rodenticida (Direttiva EU 98/8/EC 2008). L'impiego di esche avvelenate è indicato per intervenire in aree ad elevatissime concentrazioni della specie ma deve essere valutato con estrema attenzione in quanto può comportare importanti effetti indesiderati su specie non target sia per avvelenamento primario che secondario; attualmente tale metodologia non è applicabile in quanto in UE non esistono prodotti autorizzati a tal fine.

8.3 Trattamento delle carcasse

Sia per quanto riguarda la cattura mediante trappole a vivo che nel caso di abbattimento, l'eliminazione delle carcasse avverrà mediante conferimento delle stesse presso impianti di smaltimento, secondo quanto previsto dalla normativa vigente, possibilmente determinando sesso e classe di età degli individui, o eventuale loro conferimento presso centri di analisi per eventuali indagini sanitarie.

8.4 Personale coinvolto

Gli interventi di cattura/abbattimento/rimozione degli animali possono essere attuati:

- a) personale d'istituto previsto dal comma 2 dell'art. 19 della L. 157/92 nonché, coerentemente con la sentenza della corte costituzionale n.21/2021, da altri soggetti selezionati a seguito della frequentazione di appositi corsi di preparazione svolti secondo un programma approvato da ISPRA e organizzati dalle Regioni, dalle Province o dalle Città

Metropolitane comprensivi di una prova finale di abilitazione. Per l'uso della carabina i corsi dovranno comprendere una parte aggiuntiva che tratti delle precauzioni da prendere e delle limitazioni da adottare, nonché il superamento di una prova di tiro;

- b) dal personale degli Enti parco e delle Riserve o da persone all'uopo espressamente autorizzate, sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell'organismo di gestione dell'area protetta, secondo le modalità e le prescrizioni fornite e limitatamente ai territori di competenza;

Le attività di controllo ed eradicazione dovranno essere necessariamente eseguite da personale specializzato. A tal proposito dovranno essere attivati dei corsi di formazione in grado di fornire tutti gli elementi utili per gli interventi e la gestione delle attività di cattura su campo, qualora il personale autorizzato non sia già in possesso di detti requisiti. Il personale così formato agirà per nome e per conto degli Enti deputati alla gestione territoriale, che dovranno essere in possesso del parere di ISPRA.

Tutti gli operatori delegati all'intervento sono tenuti a tenere un registro delle catture / degli abbattimenti che riporti, per ogni sessione: la località e le coordinate del sito di intervento; la tecnica utilizzata; la data e l'ora di svolgimento delle operazioni di cattura o abbattimento; un conteggio o una stima del numero di individui presenti nel sito all'inizio della sessione di cattura/abbattimento ed al suo termine; il numero di soggetti catturati o abbattuti e, in quest'ultimo caso, il numero di soggetti recuperati, il numero di soggetti uccisi e feriti non recuperati. L'autorità regionale competente per territorio dovrà pianificare e coordinare tutte le operazioni, provvedere alla raccolta periodica dei dati acquisiti dagli operatori con cadenza annuale e tenere un registro aggiornato di tali dati. Ai fini del piano, si considera inoltre rilevante destinare una parte degli individui abbattuti a finalità di monitoraggio e ricerca scientifica quali, ad esempio, analisi dei contenuti stomacali e ricerca di parassiti e patogeni, rilievi morfologici e morfometrici. A tal fine deve essere prevista, su richiesta, la possibilità per istituti di ricerca e università di raccogliere soggetti integri o campioni biologici.

9 Monitoraggio della specie

L'art. 18 del D. Lgs 230/17 pone il Ministero della Transizione Ecologica – supportato da ISPRA - a capo del coordinamento del sistema di sorveglianza delle specie esotiche invasive di

rilevanza unionale presenti sul territorio nazionale; le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano sono incaricate di svolgere i monitoraggi necessari a mantenere efficiente il sistema di sorveglianza al fine di prevenire la diffusione di queste specie, avvalendosi eventualmente di strutture già deputate all'attuazione delle direttive 92/43/CEE, 2000/60/CE e 2008/56/CE.

ISPRA garantirà un costante supporto nell'ambito del monitoraggio e della validazione dei dati a Regioni e Province autonome anche attraverso la creazione di una Task Force, composta oltre che dai tecnici di ISPRA, da rappresentanti delle associazioni ornitologiche nazionali e locali, consentendo una rapida comunicazione dei dati raccolti a livello sia professionale sia amatoriale. La Task Force potrà anche essere di supporto a Regioni e Province autonome per le attività di sensibilizzazione e informazione riguardanti le problematiche create dalle specie invasive, oltre che relative agli interventi sulle specie di rilevanza unionale. Così facendo si contribuirà alla costruzione di quella condivisione di intenti indispensabile per garantire la collaborazione da parte degli osservatori amatoriali che contribuiscono con i propri dati ornitologici alle diverse banche dati telematiche.

9.1 Misure di sorveglianza e rilevamento precoce

Come già evidenziato, per quanto riguarda gli Uccelli, l'importante meccanismo di *early warning* relativo all'intercettazione di nuovi ingressi o al monitoraggio dell'espansione delle specie alloctone già presenti in Italia è facilitato dalla consistente rete di rilevamento esistente per questo gruppo tassonomico, in virtù delle numerose organizzazioni e associazioni ornitologiche locali e nazionali che garantiscono una eccellente copertura di buona parte del territorio nazionale, e supportato anche dalla recente nascita di diversi data-base informatici basati sulla *citizen-science* (come ad es. Ornitho.it, eBird.org, iNaturalist ecc). Questi dataset sono sempre più riconosciuti come un valido strumento per monitorare la presenza e la diffusione di specie invasive su grandi scale spaziali e temporali (Roy et al., 2015). I dati raccolti sono in genere frutto di "campionamenti opportunistici", senza un disegno di indagine scientifica sottostante; tuttavia, come già evidenziato, questa realtà costituisce un efficace sistema di sorveglianza. I dati raccolti non sono strutturati e non consentono quindi di stimare in modo affidabile l'abbondanza delle specie o il trend delle popolazioni, tuttavia in uno scenario di *early warning* è probabile che sia sufficiente sapere dove si sta stabilendo una specie. È quindi fondamentale da parte di Regioni e Province autonome verificare tutte le segnalazioni relative all'avvistamento di individui della specie, anche avvalendosi del supporto

della Task Force, e attivare tempestivamente tutte le misure necessarie alla sua rimozione. Regioni e Province autonome promuovono campagne informative sull'importanza del rilevamento di queste specie che siano indirizzate alle varie associazioni ornitologiche esistenti sul territorio nazionale, predisponendo, con il supporto di ISPRA, protocolli di avvistamento e fornendo schede specifiche di rilevamento da inviare alle Amministrazioni incaricate della sorveglianza in materia di specie aliene e/o al centro di raccolta informazioni come da art. 18 del d. lgs. 230/2017, ove dettagliare quanto più possibile le osservazioni effettuate, indicando, oltre al numero degli animali avvistati, il luogo specifico del rilevamento e il comportamento dell'individuo avvistato. In caso di avvistamento dovranno quindi essere contattati tutti gli Enti e le Amministrazioni coinvolti sul territorio, come ad es. Comuni, Uffici Regionali locali, personale dei Parchi, GEV, Polizia Provinciale, associazioni venatorie, etc. ottenendo un quadro più completo della situazione a livello locale e allo stesso tempo creando una rete di contatti che possa fornire attivamente informazioni circa la segnalazione di ulteriori avvistamenti sul territorio.

9.2 Monitoraggio di presenza

Il monitoraggio può essere effettuato per mezzo di rilievi effettuati su transetto o tramite punti d'ascolto: durante quasi tutta la giornata, ma soprattutto la mattina e la sera, la specie è molto vocifera ed emette richiami che possono essere uditi anche a distanza rilevante, di conseguenza rilevarne la presenza non è complicato. Inoltre, verso le ore serali, le maine tendono a frequentare aree aperte prative dove è particolarmente facile effettuare conteggi e stimare la dimensione della popolazione. Tali conteggi possono essere effettuati anche presso i roost serali dove gli individui tendono a radunarsi. È possibile prevedere la distribuzione di schede di segnalazione presso le Amministrazioni Comunali, gli eventuali enti Parco, le associazioni ornitologiche locali, le Guardie Ecologiche Volontarie, cittadini e associazioni impegnate in attività ambientali.

9.3 Monitoraggio dell'efficacia degli interventi

Gli interventi effettuati possono definirsi efficaci se raggiungono gli obiettivi prefissati di controllo o eradicazione della popolazione. Nel primo caso, una volta definita la consistenza delle popolazioni oggetto di controllo, tramite conoscenza del tasso di natalità, mortalità e sex ratio della specie è possibile quantificare quale debba essere il prelievo minimo per ottenere

una diminuzione della densità della popolazione o arrestarne l'eventuale espansione. Uno studio a riguardo effettuato nel corso di operazioni di controllo della specie presso Canberra, Australia, ha determinato come la rimozione annuale di 25 individui per kmq consentisse la diminuzione della popolazione, indipendentemente dai valori di densità iniziali (Garrock et al. 2013). Tuttavia occorre evidenziare come le dinamiche di popolazione risultino strettamente connesse alle condizioni locali.

Per quanto concerne il monitoraggio dell'efficacia degli interventi di controllo/eradicazione, esso risulta di fondamentale importanza: un motivo comune di fallimento dell'eradicazione è infatti dovuto al mancato rilevamento degli ultimi animali rimanenti, più difficilmente contattabili (Lavoie et al. 2007). Parallelamente all'inizio degli interventi di rimozione, è necessario quindi avviare un monitoraggio relativo all'andamento delle operazioni, in modo da intraprendere eventuali azioni correttive qualora i sistemi impiegati non dovessero rivelarsi idonei, implementando quindi una gestione adattativa. Tale monitoraggio dovrà proseguire anche successivamente alla rimozione dell'ultimo individuo noto per una determinata area, in modo da poter confermare l'avvenuta eliminazione della specie dal territorio. Il monitoraggio delle attività di gestione della specie deve essere svolto per tutta la durata del programma. Se la programmazione delle attività di controllo/rimozione della specie è stata effettuata in modo adeguato e le modalità d'intervento sono state pianificate e realizzate opportunamente, si avrà un'efficienza di cattura elevata nelle prime fasi, per poi osservarne una progressiva e fisiologica riduzione proporzionale alla diminuzione della densità degli animali sul territorio. Parallelamente, anche la contattabilità degli individui nel corso del monitoraggio diminuirà.

In queste fasi, è importante l'analisi di tutti i dati raccolti nel corso del tempo e riguardanti il numero e la distribuzione degli individui rimasti, le caratteristiche degli animali catturati, l'efficacia dei metodi di cattura (diversa efficienza dei metodi utilizzati, diversa selettività nei diversi contesti ambientali, ecc.). In questo modo è possibile ottenere informazioni utili a modulare lo sforzo di cattura e di monitoraggio in corso d'opera, le frequenze, le tempistiche e i luoghi d'azione. È altresì importante produrre una dettagliata reportistica delle attività svolte, specificando lo sforzo e le modalità di gestione messi in atto, comunicando al MiTE e ISPRA analisi e risultati ottenuti garantendo così una sempre più completa e idonea linea di intervento e di gestione.

Bibliografia

- Alford R.A., Brown G.P., Schwartzkopf L., Phillips B.L. & Shine R. 2009. Comparisons through time and space suggest rapid evolution of dispersal behavior in an invasive species. *Wildl Res* 36:23–28. <https://doi.org/10.1071/WR08021>
- Ali S. & Ripley S.D. 1972. *Handbook of the birds of India & Pakistan Vol. 5*. Bombay, India: Oxford University Press.
- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V. 2001. *Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali*. Quaderni di Conservazione della Natura 2 - Ministero dell’Ambiente Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.
- ACVM 2002. *Controlled Pesticides: DRC1339 for bird control*. Agricultural Compounds and Veterinary Medicines Group, Wellington New Zealand.
- AVMA 2020. *AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2020 Edition*. Available at: [https://www.avma.org/sites/default/files/2020-01/2020 Euthanasia Final 1-15-20.pdf](https://www.avma.org/sites/default/files/2020-01/2020_Euthanasia_Final_1-15-20.pdf)
- Baker A.J. & Moeed A. 1987. Rapid genetic differentiation and founder effect in colonizing populations of Common Mynas (*Acridotheres tristis*). *Evolution* 41:525-538.
- Berthouly-Salazar C., van Rensburg B.J., Le Roux J.J., van Vuuren B.J. & Hui C. 2012. Spatial Sorting Drives Morphological Variation in the Invasive Bird, *Acridotheris tristis*. *PLoS ONE*, 7(5), e38145. doi:10.1371/journal.pone.0038145.
- Burstal J., Clulow S., Colyvas K., Kark S. & Griffin A.S. 2020. Radiotracking invasive spread: Are common mynas more active and exploratory on the invasion front? *Biological Invasions*. doi:10.1007/s10530-020-02269-7.
- Biondi M., De Vita S., Pietrelli L., Guerrieri G. & Demartini L. 1995. Uccelli esotici in libertà: distribuzione, adattamento e riproduzione sul litorale romano. *Uccelli d’Italia* 20: 33-39.
- BirdLife International 2020. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 20/11/2020.
- Blackburn T.M., Cassey P. & Lockwood J.L. 2009. The role of species traits in the establishment success of exotic birds. – *Global Change Biol.* 15: 2852–2860.
- Blanvillain C., Salducci J.M., Tuteururai G. & Maeura M. 2003. Impact of introduced birds on the recovery of the Tahiti flycatcher (*Pomarea nigra*), a critically endangered forest bird of Tahiti. *Biological Conservation* 109: 197–205.

- Blanvillain C., & Ghestemme T. & Saavedra S., Yan L., & Michoud-Schmidt J., Beaune D. & O'Brien M. 2020. Rat and invasive birds control to save the Tahiti monarch (*Pomarea nigra*), a critically endangered island bird. *Journal for Nature Conservation*. 55. 125820. 10.1016/j.jnc.2020.125820.
- Blanvillain C., Saavedra S., Withers T., Votýpka J. Laroucau K., Lowenski S. & Modrý D. 2021. Screening of diseases in wild exotic birds on Tahiti Island – implications for French Polynesian conservation. *Pacific Conservation Biology*. 10.1071/PC20049).
- Brunelli M. 2001. Maina comune *Acridotheres tristis* in: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di) 2011. Nuovo atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizione ARP, Roma.
- Burstal J., Clulow S., Colyvas K., Kark S. & Griffin A. 2020. Radiotracking invasive spread: Are common mynas more active and exploratory on the invasion front? *Biological Invasions*. 22. 10.1007/s10530-020-02269-7.
- Butler D. 2015. Final Report – Eradication of Myna from Kiribati. Ministry of Environment, Lands and Agricultural Development, Government of Kiribati, Kiribati.
- Byrd G. V. 1979. Common Myna predation on Wedge-tailed Shearwater eggs. *Elepaio* 39:69-70.
- Canning G. 2011. Eradication of the invasive common myna, *Acridotheres tristis*, from Frégate Island, Seychelles. *Phelsuma* 19:43–53.
- Cassey P. 2002. Life history and ecology influences establishment success of introduced land birds. – *Biol. J. Linn. Soc.* 76: 465–480.
- Cheke A. & Hume J. 2008. *Lost land of the Dodo*. London, UK: T & AD Poyser.
- Clark N.J., Olsson-Pons S., Ishtiaq F. & Clegg S.M. 2015. Specialist enemies, generalist weapons and the potential spread of exotic pathogens: malaria parasites in a highly invasive bird. *Int. J. Parasitol.* 45(14):891–899.
- Cocchi R. 1996. Il controllo numerico della gazza mediante la trappola Larsen. Documenti tecnici n. 19. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Ozzano dell'Emilia, Bologna.
- Counsilman J.J., Nee K., Jalil A.K. & Keng W.L. 1994. Discriminant analysis of morphometric characters as a means of sexing mynas. *Journal of Field Ornithology*, 65(1):17.
- Cramp S. & Perrins C. M. 1994. *The Birds of the Western Palearctic, Volume 8: Crows to Finches*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Crooks J.A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Eco-science* 12: 316–329.

Dhami M.K. 2009. Review of the Biology and Ecology of the Common Myna (*Acridotheres tristis*) and some implications for management of this invasive species. Maanaki Whenua Landcare Research, Canterbury, New Zealand.

Dutson G. 2011. Birds of Melanesia, Bismarcks, Solomons, Vanuatu, and New Caledonia. Princeton University Press, Princeton, 447 pp.

Edgar A.T. 1972. Classified summarised notes. *Notornis* 19 (Suppl.):1-91.

Ewart K.M., Griffin A.S., Johnson R.N., Kark S., Magory Cohen T., Lo N. & Major R.E. 2018. Two speed invasion: assisted and intrinsic dispersal of common mynas over 150 years of colonization. *Journal of Biogeography*. doi:10.1111/jbi.13473.

FAO 2007. Wild Birds and Avian Influenza: an introduction to applied field research and disease sampling techniques. Edited by D. Whitworth, S.H. Newman, T. Mundkur and P. Harris. FAO Animal Production and Health Manual, No. 5. Rome.

Feare C.J. 2010. The use of Starlicide® in preliminary trials to control invasive common myna *Acridotheres tristis* populations on St Helena and Ascension islands, Atlantic Ocean. *Conservation Evidence* 7: 52-61.

Feare C.J., Craig A. 1998. Starlings and mynas. London, UK: Christopher Helm (A & C Black), 285 pp.

Feare C.J., Lebarbenchon C., Dietrich M. & Larose C.S. 2015. Predation of seabird eggs by Common Mynas *Acridotheres tristis* on Bird Island, Seychelles, and broader implications. *Bulletin of the African Bird Club* 22: 162-170.

Feare C.J., van der Woude J., Greenwell P., Edwards H. A., Taylor J. A., Larose C. S., Ahlen P-A., West J., Chadwick W., Pandey S., Raines K., Garcia F., Komdeur J. & de Groene A. 2016. Eradication of common mynas *Acridotheres tristis* from Denis Island, Seychelles. *Pest Manag Sci* 73:295–304.

Feare C.J., Waters J., Fenn S., Larose C., Retief T., Havemann C., Ahlen P.-A., Waters C., Little M., Atkinson S., Searle B., Mokhobo E., de Groene A. & Accouche W. 2021. Eradication of invasive common mynas *Acridotheres tristis* from North Island, Seychelles, with recommendations for planning eradication attempts elsewhere. *Management of Biological Invasions*, vol. 12, no. 3, pp. 700-715.

Gill B.J. 1999. A myna increase - notes on introduced mynas (*Acridotheres*) and bulbuls (*Pycnonotus*) in Western Samoa. *Notornis*, 46:268-269.

Gillings S. 1997. *Acridotheres tristis* Common Myna. In: Hagemeyer W. & BLAIR M. The EBCC Atlas of European Breeding Birds – T & AD Poyser, Londra, p. 770.

GISD 2020. Species profile: *Acridotheres tristis*. Global Invasive Species Database. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Acridotheres+tristis> on 21-11-2020.

Grarock K., Tidemann C.R., Wood J., Lindenmayer D.B. 2012. Is It Benign or Is It a Pariah? Empirical Evidence for the Impact of the Common Myna (*Acridotheres tristis*) on Australian Birds. PLoS ONE 7(7): e40622.

Grarock K., Tidemann C.R., Wood J., Lindenmayer D.B. 2013. Understanding basic species population dynamics for effective control: A case study on community-led culling of the common myna (*Acridotheres tristis*). Biological Invasions. 16. 10.1007/s10530-013-0580-2.

Grarock K., Lindenmayer D., Wood J., Tidemann C.R. 2013. Does Human-Induced Habitat Modification Influence the Impact of Introduced Species? A Case Study on Cavity-Nesting by the Introduced Common Myna (*Acridotheres tristis*) and Two Australian Native Parrots', Environmental Management 52:958-970.

Hars D. 1992. Le Martin triste, *Acridotheres tristis*, une espèce exotique installée à Dunkerque (Nord) depuis 1986. Le Heron, 24: 289-292.

Hart, Lorinda & Downs, Colleen. (2015). Winged invaders: Bird introductions.. 10.13140/RG.2.2.36607.00167.

Hawkins A.F., Safford R. 2013. The Birds of Africa. Vol. 8. London.

Haythorpe K.M., Sulikowski D. & Burke D. 2012. Relative levels of food aggression displayed by Common Mynas when foraging with other bird species in suburbia. Emu, 112, 129–136.

Heather B.D. & Robertson H.A. 2000. The new field guide to the birds of New Zealand. Auckland, New Zealand: Viking.

Holzapfel C., Levin N., Hatzofe O. & Kark S. 2006. Colonisation of the Middle East by the invasive Common Myna *Acridotheres tristis* L., with special reference to Israel. Sandgrouse, 28 (1), pp. 44-51.

Hughes B.J., Martin G.R., Reynolds S.J. 2008. Cats and Seabirds: Effects of feral Domestic Cat *Felis silvestris catus* eradication on the population of Sooty Terns *Onychoprion fuscata* on Ascension Island, South Atlantic. Ibis 150 (Suppl. 1):121–129.

Hughes B.J., Martin G.R. & Reynolds S.J. 2017. Estimating the extent of seabird egg depredation by introduced Common Mynas on Ascension Island in the South Atlantic Biol Invasions 19: 843. doi:10.1007/s10530-016-1294-z.

Hughes, B. J., Dickey, R. C., & Reynolds, S. J. (2019). Predation pressures on sooty terns by cats, rats and common mynas on Ascension Island in the South Atlantic. *Island Invasives: scaling up to meet the challenge*, 62, 291–297.

INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP (ISSG). 2006. *Acridotheres tristis*. In: Global Invasive Species Database. [http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=108&fr=1&sts=\(=EN\)](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=108&fr=1&sts=(=EN)).

ISPRA 2020. Banca Dati Italiana degli Uccelli Alloctoni. Database dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

Kang N. 1992. Radiotelemetry in an urban environment: a study of Mynas (*Acridotheres* spp.) in Singapore. In: *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals.*, edited by I. G. Priede and S. M. Swift, 633-641. New York: Ellis Horwood.

Kannan R. & James D. A. 2020. Common Myna (*Acridotheres tristis*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.commyn.01>

Lavoie C., Donlan C.J., Campbell Cruz F. & Carrion G.V. 2007. Geographic tools for eradication programs of insular non-native mammals. *Biol Invas* 9:139–148.

Lever C. 1987. *Naturalized birds of the world*. Longman Scientific and Technical, London.

Lever C. 1994. *Naturalized Animals: The Ecology of Successfully Introduced Species*, T. & A. D. Poyser, London, xiii + 354 pp.

Lever C. 2005. *Naturalised Birds of the World*. T. & A.D. Poyser, London.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter M. 2000. 100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Lowe K.A., Taylor C.E & Major R.E. 2011. Do common mynas significantly compete with native birds in urban environments? *Journal of Ornithology* 152: 909–921.

Magory Cohen T., McKinney M., Kark S. & Dor R. 2019. Global invasion in progress: modeling the past, current and potential global distribution of the common myna. *Biological Invasions*. 21. 1-15. [10.1007/s10530-018-1900-3](https://doi.org/10.1007/s10530-018-1900-3).

Markula A., Hannan-Jones M. & Csurhes S. 2009. Pest animal risk assessment: Indian myna (*Acridotheres tristis*). Biosecurity Queensland, Brisbane.

Markula A., Hannan-Jones M. & Csurhes S. 2016. Invasive animal risk assessment: Indian myna (*Acridotheres tristis*). First published 2009. Updated 2016. State of Queensland, 2016.

- Martin W.K. 1996. The current and potential distribution of the common myna *Acridotheres tristis* in Australia. *Emu* **96**, 166–173.
- Massam M. 2001. Common myna [Farmnote No. 61/2001]., Australia: Department of Agriculture (Western Australia).
- Medway M. A. & Wells D. R. 1976. The birds of the Malay peninsula. Vol. 5. London: H. F. & G. Witherby Ltd.
- Melbourne B.A., Cornell H.V., Davies K.F., Dugaw C.J., Elmendorf S., Freestone A.L., Hall R.J., Harrison S., Hastings A., Holland M., Holyoak M., Lambrinos J., Moore K. & Yokomizo H. 2007. Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or hostile takeover? *Ecol Lett* 10:77–94. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00987.x>
- Mori E., Saavedra S., Menchetti M., Assandri G. 2020. Past and present distribution of the Common Myna *Acridotheres tristis* in Italy: a review. *Avocetta* (Torino) 44, pp. 32–36.
- Munro G. C. 1940. Birds of Hawaii-Wedge-tailed Shearwater. *Elepaio* 1:7-8.
- Nelson P.C. 1994. Bird Control in New Zealand using Alpha-chloralose and DRC-1339. Proceedings of the 16th Vertebrate Pest Conference, pp 259–264, University of California, Davis, USA.
- Newey P. 2007. Foraging behaviour of the Common Myna (*Acridotheres tristis*) in relation to vigilance and group size. *Emu*, 107 (4). pp.
- O'Connor B. (Editor) 1996. Novachem manual. A New Zealand guide to agrichemicals for plant protection Novachem Services Ltd, Palmerston North, New Zealand.
- Orchan Y., Chiron F., Shwartz A. & Kark S. 2013. The complex interaction network among multiple invasive bird species in a cavity nesting community. *Biol. Invasions* 15, 429e445.
- Oschadleus H.D. 2001. Report on recoveries received at SAFRING: July 2000—June 2001. *Afring News* 30, 74–81.
- Parkes J. 2006. Feasibility plan to eradicate common mynas (*Acridotheres tristis*) from Mangaia Island, Cook Islands. Landcare Research Contract Report LC0506/184, Taporoanga Ipukurea Society, 28 p.
- Peacock D. S., van Rensburg B.J. & Robertson M.P. 2007. The distribution and spread of the invasive alien Common Myna, *Acridotheres tristis* L. (Aves: *Sturnidae*), in southern Africa. *South Africa Journal of Science* 103, 103, 465 - 473.
- Pell A. & Tidemann C. 1997. The ecology of the Common Myna in urban nature reserves in the Australian Capital Territory. *EMU* 97, 141–149.

- Ramey C.A., Schafer E.W., Fagerstone K.A. & Palmateer S.D. 1994. Active ingredients in APHIS's vertebrate pesticides—use and reregistration status. pp 124-132.
- Robertson C.J.R., Hyvönen P., Fraser M.J. & Pickard C.R. 2007. Atlas of Bird Distribution in New Zealand 1999-2004. Ornithological Society of New Zealand, Wellington, New Zealand.
- Saavedra S. 2009. First control campaign for common myna *Acridotheres tristis* on Ascension Island. Live Arico Invasive Species Department. Pp. 28.
- Saavedra S., Maraver A., Anadón J.D. & Tella J.L. 2015. A survey of recent introduction events, spread and mitigation efforts of mynas (*Acridotheres sp.*) in Spain and Portugal. *Animal Biodiversity and Conservation* 38(1): 121-127.
- Saavedra S. & Reynolds S. 2019. Eradication and control programmes for invasive mynas (*Acridotheres spp.*) and bulbuls (*Pycnonotus spp.*): Defining best practice in managing invasive bird populations on oceanic islands. In: C.R. Veitch, M.N. Clout, A.R. Martin, J.C. Russell and C.J. West (eds.) (2019). *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, pp. 302–308. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.
- Scalera R., Rabitsch W., Genovesi P., Adriaens T., Robertson P., Moore N., Booy O., Chapman D. & Kettunen M. 2017. Risk Assessment for *Acridotheres tristis* (Final Report), www.circabc.europa.eu
- Sengupta S. 1968. Studies in the life history of the Common Myna *Acridotheres tristis*. *Proc. Zool. Soc. Calcutta* 21:1-27.
- Sengupta S. 1982. *The Common Myna*. New Delhi: S. Chand & Co. Ltd.
- Stoner D. 1923. The Mynah. A Study in Adaptation, *Auk* 40(2): 328-330.
- Telecky T.M. 1989. The breeding biology and mating system of the common Myna (*Acridotheres tristis*). p 174. PhD Thesis, University of Hawaii at Manoa, Hawaii.
- Thearle R.J.P. 1969. The use of stupefying baits to control birds. *The Humane Control of Animals Living in the Wild*. UFAW, Potters Bar: 10-16.
- Tindall S.D. 1996. Ecological impacts and management of the common myna *Acridotheres tristis*. MSc Thesis, University of Auckland.
- Tindall S.D., Ralph C.J. & Clout M.N. 2007. Changes in bird abundance following common myna control on a New Zealand island. *Pacific Conservation Biology* 13(3), 202-212.
- Van Rensburg B.J., Peacock D.S. & Robertson M.P. 2008. The invasive common myna *Acridotheres tristis*, L., is one of the most common bird species along an urban gradient in South Africa. In: Woolnough A,

Feare C, Meier G eds. Proceedings of the international invasive bird conference, Freemantle, Western Australia. P. 40.

Wilson P. R. 1973. The ecology of the common myna (*Acridotheres tristis* L.) in Hawke's Bay. Phd Thesis, Victoria Univ. of Wellington, New Zealand.