La **DISSEMINAZIONE** delle **CONOSCENZE SCIENTIFICHE** nella **TOSCANA MERIDIONALE** tra **RICERCA** e **CONSERVAZIONE** della **NATURA**

a cura di
Pietro Giovacchini
Lorella Bevilacqua
Carlo Castellani
Luca Passalacqua



Atti della Giornata di Studio
6 febbraio 2026 Grosseto
Polo Universitario Grossetano

8

Si ringraziano tutti coloro che hanno contribuito economicamente o fornendo il loro patrocinio all'iniziativa:



Citazione bibliografica raccomandata per il volume: Giovacchini P., Bevilacqua L., Castellani C. & Passalacqua L. (a cura di), 2026 - Atti della Giornata di Studio *La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura* (Grosseto, 6 febbraio 2026). *Quaderni del Polo Universitario Grossetano*, 8. Effigi Edizioni, Arcidosso (GR), 144 pagine.

Citazione bibliografica raccomandata per il singolo lavoro: Agnelli P., Ducci L. & Guaita C., 2026 - Il contributo delle province meridionali alla conservazione della chirotterofauna toscana. In: Giovacchini P., Bevilacqua L., Castellani C. & Passalacqua L. (a cura di), 2026 - Atti della Giornata di Studio *La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura* (Grosseto, 6 febbraio 2026).
Quaderni del Polo Universitario Grossetano, 8: 31-40. Effigi Edizioni, Arcidosso (GR).

ISBN: 9791257391461

Produzione
C&P Adver > Mario Papalini

Grafica e impaginazione
Cornelia Miron

Effigi

Effigi Edizioni
Via Roma 14, Arcidosso (GR) Tel. 0564 967139
www.cpadver-effigi.com - cpadver@mac.com
Effigi 2026 © Tutti i diritti riservati - All rights reserved

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura

Atti della Giornata di Studio
Grosseto, 6 febbraio 2026

In ricordo del Prof. Fausto Corsi

a cura di
Pietro Giovacchini
Lorella Bevilacqua
Carlo Castellani
Luca Passalacqua

Effigi

Giornata di Studio
"La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura".

Soggetto capofila

Fondazione Leopoldo di Lorena

Soggetti promotori

Polo Universitario Grossetano
ISIS Leopoldo II di Lorena, Grosseto
Rotary Club, Grosseto
Associazione Rotariana "Carlo Berliri Zoppi"
Ordine Dottori Agronomi e Forestali della provincia di Grosseto
Collegio Periti Agrari e dei Periti Agrari Laureati della provincia di Grosseto
Gruppo Ornitologico Maremmano - Studi Naturalistici "Alfonso Ademollo"
Ente Parco Regionale della Maremma
Ordine dei Biologi della Toscana e Umbria

Contributori esterni

Associazione Alcedo
Banca Tema
Cooperativa Le Orme
Cooperativa Maremmagica
Cooperativa Silva

Comitato Scientifico

Prof. Claudio Leonzio
Dipartimento di Scienze fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena
Prof. Bruno Foggi
Dipartimento di Biologia, Università di Firenze
Prof. Marco A.L.Zuffi
Dipartimento di Biologia, Università di Pisa
Francesco Pezzo PhD
Istituto Superiore per la Ricerca e la Protezione Ambientale (ISPRA), Ozzano Emilia (BO)

Comitato Organizzatore

Pietro Giovacchini PhD
Dipartimento di Scienze fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena
Prof.ssa Lorella Bevilacqua
ISIS Leopoldo II di Lorena, Grosseto
Dott. Carlo Castellani
Colle Val d'Elsa, Siena
Rag. Luca Passalacqua
Gruppo Ornitologico Maremmano – Studi Naturalistici "Alfonso Ademollo"

Segreteria Organizzativa

Barbara Bracalari, Marinella Bona e Paolo Bennati
Polo Universitario Grossetano

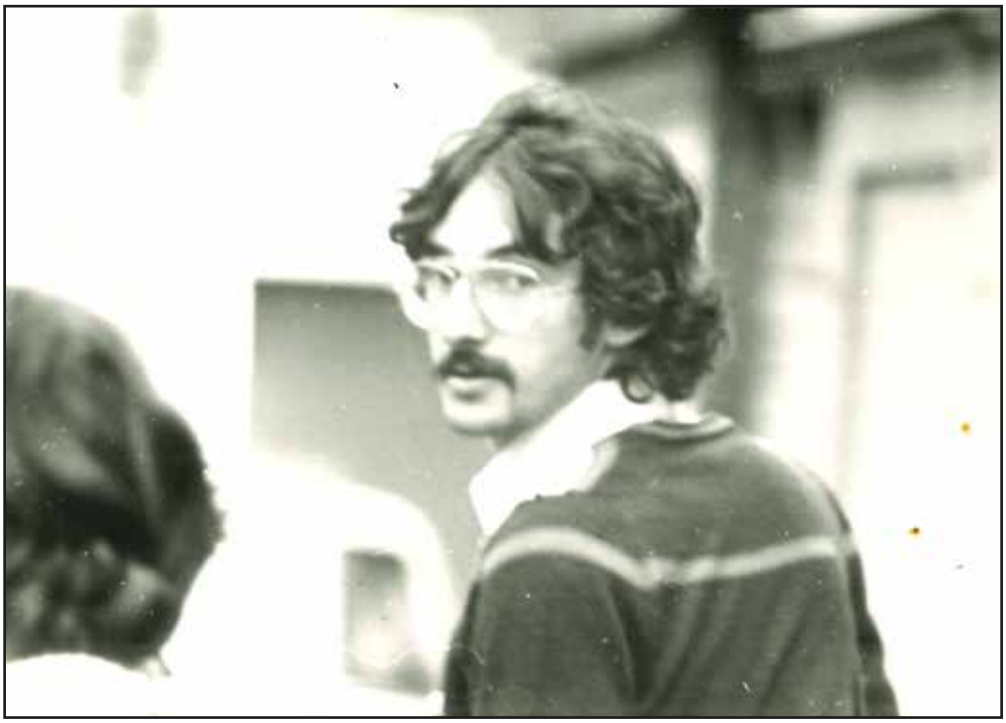
Disegni

Diva Chelini

Progetto fotografico

Dott. Alberto Pastorelli
Dott. Riccardo Sirna

In ricordo di Fausto Corsi (1955-2016)



Indice

Saluti degli enti promotori e del comitato organizzatore 9

Prolusione
Ricordo di Fausto Corsi: un'eredità tra Scienza e Passione per la Natura 18

Corrado Battisti, Francesca Marini
Il 'risiko' della conservazione: le minacce antropiche in un'ottica di *problem solving*. Alcuni casi studio 21

Paolo Agnelli, Laura Ducci, Cosimo Guaita
Il contributo delle province meridionali alla conservazione della chirotterofauna toscana 31

Lorenzo Moncini, Gabriele Simone, Maider Giorgini
Le attività del Centro Ricerche Crisba del Leopoldo II di Lorena di Grosseto per la conservazione della biodiversità agroambientale 41

Sandro Piazzini, Leonardo Favilli
I Lepidotteri Ropaloceri della Zona Speciale di Conservazione IT51A0002 Poggi di Prata (Grosseto, Toscana meridionale): risultati preliminari (Lepidoptera, Papilionoidea) . . . 47

Nicola Baccetti, Alvise Luchetta
L'espansione dell'areale del fenicottero (*Phoenicopterus roseus*) in Italia negli ultimi 30 anni: cosa ci riserva il futuro? 53

Flavio Monti, Giampiero Sammuri, Guido Alari, Giuseppe Anselmi, Luca Passalacqua, Vincenzo Rizzo Pinna, Andrea Sforzi
Movimenti ed uso dello spazio di albanella minore (*Circus pygargus*) ed implicazioni gestionali 55

Francesca Avogadro Di Valdengo, Valentina Falchi, Fabrizio Farsi, Alessandro Massolo, Marco Dragonetti, Pietro Giovacchini, Luca Passalacqua, Angela Picciau, Dimitri Giunchi
Ecologia dello svernamento dell'occhione (*Burhinus oedicnemus*) nella provincia di Grosseto. 64

Stefano Vanni, Marta Biaggini, Claudia Corti, Sandro Piazzini, Annamaria Nistri, Leonardo Favilli
Distribuzione e conservazione del discoglosso sardo (*Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837) (Amphibia, Anura, Alytidae) in Toscana: stato delle conoscenze 69

Claudia Angiolini, Gianmaria Bonari, Emilia Pafumi, Andrea Bertacchi, Mariasole Calbi, Paolo Castagnini, Daniela Ciccarelli, Emanuele Fanfarillo, Giulio Ferretti, Tiberio Fiaschi, Bruno Foggi, Matilde Gennai, Hamid Gholizadeh, Lorenzo Lazzaro, Michele Mugnai, Simona Sarmati, Daniele Viciani, Simona Maccherini
Flora e habitat della costa sabbiosa toscana: evidenze dal dataset SALTISH nei parchi regionali 77

Cecilia Brunetti, Francesca Alderotti, Antonella Gori, Fabiano Sillo, Mauro Centritto, Francesco Ferrini, Raffaella Balestrini, Paolo Cherubini
La diffusa mortalità di *Quercus ilex* l. nelle foreste mediterranee: il caso studio del Parco Regionale della Maremma 85

Daniela Ciccarelli, Viola Alessandrini, Duccio Bertoni, Nelson Rangel-Buitrago
L'importanza della vegetazione dei sistemi dunali nella quantificazione del rischio costiero: il caso studio del Parco della Maremma 90

Roberto Mercurio
Le pinete costiere: genesi, criticità, prospettive 98

Letizia Marsili, Cecilia Mancusi, Giuliana Terracciano, Marco Alberto Luca Zuffi, Chiara Caruso, Laura Tonelli, Giovanni Raimondi, Paolo Luschi, Claudio Ciofi, Pietro Giovacchini, Corrado Battisti, Isa Tonso, Lorenzo Minoia, Chiara Marescalchi, Francesco Bonucci, Guia Consales, Francesca Capanni, Enrica Franchi
Minacce globali e soluzioni locali: la sfida di *Caretta caretta* in Toscana 105

Emiliano Mori, Andrea Viviano, Leonardo Ancillotto
Le specie aliene della Toscana meridionale: distribuzione, impatti e gestione 123

Sandro Piazzini, Leonardo Favilli
Alterazioni antropogeniche nell'ittiofauna nativa di alcuni corsi d'acqua del bacino del fiume Ombrone (Grosseto-Siena, Toscana meridionale) 131

Paolo Stefanini, Cesare Moroni
Nuovi alberi e antiche culture: alcuni aggiornamenti per la provincia di Grosseto sugli alberi monumentali 137



Partecipanti alla Giornata di Studio *La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura*. In ricordo di Fausto Corsi. Grosseto, Aula Magna del Polo Universitario Grossetano, 6 febbraio 2026 (foto: Riccardo Sirna)

SALUTI DEGLI ENTI PROMOTORI E DEL COMITATO ORGANIZZATORE

CTS Fondazione Polo Universitario Grossetano

La Giornata di Studio in memoria di Fausto Corsi, appassionato naturalista che ha lasciato un significativo ricordo fra docenti e allievi dell'Istituto Tecnico Agrario di Grosseto oltre che fra gli studiosi di scienze naturali, ha dato modo di presentare interventi di alto valore scientifico volti all'aggiornamento delle conoscenze sulla ricerca e la conservazione della natura nella Toscana meridionale.

Corsi, fra le varie attività che intraprese in favore dell'ambiente, fu fondatore del Gruppo Ornitologico Maremmano - Studi Naturalistici "A. Ademollo" sodalizio ancor oggi impegnato nelle attività di studio e monitoraggio dell'avifauna locale.

L'evento ha riunito studiosi, ricercatori ed esperti del mondo scientifico e istituzionale per riflettere sul ruolo della ricerca nella tutela della biodiversità e nella conservazione degli ecosistemi affrontando temi legati alla biodiversità, agli impatti antropici, alla gestione del territorio e alle prospettive della conservazione ambientale.

I contributi, pervenuti da ricercatori delle tre università toscane e da istituzioni come l'ISPRA, CNR, Regione Toscana e il CRISBA, hanno messo a fuoco anche problematiche relative agli ecosistemi del Parco Regionale della Maremma, con focus su alcune peculiarità naturalistiche locali.

A questa iniziativa, che ha visto l'adesione di varie realtà associative e il patrocinio di Ordini e Collegi professionali, non poteva mancare il sostegno della Fondazione Polo Universitario Grossetano la cui missione, oltre a quella della formazione accademica, è anche quella di promuovere la ricerca e la divulgazione delle conoscenze.

La collaborazione nell'organizzazione dell'evento è stata dunque pienamente condivisa dalla Fondazione, la quale, grazie anche al sostegno economico di soggetti privati ha potuto realizzare il presente volume, che va ad inserirsi a pieno titolo nel novero delle pubblicazioni di questa Istituzione, arricchendo con un importante contributo scientifico la collana dei Quaderni del Polo.

Domenico Saraceno
CTS Fondazione Polo Universitario Grossetano

Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente
Università degli Studi di Siena

A nome del Comitato Organizzatore ringrazio tutti coloro che, con la loro presenza, sono convenuti nell'Aula Magna del Polo Universitario Grossetano per la Giornata di Studio in ricordo del Prof. Fausto Corsi.

Per il sottoscritto, così come per Lorella Bevilacqua, Carlo Castellani e Luca Passalacqua, gli ultimi due anni sono stati di duro lavoro, di riunioni e preparativi supportati da una calorosa accoglienza da parte dei soggetti promotori, *sponsor* e dai colleghi ricercatori e componenti del Comitato Scientifico del consesso che con slancio, nelle varie declinazioni del Progetto e del Programma, hanno fornito il loro prezioso contributo.

Per il proficuo spirito di collaborazione e piena disponibilità mostrata verso il Comitato che rappresento, ringrazio in particolare la Presidente del Polo, Prof.ssa Gabriella Papponi Morelli, il Dott. Domenico Saraceno del Comitato Tecnico Scientifico dello stesso Polo, ed ancora il personale nelle figure di Marinella Bona, Barbara Bracalari e Paolo Bennati. Pari sincera gratitudine giunga per l'essenziale contributo economico finalizzato alla realizzazione degli Atti della Giornata di Studio ai presidenti Dott. Fabio Maria Gliozzi del Rotary Club Grosseto e Dott. Giulio De Simone dell'Associazione Rotariana Carlo Berliri Zoppi, a Diva Chelini, la quale ha minuziosamente realizzato i disegni, e ai Dott. ri Alberto Pastorelli e Riccardo Sirna, ideatori di un interessante portfolio di immagini messo a disposizione della Giornata; infine ai Prof.ri Claudio Leonzio e Alfonso De Pietro e al Presidente dell'Associazione Nazionale Musei Scientifici Dott. Fausto Barbagli i quali, con i loro interventi, hanno voluto sottolineare quel tratto competente, gentile e sincero della personalità del *Corsi.*

Per molti di noi qui riuniti, Fausto è stato un impareggiabile amico ed un collega di ricerche; per il sottoscritto anche un fratello maggiore mai avuto. Per la comunità locale e scientifica, un docente di scuola superiore, un conservazionista e un divulgatore, ancora oggi un preciso riferimento per le importanti azioni condotte nel campo della tutela della natura (si pensi ad esempio al progetto di restauro ambientale della Diaccia Botrona realizzato insieme a Guido Ceccolini e Roberto Tinarelli nel 1990). Non di meno, infine, Consigliere del Parco Regionale della Maremma dal 1995 al 1999.

Siamo dunque lieti di poter trovare in quello spirito di servizio, che ha sempre caratterizzato il pensiero e l'azione di Fausto, la nostra precisa volontà a custodire, attraverso gli Atti della Giornata di Studio, i valori che ne hanno animato anche l'impegno pubblico.

Ad Antonietta, Erica e Sarah, ed alla famiglia tutta, giunga il nostro abbraccio ed un pensiero affettuoso nel ricordo della benevola complicità e amicizia di Fausto.

Buona lettura !

Pietro Giovacchini
Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente
Università degli Studi di Siena

Rotary Club Grosseto
Associazione Rotariana “Carlo Berliri Zoppi”

La pubblicazione degli atti oggetto dell’ampia e approfondita Giornata di Studio in ricordo di Fausto Corsi, tenutasi presso il Polo Universitario Grossetano il 6 febbraio 2026, è motivo di orgoglio e gratificazione per il Rotary Club di Grosseto e per l’Associazione Rotariana Carlo Berliri Zoppi.

Per entrambi i sodalizi questa pubblicazione costituisce, infatti, il coronamento dell’azione svolta a supporto - quali soggetti co-promotori - di un approccio scientifico altamente qualificato alle problematiche relative alla ricerca ed alla conservazione della natura nella Toscana meridionale.

Perfettamente inserito in tale contesto si pone il correlato intervento, oggetto di specifico service operato dal Rotary Club di Grosseto nel Parco della Maremma per la salvaguardia della vegetazione dunale, che ha permesso nei mesi scorsi la messa a dimora di 200 piante di diverse specie a rischio.

La preventiva moltiplicazione da seme di queste specie dunali autoctone si è prodotta in laboratorio, grazie alla collaborazione con le ormai consolidate competenze e conoscenze scientifiche del Centro Ricerche CRISBA, facente parte dell’Istituto di Istruzione Superiore Leopoldo II di Lorena di Grosseto.

Le iniziative sopra ricordate ci hanno consentito di perseguire una finalità identitaria dell’essere rotariani, quale è quella di offrire sostegno e solidarietà alla comunità nell’ambito delle specifiche aree focus di intervento, fra le quali a pieno titolo si pone la salvaguardia dell’ambiente.

Il Rotary Club Grosseto e l’Associazione Rotariana Carlo Berliri Zoppi hanno dunque sostenuto con molto piacere l’evento realizzato in ricordo del Prof. Fausto Corsi e vedono con altrettanto piacere la pubblicazione degli atti della Giornata di Studio.

.

Fabio Maria Gliozzi
Presidente Rotary Club Grosseto

Giulio De Simone
Associazione Rotariana Carlo Berliri Zoppi

Fondazione Lorena

La Fondazione Lorena nasce il 9 luglio 2019 con lo scopo di promuovere la cultura, la formazione e l'innovazione tra i giovani, affiancando in particolar modo l'Istituto Statale di Istruzione Superiore "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto.

L'attività della Fondazione presenta strette affinità con l'opera svolta dall'Istituto Statale di Istruzione Superiore "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto, valorizzando ed implementando la progettualità della scuola con particolare riferimento all'attività di promozione sociale, culturale e di aggregazione dei diversi e molteplici attori del mondo della scuola, degli operatori sociali e comunque di ogni altro soggetto interessato quali studenti, insegnanti, personale non docente, famiglie, altre associazioni, istituzioni ed enti del territorio.

Per queste ragioni la Fondazione Lorena è stata coinvolta in prima fila nella organizzazione del convegno, teso a ricordare nel modo più coerente possibile la memoria di un prestigioso docente dell'Istituto Tecnico Agrario "Leopoldo Secondo di Lorena": Fausto Corsi. Il professor Fausto Corsi non è stato soltanto un docente nella scuola, ma ha portato la sua passione verso l'ambiente che ci circonda tra i banchi di scuola e tra gli studenti, riuscendo nel 1990 a produrre una pubblicazione su bacche semi e frutti selvatici della Maremma. Il Preside dell'epoca, professor Vincenzo Gentili, così lo descriveva: "il Prof. Fausto Corsi, con il suo innato amore verso la natura, con una profonda passione per lo studio e l'insegnamento, raccogliendo i materiali e le osservazioni fatte nel corso delle lezioni, ha creato un'opera di divulgazione per far conoscere al meglio il nostro territorio".

La Fondazione Lorena, pertanto, con la sua attenzione verso la scuola e il territorio non poteva esimersi dal condividere ed essere in prima fila nella organizzazione di un degno ricordo del Prof. Fausto Corsi.

Alfonso De Pietro
Presidente Fondazione Lorena

ISIS Leopoldo II di Lorena

In qualità di Dirigente dell'ISIS Leopoldo II di Lorena di Grosseto, è per me un onore e un dovere istituzionale contribuire alla pubblicazione degli Atti relativi alla Giornata di Studio in memoria del Prof. Fausto Corsi, svoltasi presso il Polo Universitario Grossetano il 6 febbraio 2026. Il nostro Istituto, storicamente radicato nel tessuto civile e produttivo della Maremma, ha riconosciuto fin da subito l'alto valore scientifico e morale di questa iniziativa, figurando tra gli Enti promotori dell'evento.

La figura di Fausto Corsi rappresenta, per la nostra comunità scolastica e scientifica, un esempio luminoso di come la passione per la natura possa tradursi in un rigore metodologico capace di produrre conoscenza e, soprattutto, consapevolezza. Il titolo stesso del convegno, *"La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura"*, rispecchia fedelmente la missione educativa del nostro Istituto: formare professionisti del settore agrario e ambientale che sappiano coniugare la tutela degli ecosistemi con le sfide dello sviluppo sostenibile.

L'ISIS Leopoldo II di Lorena non ha partecipato solo in veste di promotore istituzionale, ma ha offerto un contributo scientifico concreto attraverso le attività del Centro Ricerche CRISBA. Durante la prima sessione del convegno, i nostri ricercatori Lorenzo Moncini, Maider Giorgini e Gabriele Simone hanno illustrato le attività del centro dedicate alla conservazione della biodiversità agroambientale. Questo intervento ha sottolineato quanto sia vitale, per la Toscana meridionale, monitorare e proteggere non solo i siti Natura 2000, ma anche l'integrità del paesaggio rurale in cui operano i futuri periti agrari.

Il convegno ha toccato temi di cruciale importanza che spaziano dall'ecologia delle popolazioni di uccelli e anfibi alla crisi climatica che colpisce le comunità vegetali. Le sessioni dedicate alla mortalità del leccio nel Parco della Maremma e alle criticità delle pinete costiere hanno fornito ai partecipanti spunti di riflessione imprescindibili per la comprensione delle minacce antropiche e dei necessari approcci di *problem solving*.

In questo contesto, la collaborazione tra l'Istituto e realtà prestigiose come l'Associazione Nazionale Musei Scientifici, il Rotary Club Grosseto, l'Associazione Rotariana Carlo Berliri Zoppi, l'Ordine dei Biologi e i vari ordini e collegi professionali dei Dottori Agronomi e Forestali, Periti Agrari, rafforza quella rete di saperi necessaria per affrontare le sfide globali con soluzioni locali efficaci. Questa breve nota vuole essere non solo un tributo all'eredità di Fausto Corsi, sospesa tra scienza e passione, ma anche un impegno formale del Leopoldo II di Lorena a proseguire nel solco della ricerca applicata e della divulgazione. La conservazione della biodiversità della Maremma – dalle foreste ai sistemi dunali, dalla chirotterofauna all'ittiofauna nativa – richiede una dedizione costante che la nostra scuola continuerà a onorare attraverso l'istruzione e la ricerca sul campo. Esprimo profonda gratitudine al Comitato Organizzatore e a tutti i ricercatori che hanno reso questa giornata un momento di crescita collettiva, certo che questi Atti diverranno un punto di riferimento per chiunque abbia a cuore il futuro naturale della nostra Maremma.

Claudio Simoni
Dirigente ISIS Leopoldo II di Lorena, Grosseto

Gruppo Ornitologico Maremmano – Studi Naturalistici “A. Ademollo”

Questa Giornata di Studio in memoria di Fausto Corsi rappresenta per la nostra Associazione un evento di particolare significato per ricordare non solo un appassionato naturalista tra i fondatori del Gruppo Ornitologico Maremmano – Studi Naturalistici “A. Ademollo”- ma anche il suo impegno nello studio e nella protezione della biodiversità del nostro territorio. Già professore di Scienze naturali all’Istituto Tecnico Agrario di Grosseto, aveva prodotto assieme ai suoi studenti pubblicazioni di carattere naturalistico stimolando in loro la passione per la ricerca, lo studio e la conservazione dell’ambiente e delle sue componenti floristiche e faunistiche, caratterizzando sin da allora quale fosse e sarebbe stato, in futuro, il suo percorso nella ricerca e nella divulgazione scientifica. Amava condividere le sue conoscenze e le sue analisi con tutti coloro che incontrava nella sua attività di ambientalista tenace e critico sull’impatto negativo che le attività umane avevano sull’ambiente e le sue componenti. Ricordo come particolarmente attuale un suo articolo di circa 20 anni or sono sulla pineta della costa maremmana con progetti di conservazione e di contemporanea critica del modello di gestione in atto a quel tempo.

Fausto era laureato in Scienze Forestali e si occupava di botanica ma la sua vera passione era l’ornitologia. Numerosi sono gli articoli pubblicati su riviste scientifiche durante tutto il periodo in cui ha operato e partecipato all’attività del Gruppo Ornitologico Maremmano, sia come Vice Presidente che come semplice socio durante la fase più problematica della sua grave malattia. La sua presenza e le sue competenze hanno profondamente contribuito alla crescita dell’Associazione sia sul piano della partecipazione che della sua connotazione più propriamente scientifica. Ci ha lasciato un vuoto che non sarà facile colmare ma anche uno stimolo per proseguire nel tracciato da lui indicato per fare dell’Associazione un importante strumento di conoscenza in ambito ornitologico e più in generale naturalistico. Voglio ricordare, a tal proposito, i principali studi che ha prodotto sia da autore che coautore con altri soci del GOM su molte specie presenti sul nostro territorio. È stato tra i primi a documentare lo svernamento dei fenicotteri nelle zone umide maremmane registrando numeri, consistenza e loro provenienza con la lettura degli anelli. Sempre nell’ambito delle zone palustri maremmane ha contribuito alla conoscenza dell’avifauna del Padule di Scarlino, monitorato la presenza delle gru svernanti in Diaccia Botrona e quella delle oche selvatiche. Su questa ultima specie aveva effettuato un interessante studio che dimostrava come il pascolo delle oche selvatiche non producesse effetti negativi sulla produzione del grano ma ne favorisse l’accestimento e quindi una maggiore produttività. Questo avveniva in un periodo durante il quale lo svernamento di migliaia di oche selvatiche in Maremma aveva destato preoccupazione negli agricoltori per il danno che potevano procurare alle colture. Si è occupato dell’analisi sulla presenza del cuculo dal ciuffo nella Maremma Grossetana, della biologia dell’occhione, della presenza invernale degli Strigiformi in provincia di Grosseto, dei dormitori invernali degli aironi, dell’Atlante degli Uccelli svernanti e di quello degli Anfibi nella provincia di Grosseto. Un ampio spettro di interessi in ambito scientifico che dimostrano la ricchezza di competenze che Fausto era in grado non solo di esercitare nella sua attività di ricerca ma anche di trasmettere all’interno dell’Associazione. Questa Giornata di Studio riunisce studiosi ed esperti del mondo scientifico e istituzionale su temi che sono stati tutti al centro della sua attività di ricercatore, un ricercatore sul campo, attento osservatore delle dinamiche naturali che annotava meticolosamente durante le sue uscite per raccogliere dati.

È questo il miglior contributo alla sua memoria, al suo essere stato profondo conoscitore e paladino della tutela dei beni naturalistici della nostra terra.

Claudio Martelli
Presidente Gruppo Ornitologico Maremmano – Studi Naturalistici “A. Ademollo”

Ordine dei Dottori Agronomi e Forestali della provincia di Grosseto

È stato un piacere ed un onore per l'Ordine dei Dottori Agronomi e Dottori Forestali della provincia di Grosseto aver collaborato e contribuito alla realizzazione della Giornata di Studio "La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale tra ricerca e conservazione della natura", tenuto il 6 Febbraio 2026 a Grosseto.

Tale evento, in ricordo del Prof. Fausto Corsi, si è dimostrato per noi, Agronomi e Forestali, un'ottima occasione di formazione professionale, peraltro obbligatoria per la categoria. La partecipazione di tanti colleghi iscritti al nostro albo, alcuni anche relatori, ne è stata una prima dimostrazione. Come Agronomi e Forestali (e non solo) abbiamo seguito con attenzione tutte le relazioni in programma, peraltro affrontate con grande competenza e capacità espositiva, permettendoci quindi di condividerne la loro valenza e confermando il nostro parere positivo all'iniziativa.

Rileviamo infatti che alcuni di questi argomenti sono spesso trattati in maniera superficiale dai media: tale occasione di incontro ne ha invece chiaramente evidenziato il valore scientifico, il tutto facilitato anche dalla possibilità di consultare gli "ABSTRACT" consegnati al momento della registrazione all'evento.

I miei complimenti vanno poi agli organizzatori e agli studenti dell'istituto Enogastronomico "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto e ai loro insegnanti.

La pubblicazione degli Atti è quindi il coronamento di questa Giornata di Studio, ottima testimonianza in ricordo del pensiero e delle attività del Prof. Fausto Corsi.

Buona lettura.

Luca Vieri
Presidente dell'Ordine dei Dottori Agronomi e Forestali della provincia di Grosseto

Collegio dei Periti Agrari e Periti Agrari laureati della provincia di Grosseto

Desidero anzitutto associarmi ai ringraziamenti già espressi nei confronti del comitato organizzatore, esprimendo il mio apprezzamento per questa Giornata di Studio dedicata alla disseminazione delle conoscenze scientifiche, alla ricerca e alla conservazione della natura. Un ringraziamento particolare va a Pietro Giovacchini per averci coinvolto fin dall'inizio in questa importante iniziativa.

I temi che vengono affrontati anche negli Atti rappresentano ambiti di grande rilievo scientifico e culturale che nel tempo hanno assunto significati e prospettive sempre più articolate, accompagnando l'evoluzione del modo in cui interpretiamo il rapporto tra attività umane e sistemi naturali.

Questa Giornata ha costituito inoltre un'occasione significativa per ricordare la figura di Fausto Corsi: pur non avendolo conosciuto personalmente, è possibile coglierne il valore umano e scientifico anche attraverso l'impegno con cui colleghi e studiosi hanno voluto promuovere un momento di confronto e riflessione in sua memoria.

Dal punto di vista scientifico, non si può che riconoscere il valore dell'approccio critico che Corsi seppe adottare nei confronti di modelli di gestione del territorio che, per lungo tempo, erano stati improntati a una visione prevalentemente utilitaristica delle risorse naturali. Alcune delle sue riflessioni, come nel caso della gestione delle pinete, hanno anticipato interpretazioni che solo successivamente hanno trovato conferma nell'evoluzione delle conoscenze ecologiche.

In questa prospettiva, anche gli attuali sviluppi relativi alla certificazione degli ecosistemi e alle politiche di tutela ambientale testimoniano un cambiamento di paradigma nella lettura della natura e dell'ambiente, al quale contributi scientifici come quelli di Fausto Corsi hanno certamente dato un apporto significativo.

Mirko Cinelli
Presidente del Collegio dei Periti Agrari
e Periti Agrari laureati della provincia di Grosseto

Associazione Nazionale Musei Scientifici

Conobbi Fausto Corsi trentatré anni fa. Ero al mio primo Convegno di Ornitologia e da poco avevo iniziato a collaborare con il Museo La Specola di Firenze, muovendo i passi iniziali in un mondo che nel giro di meno di cinque anni sarebbe stato il mio lavoro e la mia vita. Fausto, che già era il naturalista che è stato, mi colpì con il suo modo gioviale e straordinariamente accogliente e mi trattò da subito come un collega di lunga data. Stava allora lavorando con l'inseparabile Pietro Giovacchini all'Atlante degli Uccelli svernanti della provincia di Grosseto e da subito mi chiese collaborazione per la raccolta dei dati storici. Non credo che avesse realmente bisogno del mio aiuto e sono certo che fosse un modo per coinvolgermi, per cementare un'amicizia appena nata. Ricordo le chiacchierate di quei giorni, ai margini dei lavori congressuali, la sua grande attenzione alla mia passione per i musei e i suoi consigli di investire energie nell'imparare e nel farmi esperienza in quel mondo, grazie alla possibilità offertami dalla collaborazione con La Specola. Ripensandoci capisco quanto fosse un vero insegnante, dotato della capacità di cogliere le passioni e l'entusiasmo nei ragazzi, alimentandoli con il proprio.

Fu l'inizio di un'amicizia, spesso mediata dai miei più frequenti contatti con Pietro che per vari motivi avevo spesso occasione di incontrare, un'amicizia fatta di telefonate (ai tempi rigorosamente da rete fissa) e qualche incontro, ma sempre animata da grande affetto che Fausto sapeva dimostrare talvolta con commuovente tenerezza. Erano i problemi di salute, di cui parlava con rassegnata serenità, e le difficoltà a spostarsi dal contesto domestico costituivano il principale impedimento ad una regolare frequentazione e alla condivisione di una sensibilità naturalistica e umana che si faceva sempre più viva.

Pur non essendo stato uomo di Museo, Fausto amava i Musei e le collezioni e ne comprendeva a pieno l'importanza e il ruolo scientifico come la maggior parte dei naturalisti. Tuttavia il suo interesse andava ben oltre, perché grazie alla sua esperienza di insegnante e divulgatore della natura aveva compreso il ruolo sociale dei Musei anni prima che questo venisse sancito dalle convenzioni internazionali, quando ancor la visione si stava delineando tra gli addetti ai lavori.

Sono grato agli organizzatori della giornata in onore di Fausto Corsi per l'opportunità datami; In particolare a Pietro Giovacchini, l'amicizia del quale rafforza, con i comuni ricordi, l'imperituro ponte di memoria con l'indimenticabile Amico.

Fausto Barbagli
Presidente Associazione Nazionale Musei Scientifici

Prolusione

RICORDO DI FAUSTO CORSI
UN'EREDITÀ TRA SCIENZA E PASSIONE PER LA NATURA

Fausto Corsi è stato un docente, divulgatore e ricercatore, aperto ed entusiasta in tutte le discipline naturalistiche e con una passione particolare per l'ornitologia e la botanica.

Fausto è scomparso a Siena la notte del 5 aprile 2016, all'età di soli 60 anni. Se n'è andato in punta di piedi, come era nella sua natura, lasciando certamente un grande vuoto ma al tempo stesso una grande eredità.

Nato nel 1955 a Colle di Val d'Elsa (SI), la sua formazione è iniziata in fase giovanile rivelando subito un'attrazione magnetica per il mondo dei viventi come caratteristica innata.

Dopo qualche anno dalla laurea in Scienze Forestali, conseguita all'Università degli Studi di Firenze, si trasferì a Grosseto dove ha poi insegnato Scienze Naturali presso l'Istituto Tecnico Agrario Statale sino ai primi anni 2000, risultando particolarmente stimato da studenti e colleghi. Qualche anno dopo avrebbe conosciuto la moglie Antonietta dal cui matrimonio sono nate Erica ed Sarah; con uno spiccatissimo senso della famiglia, un rapporto profondo e affettuoso lo legava alle figlie.

Fausto, fin dal suo periodo giovanile colligiano, è stato un attivo promotore di iniziative a difesa dell'ambiente, ma soprattutto durante la sua permanenza a Grosseto dove è diventato un vero e proprio riferimento per le azioni ed i progetti di conservazione degli ambienti naturali costieri della Maremma.

È stato autore e co-autore di numerose pubblicazioni a carattere ornitologico, ha contribuito a promuovere politiche conservazionistiche come componente del Consiglio Direttivo del Parco Regionale della Maremma e, nel 2004, è stato co-fondatore e poi vicepresidente del Gruppo Ornitologico Maremmano - Studi Naturalistici "A. Ademollo".

Fausto era un grande osservatore della natura in tutti i suoi dettagli con un approccio sistemico, da vero ecologo naturalista, senza porre necessariamente un confine netto tra i sistemi naturali ed i luoghi antropizzati. Da qui la sua abitudine di portarsi dietro taccuino e binocolo, anche quando era in città, durante le azioni quotidiane.

Questo suo essere perennemente connesso con qualunque tipo di contesto ambientale era forse anche più grande e sviluppato in tutti i suoi rapporti umani, non solo parentali e amicali ma potremmo dire con tutta l'umanità.

Nonostante la sua lunga malattia, Fausto non ha mai smesso di essere questo tipo di uomo regalandoci un grande esempio di come vivere la vita.

Claudio Leonzio
Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente
Università degli Studi di Siena

Corrado Battisti[1,2], Francesca Marini[1]

IL 'RISIKO' DELLA CONSERVAZIONE: LE MINACCE ANTROPICHE IN UN'OTTICA DI *PROBLEM SOLVING*. ALCUNI CASI STUDIO

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract -THE 'RISIKO' OF CONSERVATION: HUMAN-INDUCED THREATS FROM A PROBLEM SOLVING PERSPECTIVE. SOME CASE STUDIES

Anthropogenic threats are human activities or processes that cause or could cause the degradation of biodiversity and natural processes. Recently, Threat Analysis (TA) has been proposed as a useful, coarse-grained framework for identifying, quantifying, and prioritizing threats that can potentially or actually impact target ecological components in the "front lines of conservation". Along with TA, other tools exist that are useful for monitoring project actions (e.g., Threat Reduction Assessment; TRA). All these approaches can be unified in a conceptual framework, thus clarifying the causal relationships between factors, threats, and objectives and, therefore, defining strategies and monitoring expected results. This paper offers two recently published examples for Tuscany and Latium. Assessments of this type can include both a subjective and coarse-grained quantification of threats (1st phase, expert-based assessment) and, in-depth and only on threats selected as priorities, an analytical and fine-grained level (2nd phase, use of DPSIR indicators (D: driving forces, P: pressures, S: target status, I: impacts, R: responses through projects and actions). The conceptual framework approach (the 'Risiko') clarifies the system of relationships between conservation targets and anthropogenic threats, making it attractive also as a professional and educational tool, useful for teaching students in the field of environmental sciences.

Keywords: anthropogenic threats, Threat Analysis, Threat Reduction Assessment, DPSIR, conservation targets.

Riassunto

Le minacce antropiche sono attività o processi umani che causano o potrebbero causare il degrado della biodiversità e dei processi naturali. Recentemente, l'Analisi delle Minacce (*Threat Analysis*; TA) è stata proposta come un utile quadro di riferimento a grana grossa per identificare, quantificare e classificare in ordine di priorità le minacce che possono potenzialmente o effettivamente impattare sulle componenti ecologiche target nelle 'prime linee della conservazione'. Unitamente alla TA, esistono altri strumenti, utili al monitoraggio di azioni di progetto (ad esempio, la Valutazione della Riduzione delle Minacce; *Threat Reduction Assessment*; TRA). Tutti

1. Stazione di Ricerca Ecologica a Lungo Termine "Torre Flavia" – Servizio 1 "Aree Protette tutela della biodiversità", Città metropolitana di Roma Capitale – via G. Ribotta, 41, 00144 Roma, Italia.

2. Autore corrispondente: c.battisti@cittametropolitanaroma.it

questi approcci possono essere unificati in un quadro concettuale, consentendo così di chiarire le relazioni causali tra fattori, minacce e obiettivi e, quindi, definire strategie e monitorare i risultati attesi. In questo contributo vengono proposti alcuni esempi. Le valutazioni di questo tipo possono prevedere sia una quantificazione delle minacce a livello soggettivo e *coarse-grained* (1° fase, valutazione basata su esperti) sia, in modo approfondito e solo su minacce selezionate come prioritarie, a livello analitico e *fine-grained* (2° fase, uso di indicatori DPSIR; D: fattori determinanti, P: pressioni, S: stato dei target, I: impatti, R: risposte attraverso progetti e azioni). L'approccio con schema concettuale (il 'Risiko') chiarifica il sistema di relazioni tra target di conservazione e minacce antropogene, rendendolo attrattivo anche come strumento professionale, nonché formativo, utile alla didattica con studenti nel settore delle scienze ambientali.

Parole chiave: minacce antropiche, analisi delle minacce, valutazione della riduzione delle minacce, DPSIR, obiettivi di conservazione.

Introduzione

Nelle strategie di conservazione, è essenziale non solo raccogliere dati a medio-lungo termine sulle specie focali di interesse (target biologici), ma anche ottenere informazioni sulle minacce (attività o processi antropogeni) che impattano su questi target. In questo contesto, Salafsky et al. (2008) hanno introdotto l'approccio *Threat Analysis* (TA) che assegna una nomenclatura (e un codice standard) a ciascuna minaccia osservata (aggiornamento in: Salafsky et al., 2025) e le quantifica secondo il loro regime nello spazio e nel tempo, nei siti ove si effettuano progetti di conservazione. Ciò consente la creazione di un quadro concettuale in cui le relazioni causali tra target di conservazione e minacce antropiche (dirette e indirette) esplicita le relazioni causa ed effetto (Margoluis et al., 2009). Inoltre, nei siti ove sono co-presenti più minacce, questo approccio consente di definire un ordine di priorità utilizzando una valutazione basata su esperti. Dopo questa valutazione preliminare, i progettisti possono concentrarsi sulle minacce prioritarie (vale a dire, quelle che mostrano i punteggi più alti nella valutazione basata sugli esperti) invece di agire opportunisticamente su minacce selezionate casualmente o in modo opportunistico/carismatico. Ulteriori approfondimenti possono essere attuati. Per esempio, con il *Threat Reduction Assessment* (TRA) è possibile monitorare il grado di riduzione percentuale delle minacce attuato a seguito di progetti di conservazione (Salafsky & Margoluis, 1999).

In questo contributo presentiamo la sintesi di due casi studio relativi a due aree protette (Toscana e Lazio), recentemente pubblicati (Giovacchini et al., 2022; Battisti et al., 2023), ove sono presenti differenti minacce antropogene per le quali occorre definire priorità gestionali. Nei due casi l'analisi delle minacce *site-based* è stata condotta utilizzando approcci diversi (TA e TRA). In conclusione, proponiamo una sintesi concettuale degli approcci *coarse-grained* (basata su esperti) e *fine-grained* (basati su indicatori analitici).

Casi studio

Diaccia Botrona

La zona umida "Diaccia Botrona" [42°47' N–10°55' E], situata nei comuni di Grosseto e Castiglione della Pescaia (Grosseto, Toscana, Italia centrale), è una zona umida costiera di circa 800 ettari (Zona Speciale di Conservazione ZSC e Zona di Protezione Speciale ZPS) "Padule di Diaccia Botrona", codice IT51A0011 e Convenzione di Ramsar, situata all'interno di una Riserva Regionale. Quest'area è gestita dalla Regione Toscana. Le frequenti inondazioni nelle aree più interne comportano la deposizione di materiali terrigeni e storicamente consolidano questo contesto geografico con la formazione di dune costiere e retrodune (Lago Prile). I cambiamenti antropici nella zona umida si sono verificati in epoca storica a partire dall'epoca romana e, più recentemente, con le bonifiche dei secoli XIX e XX, innescando un processo di salinizzazione dovuto all'ingresso di acqua salata con le alte maree. L'attuale suddivisione in due grandi aree (Diaccia e Botrona) consente per la Botrona l'isolamento dalla restante zona umida e dai corsi d'acqua vicini, con una forte pressione sulle componenti ecologiche.

Gli uccelli rappresentano una componente importante nella Riserva Diaccia Botrona. Considerando solo gli habitat umidi dell'area, 45 specie nidificano, mentre l'intera ZSC-ZPS include 22 specie nidificanti di elevata importanza conservazionistica (Allegato I della Direttiva 147/2009/CE). Tra queste specie, abbiamo selezionato due targets: sterna comune (*Sterna hirundo*) e fraticello (*Sternula albifrons*), seguendo un criterio di conservazione. Queste specie hanno mostrato una distribuzione localizzata e un'abbondanza in calo negli ultimi decenni. Poiché queste due sterne mostrano un'ecologia di nidificazione comparabile, abbiamo considerato entrambe come un'unica unità di conservazione (dettagli ulteriori in Giovacchini et al., 2022).

Approcci e risultati

In quest'area di studio, abbiamo applicato due recenti approcci ampiamente utilizzati nella conservazione biologica: l'Analisi delle Minacce e la Valutazione della Riduzione delle Minacce, valutando l'efficacia di un progetto incentrato sui due target selezionati. Per la nomenclatura delle minacce antropogene abbiamo utilizzato il lessico standardizzato IUCN (Salafsky et al., 2025). Per la quantificazione con approccio *coarse-grained* ci siamo basati su un gruppo di esperti per valutare una serie di attributi di regime (estensione, intensità/gravità e magnitudo, quest'ultima ottenuta dalla somma aritmetica delle prime due) di ciascuna minaccia. I nostri obiettivi sono stati: (i) attraverso l'approccio TA, denominare in modo standard e quantificare le principali minacce che agiscono sui targets, selezionando quelle prioritarie; (ii) attraverso l'approccio TRA, testare l'efficacia di un progetto operativo incentrato sulla mitigazione delle minacce e sul miglioramento del successo riproduttivo delle specie (ad esempio attuando una serie di misure come la costruzione di zattere e isole galleggianti per favorirne la nidificazione).

Utilizzando l'approccio TA, gli esperti hanno identificato le seguenti minacce antropogene (codice IUCN): 6.1 - Disturbo generico; 7.2 - Stress idrico; 7.3 - Salinizzazione; 8.8 – Cani padronali/vaganti; 8.8 – Gabbiani reali; 8.8 - Cinghiali, tutte significativamente diverse in termini di magnitudine (Tab. 1, Fig. 1). Tra queste, cinghiali e gabbiani sono apparse le minacce prioritarie con la maggiore estensione, intensità e magnitudine. Utilizzando l'approccio TRA, dopo il progetto finalizzato a ridurre le minacce, abbiamo valutato una diminuzione complessiva moderata (23,08%; dettagli in Giovacchini et al., 2022).

Tabella 1. Valutazione di Analisi delle minacce (*Threat analysis*, TA). Valori medi dei punteggi assegnati (e ±deviazione standard) degli attributi di regime (area, intensità, magnitude) per le minacce dirette selezionate per la ZSC-ZPS "Palude della Diaccia Botrona". Le minacce sono state classificate con i codici IUCN.

Minacce	Area	Intensità	Magnitude
7.2 - Stress idrico	2.7 (±0.82)	2.7 (0.95)	5.4 (±1.71)
8.8 - Cinghiali	3.6 (±0.70)	2.8 (0.92)	6.4 (±1.17)
8.8 - Gabbiano reale	3.6 (±0.70)	3.3 (0.67)	6.9 (±1.10)
8.8 - Cani padronali/vaganti	1.9 (±0.88)	2.1 (0.99)	4 (±1.82)
6.1 - Disturbi generici	2.7 (±1.16)	1.8 (0.63)	4.6 (±1.65)
7.3 - Salinizzazione	2.7 (±1.06)	2.4 (1.26)	5 (±2.26)

Questi dati suggeriscono che ulteriori sforzi dovrebbero essere dedicati al raggiungimento di una maggiore efficacia delle azioni di conservazione focalizzate sulle specie target.

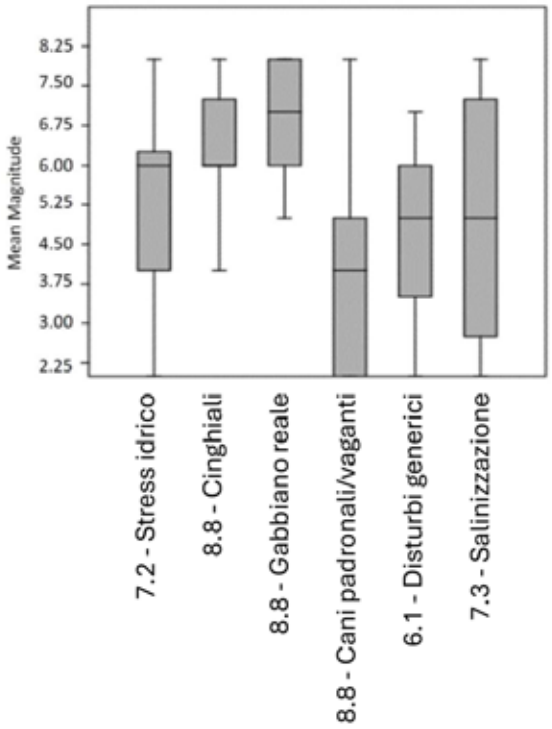


Figura 1. Box plots con i valori di magnitude delle sei minacce dirette selezionate nella ZSC-ZPS "Palude della Diaccia Botrona". Le minacce sono state classificate con i codici IUCN.

Torre Flavia

L'area di studio 'Palude di Torre Flavia' ("Zona di Protezione Speciale", ZPS n. IT6030020) è situata sulla costa tirrenica (Ladispoli, Roma, Italia centrale, 41.570 N; 12.020 E). In questa ZPS sono presenti >40 specie incluse nell'Allegato 1 della Direttiva CE 147/2009/"Uccelli". L'attuale zona umida (circa 43 ha) è ciò che resta di un'area più ampia che è stata recentemente bonificata e trasformata. La linea costiera mostra un elevato grado di interesse ecologico, comprendendo un mosaico paesaggistico di zone umide con canneti e giuncheti, circondato da dune costiere e caratterizzato da habitat costieri tipici classificati in conformità alla Direttiva 92/43/CE "Habitat" (Commissione Europea). Tra queste, le più comunemente rappresentate sono le dune mobili embrionali (Habitat 2110), caratterizzate dalla dominanza di *Thinopyrum junceum, Cakile maritima, Anthemis maritima, Pancratium maritimum, Salsola kali, Echinophora spinosa, Eryngium maritimum* e altre. Queste dune ospitano specie animali minacciate, anche di interesse continentale (europeo), come la tartaruga comune (*Caretta caretta*, Allegato 1, Direttiva 92/43 "Habitat") e due specie di uccelli caradridi (Aves Charadriidae, con il fratino, *Anarhynchus alexandrinus*, incluso nella Direttiva 147/2009/CE "Uccelli").

Approcci e risultati

In questo studio, abbiamo adottato i due TA e TRA finalizzati a valutare l'efficacia delle azioni di conservazione su due specie di uccelli terrestri nidificanti sulle spiagge a rischio, selezionati come target di conservazione: il fratino e il corriere piccolo (*Charadrius dubius*), che nidificano lungo le dune embrionali mobili. Utilizzando una valutazione basata su punteggi (approccio TA), un gruppo di esperti ha valutato l'estensione, l'intensità e la magnitudine di una serie di minacce specie-specifiche, ordinandole per rango (priorità) decrescente. I cani, il calpestio delle dune e i predatori sinantropici sono risultati le minacce con la magnitudine più significativa. Per contrastare queste minacce, nel 2021 (e poi successivamente, ogni anno, anche con finanziamenti CNR) abbiamo condotto un progetto di conservazione che ha previsto una serie di misure specifiche finalizzate a mitigare le minacce su questi targets (tra queste: la demarcazione delle dune, la collocazione di gabbie anti-predatorie sui nidi, la rimozione di lenze e ami da pesca spiaggiati, la sorveglianza sul campo da parte di volontari, il controllo sui cani, la comunicazione sui social e sui mass media e alcune alleanze con stakeholders e istituzioni; Tab. 2, Fig. 2). Dopo il progetto, la pulizia meccanica delle spiagge (>80%), il calpestio delle dune e i predatori sinantropici (entrambi >60%) hanno mostrato la percentuale più alta di riduzione dell'impatto. Il progetto ha mostrato un livello di efficacia medio-alto nel ridurre l'entità totale della minaccia (indice TRA-I = 63,08%; dettagli in Battisti et al., 2023).

Tabella 2. Valutazione di Analisi delle minacce (*Threat analysis*, TA). Valori medi dei punteggi assegnati (e ±deviazione standard) degli attributi di regime (area, intensità, magnitude) per le minacce dirette selezionate per la ZPS "Torre Flavia". Le minacce sono state classificate con i codici IUCN.

Minacce	Area	Intensità	Magnitude
9.4 – Lenze da pesca e ami	2.1 (±0.88)	2.6 (±0.97)	4.7 (±1.57)
1.3 – Calpestio delle dune	3.4 (±0.70)	3.7 (±0.48)	7.1 (±0.74)
8.2 - Cani padronali/vaganti	3.8 (±0.63)	3.7 (±0.48)	7.5 (±0.97)
2.2 – Predatori sinantropici	3.7 (±0.68)	3 (±0.94)	6.7 (±1.16)
4.1 – Pulizia meccanica delle spiagge	1.9 (±1.20)	4 (0)	5.9 (±1.20)

Combinando approcci coarse- e fine-grained con il 'Risiko della conservazione': un esempio sulle dune costiere

TA e TRA forniscono informazioni sulle minacce e sulla loro classificazione in un sito di interesse conservazionistico, utili per il monitoraggio del progetto, utilizzando un approccio basato su esperti e a grana grossa. Tuttavia, potremmo aggiungere un ulteriore passaggio, introducendo, solo per le minacce prioritarie, una valutazione analitica e a grana fine utilizzando l'approccio DPSIR (Maxim et al., 2009), quest'ultimo un utile quadro di indicatori delle *driving forces* (fattori determinanti), di pressione (delle minacce), di stato (dei targets), di impatto (sui targets) e di risposta (attuata dal progetto). Entrambi gli approcci (basato su esperti e analitico) vengono ampiamente utilizzati nella conservazione, ma mai combinati. Qui riportiamo un esempio simulato e sintetico dell'applicazione di questo quadro concettuale a un target specifico: habitat dunali costieri che ospitano associazioni vegetali con specie alo-psammofile (dettagli in Battisti et al., 2024; Fig. 3).

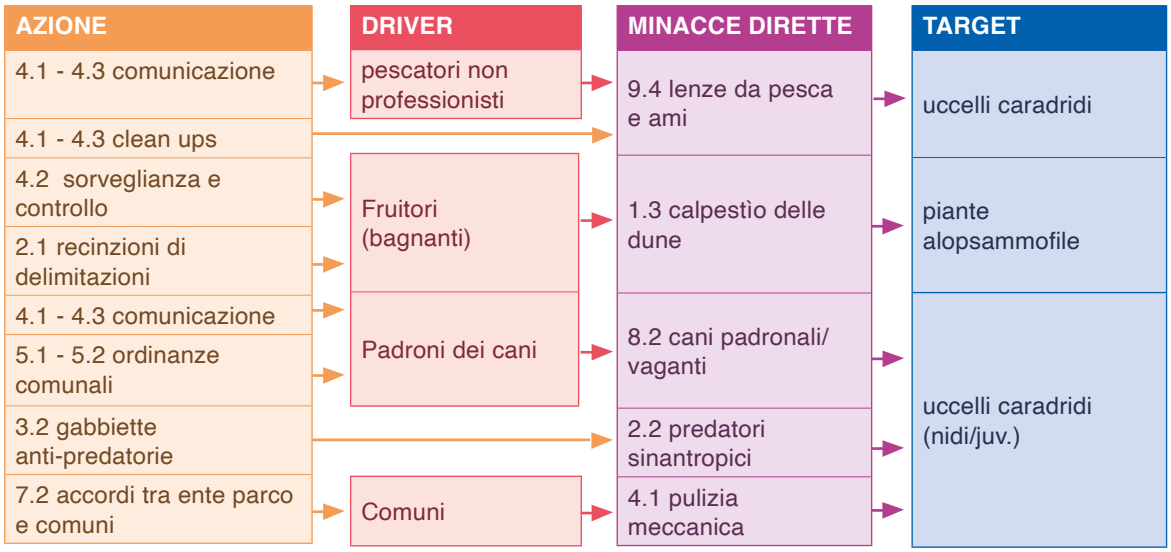


Fig. 2. Analisi delle minacce (*Threat analysis*, TA) nella ZPS 'Torre Flavia', con catena causale (attori sociali, box rosa), minacce (viola), targets (blu), e azioni di conservazione (arancione). È stata indicata la nomenclatura IUCN di minacce e azioni.

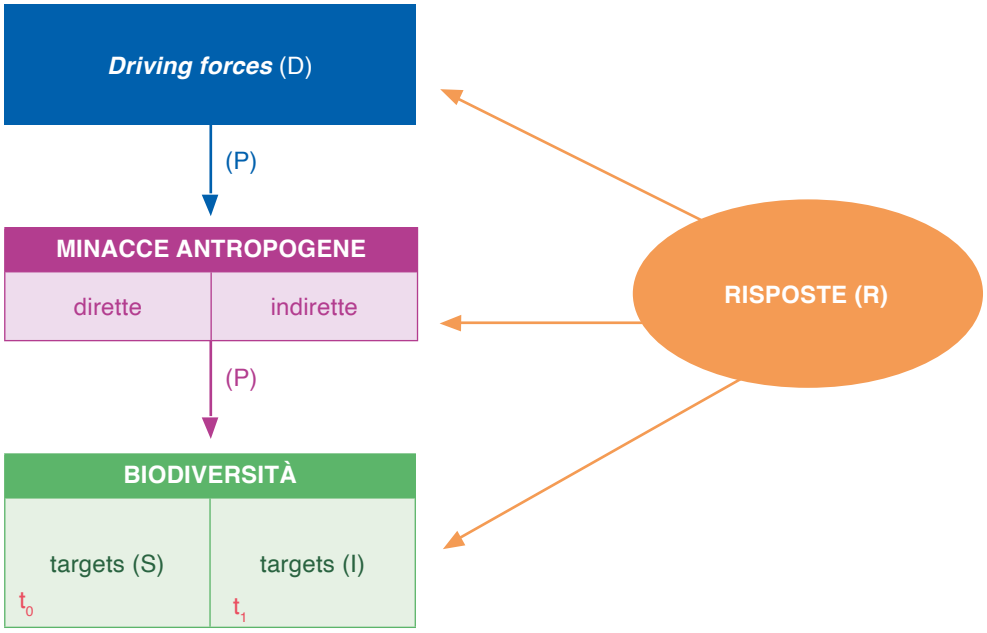


Fig. 3. Catena causale nel quadro concettuale dell'analisi delle minacce, inclusi gli indicatori DPSIR (D: forze trainanti/*driving forces*; P: pressioni; S: stato; I: impatti; R: risposte).

Nella prima fase, è stato costruito un quadro concettuale con una catena causale obiettivi-minacce. In questo quadro, gli obiettivi sono gli ecosistemi dunali, che includono un insieme di cosiddetti obiettivi "annidati", ovvero componenti dell'ecosistema presenti all'interno delle dune: invertebrati, piante alo-psammofile e uccelli caradridi (*Anarhynchus alexandrinus* e *C.dubius*), entrambi nidificanti sulle dune sabbiose.

Per quanto riguarda le minacce, gli esperti possono concentrarsi sulle minacce antropogene che agiscono sulle dune costiere e che hanno un impatto sui target selezionati (ad esempio, calpestio umano, cani, pulizia meccanica volta alla pulizia delle spiagge, specie alloctone e così via). In questa fase, gli esperti possono aggiungere tutti gli eventi che ritengono agiscano come fattori di impatto sui target. Come affermato, ciascuna minaccia sarà specifica per il target (ad esempio, calpestamento delle piante, cani sui caradridi e rifiuti come fattore di intrappolamento degli invertebrati, nonché anch'essi sui caradridi).

La relazione causale tra minacce e targets all'interno dello schema concettuale può essere progressivamente arricchita di informazioni. Quando più minacce agiscono come fattore di pressione sullo stesso target o gruppo di target, è possibile applicare procedure basate su esperti per definire un ordine di priorità tra le minacce. Seguendo questo approccio, gli esperti possono assegnare punteggi (*scores*) categoriali (ad esempio, da 1, basso, a 4, molto alto) a un insieme di minacce antropiche valutandone estensione, intensità e magnitudine complessiva (come proxy delle pressioni totali). La magnitudine, come accennato, rappresenta la somma aritmetica dei punteggi ottenuti per l'estensione e l'intensità sulla base del giudizio di esperti (revisione in Battisti et al., 2016).

La valutazione delle minacce utilizzando solo punteggi basati su esperti è utile per ottenere una classificazione tra questi eventi di origine antropica. Tuttavia, una volta ottenuto uno *score* per le minacce prioritarie (ovvero quelle con più alta magnitudine), un ulteriore fase prevede la selezione di indicatori specifici di pressione, stato e impatto da inserire nella catena causale dello schema concettuale: ciò consente di valutare, anche analiticamente, le minacce ed è utile nel monitoraggio del progetto (ad esempio, per confronti quantitativi prima-dopo; si veda l'approccio BACI: Underwood, 1992). Nel nostro esempio simulato, se gli esperti hanno ottenuto i punteggi più alti per due minacce che agiscono sulle piante (calpestio e specie aliene), potrebbe essere necessario aggiungere indicatori analitici di pressione come il numero di persone/spazio/tempo (per quanto riguarda la minaccia del calpestio) e parametri di copertura vegetale per quanto riguarda le specie alloctone (come, ad esempio, *Carpobrotus* sp.). Analogamente, le piante dunali alo-psammofile possono essere classificate utilizzando indicatori di stato (copertura, ricchezza di specie, parametri di diversità e così via) ottenuti utilizzando tecniche classiche di campionamento sul campo. E ancora, l'effetto dell'impatto della minaccia sullo stato del target merita di essere quantificato utilizzando indicatori di impatto appropriati. Nel nostro caso, questi potrebbero coincidere con parametri di impatto delle piante a livello di popolazione/comunità (ad esempio, estensione della copertura di impatto, ricchezza di specie, diversità ecc.). L'approccio DPSIR include anche indicatori di fattori determinanti (*driving forces*) e di risposta (numero di azioni, interventi, prodotti realizzati; Fig. 3, dettagli in Battisti et al., 2024).

Tutti questi indicatori possono essere utili per definire gli obiettivi specifici del progetto. Ad esempio, un progetto di conservazione volto a preservare le piante dunali dalle minacce antropiche può includere i seguenti obiettivi specifici, rispettivamente focalizzati sul miglioramento (mantenimento/incremento) dello stato degli obiettivi e sulla riduzione delle pressioni e degli impatti:

(a) Incentrato sullo stato: "aumento dell'X% della copertura (o della ricchezza, diversità, ecc.) delle piante dunali alo-psammofile in siti e periodi specifici";

(b) Incentrato sulle pressioni: "riduzione dell'X% del numero di persone che calpestano le dune in siti e periodi specifici" (calpestio di minaccia) o "riduzione dell'X% (o eliminazione del 100%) della copertura di unità di *Carpobrotus* in siti e periodi specifici";

(c) Incentrato sugli impatti: "riduzione dell'X% della superficie della copertura interessata, della ricchezza di specie, della diversità, ecc. in siti e periodi specifici".

Vista la multi dimensionalità e interdisciplinarità dell'approccio DPSIR, i project manager dovrebbero coinvolgere esperti sia in target ecologici che in minacce antropiche per selezionare e convalidare gli indicatori appropriati.

Conclusioni

L'abbinamento degli approcci TA, TRA e DPSIR può fungere da prezioso strumento basato su esperti per le strategie di conservazione, ad esempio per (i) selezionare le minacce prioritarie (di maggiore entità) che agiscono su obiettivi specifici (con TA); (ii) valutare l'efficacia di progetti in modo speditivo e 'esperto'; (ii) selezionare indicatori analitici appropriati (con DPSIR); (iii) definire obiettivi di progetto raggiungibili incentrati sul mantenimento delle componenti dell'ecosistema (indicatori di stato) e sulla riduzione o mitigazione delle minacce (indicatori di pressione), degli stress o degli impatti (indicatori di impatto), soprattutto in siti come le riserve naturali o verso obiettivi di interesse conservazionistico.

Tuttavia, sebbene sia uno strumento rapido ed economico per chiarire le priorità d'azione, la TA trova ancora un utilizzo limitato nel bacino del Mediterraneo (ad esempio, TA *site-based*: AlHirsh et al., 2016; Giovacchini et al., 2024), che su specie (*species-based*: es., Marsili et al., 2025). In Italia, sebbene questi approcci (TA o DPSIR) siano stati utilizzati in modo indipendente nei piani di gestione delle riserve naturali e nelle misure di conservazione (siti Natura 2000), essi non sono mai stati adottati in modo unitario. Pertanto, questo breve rapporto mira a stimolare l'uso combinato di questi approcci.

Inoltre, questo quadro può anche essere utilizzato per comunicare agli studenti universitari le complessità dei sistemi socio-ecologici nelle 'prime linee della conservazione', utilizzando un linguaggio schematico e sintetico per comprendere chiaramente la logica alla base delle strategie di conservazione.

Con tempo e risorse limitati per quantificare le minacce, gli approcci basati su esperti potrebbero essere utili per valutare rapidamente l'efficacia di piccoli progetti di conservazione, fornendo una serie di punteggi ottenuti seguendo una procedura standard. Lo strumento è flessibile e, con tempo e risorse a disposizione, la TA 'esperta' può essere ulteriormente sottoposta a valutazione con l'approccio analitico (indicatori DPSIR). A questo proposito, l'analisi delle minacce e la valutazione della riduzione delle minacce potrebbero essere considerati strumenti utili a supporto della gestione adattiva nei cicli di gestione dei progetti (Hockings et al., 2000; Battisti, 2018).

Ringraziamenti

Questa sintesi è il frutto di un lavoro pluriennale svolto assieme a molti altri colleghi. Tra i tanti, vogliamo ricordare e ringraziare Pietro Giovacchini e Letizia Marsili (Università di Siena).

Bibliografia

AlHirsh I., Battisti C. & Schirone B., 2016. Threat analysis for a network of sites in West Bank (Palestine): An expert-based evaluation supported by grey literature and local knowledge. *Journal for Nature Conservation,* 31: 61-70.

Battisti C., 2018. Unifying the trans-disciplinary arsenal of project management tools in a single logical framework: Further suggestion for IUCN project cycle development. *Journal for Nature Conservation,* 41: 63-72.

Battisti C., Perchinelli M., Vanadia S., Giovacchini P. & Marsili L., 2023. Monitoring Effectiveness of an Operational Project on Two Threatened Landbirds: Applying a Before–After Threat Analysis and Threat Reduction Assessment. *Land,* 12: 464.

Battisti C., Poeta G. & Fanelli G., 2016. An introduction to disturbance ecology: a road map for wildlife management and conservation. Cham: Springer International Publishing, The Netherland.

Battisti C., Testi A., Fanelli G., Rastrelli M., Giovacchini P. & Marsili L., 2024. A Synthetic Framework to Match Concepts and Approaches When Managing Anthropogenic Threats. *Conservation,* 4: 395–401.

Giovacchini P., Battisti C. & Marsili L., 2022. Evaluating the Effectiveness of a Conservation Project on Two Threatened Birds: Applying Expert-Based Threat Analysis and Threat Reduction Assessment in a Mediterranean Wetland. *Diversity*, 14: 94.

Giovacchini P., Borghi L., Tartari D., Cucci F., Caldarelli A., Tassinari M. et al., 2024. Applying threat analysis approach in a small forest urban park (Northern Italy): local expert-based assessment to prioritize the management actions. *Folia Oecologica*, 51(1): 66-74.

Hockings M., Stolton S. & Dudley N., 2000. Evaluating effectiveness: a framework for assessing the management of protected areas (No. 6). IUCN.
Margoluis R., Stem C., Salafsky N. & Brown M., 2009. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. *Evaluation and Program Planning*, 32: 138–147.

Marsili L., Caruso C., Comes A., Franchi E., Giangreco R., Giovacchini P. et al., 2025. Expert-Based Threat Analysis on Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) in Central Mediterranean Sea Evidences Marine Pollutionas the Priority: Gaps of Knowledge and Possible Cognitive Biases in Evaluation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* 35(9): e70222.

Maxim L., Spangenberg J.H. & O'Connor M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics,* 69: 12–23.

Salafsky N. & Margoluis R., 1999. Threat reduction assessment: a practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology,* 13(4): 830-841.

Salafsky N., Relton C., Young B.E., Lamarre P., Böhm M., Chénier M. et al., 2025. Classification of direct threats to the conservation of ecosystems and species 4.0. *Conservation Biology,* 39(3): e14434.

Salafsky N., Salzer N., Stattersfield A.J., Hilton-Taylor C., Neugarten R., Butchart S.H.M., Collen B., Cox N., Master L.L., O'Connor S. et al., 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22: 897–911.

Underwood A.J., 1992. Beyond BACI: The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 145–178.

Paolo Agnelli[1,2], Laura Ducci[1], Cosimo Guaita[1]

IL CONTRIBUTO DELLE PROVINCE MERIDIONALI ALLA CONSERVAZIONE DELLA CHIROTTEROFAUNA TOSCANA

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract -THE CONTRIBUTION OF THE SOUTHERN PROVINCES TO THE CONSERVATION OF TUSCAN BATS

A critical collection and georeferencing of 4684 bat records in Tuscany, covering the years 1990 to 2025, provided a good representation of the known distribution of 28 bat species across the entire region. It is clear that the areas with the greatest bat biodiversity are essentially the Apennine ridge and southern Tuscany. These two macro-areas contain the greatest number of species and the greatest number of roosts of great regional conservation importance. It is in these areas that potential distribution models also place the greatest potential for bat fauna. This information is essential for guiding appropriate conservation actions and environmental policy decisions.

Keywords: bats, distribution, conservation, Tuscany

Riassunto

Una raccolta critica e la georeferenziazione di 4684 segnalazioni di Chirotteri sul territorio toscano, riferita agli anni dal 1990 al 2025, ha permesso una buona rappresentazione della distribuzione conosciuta delle popolazioni di 28 specie di pipistrelli sull'intero territorio regionale. Appare chiaro come le aree dove è presente la maggior biodiversità chirotterologica siano essenzialmente la dorsale appenninica e la Toscana meridionale. Queste due macroaree contengono il maggior numero di specie e il maggior numero di rifugi di grande importanza conservazionistica regionale. È in queste aree che anche i modelli di distribuzione potenziale collocano le maggiori potenzialità per la chirotterofauna. Tali informazioni sono fondamentali per indirizzare le corrette azioni di conservazione e le opportune scelte di politica ambientale.

Parole chiave: Chirotteri, distribuzione, conservazione, Toscana.

1. Collaboratori Esterni del Museo di Storia Naturale della Università di Firenze, Sede di Zoologia "La Specola", via Romana 17, 50125 Firenze.

2. Autore corrispondente: paoloagnelli55@gmail.com

Introduzione

I Chirotteri sono una componente importante della biodiversità animale italiana, dato che rappresentano il 30% delle specie di Mammiferi presenti nel nostro Paese, e svolgono un ruolo cruciale in numerosi ecosistemi. Sono ottimi indicatori ecologici perché rispondono in maniera significativa a fattori come l'uso del suolo, la disponibilità di habitat e la presenza di inquinanti. Il numero di specie, la loro abbondanza e distribuzione sul territorio, li rende particolarmente utili per il monitoraggio della biodiversità e della qualità ambientale in una vasta tipologia di ambienti (Jones et al., 2009), da quelli urbani a quelli acquatici, agricoli e forestali.

Predatori notturni di insetti e di molti altri artropodi, contribuiscono efficacemente al controllo biologico dei parassiti dannosi alle pratiche agricole e alla salute umana (Frank, 2004; Kunz et al., 2011; Aizpurua et al., 2018). Purtroppo circa la metà di queste specie si trova in categorie di minaccia allarmanti (Rondinini et al., 2022). Per questo motivo la loro conservazione è una delle maggiori priorità delle politiche ambientali, sia nazionali che europee. Delle 36 specie di Chirotteri sinora conosciute in Italia, ben 29 sono segnalate per la Toscana, a conferma degli elevati valori di naturalità della nostra regione.

Il primo passo per poter attuare efficaci azioni di conservazione è quello di comprendere la distribuzione e la consistenza delle diverse specie di chirotteri sul territorio. Per questo motivo abbiamo raccolto tutte le informazioni disponibili relative al territorio toscano, dal 1990 al 2025, con l'esame critico, la verifica e il riordino in un archivio organizzato e georeferenziato di una grande massa di informazioni. Tale quadro conoscitivo ha permesso l'utilizzo di strumenti di analisi e di elaborazione cartografica, con l'individuazione delle aree a maggior vocazione del territorio toscano. Strumenti che permettono di comprendere meglio distribuzione ed ecologia dei Chirotteri in Toscana e di migliorare le azioni per la loro gestione e conservazione.

Materiali e metodi

Le fonti da cui abbiamo estratto utili segnalazioni sono essenzialmente di tre tipi:

- Bibliografia – riviste scientifiche e atti di convegni, letteratura speleologica, relazioni tecniche inedite commissionate da Enti locali come Regione, Province e Aree Protette o da Enti privati, quali ad esempio ricerche faunistiche per valutazioni di impatto, di incidenza, ecc.
- Dati Museali – dati di esemplari conservati in collezioni zoologiche sia pubbliche che private, sia toscane che di altre regioni.
- Rilievi sul campo – analisi di segnali ultrasonori registrati al bat-detector, ricerca dei rifugi in edifici e costruzioni o in grotte e miniere, utilizzo di rifugi artificiali per chirotteri sia in ambienti boschivi che urbanizzati, osservazione diretta di esemplari in natura, catture con mist-net e con harp-trap, vaglio e verifica di segnalazioni fornite da appassionati e dai CRAS specializzati nel recupero di chirotteri. Nel "lavoro di campagna" abbiamo avuto l'indispensabile collaborazione di molti Gruppi Speleologici e della Federazione Speleologica Toscana per il rilievo delle cavità sotterranee maggiormente impegnative dal punto di vista tecnico.

Le elaborazioni spaziali sono state realizzate con il software QGIS (Geographic Information System. QGIS Association. www.qgis.org), mentre per i modelli distributivi si è utilizzato MaxEnt (Phillips et al., 2006; Phillips & Dudík, 2008), un algoritmo raccomandato anche dai Manuali di ISPRA per il Monitoraggio (Stoch & Genovesi, 2016), che restituisce una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la specie esaminata.

Risultati

Il database risulta composto da 4684 segnalazioni relative a 28 specie. L'82,5% dei dati proviene da rilievi sul campo, la maggioranza dei quali da noi condotti o promossi. Mancano segnalazioni recenti soltanto per *Myotis brandtii*, una specie piuttosto rara la cui ultima segnalazione nota per la toscana risale alla fine del 19° secolo. Per quanto riguarda le due specie "sorelle" *Myotis myotis* e *Myotis blythii,* sono state considerate come un'unica entità, in quanto studi di tipo genetico hanno messo in luce ibridazioni a livello di DNA mitocondriale tra le due specie (Berthier et al., 2006; Galimberti et al., 2012). In alcuni casi non è stato possibile definire la specie del chirottero e quindi nel database sono presenti segnalazioni che si fermano al livello tassonomico di Genere.

Un primo risultato utile riguarda la frequenza di rilievo delle 28 specie su tutto il territorio regionale, considerando il numero delle diverse località in cui ogni specie è stata rilevata almeno una volta dal 1990 al 2025. Risulta evidente che le due specie nettamente più comuni sono *Pipistrellus kuhlii* (661 stazioni) e *Hypsugo savii* (509), che sono le specie più antropofile, presenti dovunque esistano condizioni climatiche miti e insediamenti urbani anche piccoli che possano offrire rifugi in fessure e abbondanza di insetti attratti dalle luci e dal microclima più caldo. Seguono per frequenza via via minore *Rhinolophus hipposideros* (419), *P.pipistrellus* (377), *R.ferrumequinum* (301), *Eptesicus serotinus* (126), *Tadarida teniotis* (124), *Myotis emarginatus* (115), *Nyctalus leisleri* (110), *Miniopterus schreibersii* (95), *Plecotus austriacus* (83), *N.noctula* (80), *Myotis myotis/blythii* (43), *Barbastella barbastellus* (40), *R.euryale* (38), *P.nathusii* (22), *M. daubentonii* (21), *P.pygmaeus* (19), *M.mystacinus* (15), *Myotis crypticus* (12), *Plecotus auritus* (9), *Myotis bechsteinii* (8), *Myotis capaccinii* (4), *Nyctalus lasiopterus* (4), *Vespertilio murinus* (2), *Plecotus kolombatovici* (1) e *Plecotus macrobullaris* (1). Le specie con minori osservazioni sono quelle più o meno legate ad aree boscate estese e disetanee, con buona presenza di alberi maturi, oggi purtroppo ancora troppo rari. La evidente rarità di questi pipistrelli è certamente accentuata anche dalla loro maggiore elusività (rifugi in fessure difficili da individuare e segnali ultrasonori difficili da rilevare e da distinguere).

Si osserva un certo divario fra le Province per il numero segnalazioni raccolte: da un minimo di 153 per Massa fino ad un massimo di 859 per Firenze.

Provincia	MS	LU	PT	PO	FI	AR	PI	LI	SI	GR	Totali
Totale Segnalazioni	153	188	295	360	859	589	567	448	505	720	4684

In qualche caso le diverse superfici in gioco (da PO=366km^2 a GR=4480km^2) e il diverso sforzo di ricerca possono aver giocato a favore di alcune province. Ad esempio, rilievi ripetuti sono stati effettuati durante ricerche specifiche nelle Province di Firenze e di Prato, nel Parco di San Rossore, all'Isola d'Elba, sul Monte Labbro e su alcuni crinali appenninici interessati da progetti di parco eolico. Se invece conteggiamo le località di rilevamento una sola volta per ogni specie, anche se in presenza di segnalazioni ripetute nel tempo, e suddividiamo il territorio in quadranti UTM 10 x 10 km, lo sforzo di ricerca tende a livellarsi. I pochi quadranti 10x10km in cui le segnalazioni sono ancora assenti o scarse sono quelli ai margini della regione (quindi interessati da piccole porzioni di territorio), quelli fra le provincie di Firenze e Pisa, fra quelle di Arezzo e Siena (dove si ha maggiore antropizzazione) e in alcune zone interne del Grossetano dove nei prossimi due anni sono in previsione delle ricerche specifiche del Progetto Nat.Ne.T.3 condotte dal Museo di Storia Naturale di Firenze per la Regione Toscana (Fig. 1).

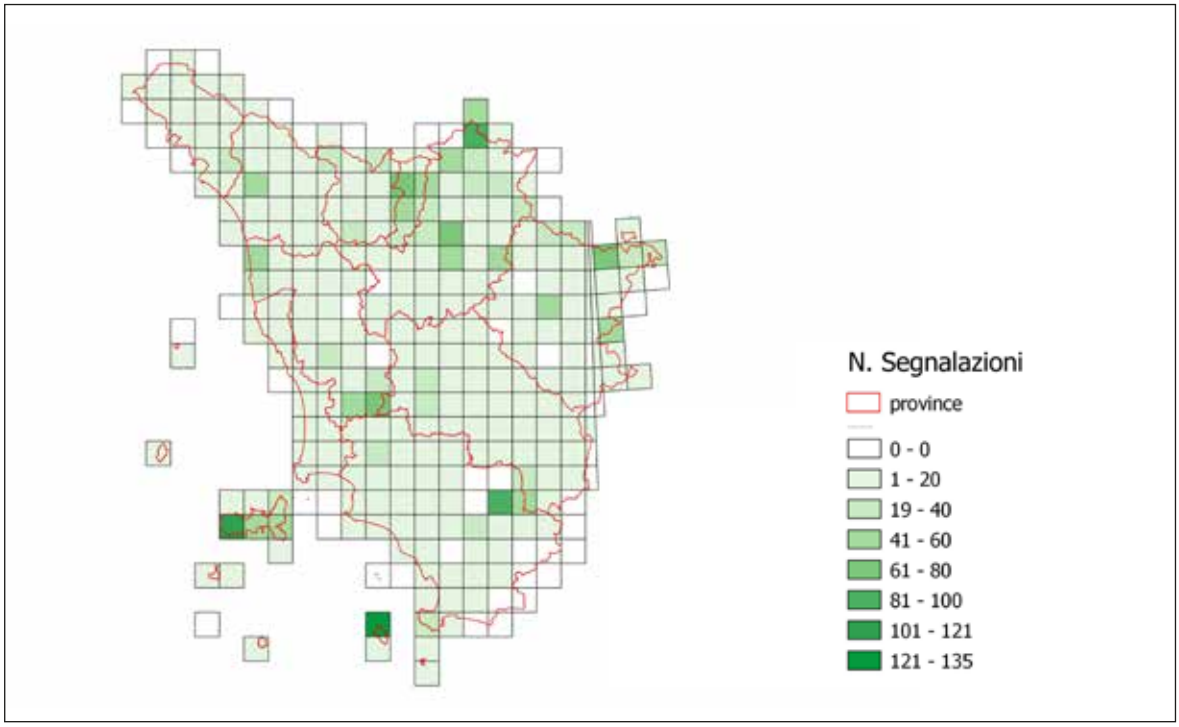


Fig.1. Numero delle segnalazioni per ogni quadrante 10x10 km, conteggiate una sola volta per ogni specie, anche se in presenza di segnalazioni ripetute nel tempo.

Un dato più interessante riguarda il numero di specie rilevate: da un minimo di 13 specie per Massa (che peraltro non è la provincia più piccola) fino ad un massimo di 25 per Grosseto (che non è la provincia con il più grande numero di segnalazioni).

Provincia	MS	LU	PT	PO	FI	AR	PI	LI	SI	GR	Totali
Totale Specie	13	16	22	16	23	22	20	16	21	25	28

Il numero di specie presenti nei singoli quadranti è molto variabile, in funzione sia delle caratteristiche ambientali presenti che della diversa estensione di territorio che interessa il quadrante (i quadranti senza o con poche segnalazioni sono principalmente quelli marginali). Si nota comunque che i quadranti col maggior numero di specie rilevate sono quelli che si trovano lungo i rilievi della catena appenninica e nelle province meridionali della regione. Infatti, il maggior numero di quadranti (10x10km) ad alta biodiversità di chirotteri (da 10 a 18 specie) si trova per circa il 50% lungo la fascia appenninica, il 34% fra la Val di Cecina, il Monte Amiata e le isole di Elba e Giglio, mentre il rimanente (16%) si ritrova nella fascia pedemontana e collinare del centro e nord della Toscana (Fig. 2).

Un piano di monitoraggio utile ed efficente delle popolazioni di chirotteri deve prevedere un ricorrente censimento dei principali siti di rifugio, sia estivo che invernale. Il confronto periodico del numero di esemplari presenti permette di valutare in concreto il reale trend delle popolazioni toscane, come richiesto dalle disposizione nazionali ed europee. La scelta dei siti di rifugio di maggiore importanza conservazionistica (secondo Agnelli et al., 2006) è stata curata in modo da selezionare anche i rifugi di più facile controllo, di maggiore stabilità nel tempo (rifugi ipogei e costruzioni a scarso disturbo da parte dell'uomo) e cercando di coprire il maggior numero di specie e di province toscane. Nella Figura 3 si può osservare la dislocazione di tali rifugi, la cui

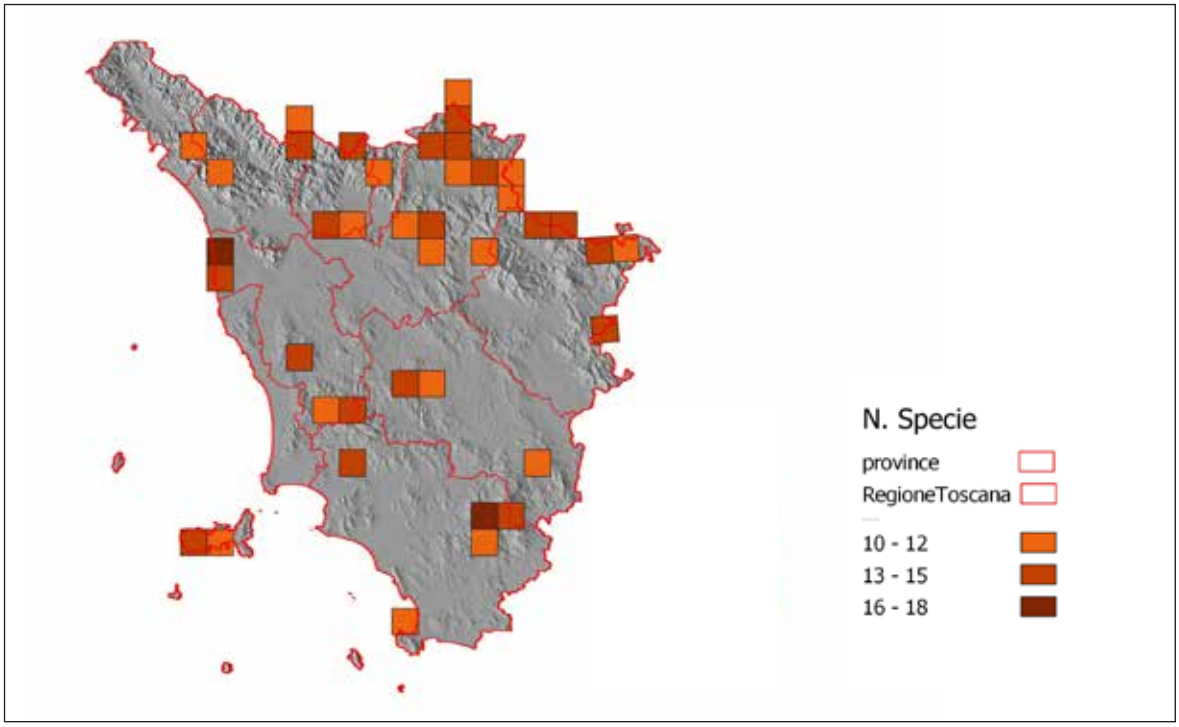


Fig.2. Quadranti 10x10 km ad alta biodiversità, nei quali sono presenti da 10 a 18 specie di chirotteri.

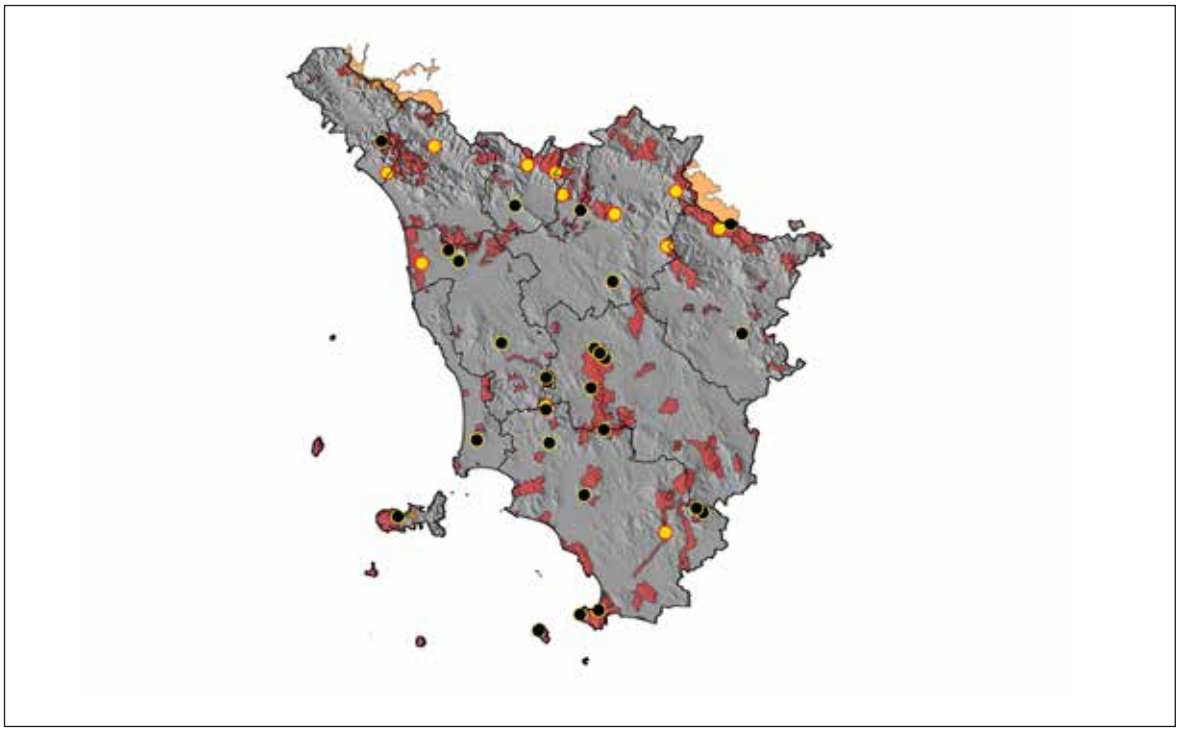


Fig.3. Localizzazione dei più importanti siti di rifugio per la chirotterofauna toscana. I cerchi neri indicano i rifugi in cavità sotterranee, quelli gialli i rifugi in edifici e costruzioni. Sul fondo grigio della carta fisica sono evidenziate le aree protette della regione.

localizzazione non è chiaramente specificata per evidenti motivi di conservazione. Vediamo che anche in questo caso la Toscana meridionale eccelle con 21 rifugi, rispetto all'area Appenninica che ne conta 11 e al resto della Toscana con 8.
Abbiamo poi utilizzato il dato oggettivo delle caratteristiche ambientali nelle stazioni dove abbiamo rilevato le diverse specie per calcolare la loro distribuzione potenziale su tutta la regione. I modelli predittivi di distribuzione spaziale delle specie (SDMs) (Guisan & Zimmermann, 2000) stimano la relazione tra le stazioni di rinvenimento note e le caratteristiche ambientali e spaziali dell'area di interesse (Franklin & Miller, 2010). Tali modelli, largamente utilizzati nella biologia e nell'ecologia della conservazione (Elith & Leathwick, 2009), ci hanno permesso di calcolare le probabilità di presenza su quattro specie rappresentative della chirotterofauna toscana. La loro realizzazione si deve alla collaborazione fra il nostro Museo di Storia Naturale, il Dipartimento di Biologia della Università di Firenze, il Dipartimento di Bioscienze e Territorio della Università del Molise e il Dipartimento di Agraria della Università degli Studi di Napoli Federico II (Ducci et al., 2015):

- Un primo gruppo di specie rappresenta le specie che foraggiano in spazi aperti (*Nyctalus*, *Tadarida* e Grandi *Myotis*). La specie guida scelta in questo caso è *Nyctalus leisleri*.
- Un secondo gruppo ha come specie guida *Rhinolophus hipposideros* ed è quello delle specie che foraggiano in ambienti chiusi e complessi (alcuni piccoli *Myotis*, *Plecotus*) come le aree boscate di maggiore estensione.
- Un terzo gruppo ha come specie guida *Myotis emarginatus* e rappresenta le specie che prediligono ambienti boscati anche piccoli e meno densi, generalmente immersi in mosaici agricoli di tipo tradizionale, a quote più basse in pianura e collina (alcuni *Rhinolophus*, alcuni piccoli *Myotis*).
- Nel quarto gruppo *Pipistrellus pipistrellus* rappresenta le specie ecotonali che prediligono cacciare presso i margini dei boschi (*Pipistrellus, Hypsugo, Eptesicus, Vespertilio* e *Miniopterus*).

Il risultato è una carta di distribuzione potenziale, una per ogni specie/gruppo, che indica le aree a maggior vocazione secondo una scala di valori che oscillano tra 0 (nessuna vocazione) a 1 (massima vocazione). Le isole sono state escluse dal modello per la presenza di peculiari condizionamenti biogeografici dovuti alla condizione di isolamento. Il loro esame ci permette di capire non solo quali sono le aree a maggior vocazione per la chirotterofauna, ma anche dove si possono favorire dei corridoi di collegamento ecologico fra queste aree (Fig. 4).

Commenti e conclusioni

I dati oggettivi relativi al numero di specie per ogni quadrante UTM e i dati relativi alla localizzazione dei rifugi di maggiore importanza regionale, insieme alla comparazione delle mappe di distribuzione potenziale, mettono in evidenza come, in Toscana, la fascia appenninica e le zone più interne delle province meridionali siano aree di importanza strategica per la conservazione dei chirotteri. Quali sono i fattori che favoriscono questi territori? Abbiamo individuato tre fattori che possiamo ragionevolmente ritenere come molto importanti:

- La presenza di vaste aree forestate di maggior qualità che garantiscono rifugi e/o aree di caccia favorevoli a molte delle specie più rare ed esigenti;
- Un basso inquinamento luminoso: l'illuminazione artificiale, infatti, ritarda l'uscita dei chirotteri dai rifugi e riduce l'attività di foraggiamento, altera i corridoi di volo, espone gli animali alla predazione e altera la disponibilità naturale di insetti (Barré et al., 2021; Luo et al., 2021);

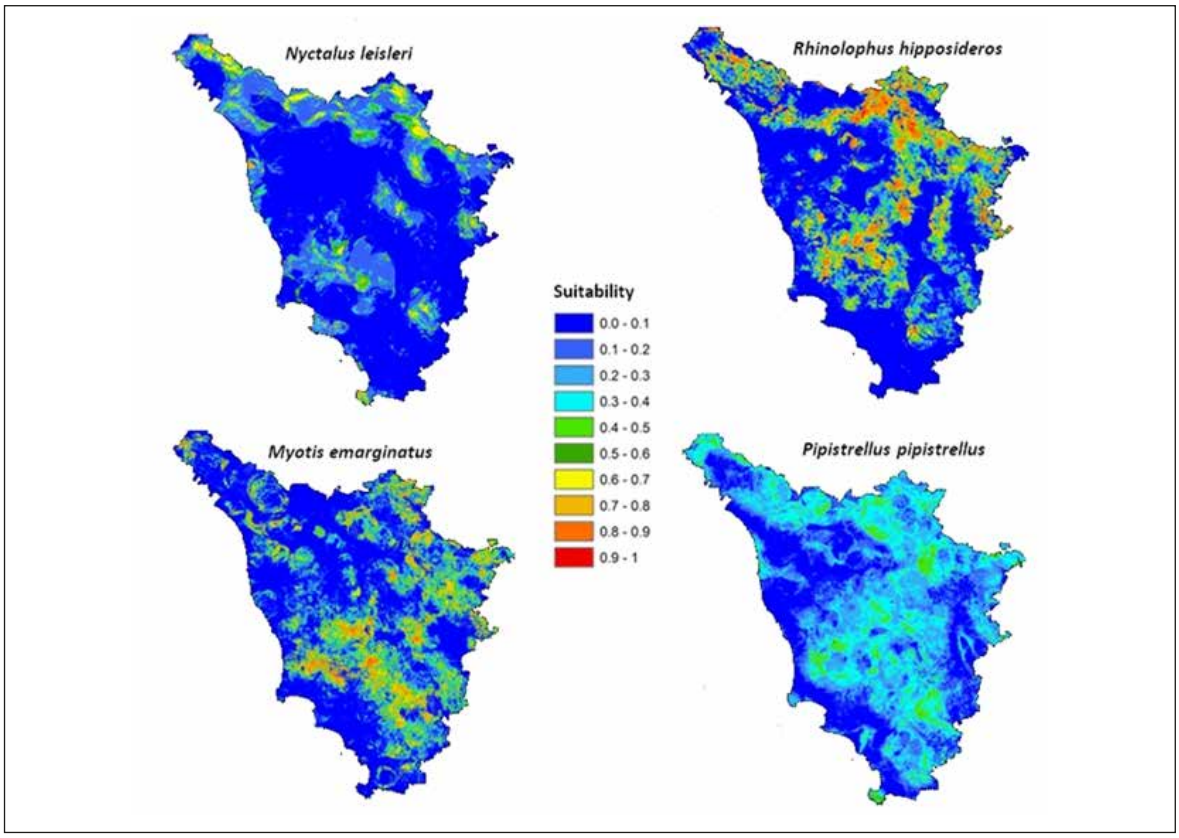


Fig. 4. Distribuzione potenziale di quattro specie, rappresentative delle diverse preferenze ambientali per il foraggiamento dei chirotteri toscani, che indicano le aree a maggior vocazione secondo una scala di valori che oscillano tra 0 (nessuna vocazione) e 1 (massima vocazione).

- La maggior naturalità dei luoghi, una agricoltura estensiva e probabilmente anche una più oculata gestione territoriale, hanno permesso la sopravvivenza di habitat che altrove sono andati perduti (Fig. 5).

In ogni caso è oggi molto importante sottolineare la grande responsabilità della Regione Toscana nel gestire il futuro di questi territori con le opportune scelte di politica ambientale. Soprattutto oggi che in nome di una millantata sostenibilità energetica si assiste ad un assedio delle preziose aree appenniniche della nostra regione con ingiustificati progetti di eolico industriale che trasformano quelle aree, protette sinora con costi organizzativi ed economici notevoli, in vere trappole ecologiche per i chirotteri, dove l'elevato numero di specie e di individui comporta troppo alti rischi di collisione con le pale (Rodrigues et al., 2015). Occorre ricordare, inoltre, che quasi la metà dei rifugi di maggiore importanza regionale (e in molti casi anche nazionale) ricadono al di fuori del sistema della aree protette. Sarà opportuno rimodulare i confini delle attuali Aree Natura2000 e individuarne di nuove per assicurare un futuro più stabile a queste importanti e insostituibili emergenze naturalistiche. La gestione della biodiversità richiede responsabilità politica e consapevolezza territoriale. In questo difficile percorso di gestione dei nostri beni ambientali, la collaborazione e la condivisione con i tecnici e gli specialisti delle diverse discipline ambientali, molti dei quali presenti a questo convegno, devono essere strumenti imprescindibili per la loro effettiva conservazione!

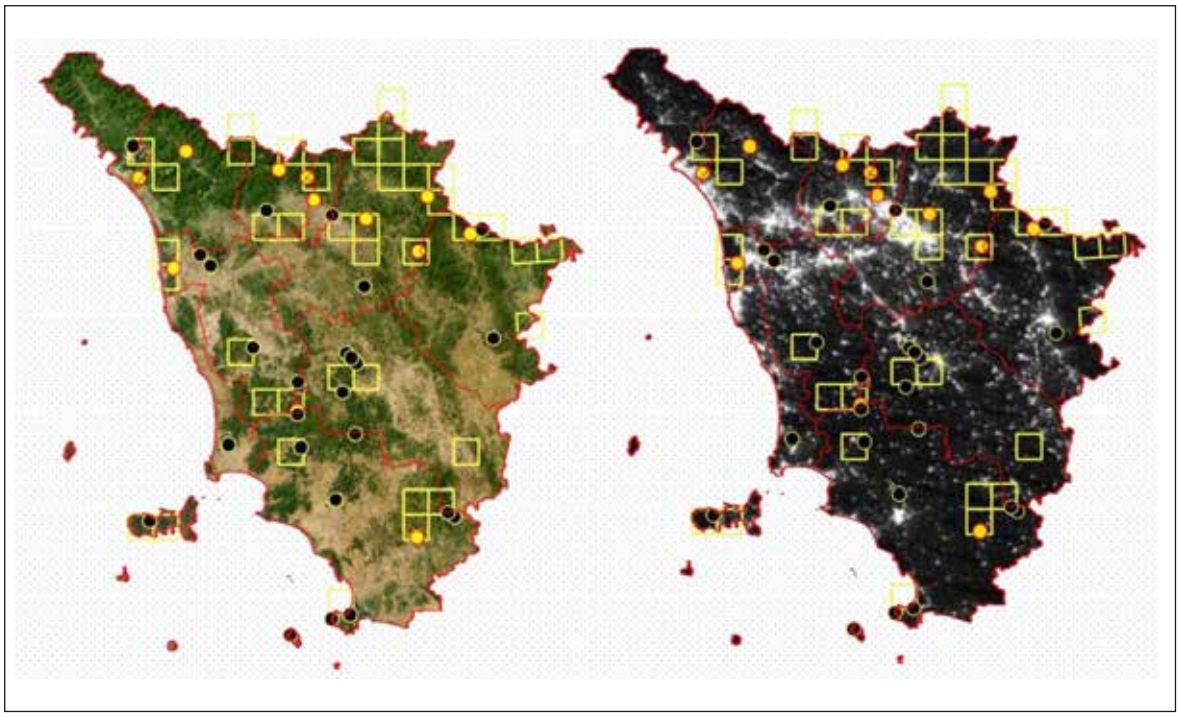


Fig.5. I quadranti 10x10 km ad alta biodiversità chirotterologica (quadrati in giallo) e i rifugi strategici (cerchi neri e gialli) sono stati sovrapposti alla carta delle aree boscate estese di qualità ambientale (a sinistra) e alla carta dell'inquinamento luminoso/antropizzazione (a destra), per evidenziare i fattori che favoriscono la conservazione dei chirotteri.

Ringraziamenti

Un caloroso ringraziamento a tutte le persone che ci hanno aiutato e supportato nei rilievi sul campo, che ci hanno fornito segnalazioni inedite o che ci hanno procurato preziosa bibliografia: si tratta di almeno 165 persone tra cui molti colleghi chirotterologi, molti speleologi, amici e appassionati. Vogliamo ringraziarli tutti, scusandoci di non poterli citare in un così lungo elenco

Bibliografia

Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D. & Genovesi P. (eds.), 2006. Guidelines for bat monitoring: methods for the study and conservation of bats in Italy. *Quaderni Conservazione Natura*, 19. Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, Tipolitografia FG, Savigno sul Panaro, Modena, pp. 199

Aizpurua O., Budinski I., Georgiakakis P., Gopalakrishnan H., Ibañez C., Mata V., Rebelo H., Russo D., Szodoray-Parádi F., Zhelyazkova V., Zrncic V., Gilbert M.T.P. & Alberdi A., 2018. Agriculture shapes the trophic niche of a bat preying on multiple pest arthropods across Europe: Evidence from DNA metabarcoding. *Molecular Ecology,* 27: 815–825. https://doi.org/10.1111/mec.14474

Barré K., Kerbiriou C., Ing R.K., Bas Y., Azam C., Le Viol I. & Spoelstra K., 2021. Bats seek refuge in cluttered environment when exposed to white and red lights at night. *Movement Ecology,* 9, 3 (2021). https://doi.org/10.1186/s40462-020-00238-2

Berthier P., Excoffier L. & Ruedi M., 2006. Recurrent replacement of mtDNA and cryptic hybridization between two sibling bat species, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Proceeding of the Royal Society*, B. Vol. 273-1605. https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3680

Ducci L., 2015. Ecologia del paesaggio e Modelli di distribuzione dei Chirotteri: casi studio in Toscana. Tesi di Dottorato di Ricerca (PhD) DREEAB. Università degli Studi di Firenze. Dipartimento di Biologia (XXVII ciclo, BIO07). 83 pp.

Ducci L., Agnelli P., Di Febbraro M., Frate L., Russo D., Loy A., Carranza M.L., Santini G. & Roscioni F., 2015. Different bat guilds perceive their habitat in different ways: a multiscale landscape approach for variable selection in species distribution modelling. *Landscape Ecology*, 30(10), 2147-2159.

Elith J. & Leathwick J.R., 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 677–697. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

Frank E.G., 2004. The economic impacts of ecosystem disruptions: Costs from substituting biological pest control. *Science* 385. DOI:10.1126/science.adg0344

Franklin J. & Miller A., 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 320 pp.

Galimberti A., Spada M., Russo D., Mucedda M., Agnelli P., Crottini A., Ferri E., Martinoli A. & Casiraghi M., 2012. Integrated Operational Taxonomic Units (IOTUs) in Echolocating Bats: A Bridge between Molecular and Traditional Taxonomy. *PloS ONE*, Vol 7 (6): 1-11.

Guisan A. & Zimmermann N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling,* 135: 147–186.

Jones G., Jacobs D., Kunz T.H., Willig M. & Racey P., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research,* 8: 93-115. https://doi.org/10.3354/esr00182.

Kunz T.H., de Torrez E.B., Bauer D., Lobova T. & Fleming T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223, 1–38.

Luo B., Xu R., Li Y., Zhou W., Wang W., Gao H., Wang Z., Deng Y., Liu Y. & Feng J., 2021. Artificial light reduces foraging opportunities in wild least horseshoe bats. *Environmental Pollution*, 288:117765. Doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117765.

Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distribution. *Ecological Modelling,* 190: 231-259. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

Phillips S.J. & Dudík M., 2008. Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography,* 31:161-175. DOI:10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M.J., Karapandza B., Kovac D., Kervyn T., Dekker J., Kepel A., Bach P., Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B. & Minderman J., 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. *EUROBATS Publication Series,* No. 6. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 133 pp.

Rondinini C., Battistoni A. & Teofili C., 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.
Stoch F. & Genovesi P. (eds.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, *Manuali e linee guida*, 141/2016.

Lorenzo Moncini[1,2], Gabriele Simone[1], Maider Giorgini[1]

LE ATTIVITÀ DEL CENTRO RICERCHE CRISBA DEL LEOPOLDO II DI LORENA DI GROSSETO PER LA CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ AGROAMBIENTALE

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – THE WORK OF CRISBA RESEARCH CENTER AT THE LEOPOLDO II DI LORENA IN GROSSETO FOR THE CONSERVATION OF AGRO-ENVIRONMENTAL BIODIVERSITY

The CRISBA Research Center at the ISIS "Leopoldo II di Lorena" in Grosseto has been conducting agro-environmental biodiversity conservation programs with students for over 15 years. The most significant programs concern coastal flora, terrestrial orchids, and several Tuscan potato varieties. In the case of coastal flora, students at the Leopoldo II di Lorena Institute are involved in the seed propagation of a dozen native psammophilous species, which are then planted in dune areas of the Grosseto province. To date, seventeen renaturalization projects have been carried out in various areas of the Grosseto coast. Some of these initiatives have been conducted in collaboration with Parco Regionale della Maremma (GR), with which CRISBA also collaborates to protect *Limonium etruscum*, a coastal endemism of the Park, for which an *in vitro* propagation protocol has been developed for its *ex situ* conservation. Recently this same program has been extended to *Limonium doriae*, an endemic species from the Isle of Formica Grande di Grosseto. *In vitro* cultivation is also the basis of the conservation efforts for native terrestrial orchids, which are propagated from seed using asymbiotic sowing techniques. Finally, as far as potatoes are concerned, the Research Center conserves three varieties on behalf of Ente Terre Regionali Toscane (*Rossa di Cetica, Rossa di Sulcina* and *Castagno d'Andrea*) recorded in the Tuscan regional register (Regional Law 64/2004) and the National register (Law 194/15) of native Tuscan varieties at risk of extinction, maintaining them in vitro. Projects such as these represent an interesting example of how research and higher education can combine to safeguard the region's plant biodiversity.

Keywords: dune plants, terrestrial orchids, *Limonium etruscum*, potato, school.

Riassunto

Il Centro Ricerche CRISBA dell'ISIS "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto da oltre 15 anni effettua programmi per la conservazione della biodiversità agroambientale con gli studenti. Le iniziative più significative riguardano la flora costiera, le orchidee terrestri e alcune varietà di patata toscana.

1. Centro Ricerche Strumenti Biotecnici nel settore Agricolo-forestale (CRISBA), ISIS "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto, Cittadella dello Studente, 58100 – Grosseto, Italia.

2. Autore corrispondente: moncini@crisba.eu

Nel caso della flora costiera gli studenti del Leopoldo II di Lorena sono coinvolti nella propagazione da seme autoctono di una decina di specie psammofile che a maturità vengono messe a dimora in aree dunali della provincia di Grosseto.

Ad oggi sono stati svolti diciassette interventi di ripopolamento in zone diverse della costa grossetana. Alcune di queste iniziative sono state condotte in collaborazione con il Parco Regionale della Maremma (GR), con il quale il CRISBA collabora altresì per la salvaguardia del *Limonium etruscum*, un endemita puntiforme costiero del Parco, per il quale è stato sviluppato un protocollo di propagazione *in vitro* per la sua conservazione *ex situ*.

Recentemente questo stesso programma è stato esteso al *Limonium doriae*, specie endemica della Formica Grande di Grosseto (GR). La coltivazione *in vitro* è alla base anche delle attività di tutela delle orchidee terrestri autoctone, che vengono propagate a partire da seme usando tecniche di semina asimbiotica. Infine, per quanto attiene la patata, il Centro Ricerche, per conto di Ente Terre Regionali Toscane, conserva tre varietà (Rossa di Cetica, Rossa di Sulcina e Castagno d'Andrea) iscritte al repertorio regionale toscano (L.R. 64/2004) e all'anagrafe nazionale (L.194/15) delle varietà autoctone toscane a rischio estinzione, mantenendole *in vitro*. Progetti come questi rappresentano un interessante esempio di come la ricerca e la formazione superiore possano essere congiunte per la salvaguardia della biodiversità vegetale del territorio.

Parole chiave: piante dunali, orchidee terrestri, limonio etrusco, patata, scuola

Le azioni di conservazione a favore della biodiversità agroambientale svolte dal Centro Ricerche CRISBA

Il Centro Ricerche CRISBA dell'ISIS "Leopoldo II di Lorena" di Grosseto da oltre 15 anni ha in corso iniziative con gli studenti per la conservazione della biodiversità agroambientale. Le più significative riguardano la flora costiera, le orchidee terrestri e alcune varietà di patata toscana. Nel caso della flora costiera gli studenti del Leopoldo II di Lorena sono coinvolti nella propagazione da seme autoctono di una decina di specie psammofile (fra cui *Agropyron junceum*, *Ammophila arenaria*, *Anthemis maritima*, *Calystegia soldanella, Eryngium maritimum, Helichrysum stoechas*, *Pancratium maritimum*), che a maturità vengono messe a dimora in aree dunali della provincia di Grosseto. Il Centro dispone così di migliaia di psammofile che, dopo le prime fasi in semenzaio, vengono trasferite in vasi di coltura di dimensioni crescenti fino al loro impiego in iniziative di messa a dimora.





Figura 1. Ripopolamenti nel Parco Regionale della Maremma con piante dunali propagate da seme dal CRISBA: attività degli studenti del Leopoldo di Lorena (A, B) e area di intervento prima (C) e un anno dopo la messa a dimora delle psammofile (D) a Marina di Alberese (GR).

Ad oggi sono stati svolti diciassette interventi di ripopolamento in zone diverse lungo tutta la costa grossetana, una preziosa occasione anche per sensibilizzare la collettività alla tutela della flora locale. Le piante introdotte godono oggi di un ottimo stato fisiologico, sono accresciute e hanno spesso fruttificato disseminando nuovi semi in duna, così come emerge dai periodici monitoraggi che il personale del CRISBA svolge nelle aree di ripopolamento. Alcune di queste ricadono nel Parco Regionale della Maremma (a Marina di Alberese e Principina a Mare) e, con la collaborazione del Parco, sono state delimitate con elementi naturali, pali e corde, un'accortezza che, limitando il calpestio dei bagnanti, ha consentito anche l'insediamento di specie spontanee e il rapido consolidamento del tratto dunale.

La collaborazione fra il Parco e il CRISBA si estende anche alla salvaguardia del limonio etrusco (*Limonium etruscum*), un endemita puntiforme costiero presente nel Parco e in un'area relittuale nei pressi di Livorno. Si tratta di una specie "in pericolo" (EN) secondo i criteri IUCN (*Unione Mondiale per la Conservazione della Natura*), minacciata principalmente dalla perdita di habitat, per la quale risultano quindi importanti gli interventi di salvaguardia. Allo scopo della conservazione *ex situ* della specie è stato sviluppato un protocollo preliminare di propagazione *in vitro* della pianta partendo da steli fiorali immaturi, sterilizzati in NaClO. Questi sono stati quindi posti su substrati agarizzati (7 g l^{-1}) a base di MS (4,4 g l^{-1}), con aggiunta di saccarosio (30 g l^{-1}) e ormoni diversi a dosi crescenti. Il protocollo che ha mostrato i migliori risultati ha previsto l'uso di BAP (0.5 mg l^{-1}) in proliferazione e IBA (1 mg l^{-1}) in radicazione. In questa fase, sul modello dei suoli salini nei quali la pianta vegeta, il mezzo è stato ulteriormente ottimizzato e, con l'obiettivo di ridurne l'acqua libera, è stata testata una dose maggiore di agar (10 g l^{-1}), l'aggiunta di mannitolo (20 g l^{-1}) e quella di NaCl (1 g l^{-1}), risultata la più efficace nell'irrobustire le plantule. Diverse decine di queste sono state ambientate in vaso su substrato per lo più minerale, mantenute due settimane a bassa luminosità ed elevata umidità, quindi gradualmente esposte all'aria e coltivate in serra, dove sono arrivate tutte a fioritura nell'estate successiva. Ad oggi il CRISBA ha in coltura 4 cloni diversi, ottenuti da due stazioni della provincia di Grosseto.

Questo lavoro ha aperto all'estensione dell'iniziativa ad un'altra specie endemica di limonio della provincia di Grosseto, il *Limonium doriae*, una specie classificata come "in pericolo critico" (CR) secondo i criteri IUCN, che vegeta esclusivamente alle Formiche di Grosseto (GR). Il Centro Ricerche ha quindi avviato i test per la definizione del protocollo di micropropagazione

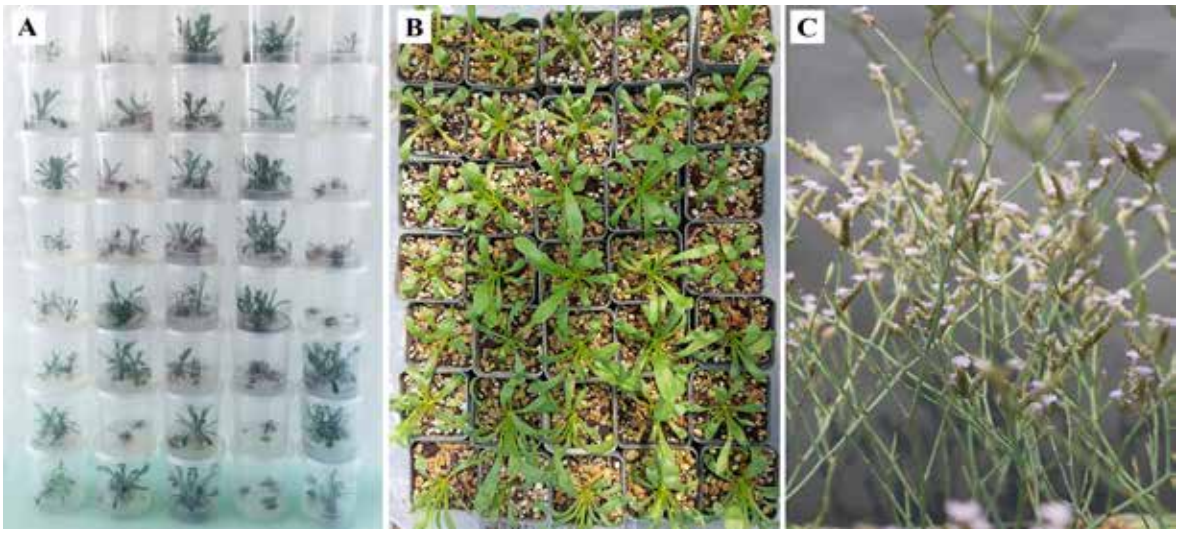


Figura 2. *Limonium etruscum* nelle fasi di propagazione: coltura in vitro (A), ambientamento in vivo (B) e fioritura in serra (C).

anche di questa specie, partendo da steli fiorali immaturi, campionati da punti diversi dell'isola *Formica Grande* nel giugno 2025. Attualmente 5 diversi cloni di *Limonium doriae* sono in proliferazione *in vitro* sul medesimo substrato e alle stesse condizioni di crescita sviluppate in precedenza per il limonio etrusco.

Il progetto di ricerca sui *Limonium* endemici è finalizzato alla conservazione *ex situ*, *in vitro* e *in vivo*, delle due specie, nonché alla predisposizione di eventuali programmi di reintroduzione in natura che si rendessero necessari.

La coltivazione *in vitro* con gli studenti è alla base anche delle attività di conservazione delle orchidee terrestri. In questo caso il seme raccolto da diverse specie presenti nel territorio maremmano, dei generi *Anacamptis, Ophrys* e *Serapias*, è dapprima sterilizzato con NaClO e posto in germinazione asimbiotica al buio a 22°C su mezzo BM-1 addizionato di carbone attivo (1 g l^{-1}). Dopo la formazione del primo abbozzo fogliare i protocormi vengono separati e ripicchettati in contenitori più grandi su sub-

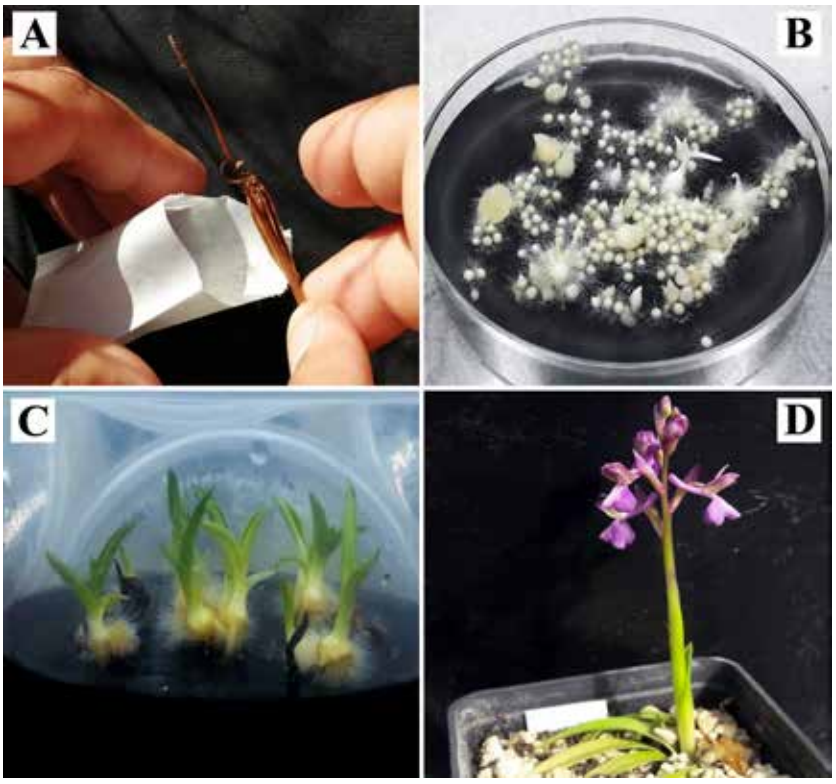


Figura 3. Propagazione in vitro delle orchidee terrestri: raccolta del seme in natura (A) per la germinazione asimbiotica (B), sviluppo vegetativo in contenitore (C) e pianta in vivo a maturità (in foto Anacamptis sp.; D).

strato BM-1 addizionato di patata liofilizzata in polvere (10 g l^{-1}) e carbone attivo (1 g l^{-1}). Le colture vengono quindi trasferite in camera di crescita (12 h luce a 25°C), dove continuano lo sviluppo delle radici, delle foglie e del tubero. Al completo sviluppo dei tuberi segue l'ambientamento in vaso delle piante su substrato prevalentemente minerale, spostandole in serra e diminuendo gradualmente l'umidità dell'aria e del suolo; alcune delle specie coltivate *in vivo* (*Anacamptis* spp.) hanno già raggiunto la maturità e fiorito.

Infine, per quanto attiene la patata (*Solanum tuberosum*), il Centro Ricerche, per conto di Ente Terre Regionali Toscane, conserva *ex situ in vitro* tre varietà (Rossa di Cetica, Rossa di Sulcina e Castagno d'Andrea) iscritte al repertorio regionale toscano (L.R.64/2004) e all'anagrafe nazionale (L.194/15) delle varietà autoctone toscane a rischio di estinzione.

Per ogni varietà di patata in coltura vengono conservate tre diverse accessioni; il materiale di partenza per le colture *in vitro* è stato originariamente fornito dal dipartimento DAGRI dell'Università di Firenze. Le colture sono periodicamente sottoposte ad operazioni di rinnovo, sia su substrato standard composto da MS (4.4 g l^{-1}), saccarosio (25 g l^{-1}) e agar (7 g l^{-1}), sia in coltura rallentata, ottenuta con l'aggiunta del mannitolo (40 g l^{-1}), un osmoregolatore che, diminuendo l'acqua disponibile per le piante, determina una più lenta crescita delle colture *in vitro*; in entrambi i casi le colture sono mantenute in camera climatica (12 h luce e 25°C).

Vengono inoltre periodicamente raccolti e conservati in sterilità i microtuberi prodotti dalle colture artificiali, così come i minituberi ed i tuberi prodotti da colture delle diverse varietà, previa coltivazione *in vivo*. A tal fine, con gli studenti del Leopoldo II di Lorena, alcuni campioni radicati *in vitro* delle tre cultivar vengono posti *in vivo* su terriccio commerciale per la crescita in ambiente confinato dentro un simulatore di campo denominato *Microcosmo*, che consente di controllare, anche da remoto: temperatura, umidità relativa, ventilazione e illuminazione. Microtuberi sterili, minituberi e tuberi sono delle ulteriori risorse a disposizione per la conservazione *in vitro ex situ* delle tre varietà di patata toscane.

Nel complesso, i progetti qui presentati, riferiti sia a specie vegetali di interesse ambientale sia a risorse agrarie, mostrano come attività di ricerca applicata possano essere efficacemente integrate nei percorsi di formazione superiore e orientate alla salvaguardia della biodiversità vegetale del territorio.



Figura 4. Conservazione ex situ delle varietà autoctone toscane di patata: studenti prelevano microtalee in vitro (A) per mantenere le diverse accessioni in contenitore (B), da cui possono poi essere raccolti microtuberi (C). Le varietà sono coltivate anche in vivo nel Microcosmo, per la produzione di minituberi (D).

Ringraziamenti

Si ringraziano il Parco Regionale della Maremma e il Rotary Club Grosseto per il finanziamento e la collaborazione ad alcuni degli interventi di ripopolamento con specie dunali. Si ringrazia inoltre Ente Terre Regionali Toscane per il finanziamento e il supporto al progetto di conservazione delle varietà autoctone di patata toscana.

Sandro Piazzini[1], Leonardo Favilli[1,2]

I LEPIDOTTERI ROPALOCERI DELLA ZONA SPECIALE DI CONSERVAZIONE IT51A0002 POGGI DI PRATA (GROSSETO, TOSCANA MERIDIONALE): RISULTATI PRELIMINARI (Lepidoptera, Papilionoidea)

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - THE RHOPALOCERA BUTTERFLIES OF THE SPECIAL AREA OF CONSERVATION IT51A0002 POGGI DI PRATA (GROSSETO, SOUTHERN TUSCANY): PRELIMINARY RESULTS (Lepidoptera, Papilionoidea)

Sampling carried out in the period April-October of the years 2024 and 2025 in the Special Area of Conservation (SAC) IT51A0002 Poggi di Prata allowed to ascertain the presence of 76 species of Rhopalocera. Those of greatest interest are *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758), *Satyrium w-album* (Knoch, 1782), *Argynnis pandora* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cupido minimus* (Fuessly, 1775), *Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, [1808]), *Thymelicus sylvestris* (Poda, 1761), *Erynnis tages* (Linné, 1758) and *Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775) species ranging from uncommon to rare to threatened on a regional, national and European scale. The data obtained, although preliminary, highlight how the Poggi di Prata are characterized by the presence of a rich and diverse rhopaloceros fauna. Its maintenance requires preserving the dry, semi-natural, xeric grasslands, the habitat of greatest interest to Lepidoptera, which are undergoing rapid decline. To achieve this, it is necessary to: restore extensive grazing; alternate free-grazing areas with annual fallow areas to avoid overgrazing; mow the herbaceous vegetation with haymaking spread over limited areas or, in specific cases, reduce the weeds through controlled winter burning; and limit the growth of shrubs through periodic cutting.

Keywords: SAC IT51A0002 Poggi di Prata, Rhopalocera, checklist and conservation.

Riassunto

Campionamenti effettuati nel periodo aprile-ottobre degli anni 2024 e 2025 nella Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT51A0002 Poggi di Prata hanno permesso di accertare la presenza di 76 specie di Ropaloceri. Quelle di maggiore interesse risultano *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758), *Satyrium w-album* (Knoch, 1782), *Argynnis pandora* ([Denis & Schiffermüller], 1775), *Cupido minimus* (Fuessly, 1775), *Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, [1808]), *Thymelicus sylvestris* (Poda, 1761), *Erynnis tages* (Linné, 1758) e *Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775) specie da poco comuni a rare a minacciate a scala regionale, nazionale ed Europea. I dati ottenuti, sebbene

1. Dipartimento di Scienze Fisiche della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Via P.A. Mattioli 4, I-53100 Siena.

2. Autore corrispondente: leonardo.favilli@unisi.it

preliminari, evidenziano come i Poggi di Prata si caratterizzino per la presenza di una ropalocerofauna ricca e diversificata per il cui mantenimento è indispensabile conservare le praterie secche semi-naturali xeriche, l'habitat di maggior interesse per i Lepidotteri, che stanno andando incontro a una rapida riduzione. Per far questo è necessario: recuperare il pascolo estensivo; alternare aree a pascolo libero ad aree a riposo annuale in modo da evitare il sovrapascolo; sfalciare la vegetazione erbacea con fienagioni diluite nel tempo di superfici limitate o, in casi particolari, ridurre le erbe attraverso bruciature invernali controllate; limitare lo sviluppo di arbusti mediante il loro taglio periodico.

Parole chiave: ZSC IT51A0002 Poggi di Prata, Ropaloceri, checklist e conservazione.

Vengono presentati i risultati dei campionamenti effettuati nel periodo aprile-ottobre degli anni 2024 e 2025 nella Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT51A0002 Poggi di Prata eseguiti nell'ambito di un programma di ricerche iniziato nei primi anni 2000 con lo scopo di migliorare le conoscenze sulla fauna a Ropaloceri del Senese e del Grossetano.

Ad oggi le notizie sui Ropaloceri di questo comprensorio erano scarse, limitate al contributo di Menchetti et al. (2021), peraltro non espressamente dedicato a questi Insetti.

Le specie accertate finora sono 76 (2 Papilionidae, 11 Hesperiidae, 13 Pieridae, 23 Lycaenidae e 27 Nymphalidae) (Tab. 1). Relativamente alle preferenze per tipo di habitat, prevalgono le specie subnemorali (45 specie) seguite da quelle legate alle formazioni erbacee aperte (21 specie) e dalle nemorali (10 specie); la prevalenza delle entità subnemorali e nemorali (55 specie in totale, corrispondenti al 72,4%) è diretta conseguenza del fatto che il paesaggio vegetale è in massima parte costituito da boschi.

Esaminando l'elenco faunistico è possibile riconoscere almeno tre associazioni di specie ben caratterizzate, seppure non sempre esclusive, che per così dire tipicizzano i principali habitat della ZSC:

- un'associazione di specie legate alle praterie xerocalcicole e alle formazioni erbose rupicole calcicole del Poggio Croce di Prata e de Il Poggione, habitat prioritari ai sensi della Direttiva 92/43/CEE(Codici NATURA 2000 6110 e 6210), comprendente *Euchloe ausonia*, *Hesperia comma*, *Thymelicus acteon*, *Spialia sertorius*, *Cupido minimus*, *Maculinea arion*, *Polyommatus bellargus, Polyommatus coridon*, *Polyommatus escheri*, *Fabriciana niobe, Lasiommata maera, Hipparchia semele* e *Hipparchia statilinus*;
- un'associazione di specie di boschi mesofili planiziali, montano-inferiori e montani, che include *Heteropterus morpheus*, *Favonius quercus*, *Satyrium w-album*, *Argynnis pandora* e *Speyeria agaja*;
- un'associazione di specie degli ambienti aperti, incolti a prato-pascolo o coltivati e dei margini dei boschi, più adattabili e meno specializzate nella scelta dell'habitat, formato da *Papilio machaon*, *Colias crocea*, *Pieris rapae*, *Pieris napi*, *Pontia edusa*, *Polyommatus icarus*, *Melitaea didyma*, *Coenonympha pamphilus*, *Lasiommata megera* e *Maniola jurtina*.

Tra le 76 specie censite quelle di maggiore interesse risultano *Maculinea arion*, *Satyrium w-album* e *Argynnis pandora*.

Maculinea arion (Linnaeus, 1758) in Italia è diffusa nelle regioni settentrionali, centrali e meridionali fino alla Calabria (manca in Sardegna e in Sicilia) (Balletto et al., 2021). In Toscana è presente sulle Alpi Apuane, la catena appenninica e in alcune aree del centro-sud ma è sempre molto localizzata (Favilli et al., 2012). È una specie spiccatamente calciofila, che frequenta le praterie xeriche e i margini dei boschi xerotermici. Presenta una sola generazione annuale, con

Tab. 1 - Elenco delle specie di Ropaloceri accertate nella ZSC IT51A0002 Poggi di Prata negli anni 2024 e 2025 (tassonomia e nomenclatura secondo Balletto et al., 2021).

Papilionidae (2 specie)	*Pseudophilotes baton* (Bergsträsser, 1779)
Iphiclides podalirius (Linné, 1758)	*Glaucopsyche alexis* (Poda, 1761)
Papilio machaon Linné, 1758	*Cupido alcetas* (Hoffmansegg, 1804)
Hesperiidae (11 specie)	*Cupido minimus* (Fuessly, 1775)
Heteropterus morpheus (Pallas, 1771)	*Plebejus argus* (Linné, 1758)
Ochlodes sylvanus Esper, [1777]	*Aricia agestis* ([Denis & Schiffermüller], 1775)
Hesperia comma (Linné, 1758)	*Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775)
Thymelicus acteon (Rottemburg, 1775)	*Polyommatus coridon* (Poda, 1761)
Thymelicus sylvestris (Poda, 1761)	*Polyommatus escheri* (Hübner, [1823])
Thymelicus lineola (Ochsenheimer, [1808])	*Polyommatus thersites* (Cantener, 1834)
Spialia sertorius (Hoffmansegg, 1804)	*Polyommatus amandus* (Schneider, 1792)
Carcharodus alceae (Esper, [1780)	*Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775)
Erynnis tages (Linné, 1758)	**Nymphalidae (27 specie)**
Pyrgus malvoides (Elwes & Edwards, 1897)	*Limenitis reducta* Staudinger, 1901
Pyrgus armoricanus (Oberthür, 1910)	*Issoria lathonia* (Linné, 1758)
Pieridae (13 specie)	*Argynnis paphia* (Linné, 1758)
Leptidea cf. *sinapis* (Linné, 1758)	*Argynnis pandora* ([Denis & Schiffermüller], 1775)
Gonepteryx rhamni (Linné, 1758)	*Speyeria aglaja* (Linné, 1758)
Gonepteryx cleopatra (Linné, 1767)	*Fabriciana adippe* ([Denis & Schiffermüller], 1775)
Colias alfacariensis Ribbe, 1905	*Fabriciana niobe* (Linné, 1758)
Colias crocea (Geoffroy, 1785)	*Vanessa cardui* (Linné, 1758)
Aporia crataegi (Linné, 1758)	*Vanessa atalanta* (Linné, 1758)
Pontia edusa (Fabricius, 1777)	*Inachis io* (Linné, 1758)
Pieris brassicae (Linné, 1758)	*Polygonia c-album* (Linné, 1758)
Pieris rapae (Linné, 1758)	*Nymphalis polychloros* (Linné, 1758)
Pieris mannii (Mayer, 1851)	*Melitaea didyma* (Esper, [1778])
Pieris napi (Linné, 1758)	*Melitaea phoebe* ([Denis & Schiffermüller], 1775)
Euchloe ausonia (Hubner, [1804])	*Melitaea celadussa* Fruhstorfer, 1910
Anthocharis cardamines (Linné, 1758)	*Charaxes jasius* (Linné, 1767)
Lycaenidae (23 specie)	*Coenonympha pamphilus* (Linné, 1758)
Lycaena phlaeas (Linné, 1761)	*Coenonympha arcania* (Linné, 1761)
Lycaena tityrus (Poda, 1761)	*Pararge aegeria* (Linné, 1758)
Favonius quercus (Linné, 1758)	*Lasiommata maera* (Linné, 1758)
Callophrys rubi (Linné, 1758)	*Lasiommata megera* (Linné, 1767)
Satyrium ilicis (Esper, [1778])	*Melanargia galathea* (Linné, 1758)
Satyrium w-album (Knoch, 1782)	*Hipparchia statilinus* (Hufnagel, 1766)
Satyrium acaciae (Fabricius, 1787)	*Hipparchia fagi* (Scopoli, 1763)
Leptotes pirithous (Linné, 1767)	*Hipparchia semele* (Linné, 1758)
Lampides boeticus (Linné, 1767)	*Kanetisa circe* (Fabricius, 1775)
Celastrina argiolus (Linné, 1758)	*Maniola jurtina* (Linné, 1758)
Maculinea arion (Linné, 1758)	**Totale: 76**

periodo di volo compreso tra giugno e gli inizi di agosto; gli stadi larvali si sviluppano a spese delle infiorescenze di varie specie dei generi *Thymus* e *Origanum* e successivamente all'interno di nidi di formiche del genere *Myrmica* nutrendosi delle loro larve (Hayes, 2015). Le popolazioni di tutta Europa risultano in declino e molte di esse sono destinate ad estinguersi (IUCN, 2025). Le cause di questo fenomeno sono dovute alla distruzione, frammentazione e cattiva gestione dell'habitat in seguito all'abbandono della pastorizia, al pascolo eccessivo dove la pastorizia permane, alla costruzione di strutture ricreative e abitative e ai cambiamenti climatici (Oliveira et al., 2013; Bonin et al., 2024). Per queste ragioni *Maculinea arion* è stata inserita nelle principali Red List concernenti la tutela della fauna (IUCN, 2025; Van Swaay et al., 2025), è inclusa nell'Allegato IV della Direttiva 92/43/CEE ed è ritenuta di interesse regionale nella L.R. 56/2000.

Satyrium w-album è segnalata per l'Italia continentale e la Sicilia come rara e presente con popolazioni piccole e isolate. In Toscana è poco comune e in probabile diminuzione; risente della scomparsa di siepi, filari di alberi, alberature e boschi dove crescono le piante ospiti delle larve. Si tratta di un licenide caratteristico dei boschi planiziali e montano inferiori che presenta una sola generazione annuale con periodo di volo tra giugno e luglio e le cui larve si sviluppano a spese di specie del genere *Ulmus*.

Argynnis pandora in Italia è segnalata in tutte le regioni, ma risulta più comune in quelle centro-meridionali, in Sicilia e in Sardegna (Balletto et al., 2021). Le popolazioni italiane presentano un buono stato di conservazione solo nel settore peninsulare e insulare mentre in quello settentrionale sono scomparse quasi ovunque a partire dalla metà degli anni '50 del 1900 (Bonelli et al., 2011). In Toscana è nota in una cinquantina di località ed è considerata specie di interesse regionale nella L.R. 56/2000; frequenta i boschi di caducifoglie e di conifere e lungo la fascia costiera e nelle isole le zone a macchia mediterranea alta; presenta una generazione annuale, con periodo di volo compreso tra maggio e i primi di ottobre e si sviluppa, allo stadio larvale, a spese di varie specie del genere *Viola* (Favilli et al., 2015).

Meritevole di essere segnalata è anche la presenza di altre 5 specie; si tratta di: *Cupido minimus*, poco comune e localizzato in Toscana e in Italia centrale e considerato Vulnerable (VU) in Europa; *Thymelicus lineola* e *Thymelicus sylvestris* rispettivamente ritenuti Vulnerable (VU) in Europa e Endangered (EN) nei paesi della comunità europea, il primo, Vulnerable (VU) in Europa, il secondo; *Erynnis tages*, considerata Near Trheatened (NT) nei paesi della comunità europea; *Polyommatus bellargus*, ritenuto Near Trheathened (NT) in Europa e nei paesi della comunità europea (IUCN, 2025; Van Swaay et al., 2025).

I dati ottenuti da questi due anni di indagine, sebbene preliminari, evidenziano come la ZSC Poggi di Prata si caratterizzi per la ropalocerofauna ricca e diversificata e possano già fungere da supporto per tutelare al meglio una delle aree di maggior valore naturalistico del Grossetano. Per mantenere elevati valori di ricchezza di Ropaloceri in specie e in esemplari è indispensabile un'attenta gestione del territorio che preveda prima di tutto il mantenimento o il ripristino di tutti gli habitat, in particolare delle praterie secche semi-naturali xeriche che stanno andando incontro a una rapida riduzione. Si tratta di praterie secondarie, originatesi in seguito ad attività agro-silvo-pastorali tradizionali (sfalcio e pascolo del bestiame) praticate con modalità estensive fino agli anni '50-'60 del 1900 (De Dominicis, 1993). Con lo spopolamento delle campagne e la scomparsa della pastorizia, la permanenza di queste aree è ad altissimo rischio a causa della crescita di specie erbacee della famiglia Poaceae e della vegetazione arbustiva, non più limitati dal pascolo del bestiame e da interventi di sfalcio. La crescita di poacee e arbusti provoca la riduzione e la scomparsa di piante della famiglia Fabaceae a spese delle quali si sviluppa un gran numero di Ropaloceri, soprattutto della famiglia Lycaenidae, molte delle quali indicatrici di naturalità

delle praterie xeriche europee (Van Swaay, 2002). Nell'arco di pochi anni specie appartenenti a questa famiglia si rarefaranno o si estingueranno nella ZSC anche perché la crescita delle poacee è accelerata dai cambiamenti climatici che determinano una riduzione delle piogge e quindi una maggiore aridità del terreno che le avvantaggia a discapito delle fabacee. Allo stesso modo sono destinate a rarefarsi anche quelle specie che si sviluppano a spese delle poacee (ad es. specie del genere *Hipparchia*) poiché un massivo sviluppo di queste erbe determina inevitabilmente una riduzione delle fioriture delle fabacee e di altre erbe a fiore per cui gli adulti di questi lepidotteri non trovando di cosa nutrirsi non possono portare a termine il ciclo vitale.
Per ripristinare e mantenere le praterie è necessario:

- recuperare il pascolo estensivo;
- alternare aree a pascolo libero ad aree a riposo annuale in modo da evitare il sovra pascolo;
- sfalciare la vegetazione erbacea con fienagioni diluite nel tempo di superfici limitate o, in casi particolari, ridurre le erbe attraverso bruciature invernali controllate;
- limitare lo sviluppo di arbusti mediante il loro taglio periodico.

Esistono strumenti che rendono attuabili questi interventi gestionali rappresentati dalla Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat) e dalla L.R. 19 marzo 2015 n. 30 ma salvo sporadici casi misure di questo genere non sono state attivate nelle ZSC toscane. Si auspica che vengano avviate quanto prima poiché sono il solo strumento che può consentire di evitare la perdita di uno degli habitat più a rischio di scomparsa in Europa e dell'intera biodiversità ad esso associata.

Bibliografia

Balletto E., Dapporto L. & Bonelli S., 2021. Insecta Lepidoptera Papilionoidea, Hesperioidea. In: Bologna M.A., Zapparoli M., Oliverio M., Minelli A., Bonato L., Cianferoni F., Stoch F. (a cura di), Checklist of the Italian Fauna. Version 1.0. Last update: 2021-05-31. https://www.lifewatchitaly.eu/iniziative/checklist-fauna-italia-it/ (ultimo accesso: 25.09.2025).

Bonelli S., Cerrato C., Loglisci N. & Balletto E., 2011. Population extinctions in the Italian diurnal Lepidoptera: an analysis of possible causes. *Journal of Insect Conservation*, 15: 879-890.

Bonin L., Jeromen M. & Jeran M., 2024. Endangered Butterflies and their Conservation: the Decline of *Parnassius apollo* and *Phengaris* spp. in Europe and Slovenia. *Proceedings of Socratic Lectures*, 10: 117-125.

De Dominicis V., 1993. La vegetazione: 247-341. In: Giusti F. (ed.), La storia naturale della Toscana Meridionale. Amilcare Pizzi Editore, Cinisello Balsamo (Milano).

Favilli L., Piazzini S. & Manganelli G., 2015. *Argynnis pandora* (Denis & Schiffermüller, 1775) in Toscana (Lepidoptera, Nymphalidae). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Residente in Pisa Memorie Serie B*, 121: 121-126.

Favilli L., Piazzini S., Tellini Florenzano G., Perroud B. & Manganelli G., 2012. Nuovi dati sulla distribuzione in Toscana di alcuni lepidotteri diurni rari o poco noti (Hesperoidea, Papilionoidea). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali Residente in Pisa Memorie Serie B*, 118: 1-8.

Hayes M.P., 2015. The biology and ecology of the large blue butterfly *Phengaris* (*Maculinea*) *arion*: a review. *Journal of Insect Conservation*, 19:1037-1051.

IUCN, 2025. The IUCN red list of threatened species. Version 2025-1. www.iucnredlist.org/ (ultimo accesso: 25.09.2025).

Menchetti M., Cianferoni F., Mazza G., Dal Cin M., Barbato D., Benocci A., Cervo R., Dapporto L., Picchi M.S., Vanni L., Cabrini R. & Mori E., 2021. Checklist of macro-invertebrates of the Special Conservation Area "Poggi Di Prata" (Grosseto, central Italy) through a citizen-science end expert-based approach. *Redia*, 104: 63-68.

Oliveira P., Rodrigues M.D.C. & Fonseca T., 2013. Europe's threatened species: The case of the endangered *Maculinea* butterflies (Lepidoptera, Lycaenidae): 143-153. In: Lucas-Borja M.E. (a cura di), Endangered species: Habitat, protection and ecological significance. Nova Science Publishers, New York.

Van Swaay C.A.M., 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104: 315-318.

Van Swaay C., Warren M., Ellis S., Clay J., Bellotto V., Allen D.J. & Trottet A., 2025. Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of Butterflies. European Commission, Brussels, Belgium, 80 pp.

Nicola Baccetti[1,2] & Alvise Luchetta[1]

L'ESPANSIONE DELL'AREALE DEL FENICOTTERO (*Phoenicopterus roseus*) IN ITALIA NEGLI ULTIMI 30 ANNI: COSA CI RISERVA IL FUTURO?*

L'espansione dell'areale del fenicottero (*Phoenicopterus roseus*) in Italia rappresenta un graduale processo di colonizzazione esteso durante gli ultimi tre decenni. L'insediamento delle colonie riproduttive ha seguito una traiettoria prevalentemente longitudinale, originatasi a ovest con il primo successo riproduttivo in Sardegna (1993), per poi estendersi alla Toscana (1994) e alla Puglia (1995). Successivi eventi di colonizzazione fruttuosa sono stati registrati in Emilia-Romagna (dal 2000) e nel Veneto (2008-2013), culminando con l' insediamento di colonie nella Sicilia orientale (2015). La Riserva Naturale Regionale di Longarini, in Sicilia, ospita attualmente la colonia più recente.

Oltre ai numeri relativi alla nidificazione (max. 30.887 nel 2017), i dati dell'International Waterbird Census (IWC) mostrano un chiaro incremento tra il 1993 e il 2020 (indice TRIM: 1,067, $p<0,01$). Parallelamente a questa crescita demografica, le dinamiche di svernamento hanno subito un cambiamento significativo; la Laguna di Venezia è recentemente emersa come hotspot primario, ospitando picchi di oltre 18.000 individui dal 2019, a fronte di una completa assenza fino al 2002. Questo sito si configura attualmente, insieme a Margherita di Savoia (picco raggiunto nel 2017), allo Stagno di Cagliari (picco nel 2019) e ad altre quattro aree (Delta del Po, Oristano e Sinis, Comacchio e Mezzano, Orbetello e Burano), come zona umida di rilevanza internazionale per la specie.

Tuttavia, questo successo ecologico evidenzia una vulnerabilità sistemica nelle attuali strategie di conservazione, principalmente radicata in una cronica mancanza di coordinamento istituzionale per quanto riguarda le attività di monitoraggio e la raccolta dei dati, nonché la gestione stessa dei siti. L'occupazione opportunistica di nuovi siti che risultano prevedibilmente o permanentemente idonei grazie alla gestione mirata richiede l'attuazione di quadri di governance nazionali e mediterranei. Tali accordi sono essenziali per mitigare i rischi associati all'emergere incontrollato di "fabbriche di fenicotteri" e per fornire una risposta strutturata a futuri conflitti legati alla conservazione. Sebbene la specie costituisca una presenza fortemente evocativa nelle narrazioni culturali, nell'istruzione e nell'economia, la sua conservazione a lungo termine dipende dal passaggio da iniziative frammentate e auto-promozionali a una strategia condivisa e integrata su larga scala (Fig. 1).

Si ricorda infine che i fenicotteri si sono evoluti come specie legata alla pronta occupazione di ecosistemi effimeri. Un comportamento nomadico, anziché regolarmente migratorio, consentiva loro di sfruttare con la massima efficacia ambienti solitamente inospitali, ancor prima del locale insediamento dei predatori terrestri. Pochissime, grandi colonie erano presenti in passato intorno al Mediterraneo: esse si mantenevano nel tempo, nonostante la produttività discontinua, grazie a caratteristiche demografiche del tutto particolari (un solo uovo all'anno, alta mortalità

1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Sede amministrativa ex-INFS, via Ca' Fornacetta 9 - 40064 Ozzano Emilia, Bologna, Italy.

2. Autore corrispondente: nicola.baccetti@isprambiente.it

*. Comunicazione presentata al "4th International Flamingo Symposium, IUCN, 10-15 November 2025, Venice, Italy".

giovanile, elevatissima longevità degli adulti). La stabilizzazione mirata e diffusa di condizioni ecologiche favorevoli alla specie apre di fatto una prospettiva di grandi incognite per il futuro.

La Toscana ha lasciato questa specie, negli ultimi vent'anni, libera da qualsiasi intervento mirato all'insediamento riproduttivo e priva al contempo della necessità di sforzi per la dissuasione o il contenimento. È auspicabile che anche altri seguano questo esempio, favorendo la diffusione naturale di fenicotteri ecosostenibili, prodotti da fonti responsabili.



Figura 1. Colonia nidificante a Margherita di Savoia (BT), costruita appositamente per i fenicotteri. Foto utilizzata per il conteggio dei nidi, scattata da drone nell'anno 2023 (G. Albanese).

Bibliografia

Baccetti N., Albanese G., Arveda G., Cilea F., Costa M., Galasso P., Iapichino C., Ientile R., Luchetta A., Panzarin L., Nissardi S., Scutellà M., Zenatello M. & Zucca C., 2025. Range expansion by Greater Flamingos in Italy lasted 30 years; and now? 4th International Flamingo Symposium, IUCN, 10-15 November 2025, Venice, Italy (oral presentation).

Flavio Monti[1,6], Giampiero Sammuri[2], Guido Alari[3], Giuseppe Anselmi[4], Luca Passalacqua[5], Vincenzo Rizzo Pinna[3], Andrea Sforzi[3]

MOVIMENTI ED USO DELLO SPAZIO DI ALBANELLA MINORE (*Circus pygargus*) ED IMPLICAZIONI GESTIONALI

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - MOVEMENTS AND SPACE USE OF MONTAGU'S HARRIER (*Circus pygargus*) AND MANAGEMENT IMPLICATIONS

This study analyses the early life movements and space use of juvenile Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in central Italy, focusing on two critical developmental stages: the Post-fledging Dependence Period (PFDP) and the Pre-migratory Phase (PMP). In 2024, seven juvenile individuals were tracked using GPS-GSM transmitters in the province of Grosseto. Our analysis revealed distinct behavioral patterns between the two phases. The PMP was characterized by significantly longer duration and greater daily distances traveled (approx. 27 km/d) compared to the PFDP (approx. 7 km/d). During the PFDP, juveniles remained near the nest. Conversely, during the PMP, individuals explored much wider areas, primarily utilizing agricultural habitats (~78%), of which over 76% were located outside of designated protected areas. These findings highlight the critical importance of unprotected agricultural landscapes for the survival of juvenile harriers and strongly suggest that effective conservation strategies must extend beyond officially protected zones to encompass the broader agroecosystems these birds rely on. In 2025, we tagged other individuals, nine juveniles and three adults, for a total of nineteen birds in the two years. We also report the full natal dispersal process of a first-year female from its birthplace to its first breeding site.

Keywords: Montagu's Harrier, juvenile dispersal, GPS tracking, conservation, agricultural landscape.

Riassunto

Questo studio analizza i movimenti e l'uso dello spazio dei giovani di albanella minore (*Circus pygargus*) in Italia centrale durante le prime fasi di vita, concentrandosi su due stadi critici dello sviluppo: il Periodo di Dipendenza Post-Involo (PFDP) e la Fase Pre-Migratoria (PMP). Nel 2024, sette giovani individui sono stati monitorati tramite trasmettitori GPS-GSM nella provincia di Grosseto. Le nostre analisi hanno rivelato pattern comportamentali distinti tra le due

1. Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Via Guglielmo Marconi 2, 05010 Porano (TR), Italy.
2. Servizi per la Ricerca Scientifica e la Tutela della Biodiversità, Via Rep. di San Marino 28, 58100 Grosseto, Italy.
3. Museo di Storia Naturale della Maremma, Strada Corsini 5, 58100 Grosseto, Italy.
4. Alcedo APS, Via Don Minzoni 30, 58100 Grosseto, Italy.
5. GOM, Gruppo Ornitologico Maremmano - Studi Naturalistici "A.Ademollo", Strada Corsini 5, 58100 Grosseto, Italy.
6. Autore corrispondente: flavio.monti@cnr.it

fasi. La PMP è risultata caratterizzata da una durata significativamente maggiore e da distanze giornaliere percorse maggiori (circa 27 km/d) rispetto al PFDP (circa 7 km/d). Durante il PFDP, i giovani sono rimasti nelle immediate vicinanze del nido. Al contrario, durante la PMP, gli individui hanno esplorato aree molto più vaste, utilizzando principalmente habitat agricoli (~78%), di cui oltre il 76% si trovava al di fuori delle aree protette designate. Questi risultati sottolineano l'importanza critica dei paesaggi agricoli non protetti per la sopravvivenza dei giovani di albanella e suggeriscono che le strategie di conservazione efficaci debbano estendersi oltre i confini delle zone ufficialmente protette per includere gli agroecosistemi più ampi da cui questi uccelli dipendono. Nel 2025, abbiamo marcato altri individui: nove giovani e tre adulti, per un totale di diciannove esemplari in due anni. Presentiamo anche le fasi dell'intero processo di dispersione natale di una femmina di un anno, dal suo luogo di nascita al suo primo sito riproduttivo.

Parole chiave: albanella minore, dispersione giovanile, telemetria GPS, conservazione, paesaggio agricolo.

Introduzione

I rapaci migratori a lunga distanza, come l'albanella minore (*Circus pygargus*), affrontano un complesso ciclo annuale che, includendo riproduzione, migrazione e svernamento intercontinentale, impone severi vincoli temporali. Tale compressione temporale riduce la durata della fase riproduttiva e lascia ai giovani un periodo limitato per sviluppare le abilità di volo e di caccia necessarie a intraprendere con successo la loro prima, rischiosa migrazione autunnale (Newton, 2010).

Dopo il primo volo (involo), i giovani uccelli attraversano due fasi transitorie di fondamentale importanza per la loro sopravvivenza. La prima è il Periodo di Dipendenza Post-Involo (PFDP), durante il quale i giovani rimangono legati al territorio natale e dipendono dalle cure parentali per il nutrimento. La seconda è la Fase Pre-Migratoria (PMP), un periodo di indipendenza in cui i giovani non sono più legati al nido, esplorano attivamente il territorio e affinano le tecniche di caccia autonoma prima di iniziare la migrazione. Entrambe queste fasi sono caratterizzate da un elevato rischio di mortalità e rappresentano momenti cruciali nel ciclo vitale dell'individuo (Arroyo et al., 2002a; Monti et al., 2012). L'obiettivo primario di questo studio è stato quello di analizzare e quantificare i movimenti post-involo dei giovani di albanella minore per comprendere meglio le loro strategie di sopravvivenza e l'uso dello spazio.

La ricerca è stata guidata da una serie di ipotesi di lavoro specifiche: abbiamo ipotizzato che i pattern di movimento variassero significativamente sia a livello spazio-temporale sia tra individui. Durante il PFDP, abbiamo ipotizzato un aumento graduale dell'home range e delle distanze percorse, indicativo di una progressiva espansione dell'utilizzo dello spazio. Abbiamo inoltre ipotizzato che la data d'involo potesse influenzare il tempo di residenza al nido e gli intervalli tra le visite, suggerendo un effetto temporale sul comportamento di movimento nelle fasi iniziali. Nel corso della PMP invece, abbiamo ipotizzato un incremento delle distanze percorse accompagnato dall'esplorazione di nuove aree. In tal senso, abbiamo ipotizzato anche che tali aree di nuova esplorazione potessero differire per tipologia di habitat e per status di protezione (Sammuri et al., 2025a).

In aggiunta a ciò, presentiamo una descrizione dettagliata e completa del processo di dispersione natale di una femmina di un anno (Sammuri et al., 2025b). In particolare, documentiamo l'intero percorso che l'individuo ha compiuto dal sito di nascita fino al raggiungimento del suo primo sito riproduttivo, offrendo così una visione integrata delle fasi di movimento che caratterizzano la transizione dalla fase giovanile all'ingresso nella popolazione riproduttiva. Le sezioni seguenti descrivono in dettaglio la metodologia impiegata per verificare queste ipotesi e i risultati ottenuti.

Materiali e Metodi

Questa sezione delinea l'area di studio, le tecniche di cattura e marcatura degli individui e le procedure analitiche utilizzate per elaborare i dati di movimento e testare le ipotesi di ricerca.

Area di studio e cattura degli individui

La ricerca è stata condotta nella provincia di Grosseto, in Italia centrale, ed in particolare nelle aree della zona del Monte Amiata. La localizzazione dei nidi è avvenuta tramite osservazioni sistematiche sul campo e supporto con droni (modello DJI Mini Pro con camera 4K HD). Gli individui catturati nei due anni, sia giovani che adulti, sono stati sottoposti a una serie di procedure standardizzate che includevano: inanellamento scientifico, raccolta di misurazioni biometriche, prelievo di campioni biologici per analisi genetiche ed ecotossicologiche e, infine, l'applicazione di trasmettitori GPS-GSM.

Telemetria GPS e raccolta dati

Un totale di 19 individui (inclusi 3 adulti) è stato equipaggiato con trasmettitori GPS-GSM modello Ornitrack-10 (peso: 10,8 g), prodotti da Ornitela (Lituania) tra il 2024 e 2025. Qui si riportano i dati relativi agli individui taggati nel 2024. È fondamentale notare che il peso medio del dispositivo GPS corrispondeva al 3,37 ± 0,48 % della massa corporea degli uccelli, un valore considerato pienamente appropriato e al di sotto delle soglie critiche raccomandate da ISPRA (soglia al 5%) per non influenzare negativamente il comportamento o la sopravvivenza degli animali. Tutti i dati GPS analizzati in questo studio sono caricati nel datarepository di Movebank (www.movebank.org), nello studio denominato "(AlbMar) *Circus pygargus* in Toscana/ Italia - ID: 4746035954".

Analisi dei dati

I dati grezzi GPS sono stati elaborati in QGIS (v. 3.6.1, Bern, Switzerland) per ricostruire le traiettorie di movimento di ciascun individuo e tramite pacchetti all'interno del software statistico R per distinguere chiaramente il PFDP dalla PMP. Per testare le ipotesi di ricerca, sono state calcolate diverse metriche quantitative, tra cui l'estensione dell'home range (l'area vitale al 95%) e della core area (l'area di uso intensivo al 50%), le distanze giornaliere percorse, la distanza media dal nido e i pattern temporali delle visite al sito di nidificazione (Sammuri et al., 2025a). Le analisi spaziali, che includevano la classificazione degli habitat (Land Cover) e la verifica dello status di protezione delle aree frequentate, sono state condotte utilizzando software GIS (QGIS) e statistici (R) (Sammuri et al., 2025a). Approccio simile è stato utilizzato per descrivere e quantificare le differenti fasi del processo di dispersione natale della femmina riproduttrice al primo anno (Sammuri et al., 2025b).

Risultati

Questa sezione presenta sistematicamente i principali risultati derivati dall'analisi dei dati di telemetria GPS. I dati sono organizzati per rispondere direttamente alle ipotesi di ricerca formulate nell'introduzione, fornendo una visione quantitativa del comportamento dei giovani di albanella minore nelle prime fasi della loro vita.

Panoramica dei pattern di movimento (PFDP vs. PMP)

L'analisi comparativa ha rivelato differenze marcate tra le due fasi. La PMP ha mostrato una durata media significativamente più lunga (circa 38 giorni) rispetto al PFDP (circa 24 giorni). La differenza più sostanziale è emersa nella mobilità: la distanza media giornaliera percorsa durante la PMP (circa 27 km/d) è stata quasi quattro volte superiore a quella registrata durante il PFDP (circa 7 km/d), evidenziando un netto cambiamento comportamentale verso una maggiore esplorazione (Fig. 1). Le due fasi vengono riportate nel dettaglio qui di seguito.

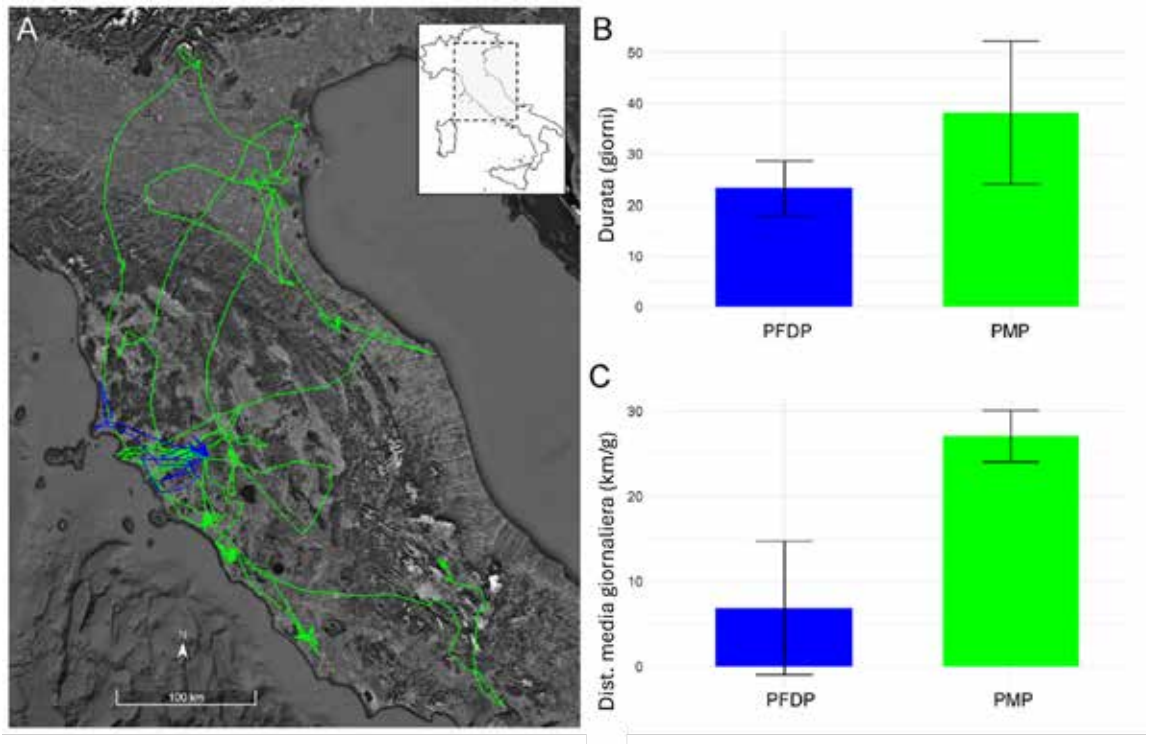


Figura 1. Movimenti nelle fasi iniziali di vita e relative metriche spazio-temporali delle giovani albanelle minori monitorate nell'Italia centrale nel 2024. (A) Tracce dei movimenti effettuati durante il PFDP (in blu) e il PMP (in verde), considerando tutti gli individui complessivamente (n=7). Il riquadro mostra una mappa dell'Italia con un rettangolo grigio chiaro che evidenzia l'area ingrandita in cui si sono verificati i movimenti. (B) Durata media (in giorni) e (C) distanza media giornaliera (in km/giorno) durante entrambi i periodi, utilizzando lo stesso schema di colori del pannello A. Le barre indicano le deviazioni standard (Sammuri et al., 2025a).

Uso dello spazio e del nido durante il PFDP

Durante il periodo di dipendenza parentale, il comportamento spaziale dei giovani è risultato fortemente legato al sito di nidificazione. I dati quantitativi confermano questa osservazione. Le distanze medie giornaliere sono state di 6,88 ± 11,4 km/g, la distanza media dal nido di 1,45 ± 2,8 km, la distanza massima dal nido pari a 92,7 km, mentre l'home range medio (95%) di 273,09 ± 601,5 km² e la core area media (50%) pari a 22,02 ± 44,7 km². Queste metriche indicano che l'uso dello spazio è stato in gran parte confinato nelle immediate vicinanze del nido. L'analisi dei pattern temporali ha inoltre mostrato che, con il passare dei giorni dall'involo, il tempo di residenza al nido è diminuito significativamente, mentre l'intervallo di tempo tra una visita e l'altra è aumentato progressivamente. Questo comportamento suggerisce una transizione graduale verso l'indipendenza.

Movimenti esplorativi e uso dell'habitat durante la PMP

Nella fase pre-migratoria, gli individui hanno incrementato drasticamente i loro movimenti, come dimostrato dalla distanza media giornaliera (27,06 ± 40,4 km/g) e dalla distanza massima giornaliera registrata (178,7 ± 56,2 km/g). L'analisi della selezione degli habitat ha prodotto risultati di grande rilevanza gestionale. Le aree agricole sono risultate l'habitat più frequentato, costituendo circa il 78% delle localizzazioni, seguite da praterie e aree boschive. Un dato critico è che oltre il 76% delle localizzazioni GPS è ricaduto al di fuori di aree protette designate (es. parchi, riserve), indicando un uso predominante di paesaggi non soggetti a regimi di tutela specifici (Fig. 2).

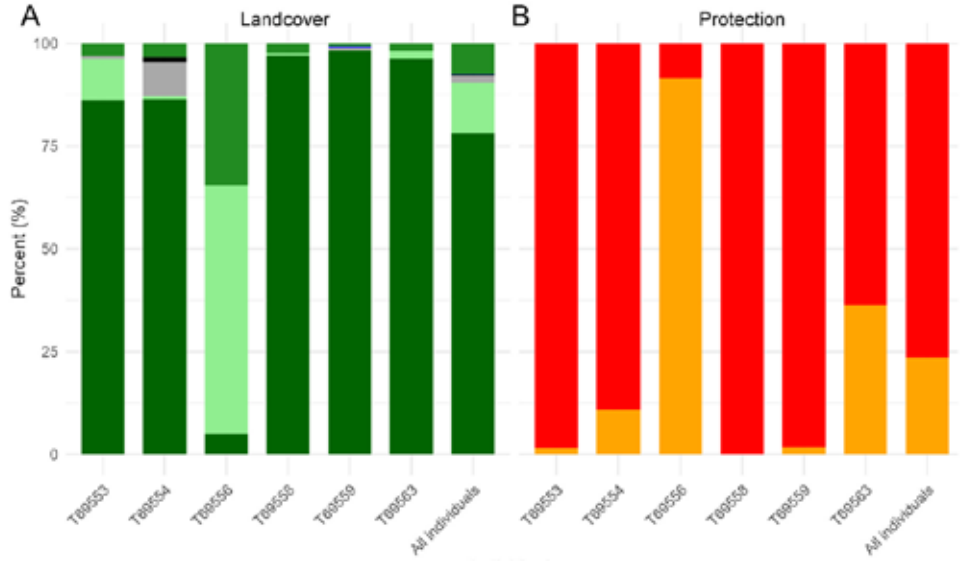


Figura 2. Composizione percentuale della copertura del suolo (A - Landcover) e utilizzo delle aree protette (B - Protection) per le localizzazioni di foraggiamento di sei giovani albanelle minori monitorate nell'Italia centrale nel 2024 durante la fase pre-migratoria (PMP). Gli habitat utilizzati sono stati valutati mediante il CORINE Land Cover e la relativa nomenclatura, semplificata in classi: verde scuro = agricolo; verde = zone boscate; verde chiaro = praterie; grigio =altri tipi di habitat; nero = urbano. L'utilizzo delle aree protette è stato valutato utilizzando il World Database on Protected Areas (WDPA; https://www.protectedplanet.net/). Aree protette in arancione, aree non protette in rosso. Ogni barra rappresenta un individuo, mentre le percentuali medie calcolate considerando tutti gli individui complessivamente sono riportate nell'ultima barra a destra (Sammuri et al., 2025a).

Variabilità individuale e migrazione

Come ipotizzato, è stata osservata una notevole variabilità individuale nei pattern di movimento precedenti la partenza per la migrazione autunnale. Il pattern migratorio generale ha visto gli individui raggiungere i quartieri di svernamento nel Sahel tra la fine di settembre e la seconda metà di ottobre. I ritorni primaverili verso le aree di riproduzione sono stati registrati nei mesi di aprile-maggio, sebbene questi dati debbano ancora essere analizzati nel dettaglio.

Dispersione natale

Qui si riportano informazioni di dettaglio relative al caso di una femmina marcata come *pullus* nell'estate 2024 che si è riprodotta l'anno successivo, nell'estate 2025. Il primo involo dell'indi-

viduo è avvenuto il 26 luglio 2024, dando inizio a una fase di dipendenza post-involo (PFDP) di 31 giorni, seguita da una fase pre-migratoria (PMP) di 23 giorni, durante la quale l'animale ha esplorato aree fino a 280,8 km dal nido, stabilendosi infine a circa 190 km di distanza nel Parco Regionale Sirente-Velino, sugli Appennini abruzzesi. Da qui, la migrazione autunnale è iniziata il 18 settembre 2024, con arrivo al primo sito di svernamento in Mali il 15 ottobre 2024. Nel corso di 178 giorni, l'individuo ha utilizzato quattro aree di svernamento, occupando un home range invernale di 37 615,02 km². La migrazione primaverile è iniziata l'11 aprile 2025 e si è conclusa dopo 21 giorni con l'arrivo nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga il 2 maggio 2025. Durante la fase pre-riproduttiva (PRBP), sono stati utilizzati due siti principali, precedendo la deposizione delle uova avvenuta il 2 giugno 2025. La distanza di dispersione natale, dal sito di nascita al primo sito riproduttivo, è risultata pari a 151,28 km. Complessivamente, in 311 giorni l'individuo ha percorso 14 522,23 km (Fig. 3).

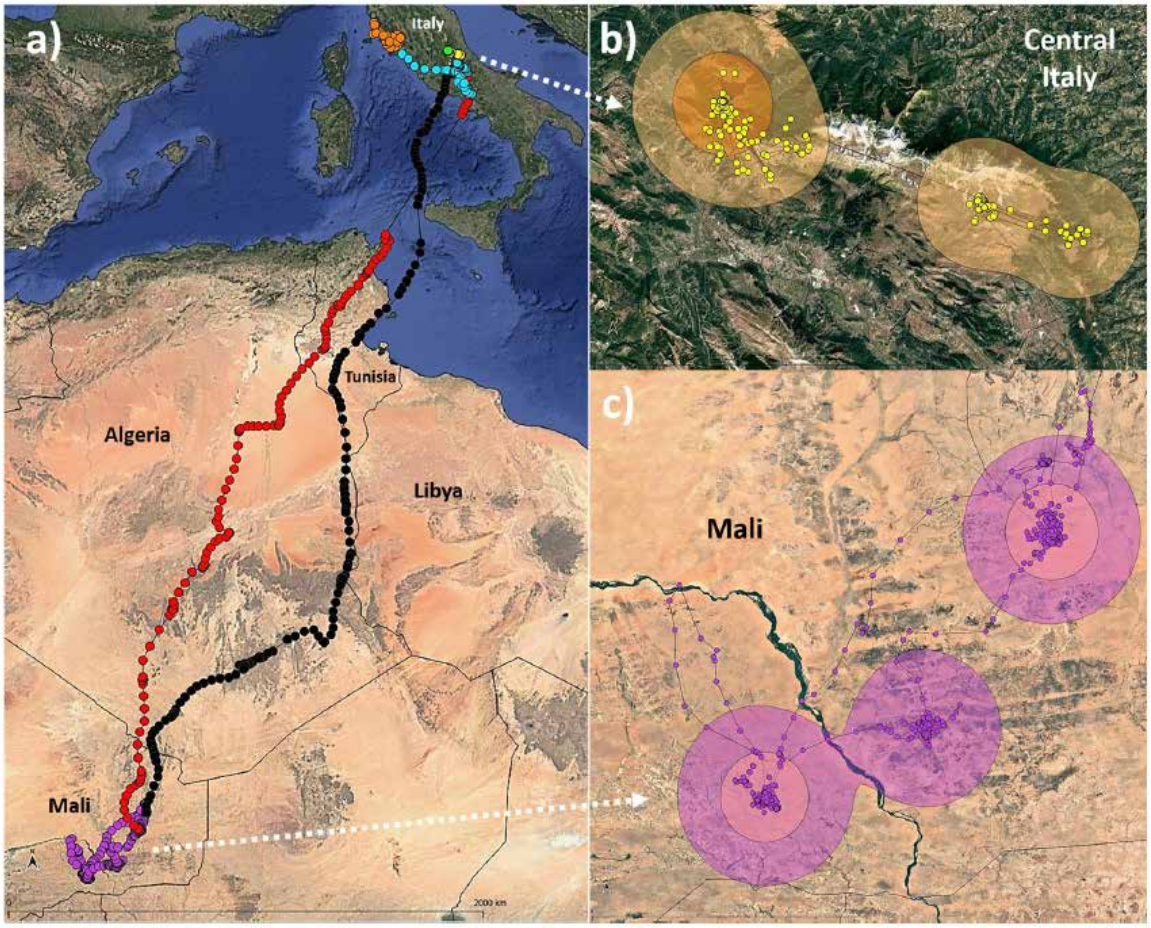


Figura 3. Movimenti e home range stagionali di una femmina di albanella minore al primo anno di riproduzione, monitorata mediante un trasmettitore GPS-GSM ad alta precisione (Sammuri et al., 2025b). (a) Tutte le localizzazioni GPS, dal primo volo come giovane involato nel 2024 fino alla prima riproduzione nella primavera 2025, sono rappresentate da punti colorati: l'arancione indica i movimenti durante il PFDP, l'azzurro chiaro rappresenta il PMP, il nero indica i movimenti migratori autunnali, il viola mostra i movimenti di svernamento nella regione del Sahel (Mali), il rosso indica i movimenti migratori primaverili, il giallo rappresenta i movimenti durante la fase di pre-riproduzione (PRBP) e il verde illustra i movimenti nel sito riproduttivo (ABP) fino al 02/07/2025; (b) home range (arancione chiaro) e area centrale (arancione) dei movimenti pre-riproduttivi (punti gialli) nella regione Abruzzo (Italia centrale) tra il 02/05/2025 e il 02/06/2025; (c) home range (viola chiaro) e area centrale (rosa) dei movimenti invernali (punti viola) in Mali tra il 15/10/2024 e l'11/04/2025.

Discussione e implicazioni gestionali

Questa sezione si propone di interpretare i risultati ottenuti nel più ampio contesto ecologico della specie, valutandone il significato in relazione alle ipotesi iniziali ed esplorando le implicazioni che essi comportano per la gestione e la conservazione di *Circus pygargus*.

Strategie flessibili nei primi mesi di vita

La significativa variabilità spazio-temporale osservata tra gli individui dimostra l'adozione di strategie comportamentali flessibili, un fattore cruciale per la sopravvivenza in questa fase ad alta mortalità. Questa plasticità permette ai giovani di albanella di adattarsi dinamicamente alle condizioni ambientali locali, come la disponibilità di prede o la pressione predatoria, e al proprio ritmo di sviluppo. L'aumento graduale della distanza dal nido durante il PFDP, unito alla diminuzione della frequenza delle visite, rappresenta una chiara evidenza di una progressiva acquisizione di indipendenza e di affinamento delle capacità di volo e foraggiamento, tappe fondamentali per il successo individuale.

Il ruolo critico dei paesaggi agricoli non protetti

Il risultato più rilevante di questo studio è la massiccia dipendenza dei giovani di albanella dai paesaggi agricoli (circa il 78% delle localizzazioni) durante la PMP, la stragrande maggioranza dei quali (>76%) si trova al di fuori dei confini delle aree protette. Questo dato dimostra che le aree modificate dall'uomo e prive di uno status di protezione formale fungono da aree di alimentazione essenziali durante una delle fasi più vulnerabili del ciclo vitale della specie. Tale dipendenza genera un'area di potenziale conflitto tra le pratiche agricole (es. rischi derivanti da macchinari per la raccolta, esposizione a pesticidi, perdita di posatoi) e le esigenze di conservazione (e.g., Gameiro et al., 2024).

La telemetria come strumento di supporto

I risultati ottenuti finora sottolineano l'importanza della telemetria avanzata come strumento per approfondire la conoscenza dell'ecologia dei movimenti nelle prime fasi di vita degli individui, consentendo di raccogliere dati dettagliati e continui su percorsi, distanze percorse, aree esplorate e tempi di sosta. L'analisi di queste informazioni offre indicazioni preziose per comprendere i pattern di sopravvivenza, i comportamenti riproduttivi e l'uso dello spazio della specie, evidenziando differenze individuali e variazioni temporali che sarebbero difficilmente rilevabili con metodi tradizionali. Tali conoscenze, oltre a contribuire alla comprensione dei meccanismi ecologici alla base della dispersione natale, della migrazione e dell'insediamento riproduttivo, hanno rilevanti implicazioni applicative per la conservazione, poiché permettono di identificare aree chiave per la protezione, di valutare rischi specifici legati ai movimenti e di pianificare strategie di gestione più mirate ed efficaci.

Implicazioni per la conservazione

I dati di questo lavoro suggeriscono che le azioni di conservazione per l'albanella minore non siano limitate alle sole aree protette designate. Per essere efficaci, le strategie di tutela devono

necessariamente includere i paesaggi agricoli e zone ecotonali su vasta scala. Diventa quindi prioritario implementare e promuovere misure di conservazione all'interno degli agroecosistemi, come schemi agro-ambientali mirati che incentivino pratiche agricole favorevoli alla biodiversità (Arroyo et al., 2002b). Inoltre, i risultati evidenziano la necessità di esplorare nuove strategie gestionali. Investire in azioni di conservazione dirette anche verso le aree non agricole (es. praterie, pascoli), sebbene utilizzate in misura minore, rappresenta un'importante via per la ricerca futura e la gestione adattativa, al fine di garantire un set di habitat diversificato che aumenti la resilienza della specie.

Conclusioni

Questo studio fornisce la prima dettagliata quantificazione dei movimenti post-involo per l'albanella minore in Italia, rivelando pattern ecologici con implicazioni dirette per la sua conservazione. Le analisi sottolineano le nette differenze comportamentali tra il Periodo di Dipendenza Post-Involo e la Fase Pre-Migratoria, illustrando il percorso di progressiva indipendenza dei giovani. Soprattutto, i dati evidenziano il ruolo critico e insostituibile dei paesaggi agricoli non protetti come aree di alimentazione e sviluppo nelle prime fasi di vita della specie. Lo studio evidenzia la dipendenza della specie dalle aree aperte (agricole e naturali) sia per la nidificazione sia per l'attività trofica. La progressiva riduzione e frammentazione di tali habitat rappresenta un fattore critico, rendendo la loro tutela e gestione conservativa una condizione imprescindibile per il mantenimento delle popolazioni nel lungo periodo. Inoltre, una conservazione efficace dell'albanella minore richiede quindi un approccio su scala di paesaggio che superi i confini delle aree protette. È pertanto importante integrare la gestione della biodiversità nelle politiche agricole, promuovendo pratiche che rendano gli agroecosistemi ospitali per questa e altre specie vulnerabili.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano tutti i volontari e le istituzioni che hanno supportato il lavoro sul campo e la Fondazione Gioia e Carlo.

Bibliografia

Arroyo B.E., De Cornulier T.H. & Bretagnolle V., 2002a. Parental investment and parent-offspring conflicts during the post fledging period in Montagu's harriers. *Animal Behaviour,* 63: 235-244.

Arroyo B., Garcia J.T. & Bretagnolle V., 2002b. Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation,* 5: 283-290. https://doi.org/ 10.1017/S1367943002004031.

Gameiro J., Marques A.T., Venancio L., Valerio F., Pacheco C., Guedes A. et al., 2024. Evidence of a twofold ecological trap driven by agricultural change causing a priority farmland bird population crash. *Conservation Science and Practice*, 6, e13168.

Monti F., Sforzi A. & Dominici J.M., 2012. Post-fledging dependence period of ospreys *Pandion haliaetus* released in central Italy: home ranges, space use and aggregation. *Ardeola,* 59: 17-30.

Newton I., 2010. Bird Migration. Collins, London.

Sammuri G., Alari Esposito G., Anselmi G., Pezzo F., Rizzo Pinna V., Sforzi A. & Monti F., 2025a. Moving away from home: Early life movements and space use in juvenile Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) from central Italy. *Avian Research,* 16, 100239.

Sammuri G., Alari Esposito G., De Paulis M., Pezzo F., Sforzi A. & Monti F., 2025b. From Nest to Nest: High-Precision GPS-GSM Tracking Reveals Full Natal Dispersal Process in a First-Year Female Montagu's Harrier *Circus pygargus. Birds*, 6(3), 40.

Francesca Avogadro Di Valdengo[1], Valentina Falchi[1,2], Fabrizio Farsi[2], Alessandro Massolo[1,3], Marco Dragonetti[2], Pietro Giovacchini[4], Luca Passalacqua[2], Angela Picciau[2], Dimitri Giunchi[1,5]

ECOLOGIA DELLO SVERNAMENTO DELL'OCCHIONE (*Burhinus oedicnemus*) NELLA PROVINCIA DI GROSSETO

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – WINTERING ECOLOGY OF THE EURASIAN STONE-CURLEW (*Burhinus oedicnemus*) IN THE PROVINCE OF GROSSETO

A thorough understanding of winter ecology is essential to identify a species' ecological requirements and assess its capacity to adapt to environmental change. In this study, we analysed the factors influencing the selection of winter roosting and foraging sites of the Eurasian Stone-curlew (*Burhinus oedicnemus*) in the province of Grosseto, using eight years of diurnal roost monitoring integrated with GPS data. The occurrence of diurnal roosts was associated with flat terrain and negatively affected by road density, highlighting the species' sensitivity to anthropogenic disturbance. Vegetation structure also influenced group size. Although olive groves were generally avoided as roosting sites, they were positively selected for nocturnal foraging. The use of agricultural habitats during feeding activity showed marked inter-individual variability. The heterogeneous landscape of the Maremma area, still characterized by relatively widespread extensive farming practices, therefore appears to represent a key factor for the wintering and conservation of the species in the region.

Keywords: winter ecology, roost selection, foraging habitat, agricultural landscapes, Mediterranean region.

Riassunto

Una conoscenza approfondita dell'ecologia dello svernamento è fondamentale per comprendere le esigenze di una specie e valutarne la capacità di adattamento ai cambiamenti ambientali. In questo studio abbiamo analizzato i fattori che influenzano la selezione dei siti di riposo e di foraggiamento invernali dell'occhione (*Burhinus oedicnemus*) nella provincia di Grosseto, utilizzando otto anni di monitoraggi dei dormitori diurni integrati con dati GPS. La presenza dei dormitori diurni è risultata associata a terreni pianeggianti e negativamente influenzata dalla densità di strade, sottolineando la sensibilità della specie al disturbo antropico. La struttura della vege-

1. Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa, Italia
2. Gruppo Ornitologico Maremmano – Studi Naturalistici "Alfonso Ademollo", Grosseto, Italia
3. UMR CNRS Chrono-Environnement, Université Bourgogne Franche-Comté, Besançon, Francia
4. Regione Toscana – Settore Tutela della Natura e del Mare, Grosseto, Italia
5. Autore corrispondente: dimitri.giunchi@unipi.it

tazione ha inoltre condizionato la dimensione dei gruppi. Gli oliveti, evitati come siti di riposo, sono stati invece selezionati positivamente per il foraggiamento notturno. Il tipo di utilizzo degli habitat agricoli durante l'attività trofica si è rivelato molto variabile a livello individuale. Il mosaico ambientale della Maremma grossetana, tuttora caratterizzato da pratiche estensive, sembra rappresentare un elemento chiave per lo svernamento e la conservazione della specie nell'area.

Parole chiave: ecologia invernale, selezione del dormitorio, habitat di foraggiamento, paesaggi agricoli, regione mediterranea.

Introduzione

L'inverno costituisce un periodo potenzialmente critico per molte specie di uccelli (Sanz-Aguilar et al., 2012, Zuniga et al., 2017), anche nelle regioni mediterranee, dove le condizioni climatiche sono relativamente miti ma la disponibilità trofica può risultare limitata (Morganti et al., 2017). Nei paesaggi agricoli europei, le trasformazioni legate all'intensificazione colturale hanno inciso profondamente sulla struttura degli habitat, contribuendo al declino di numerose specie legate agli ambienti aperti e pseudo-steppici (Cardador et al., 2014; Gaget et al., 2019). L'occhione (*Burhinus oedicnemus*) è una specie tipica di ambienti aperti che, nel contesto mediterraneo, dipende in larga misura dai sistemi agricoli tradizionali (Delany et al., 2009; Teyar et al., 2021). Sebbene l'ecologia riproduttiva sia stata di recente oggetto di numerosi studi (e.g. Green et al., 2000; Caccamo et al., 2011; Gaget et al., 2019; Teyar et al., 2021), le conoscenze relative al periodo non riproduttivo risultano ancora molto limitate (Hawkes et al., 2021; Dedeban et al., 2025). Comprendere la selezione dei dormitori diurni e degli habitat di foraggiamento notturno è fondamentale però per definire strategie gestionali efficaci, anche alla luce della sensibilità della specie al disturbo antropico (Clarke et al., 2013).

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nella provincia di Grosseto (Toscana meridionale), un territorio di circa 4500 km² il cui paesaggio agricolo è caratterizzato da un mosaico di seminativi, oliveti, pascoli e aree incolte, intercalati a lembi di vegetazione naturale (Selvi, 2010). La probabilità di presenza dei dormitori diurni di occhione è stata analizzata mediante un modello di distribuzione di specie basato su algoritmo MaxEnt (Phillips et al., 2006), applicato a una griglia con risoluzione 100 × 100 m. I dati di presenza dei dormitori sono stati raccolti tra il 2013 e il 2020 mediante monitoraggi sistematici effettuati nel periodo dicembre–gennaio (Dragonetti et al., 2026). I predittori ambientali considerati – comprendenti variabili topografiche, uso del suolo e indicatori di disturbo antropico (prossimità ad aree antropizzate, attività venatoria e densità di strade) – sono stati ottenuti dal servizio Geoscopio della Regione Toscana (www.regione.toscana.it/-/geoscopio). I fattori che influenzano la dimensione dei dormitori sono stati analizzati mediante un modello lineare generalizzato con inflazione di zeri e distribuzione di Poisson (Zuur et al., 2009), utilizzando i dati di monitoraggio dei dormitori e i rilievi diretti di tipologia d'uso del suolo e altezza vegetazione condotti nell'inverno 2019-2020 su appezzamenti occupati o storicamente occupati. La selezione degli habitat di foraggiamento è stata valutata mediante indici di selezione di Manly (disegno sperimentale di tipo III; Manly et al., 2002) e analisi agli autovalori dei rapporti di selezione (Calenge & Dufour, 2006), utilizzando i dati

di 8 individui marcati con dispositivi GPS-UHF e le stesse variabili ambientali utilizzate per il modello MaxEnt.

Risultati e discussione

Dei 36 siti di riposo diurno complessivamente individuati nel periodo di studio, 31 sono stati utilizzati per l'analisi della selezione ambientale dopo il filtraggio spaziale. La selezione del sito del dormitorio appare principalmente guidata dalla necessità di massimizzare la visibilità e minimizzare il disturbo. I dormitori sono risultati prevalentemente localizzati in aree pianeggianti e aperte, e la pendenza del terreno ha rappresentato uno dei principali fattori associati alla loro presenza. Anche la densità di strade ha mostrato un'associazione negativa con la probabilità di insediamento, suggerendo che la sensibilità al disturbo antropico, già documentata in periodo riproduttivo (Clarke et al., 2013), persista durante l'inverno. La dimensione dei dormitori è risultata variabile tra siti e anni, con gruppi che in alcuni casi hanno superato il centinaio di individui. I gruppi di dimensione maggiore si sono registrati negli incolti caratterizzati da vegetazione molto bassa. La preferenza per aree con vegetazione bassa e copertura ridotta rappresenta un tratto ricorrente nell'ecologia della specie lungo l'intero ciclo biologico ed è stata segnalata anche in contesti diversi, come nei raduni pre-migratori (Tella et al., 1996). È verosimile che tale preferenza sia legata a migliori condizioni di vigilanza collettiva, favorite da un'elevata visibilità orizzontale. L'analisi dei movimenti di 8 individui marcati ha evidenziato un uso differenziale degli habitat tra giorno e notte. Il diverso ruolo degli oliveti nelle due fasi rappresenta un elemento particolarmente interessante: generalmente evitati come siti di riposo diurno, essi risultano invece ambienti importanti per il foraggiamento notturno. Questa apparente discrepanza può essere interpretata alla luce della gestione estensiva tipica dell'area, che mantiene una copertura erbacea bassa e favorisce la presenza di invertebrati, componente principale della dieta dell'occhione nel corso dell'anno (Green et al., 2000; Giovacchini et al., 2017). Oltre agli oliveti, durante il foraggiamento notturno sono risultati ampiamente utilizzati anche seminativi e pascoli, sebbene con una notevole variabilità individuale nella tipologia di habitat sfruttata prevalentemente. Tale variabilità nell'uso degli habitat di foraggiamento potrebbe contribuire alla resilienza della popolazione in un contesto ambientale eterogeneo, consentendo una maggiore flessibilità nell'accesso alle risorse disponibili.

Conclusioni

L'ecologia invernale dell'occhione nella Maremma grossetana appare fortemente legata alla struttura del paesaggio agricolo e in particolare alla presenza di aree pianeggianti e poco disturbate per il riposo diurno, incolti a vegetazione molto bassa per la formazione di roost numerosi e un mosaico agricolo diversificato per il foraggiamento notturno. Il mantenimento di pratiche agricole estensive e dell'eterogeneità paesaggistica appare determinante per garantire condizioni favorevoli alla specie durante il periodo non riproduttivo.

Bibliografia

Caccamo C., Pollonara E., Baldaccini N.E. & Giunchi D., 2011. Diurnal and nocturnal ranging behaviour of Stone-curlews *Burhinus oedicnemus* nesting in river habitat. *Ibis*, 153(4): 707–720.

Calenge C. & Dufour A.B., 2006. Eigenanalysis of selection ratios from animal radio-tracking data. *Ecology*, 87(9): 2349–2355.

Cardador L., De Cáceres M., Bota G., Giralt D., Casas F., Arroyo B., Mougeot F., Cantero-Martínez C., Moncunill J., Butler S.J. & Brotons L., 2014. A resource-based modelling framework to assess habitat suitability for steppe birds in semiarid Mediterranean agricultural systems. *PLoS ONE*, 9(3): e92790.

Clarke R.T., Liley D., Sharp J.M. & Green R.E., 2013. Building development and roads: implications for the distribution of Stone Curlews across the Brecks. *PLoS ONE*, 8(8): e72984.

Dedeban E., Lagrange P., Villers A., Augiron S., Chiron D., Boussac L., Martineau A., Bouten W. & Bretagnolle V., 2025. Migration and wintering strategies of a Eurasian Stone-curlew (*Burhinus oedicnemus*) continental population, and their conservation implications. *Avian Conservation and Ecology*, 20(1): 5.

Delany S., Scott D., Dodman T. & Stroud D., 2009. An atlas of wader populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands international, Wageningen.

Dragonetti M., Falchi V., Farsi F., Giunchi D., Passalacqua L., Picciau A. & Giovacchini P., 2026. Stone-curlews *Burhinus oedicnemus* wintering in Grosseto province (Central Italy): status, habitat use and possible threats. *Ardeola,* 73(1): 3-21.

Gaget E., Fay R., Augiron S., Villers A. & Bretagnolle V., 2019. Long-term decline despite conservation efforts questions Eurasian Stone-curlew population viability in intensive farmlands. *Ibis*, 161(2): 359-371.

Green R.E., Tyler G.A. & Bowden C.G.R., 2000. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the Stone Curlew (*Burhinus oedicnemus*) in southern England. *Journal of Zoology*, 250(2): 161-183.

Giovacchini P., Dragonetti M., Farsi F. & Cianferoni F., 2017. Winter diet of Eurasian Stone-curlew, *Burhinus oedicnemus* (L., 1758) (Aves: Charadriiformes) in a Mediterranean area (Tuscany, Central Italy). *Acta Zoologica Bulgarica*, 69: 323-326.

Hawkes R.W., Smart J., Brown A., Green, R.E., Jones H. & Dolman P.M., 2021. Effects of experimental land management on habitat use by Eurasian Stone-curlews. *Animal Conservation*, 24(5): 743-755.

Manly B.F.J., Mcdonald L., Thomas D.L., Mcdonald T.L. & Erickson W.P., 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Morganti M., Preatoni D. & Sarà M., 2017. Climate determinants of breeding and wintering ranges of lesser kestrels in Italy and predicted impacts of climate change. *Journal of Avian Biology*, 48(12): 1595-1607.

Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4): 231–259.

Sanz-Aguilar A., Béchet A., Germain C., Johnson A.R. & Pradel R., 2012. To leave or not to leave: survival trade-offs between different migratory strategies in the greater flamingo. *Journal of Animal Ecology*, 81(6): 1171-1182.

Selvi F., 2010. A critical checklist of the vascular flora of Tuscan Maremma (Grosseto province, Italy). *Flora Mediterranea*, 20: 47-139.

Tella J. L., Torre I. & Sánchez C., 1996. Habitat availability and roost-site selection by the Stone Curlew Burhinus oedicnemus in an arid cultivated landscape (Los Monegros, NE Spain). *Revue d'écologie*, 51: 153-159.

Teyar Y., Giunchi D., Baratti M., Falchi V., Znari M. & Aourir M., 2021. Does the breeding biology of the Eurasian Stone-curlew *Burhinus oedicnemus* in south-western Morocco differ between grazed steppe and irrigated farmland? *Acta Ornithologica*, 55(2): 215-225.

Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

Zuniga D., Gager Y., Kokko H., Fudickar A.M., Schmidt A., Naef-Daenzer B., Wikelski M. & Partecke J., 2017. Migration confers winter survival benefits in a partially migratory songbird. *eLife*, 6: e28123.

Stefano Vanni[1], Marta Biaggini[1], Claudia Corti[1], Sandro Piazzini[2], Annamaria Nistri[1,3], Leonardo Favilli[2]

DISTRIBUZIONE E CONSERVAZIONE DEL DISCOGLOSSO SARDO (*Discoglossus sardus* TSCHUDI IN OTTH, 1837) (Amphibia, Anura, Alytidae) IN TOSCANA: STATO DELLE CONOSCENZE

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – DISTRIBUTION AND CONSERVATION OF THE TYRRHENIAN PAINTED FROG (*Discoglossus sardus* TSCHUDI IN OTTH, 1837) (Amphibia, Anura, Alytidae) IN TUSCANY: STATE OF KNOWLEDGE

The Tyrrhenian Painted Frog (*Discoglossus sardus*) is a Tyrrhenian species occurring in the Hyères Islands, Corsica, Sardinia, the Tuscan Archipelago and the fossil island of Monte Argentario.
For about 40 years, knowledge about the species in Tuscany was based almost exclusively on sporadic sightings. Starting from 2013, the Tuscan populations of the Tyrrhenian Painted Frog have been the subject of studies by the Universities of Florence and Siena, aiming at updating the species distribution and gathering data on population density.
These researches have increased the number of known sites throughout Tuscany, although on Monte Argentario the species has no longer been sighted in several sites. On the island of Montecristo, *Discoglossus sardus* is widespread, but more abundant only along brief perennial reaches of a few streams, in the peripheral belt; on Giglio Island, it is mainly present in the northern, central, and central-eastern and south-western parts of the island; on Monte Argentario, its distribution is patchy and limited to a few sites.
On Montecristo, the special protection regime provides good defense from human pressures, while on Giglio Island and especially on Monte Argentario, tourism-related activities, such as the construction of buildings and infrastructure and the collection and pollution of water, jeopardize the integrity of the breeding sites.
Further threats to the species, both locally and globally, include climate change and the introduction and spread of exotic species.

Keywords: conservation, herpetofauna, insular fauna, Tyrrhenian Painted Frog, Tuscan Archipelago.

1. Sistema Museale di Ateneo dell'Università degli Studi di Firenze, Museo di Storia Naturale, La Specola, Via Romana 17 - 50125 Firenze.
2. Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Via P. A. Mattioli 4 - 53100 Siena.
3. Autore corrispondente: annamaria.nistri@unifi.it

Riassunto

Il discoglosso sardo è un'entità tirrenica la cui distribuzione comprende le Isole di Hyères, la Corsica, la Sardegna, l'Arcipelago Toscano e l'isola fossile del Monte Argentario, l'unica stazione continentale nota per la specie.

Per circa 40 anni, dalla fine degli anni Settanta del secolo scorso, le conoscenze in Toscana si sono basate quasi esclusivamente su osservazioni sporadiche o raccolte in occasione di progetti su più larga scala. A partire dal 2013, invece, le popolazioni toscane di discoglosso sono state oggetto di indagini mirate, effettuate a cura delle università di Firenze e Siena, volte ad aggiornarne la distribuzione e a valutarne la consistenza sia nell'Arcipelago sia sul Monte Argentario.

Queste ricerche hanno permesso di incrementare il numero di siti noti nell'intero areale toscano, sebbene sul Monte Argentario sia stata registrata anche la scomparsa della specie in stazioni in cui era nota. Nell'Isola di Montecristo il discoglosso sardo risulta ampiamente diffuso ma più abbondante solo in brevi tratti perenni di alcuni corsi d'acqua, nella fascia periferica; sull'Isola del Giglio è presente soprattutto nelle porzioni settentrionale, centrale e centro-orientale e sud-occidentale dell'isola; sul Monte Argentario la distribuzione è invece puntiforme, limitata a poche stazioni.

Per quanto riguarda lo stato di conservazione, su Montecristo il regime di tutela vigente garantisce una buona difesa rispetto alle pressioni di origine antropica, mentre sull'Isola del Giglio e soprattutto sul Monte Argentario le attività associate al turismo, quali la costruzione di edifici e infrastrutture e la captazione e l'inquinamento delle acque, mettono a rischio l'integrità dei siti riproduttivi.

Ulteriori fattori di minaccia evidenziati per la specie, sia a livello locale sia a livello generale, sono i cambiamenti climatici e l'introduzione e la diffusione di specie esotiche.



Fig. 1. *Discoglossus sardus,* individuo adulto, Isola di Montecristo (aprile 2014, foto di S. Vanni)

Parole chiave: Arcipelago Toscano, conservazione, discoglosso sardo, erpetofauna, fauna insulare.

Introduzione

Il discoglosso sardo (*Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837) è un'entità tipicamente tirrenica la cui distribuzione comprende le Îles d'Hyères orientali (Port Cros e Île du Levant, Francia meridionale), la Corsica (inclusa l'Isola di Lavezzi), la Sardegna (comprese le isole Asinara, Spargi, La Maddalena, Caprera e San Pietro), l'Arcipelago Toscano (isole del Giglio e di Montecristo, Fig. 1) e l'isola fossile del Monte Argentario, l'unica stazione continentale nota per la specie

(insieme a Marsiglia, nella Francia meridionale, dove si tratta tuttavia di una popolazione introdotta; Renet et al., 2020) (Biaggini et al., 2025).

L'origine di *Discoglossus sardus* e le dinamiche che hanno determinato la sua attuale distribuzione sono ancora in parte da chiarire. Secondo Zangari et al. (2006) il discoglosso corso (*Discoglossus montalentii* Lanza et al., 1984) avrebbe colonizzato la Corsica a partire dalla Francia meridionale circa 10 milioni di anni fa, nel Tortoniano, quando il complesso sardo-corso entrò in connessione con il continente attraverso ponti di durata non definita (Orszag-Sperber et al., 1993). Alla fine della crisi di salinità e con il nuovo allagamento del bacino mediterraneo (circa 5,33 milioni di anni fa), i diversi popolamenti di *Discoglossus* sarebbero rimasti separati ed è a questo periodo che potrebbe risalire l'isolamento, tra altri, dell'antenato di *D. sardus.* Il suo areale, dopo un periodo di espansione durante il Messiniano, si sarebbe ristretto ad alcune isole scomparendo dalle aree continentali nel corso del Quaternario (Lanza et al., 1984; Zangari et al., 2006). In Corsica entrambe le specie *D. montalentii* e *D. sardus* sono presenti e vivono in sintopia, come accertato mediante analisi di tipo biomolecolare all'inizio degli anni 1980 (Lanza et al., 1984). Oltre ad alcune differenze morfologiche, a distinguere le due specie vi è il canto, caratteristica che, in caso di sintopia, contribuisce a determinare un sostanziale isolamento riproduttivo. Le due congeneri si differenziano anche per la predilezione per habitat leggermente diversi: *D. montalentii* è una specie tendenzialmente forestale e legata a corpi d'acqua lotici, mentre *D. sardus* è più euriecio ma generalmente legato ad ambienti relativamente aperti e più spesso ad acque lentiche.

La specie compare nella categoria di "Minor preoccupazione" (*Least Concern*, LC) della *Red List* stilata dall'I.U.C.N. a livello globale, mentre a scala nazionale è più giustamente ritenuta "Vulnerabile" (*Vulnerable*, VU) dati il suo areale limitato e le minacce cui è sottoposta (Rondinini et al., 2022). Il discoglosso sardo è inserito nell'allegato III della "Convenzione di Berna" e negli allegati II e IV della "Direttiva Habitat" 92/43/CEE. In Toscana è specie di interesse regionale ai sensi della L.R. 30/2015.

In questo contributo viene presentato un approfondimento sullo stato delle conoscenze sul discoglosso sardo in Toscana per quanto riguarda sia la distribuzione sia il livello di conservazione, attraverso una revisione della bibliografia disponibile (pubblicazioni e relazioni tecniche), comprendente le ultime ricerche svolte sulla specie dagli atenei di Firenze e Siena. Per questo motivo, nei Riferimenti bibliografici sono contenute anche voci che, per limiti di spazio, non sono citate e commentate nel testo.

La distribuzione in Toscana

La scoperta del discoglosso sardo nelle isole dell'Arcipelago Toscano risale al 1877 per merito di Enrico Hillyer Giglioli, allora direttore del Museo Zoologico di Firenze e fondatore della Collezione Centrale dei Vertebrati Italiani presso lo stesso museo. Nell'estate di quell'anno, la "Corinna", un cutter messo a disposizione dalla marina italiana per intercessione di Ubaldino Peruzzi e armato dalla famiglia Toscanelli, effettuò una crociera naturalistica di studio e raccolta in buona parte delle isole e isolette dell'Arcipelago. Oltre a Giglioli presero parte alla spedizione Vittoria Altoviti Avila Toscanelli, appassionata e valente algologa, il figlio di lei Giovan Battista Toscanelli e il medico, naturalista e fotografo Giorgio Roster. È curioso ricordare che, oltre a quella del discoglosso sardo (all'epoca non distinto da *Discoglossus pictus* Otth, 1837), fu per la prima volta accertata nell'Arcipelago Toscano anche la diffusa presenza del tarantolino (*Euleptes europaea*) (Lotti & Barbagli, 2014). All'Isola del Giglio le esplorazioni furono effettuate il 24-

25.VIII.1877, a Montecristo il 7-11.IX.1877. Giglioli inviò alcuni campioni dell'abbondante materiale di discoglosso raccolto nelle due isole, e prevalentemente destinato al Museo Zoologico di Firenze, ad alcuni musei italiani (come Genova, Torino, Trieste e Verona) e al British Museum of Natural History di Londra. Successivamente alla spedizione, la presenza dell'anfibio sulle due isole dell'Arcipelago compare per la prima volta pubblicata in Giglioli (1879).

La scoperta di *Discoglossus sardus* nell'isola fossile di Monte Argentario è invece molto più recente e si deve a Isabella Pratesi, figlia di Fulco, fondatore e primo presidente del W.W.F. Italia, la quale il 15.IX.1978 trovò due individui giovani nell'area di Cala del Bove, nella parte nord-occidentale del Promontorio. Successive ricerche effettuate nell'ottobre del medesimo anno e nel maggio 1979 confermarono poi la presenza della specie, con numerosi adulti e larve, in questa e in un'altra stazione della citata Cala e nei pressi del Cimitero di Porto Santo Stefano (Capula & Pratesi, 1979).

Negli ultimi decenni, per l'areale toscano, la specie è stata oggetto di citazioni bibliografiche e osservazioni sul campo ma consistenti per lo più in segnalazioni di avvistamenti occasionali, riferiti a poche località (i.e. su Montecristo). Tali dati sono raccolti nell'Archivio Atlante Erpetologico della Toscana (Museo di Storia Naturale dell'Università degli Studi di Firenze, Museo La Specola, coord. S. Vanni).

A partire dagli anni 2000 sono state invece condotte alcune ricerche mirate a definire lo stato di conservazione della specie, comprensive di revisione della distribuzione e di raccolta di dati sulle popolazioni, sia sulle isole dell'Arcipelago sia sul Monte Argentario.

Per quanto riguarda l'Arcipelago Toscano, nel 2006 sono stati effettuati diversi sopralluoghi dall'Università di Pisa: sulle due isole i siti visitati ricadevano tra le località già note ma, in particolare per Montecristo, rappresentano utili aggiornamenti (Zuffi & Fornasiero, 2006). Nel 2014 uno studio eseguito dall'ateneo fiorentino ha costituito il primo aggiornamento sistematico della distribuzione della specie sulle due isole (Biaggini et al., 2015). Su Montecristo, a fronte di segnalazioni sporadiche e datate, è stata conferma la presenza della specie in 9 dei 12 quadranti U.T.M. di 1×1 km in cui il discoglosso sardo era noto attraverso dati bibliografici e di archivio; sono state inoltre aggiunte nuove località puntuali e 1 quadrante U.T.M. di 1×1 km inedito, restituendo così il quadro di una specie ben distribuita sull'isola, ma più abbondante solo in brevi tratti perenni di alcuni corsi d'acqua, nella fascia periferica. Nel 2024 diversi dei siti di riproduzione sono stati interessati da un'altra ricerca che ha aggiornato il dato di presenza per 8 dei "Fossi" presenti su Montecristo (S. Piazzini 2024, dati inediti). Sul Giglio, il quadro aggiornato dai dati raccolti nel 2014, ha riconfermando la presenza della specie in 7 quadranti U.T.M. di 1×1 km dei 9 già noti e ha aggiunto due ulteriori quadranti inediti (Biaggini et al., 2015). Su quest'isola, nel 2020-2021, indagini legate ad un progetto Life hanno ulteriormente ampliato la distribuzione della specie, in particolare nella zona centro-meridionale (NEMO, 2021).

Per quanto riguarda il Monte Argentario, recenti ricerche sul campo svolte dall'Ateneo senese nel biennio 2023-2024 (Vanni et al., 2024) hanno permesso un importante aggiornamento nella parte dell'areale regionale senza dubbio più problematica per la forte pressione antropica cui sono sottoposti gli habitat colonizzati dal discoglosso. I campionamenti svolti su tutti i siti noti (oltre 20, Archivio Fauna toscana c/o Laboratorio di Faunistica del Dipartimento di Scienze Fisiche della Terra e dell'Ambiente dell'Università di Siena) hanno permesso di verificare la presenza di larve in uno scarso 15% (soltanto 4), un risultato preoccupante e significativo per definire lo stato conservazionistico della specie. Tra i siti in cui la specie sembra essere non più presente ve ne sono almeno 2 tra quelli noti nell'area urbanizzata di Porto Santo Stefano, scomparsi per immissione di fauna alloctona, e il già citato sito presso Cala del

Bove, da anni ormai non più utilizzato dalla specie poiché le cisterne in cemento nelle quali si riproduceva non ricevono più acqua a seguito alla chiusura della conduttura idrica che le alimentava (Capula & Pratesi, 1979; Lebboroni et al., 2014; Giovacchini, 2015).

Stato delle popolazioni

Se fino agli anni 2000 i dati sulla distribuzione sono sporadici e coprono in maniera disomogenea l'areale toscano della specie, le informazioni sugli aspetti ecologici e sulla consistenza delle popolazioni sono pressoché inesistenti, fatta eccezione per poche fonti, molto datate, quali ad esempio le notazioni di Bruno (1968; 1975) sulla numerosità della specie in alcuni siti sull'isola di Montecristo.

Sulle isole dell'Arcipelago, nel 2014 e nel 2019 sono stati effettuati dei conteggi standardizzati per ottenere stime di densità: i dati, utili da leggere per confronto nell'ottica di un monitoraggio della specie nel tempo, forniscono anche indicazioni sulla fenologia e sulle preferenze ambientali, come quella registrata su Montecristo per i corpi d'acqua di dimensione più piccola (Biaggini et al., 2022). L'attività riproduttiva è stata accertata pressoché in ogni sito disponibile (tra quelli indagati) su Montecristo e limitatamente ai siti con condizioni ambientali favorevoli alla specie sull'isola del Giglio (Fig. 2).

Parallelamente, nel 2013 sono stati effettuati studi sulla presenza e riproduzione della specie sul Monte Argentario, in particolare nell'area urbana di Porto Santo Stefano (Lebboroni et al., 2014). Successivamente, nel 2023-2024 (Vanni et al., 2024) la sopra citata ricerca, effettuata su più vasta scala, ha evidenziato su tutto il Promontorio una scarsa presenza della specie non solo per i pochi siti occupati, ma anche in termini di numerosità di larve.



Fig. 2 Tipico ambiente frequentato dal discoglosso sardo sull'Isola del Giglio (aprile 2014, foto di M. Biaggini)

Questi studi, oltre a porre le basi per un auspicabile programma di monitoraggio, hanno dato la possibilità di avere un quadro aggiornato dello stato di conservazione del discoglosso sardo in Toscana.

In generale, le popolazioni di Montecristo presentano un buono stato di conservazione, grazie all'assenza di impatto antropico sull'isola ma, dato il contesto ambientale caratterizzato dalla presenza di molti siti riproduttivi di ridotte dimensioni (preferiti dalla specie), scarsa copertura vegetale e dunque tendenza a rapidi essicamenti, le conseguenze dei cambiamenti climatici in atto potrebbero essere su quest'isola amplificate. Sull'Isola del Giglio, i siti più naturali mostrano uno stato di conservazione discreto ma i cambiamenti di uso del suolo e l'intensificazione di sfruttamento del territorio legata soprattutto al turismo mettono a rischio l'intero popolamento. Critica è invece la situazione sul Monte Argentario, dove è stata verificata la perdita di un buon numero di siti di riproduzione in seguito all'impatto antropico che si manifesta attraverso inquinamento delle acque, prelievo di acque superficiali, modifiche del regime idrologico, alterazione fisica dei corpi d'acqua, immissione di specie alloctone predatrici come il carassio dorato (*Carassius auratus*) (Linnaeus, 1758) e la testuggine palustre americana (*Trachemys scripta*) (Schoepff, 1792).

Fino ad oggi in Toscana non sono noti casi di mortalità di *Discoglossus sardus* dovuti a *Batrachochytrium dendrobatidis*, responsabile a scala globale del declino di intere popolazioni di Anfibi; gli effetti di questo patogeno sia in ambienti insulari (piccole isole) sia in presenza di popolazioni poco numerose e rarefatte come quelle del Monte Argentario potrebbero essere devastanti.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano, il Corpo Forestale dello Stato di Follonica, il colonnello dei Carabinieri Forestali Giovanni Quilghini, Luciana Andriolo e Giorgio Marsiaj per il supporto fornito a Montecristo, i colleghi M. Raffa e M. De Pirro. Le ricerche sono state promosse dal Reparto Carabinieri Biodiversità di Follonica, gestore della Riserva di Montecristo (UNISI) e dal Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano (UNIFI) e sono state svolte con le autorizzazioni del Parco e del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Bibliografia (comprese le opere soltanto consultate)

Biaggini M., Bovero S., Giovacchini P. & Sotgiu G., 2025. *Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837. In: Razzetti E., Bruni G., Di Tizio L., Liuzzi L. & Sindaco R. (eds). Atlante degli Anfibi e Rettili d'Italia/Atlas of Italian Amphibians and Reptiles, pp. 148-151. Societas Herpetologica Italica/Edizioni Belvedere (Latina).

Biaggini M., Tessa G. & Vignoli L., 2016. *Discoglossus sardus* Tschudi, 1837 (Discoglosso sardo) In: Stoch F. & Genovesi P. (eds) - Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. *Manuali e linee guida*, 141/2016, pp. 224-225. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.

Biaggini M., Vanni S. & Corti C., 2015. Aggiornamento sulla distribuzione di *Discoglossus sardus* e *Hyla sarda* nell'Arcipelago Toscano: risultati preliminari. In: Doria G., Poggi R., Salvidio S. & Tavano M. (eds). Atti X Congresso Nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Genova, 15-18 ottobre 2014), pp. 221-226. Ianieri Edizioni, Pescara.

Biaggini M., Vanni S. & Corti C., 2022. Ecological notes on the threatened amphibian *Discoglossus sardus* in the Tuscan Archipelago. In: Biaggini M., Corti C., Giacobbe D., Lo Cascio P. & Restivo S. (eds). Herpetologia Siciliae. Atti XIII Congresso Nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Lipari, 22-26 settembre 2021), pp. 13-20. *Il Naturalista Siciliano*, (4) 46 (1).

Bruno S., 1968. Gli Anfibi e i Rettili dell'Isola di Montecristo (Studi sulla fauna erpetologica italiana. IX). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali*, *Memorie,* (B) 75: 31-71.

Bruno S., 1975. Note riassuntive sull'erpetofauna dell'Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano, Mare Tirreno) (Studi sulla fauna erpetologica italiana. XX). *Lavori della Società Italiana di Biogeogregrafia*, (n.s.) 5 [1974]: 743-838.

Capula M., 2007. *Discoglossus sardus* Tschudi in Otth, 1837. In: Lanza B., Andreone F., Bologna M.A., Corti C. & Razzetti E. (eds). Fauna d'Italia. XLII. Amphibia, pp. 318-323. Calderini, Bologna.

Capula M. & Pratesi F., 1979. Sulla presenza di *Discoglossus sardus* Tschudi all'Argentario (Toscana, Grosseto) (Amphibia, Salientia). *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale in Milano*, 120 (3-4): 284-290.

Giglioli E.H., 1879. Beitrage zur Kenntniss der Wirbelthiere Italiens. *Archiv für Naturgeschichte,* 45 (1): 93 – 99.

Giglioli E.H., 1880. Elenco dei Mammiferi, degli Uccelli e dei Rettili ittiofagi od interessanti per la Pesca, appartenenti alla Fauna italiana, e Catalogo degli Anfibi e dei Pesci italiani. N.11. In: Esposizione internazionale di Pesca in Berlino 1880. Sezione italiana. Catalogo degli Espositori e delle cose esposte, pp. 63-117. Stamperia Reale, Firenze.

Giovacchini P., 2015. *Discoglossus sardus* Tschudi, 1837, Discoglosso sardo. In: Giovacchini P., Falchi V., Vignali S., Radi G., Passalacqua L., Corsi F., Porciani M. & Farsi F. (eds.). Atlante degli Anfibi della provincia di Grosseto (2003-2013). *Quaderni delle Aree Protette*, n.6. Provincia di Grosseto - Ufficio Aree Protette e Biodiversità, pp. 52-54. Soluzioni per la Stampa, Grosseto.

Lanza B., Nascetti G., Capula M. & Bullini L., 1984. Genetic relationships among West Mediterranean *Discoglossus* with the description of a new species (Amphibia Salientia Discoglossidae). *Monitore Zoologico Italiano*, (n.s.) 18 (2): 133-152.

Lanza B., Nistri A. & Vanni S., 2009. Anfibi d'Italia. *Quaderni di Conservazione della Natura*, 29. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma & Grandi & Grandi Editori, Savignano sul Panaro (Modena); 450+[6] pp.

Lebboroni M., De Pirro M. & Pecchioli E., 2014. Note sulla riproduzione di *Discoglossus sardus* Tschudi 1837 al Monte Argentario. *Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno*, 25 [2013-2014]. 21-24.

Lotti S. & Barbagli F., 2014. Un prezioso documento per la storia dell'erpetologia italiana: la Collezione Centrale degli Animali Vertebrati Italiani. In: Capula M., Corti C. (eds). Scripta Herpetologica. Studies on Amphibians and Reptiles in honour of Benedetto Lanza. Monografie della Societas Herpetologica Italica, pp. 77-98. Edizioni Belvedere, Latina, "le Scienze" (19).

NEMO, 2021. Progetto LETSGO GIGLIO Less alien species in the Tuscan Archipelago: new actions to protect Giglio island habitats. LIFE18 NAT/IT/000828. A4 Preparatory actions for interventions on *Discoglossus sardus*: realizzazione di vasche artificiali per favorire la riproduzione del discoglosso nell'Isola del Giglio. Progetto esecutivo fascicolo 2 - Relazione generale e tecnica. Giugno 2021.

Orszag-Sperber F., Butterlin J., Clermonte J., Colchen M., Guiraud R., Poisson A. & Ricou L. E., 1993. Tortonian Palaeoenvironments (11.5–6 Ma) and map. In: Dercourt J., Ricou L.E., Vrielynck B. (eds). Atlas tethys, paleoenvironmental maps, pp. 237–239. Paris, Gauthier-Villars.

Renet J., Duguet R., Policain M., Piquet A., Fradet V., Priol P., Deso G., Grimal F., Sotgiu G. & Vences M., 2020. Alien populations of painted frogs, genus *Discoglossus* on the southeastern coast of France: two examples of anthropogenic introduction. *Amphibian& Reptile Conservation,* 14(3): 189–199 (e266).

Rondinini C., Battistoni A. & Teofili C. (eds.), 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma; 56 pp.

Vanni S., Biaggini M., Favilli L., Zuffi M.A.L., Tatini I., Cananzi G. & Zanantoni L., 2024. Anfibi e Rettili. In: Nat.Ne.T2 (NATura NEtwork Toscana), Report finale 2024. Ambito terrestre, pp. 47-56. Regione Toscana, Firenze.

Vanni S. & Nistri A., 2006. Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana. Regione Toscana, Firenze; 379 pp.

Zangari F., Cimmaruta R. & Nascetti G., 2006. Genetic relationships of the western Mediterranean painted frogs based on allozymes and mitochondrial markers: evolutionary and taxonomic inferences (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 87 (4): 515-536.

Zuffi M. & Fornasiero S., 2006. Progetto di Monitoraggio degli anfibi del Parco Nazionale Arcipelago Toscano e redazione di un Atlante sull'erpetofauna. Relazione finale. Centro Interdipartimentale di Storia Naturale dell'Università di Pisa, Pisa & Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano, Portoferraio (Livorno); 13 pp.

Claudia Angiolini[1,2,8], Gianmaria Bonari[1,2], Emilia Pafumi[1,2], Andrea Bertacchi[3], Mariasole Calbi[4], Paolo Castagnini[1], Daniela Ciccarelli[5], Emanuele Fanfarillo[1,2], Giulio Ferretti[6], Tiberio Fiaschi[1], Bruno Foggi[4], Matilde Gennai[4], Hamid Gholizadeh[1], Lorenzo Lazzaro[4], Michele Mugnai[4], Simona Sarmati[2,7], Daniele Viciani[4], Simona Maccherini[1,2]

FLORA E HABITAT DELLA COSTA SABBIOSA TOSCANA: EVIDENZE DAL DATASET SALTISH NEI PARCHI REGIONALI

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - EXPLORING FLORA AND HABITATS OF THE TUSCAN SANDY COAST: INSIGHTS FROM THE SALTISH DATASET ON REGIONAL PARKS

Coastal environments, which are essential for biodiversity and ecosystem services, are among the most vulnerable to anthropogenic pressures and climate change. This study utilizes the SALTISH dataset, which compiles vegetation surveys conducted along the sandy coasts of Tuscany, including dunes and saline wetland habitats. The analysis focuses on the two regional coastal parks: the Maremma Park and the Migliarino–San Rossore–Massaciuccoli Park. Floristic composition, habitat distribution, and the contribution of the parks to coastal biodiversity conservation are assessed. The results highlight considerable species diversity and the presence of habitats of community interest, confirming the crucial role of these parks in protecting coastal ecosystems. The SALTISH dataset proves to be a valuable tool for monitoring, scientific research, and planning targeted conservation actions. However, some areas and plant communities remain poorly studied, indicating the need to extend data collection, particularly for shrub and tree communities, to further improve management and conservation strategies along the entire sea-land gradient.

Keywords: coastal dunes, Regional Parks, salt marshes, Tuscany, vegetation dataset.

Riassunto

Gli ambienti costieri, fondamentali per la biodiversità e per i servizi ecosistemici, risultano tra i più vulnerabili alle pressioni antropiche e ai cambiamenti climatici. Il presente studio utilizza il dataset SALTISH, che raccoglie rilievi vegetazionali effettuati lungo le coste sabbiose toscane, includendo dune e ambienti umidi salmastri. L'analisi si concentra sui due Parchi regionali costieri:

1. Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Siena, Siena, Italia.
2. NBFC, Centro Nazionale per la Biodiversità Futura, Palermo, Italia.
3. Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e AgroAmbientali, Università di Pisa, Pisa, Italia.
4. Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Firenze, Italia.
5. Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa, Italia.
6. Giardino Botanico "Giardino dei Semplici", Firenze, Italia.
7. Dipartimento di Scienze, Università di Roma Tre, Roma, Italia.
8. Autore corrispondente: claudia.angiolini@unisi.it

il Parco della Maremma e il Parco di Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli. Si valutano la composizione floristica, la distribuzione degli habitat e il contributo dei Parchi alla conservazione della biodiversità costiera. I risultati evidenziano una notevole diversità di specie e habitat di interesse comunitario, confermando il ruolo cruciale di questi parchi nella tutela degli ecosistemi costieri. Il dataset SALTISH si rivela uno strumento prezioso per il monitoraggio, la ricerca scientifica e la pianificazione di interventi mirati. Restano tuttavia alcune aree e comunità vegetali poco studiate, suggerendo la necessità di estendere la raccolta dati, in particolare sulle comunità arbustive e arboree, per migliorare ulteriormente le strategie di gestione e conservazione lungo l'intero gradiente mare-terra.

Parole chiave: dataset vegetazionale, dune costiere, paludi salmastre, Parchi regionali, Toscana.

Introduzione

Gli ambienti costieri forniscono servizi ecosistemici fondamentali, tra cui il mantenimento della biodiversità, il sequestro del carbonio e il supporto a numerose attività umane, ma figurano tra gli ecosistemi più vulnerabili agli effetti dei cambiamenti globali e alle crescenti pressioni antropiche. In particolare, le dune sabbiose e le paludi salmastre rivestono un ruolo ecologico di primaria importanza, poiché ospitano numerose specie vegetali rare e minacciate e fungono da aree di nursery per molte specie di pesci e invertebrati (Acosta et al., 2009; Lefcheck et al., 2019). Nonostante il loro elevato valore naturalistico, circa l'86% degli habitat costieri europei risulta attualmente esposto a un rischio elevato o moderato a causa di interventi costieri non sostenibili (Seitz et al., 2014). L'Italia, con oltre 7.900 km di coste, ospita una grande varietà di habitat costieri di rilevanza ecologica, socio-economica e turistica (Cappucci et al., 2024). Tuttavia, molti di questi ambienti hanno subito un progressivo deterioramento negli ultimi decenni, che ne ha compromesso lo stato di conservazione (Sarmati et al., 2025). In Toscana, la pressione antropica ha determinato sin dall'inizio del XX secolo una marcata riduzione e frammentazione degli habitat costieri, con differenze tra il settore settentrionale, più antropizzato, e quello meridionale, generalmente meglio conservato (Ciccarelli et al., 2014; Bertacchi et al., 2021). La conservazione degli ambienti costieri richiede monitoraggio continuo basato su dataset aggiornati, in grado di supportare l'analisi della distribuzione delle specie, delle comunità vegetali e dello stato di conservazione degli habitat. Lo sviluppo di archivi di rilievi vegetazionali è stato favorito dai progressi nei sistemi di archiviazione e analisi dei dati (Tichý, 2002), rendendo queste informazioni fondamentali per studi fitosociologici, di biodiversità e macroecologia (Bonari et al., 2019). In questo contesto si inseriscono i progetti MONITORARE e NATNET, finalizzati a sviluppare strumenti conoscitivi per il monitoraggio e la conservazione della biodiversità e degli habitat toscani (Gennai et al., 2022). Il dataset SALTISH (SALt-affected vegeTatIon dataset of Tuscany coaStal Habitats), derivante da tali iniziative, raccoglie rilievi vegetazionali recenti delle coste sabbiose toscane, fornendo una solida base informativa per strategie di gestione e conservazione future (Gholizadeh et al., 2025). Il presente studio utilizza SALTISH per aggiornare le conoscenze su flora, vegetazione e habitat delle dune e degli ambienti umidi salmastri, con particolare riferimento ai Parchi regionali della Maremma e di Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli, valutando il contributo di queste aree protette alla conservazione della biodiversità costiera.

Materiali e metodi

L'area di studio considerata dal dataset SALTISH abbraccia l'intero litorale della Toscana per circa 450 km, includendo sia tratti privi di specifiche misure di protezione sia aree sottoposte a diversi livelli di tutela (Fig. 1), tra cui tre Riserve Naturali Statali, otto Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e due Parchi regionali (Gholizadeh et al., 2025). In questo studio, l'attenzione si focalizza sul Parco di Migliarino San Rossore Massaciuccoli (PMSRM, Fig. 2) e sul Parco della Maremma (PM; Fig. 3), veri pilastri della conservazione regionale. Il primo, istituito nel 1979, tutela oltre 23.000 ettari tra Pisa e Viareggio con un mosaico di ambienti dunali e umidi; il secondo, attivo dal 1975 nel grossetano, protegge 9.000 ettari di costa ad elevata naturalità. Entrambi i parchi integrano la gestione locale con gli obiettivi europei, ospitando numerose ZSC in un sistema di tutela multilivello. Dal punto di vista climatico la costa toscana ricade nel macrobioclima mediterraneo, con un gradiente che spazia dall'ombrotipo subumido a nord all'arido a sud (Pesaresi et al., 2017); il substrato geologico è dominato da depositi sabbiosi e limosi del Tardo Quaternario (Carmignani et al., 2013). Tale assetto fisico sostiene una straordinaria successione vegetazionale lungo il gradiente mare-entroterra: dalle comunità pioniere delle spiagge a quelle delle dune stabilizzate, fino alle zone umide e alle foreste retrodunali. Questi habitat riflettono un'elevata complessità ecologica, rendendo la costa toscana un nodo cruciale per la biodiversità nel Mediterraneo (Bertacchi, 2017; Bertacchi et al., 2021; Gennai et al., 2022; Pafumi et al., 2024). Per i dettagli relativi alla raccolta e all'organizzazione dei dati del dataset SALTISH si rimanda a Gholizadeh et al. (2025).

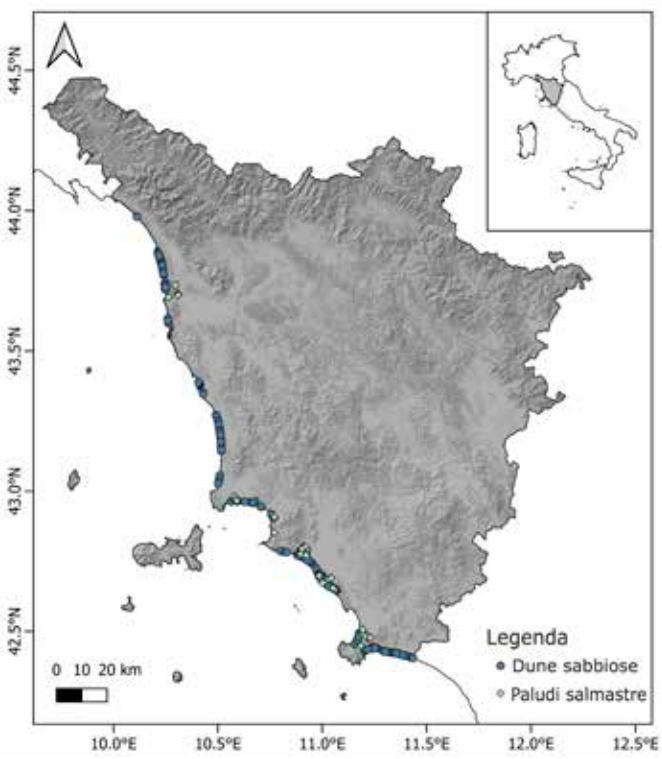


Figura 1. Area di studio e localizzazione dei plot vegetazionali lungo la costa toscana (Italia centrale)



Figura 2. Le dune fisse con l'habitat 2210 nel Parco di Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli

Risultati e discussione

Flora

Il dataset SALTISH comprende complessivamente 734 plot di vegetazione; di questi, 313 (circa il 43% del totale) ricadono all'interno dei due Parchi Regionali considerati (135 nel PM e 178 nel PMSRM). Il dataset complessivo include 257 taxa di piante, mentre nei due Parchi Regionali sono stati rinvenuti complessivamente 210 taxa, pari all'81,7% del totale (133 nel PM e 148 nel PMSRM).



Figura 3. L'habitat 2120 sulla duna mobile al Parco della Maremma

In accordo con Gholizadeh et al. (2025), le Poaceae rappresentano la famiglia più numerosa, con 37 taxa nelle dune sabbiose e 25 nelle paludi salmastre. Le Asteraceae e le Amaranthaceae costituiscono rispettivamente la seconda famiglia più rappresentata nelle dune sabbiose e nelle paludi salmastre. Il genere più diversificato è *Juncus*, con 7 taxa nel dataset totale e 6 nelle dune sabbiose, mentre *Sporobolus* è il genere più diversificato nelle paludi salmastre con 4 taxa. *Medicago* e *Trifolium*, con 6 e 5 taxa, sono presenti nelle dune e assenti nelle paludi salmastre. *Euphorbia*, con 6 taxa, è distribuito quasi equamente tra dune e paludi salmastre. Nelle dune predominano le terofite (40%) e le emicriptofite (27%), seguite dalle fanerofite (16%), mentre nelle paludi salmastre predominano invece le emicriptofite (37%) seguite dalle terofite (31%). Geofite e camefite sono le forme meno frequenti anche se, nelle paludi salmastre, le camefite superano le fanerofite. Gli elementi mediterranei rappresentano il 44% dei taxa e gli eurasiatici il 18% sia nel dataset complessivo sia nei singoli habitat. Il dataset include quattro endemismi italiani e 8 taxa classificati come minacciati secondo la Lista Rossa italiana (Orsenigo et al., 2018; 2021). Sono presenti complessivamente 18 specie aliene. Tra queste nelle dune sabbiose le specie più frequenti sono neofite invasive come *Xanthium orientale* (61 plot) e *Ambrosia psilostachya* (12 plot). Nelle paludi salmastre le specie più frequenti sono *Symphyotrichum squamatum* (neofita invasiva, 24 plot) e *Euphorbia serpens* (neofita naturalizzata, 5 plot).

Analizzando il subset relativo ai due Parchi Regionali, le Poaceae si confermano la famiglia con maggiore ricchezza specifica, seguite dalle Asteraceae. Nel PMSRM la terza famiglia per numero di specie è rappresentata dalle Fabaceae, prevalentemente associate agli ambienti dunali, mentre nel PM la terza posizione è occupata dalle Amaranthaceae, abbondanti negli ambienti umidi salmastri (Gholizadeh et al., 2025). I generi più diversificati sono *Euphorbia* e *Juncus* (6 taxa), seguiti da *Trifolium* (5 taxa). Nel PM, *Centaurium* e *Linum* sono i generi più ricchi con 4 taxa ciascuno, mentre nel PMSRM *Euphorbia* conta 6 specie e *Juncus*, *Medicago* e *Sonchus* 4 ciascuno. Le terofite e le emicriptofite costituiscono le forme biologiche dominanti (Fig. 4). La percentuale di emicriptofite è più alta nel PMSRM (27,7% vs 24,1% del PM). Le camefite risultano più frequenti nel PM (14,3% vs 6,8% del PMSRM). Gli elementi mediterranei dominano lo spettro corologico in entrambi i Parchi (51,1% PM, 45,3% PMSRM; Fig. 5). Il PMSRM presenta una

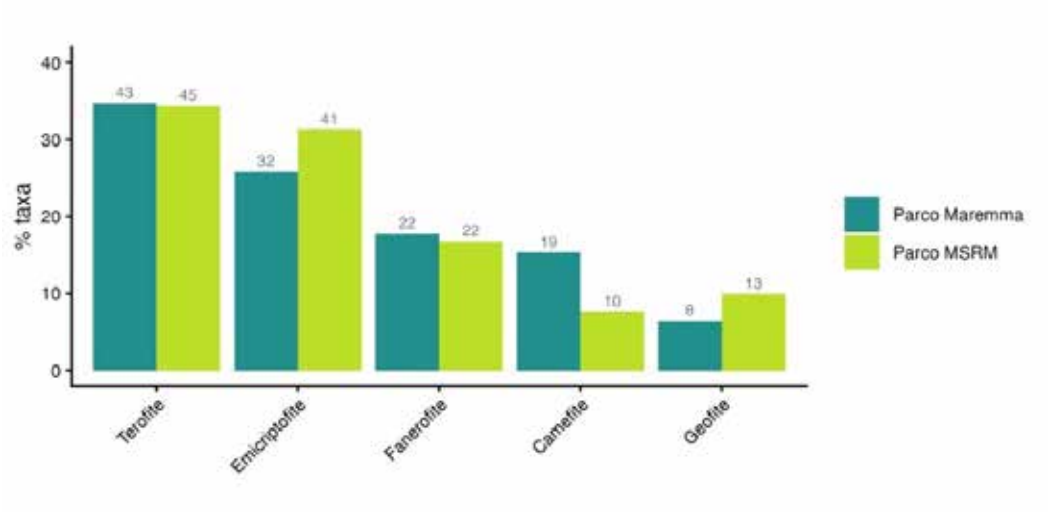


Figura 4. Spettro biologico delle specie rinvenute nei due Parchi Regionali

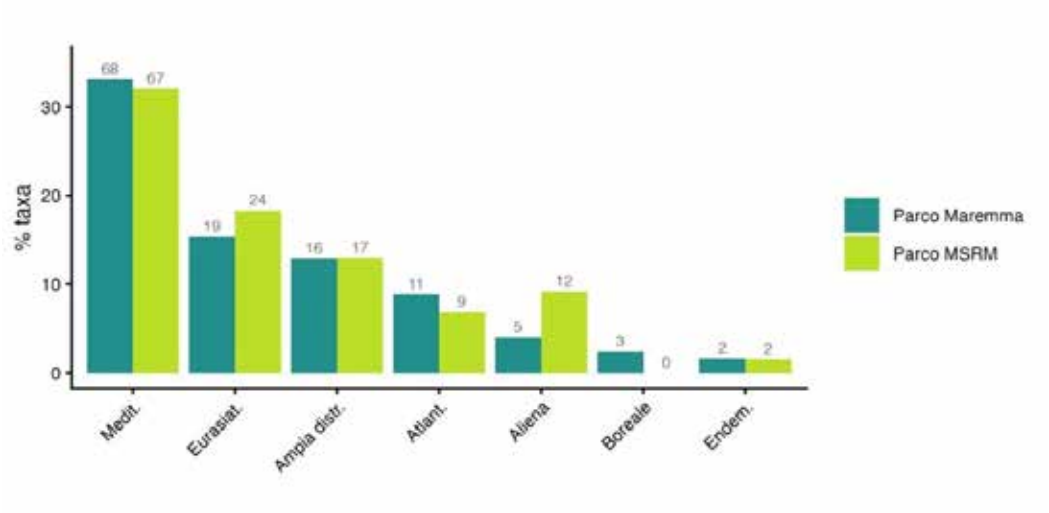


Figura 5. Spettro corologico delle specie rinvenute nei due Parchi Regionali

maggiore percentuale di specie eurasiatiche (16,2% vs 14,2% del PM) e di specie aliene (8,1% vs 3,8% del PM). I quattro endemiti italiani rinvenuti in SALTISH sono tutti presenti nei due Parchi: *Limonium etruscum* e *L. multiforme* nel PM; *Centaurea aplolepa* subsp. *subciliata* e *Solidago virgaurea* subsp. *litoralis* nel PMSRM. Tra i taxa minacciati secondo la Lista Rossa italiana, solo quattro sono presenti nei Parchi: *Triglochin barrelieri* al PM; *Chamaerops humilis* subsp. *humilis*, *Euphorbia barrelieri* e *Samolus valerandi* nel PMSRM. Le specie aliene nei Parchi Regionali sono invece 14 (5 PM, 11 PMSRM), comprendenti 3 archeofite e 11 neofite. La maggior parte delle specie aliene si trova negli habitat dunali, dove le entità più frequenti sono *Xanthium orientale*, *Ambrosia psilostachya* (esclusiva del PMSRM) e *Sporobolus pumilus*. Nelle paludi salmastre, le specie più frequenti sono *Symphyotrichum squamatum* (esclusiva del PM) ed *Euphorbia serpens* (esclusiva del PMSRM).

Le differenze tra i due Parchi nello spettro tassonomico (famiglie e generi dominanti) e nelle forme biologiche sono legate alla diversa estensione degli ambienti umidi salsi, che influenza la distribuzione delle specie alofile e la composizione della flora costiera. Si osservano ulteriori differenze nella distribuzione fitogeografica dei taxa, correlate alle diverse condizioni bioclimatiche

dei due territori. Inoltre, nel PMSRM si registra un contingente più abbondante di specie aliene, da associare a una maggiore erosione costiera e a maggior disturbo antropico (Ciccarelli, 2012; Ciccarelli et al., 2014; Pafumi et al., 2025). La combinazione di estensione degli habitat, bioclima e alterazioni antropiche determina quindi le differenze osservate tra i due Parchi.

Habitat

La classificazione degli habitat per ciascun rilievo ha permesso di identificare nel dataset totale 14 tipologie secondo la Direttiva 92/43/EEC e 7 tipologie secondo la classificazione EUNIS. Tuttavia, il 27,4% dei rilievi non è stato classificabile secondo alcun tipo di habitat 92/43/EEC, e il 3% non è stato assegnato a nessun tipo EUNIS. La classificazione degli habitat secondo la Direttiva 92/43/EEC mostra che nelle dune sabbiose i rilievi più rappresentati appartengono agli habitat codificati come 2250*, 2110 e 2120. Il 26,7% dei rilievi non è stato classificato. Nelle paludi salmastre, gli habitat più numerosi secondo la Direttiva sono 1420 e 1410; solo lo 0,7% dei rilievi non è stato classificato. Secondo la classificazione EUNIS, nelle dune i rilievi più numerosi appartengono agli habitat N16, N14 e N1B, mentre nelle paludi salmastre prevalgono gli habitat MA25 e N1J. All'interno dei due Parchi Regionali analizzati sono stati individuati 11 tipi di Habitat di Direttiva, pari a circa l'80% del totale censito in SALTISH, e tutti i 7 tipi di habitat EUNIS presenti nel dataset complessivo. Il Parco della Maremma (PM) mostra la maggiore diversità di habitat di Allegato I, ospitandone 10, tra cui le vegetazioni pioniere delle linee di battigia (1210), le comunità alofile annuali e perenni delle zone umide salmastre (1310, 1410, 1420) e le diverse tipologie di vegetazione dunale, dalle dune embrionali (2110) alle dune mobili (2120) e alle dune fisse e retrodunali (2210, 2250*, 2270*). È inoltre presente l'habitat 6420, rappresentativo delle praterie umide mediterranee. Nel PMSRM sono stati censiti 7 habitat di Allegato I, comprendenti vegetazione pioniera delle spiagge (1210), dune embrionali e mobili (2110, 2120), dune fisse e retrodunali (2210, 2230, 2250*), e praterie umide mediterranee (6420). La minore diversità di habitat rispetto al PM riflette una maggiore antropizzazione (per es. bonifiche, antiche conversioni agricole) che ha ridotto la presenza di habitat di Direttiva negli ambienti umidi salmastri e il campionamento che non ha incluso la pineta. In entrambi i parchi, la presenza di habitat costieri e retrodunali conferma l'elevato valore naturalistico e la complessità ecologica di queste aree protette (Sarmati et al., 2025).

Considerazioni conclusive

Le informazioni contenute nel dataset SALTISH rafforzano in modo significativo la conoscenza della diversità degli habitat costieri toscani. Il dataset raccoglie dati recenti su specie vegetali, composizione delle comunità e tipi di habitat, rappresentando uno strumento fondamentale per comprendere la complessità degli ecosistemi che caratterizzano le coste della Toscana. In particolare, SALTISH offre una base solida per l'analisi degli ambienti sia dunali che umidi salmastri lungo il gradiente mare-entroterra. L'analisi del subset di dati relativo ai Parchi regionali consente di evidenziare differenze rilevanti tra le due realtà, mettendo in luce come la composizione floristica, la struttura delle comunità vegetali e gli habitat siano fortemente influenzate dalle caratteristiche ambientali e dalle pressioni antropiche. La presenza di una così ampia percentuale di specie di valore conservazionistico e di habitat di Allegato I sottolinea il ruolo chiave dei Parchi regionali nella conservazione degli ecosistemi costieri toscani. Questi risultati confermano come queste aree protette rappresentino strumenti fondamentali per la tutela della biodiversità, garan-

tendo la salvaguardia di habitat rari o vulnerabili e contribuendo al mantenimento dei processi ecologici lungo il gradiente mare-entroterra. Nel complesso, il dataset SALTISH si configura come uno strumento fondamentale per analizzare e monitorare la biodiversità degli ecosistemi costieri toscani, sia a livello generale che per tratti o aree specifiche, supportando al contempo la ricerca scientifica e le strategie di conservazione. Il completamento della raccolta dati, in particolare sulle comunità arbustive e arboree delle dune fisse (habitat 2260 e 2270*), consentirà una valutazione ancora più integrata del gradiente mare-terra e una gestione più efficace degli ambienti costieri.

Bibliografia

Acosta A., Carranza M.L. & Izzi C.F., 2009. Are there habitats that contribute best to plant species diversity in coastal dunes? *Biodiversity and Conservation*, 18: 1087–1098.

Bertacchi A., 2017. Dune habitats of the Migliarino – San Rossore – Massaciuccoli Regional Park (Tuscany – Italy*). Journal of Maps*, 13(2): 322–331.

Bertacchi A., Lombardi T., Saggese A. & Lazzeri V., 2021. The vegetation of a relict salt marsh area in the Pisan coast in the context of brackish wetlands of Tuscany. *Plant Sociology*, 58(1): 41–53.

Bonari G., Knollová I., Vlčková P., Xystrakis F., Çoban S. … & Chytrý M., 2019. CircumMed Pine Forest Database: an electronic archive for Mediterranean and Submediterranean pine forest vegetation data. *Phytocoenologia*, 49(3): 311–318.

Cappucci S., Carillo A., Iacono R., Moretti L., Palma M., … & Sannino G., 2024. Evolution of coastal environments under inundation scenarios using an oceanographic model and remote sensing data. *Remote Sensing*, 16(14): 2599.

Carmignani L., Conti P., Cornamusini G. & Pirro A., 2013. Geological map of Tuscany (Italy). *Journal of Maps*, 9: 487–497.

Ciccarelli, D. 2012. Gli ambienti dunali costieri della Toscana: confronto fra il Parco di Migliarino–San Rossore–Massaciuccoli ed il Parco della Maremma. In: Atti del Quarto Simposio " Il monitoraggio costiero Mediterraneo: problematiche e tecniche di misura".

Ciccarelli D., Di Bugno C. & Peruzzi L., 2014. Checklist della flora vascolare psammofila della Toscana. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali residente in Pisa, Memorie. Serie B*, 121: 37-88.

Gennai M., Angiolini C., Bertacchi A., Gabellini A., Sarmati S., … & Foggi B., 2022. Studying local species assemblages of salt-affected vegetation for monitoring Natura 2000 habitats. *Plant Sociology*, 59(1): 1–10.

Gholizadeh H., Bonari G., Pafumi E., Bertacchi A., Calbi M., Castagnini P., ... & Maccherini S., 2025. SALTISH: The SALt-affected vegeTatIon dataset of Tuscany coaStal Habitats, central Italy. *Vegetation Ecology and Diversity*, 62: 1-8.

Lefcheck J.S., Hughes B.B., Johnson A.J., Pfirrmann B.W., Rasher D.B., & … Orth R.J., 2019. Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis. *Conservation Letters,* 12: e12645.

Orsenigo S., Montagnani C., Fenu G., Gargano D., Peruzzi L., Abeli T., ... & Rossi G., 2018. Red Listing plants under full national responsibility: Extinction risk and threats in the vascular flora endemic to Italy. *Biological Conservation*, 224: 213-222.

Orsenigo S., Fenu G., Gargano D., Montagnani C., Abeli T., Alessandrini A., ... & Rossi G., 2021. Red list of threatened vascular plants in Italy. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 155(2): 310-335.

Pafumi E., Angiolini C., Sarmati S., Bacaro G., Fanfarillo E., … & Maccherini S., 2024. Spatial patterns of coastal dune plant diversity reveal conservation priority hotspots in and out a network of protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 54: e03085.

Pafumi E., Angiolini C., Bacaro G., Fanfarillo E., Fiaschi T., Rocchini D., ... & Maccherini S., 2025. Fuzzy approaches provide improved spatial detection of coastal dune EU habitats. *Ecological Informatics*, 86: 103059.

Pesaresi S., Biondi E. & Casavecchia S., 2017. Bioclimates of Italy. *Journal of Maps*, 13(2): 955–960.

Sarmati S., Angiolini C., Sperandii M.G., Barták V., Gennai M., … & Bazzichetto M., 2025. A complex interplay between natural and anthropogenic factors shapes plant diversity patterns in Mediterranean coastal dunes. *Landscape Ecology*, 40: 20.

Seitz R.D., Wennhage H., Bergström U.L.F., Lipcius R.N. & Ysebaert T., 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science,* 71(3): 648–665.

Tichý L., 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451–453.

Cecilia Brunetti[1,2,4], Francesca Alderotti[1,2], Antonella Gori[1,2], Fabiano Sillo[1], Mauro Centritto[1], Francesco Ferrini[1,2], Raffaella Balestrini[1], Paolo Cherubini[3]

LA DIFFUSA MORTALITÀ DI *Quercus ilex* L. NELLE FORESTE MEDITERRANEE: IL CASO STUDIO DEL PARCO REGIONALE DELLA MAREMMA

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – WIDESPREAD DIEBACK OF *Quercus ilex* L. IN MEDITERRANEAN FORESTS: THE CASE STUDY OF THE MAREMMA REGIONAL PARK

In the last decades, an increase in *Quercus ilex* L. dieback in the Mediterranean basin has been observed. Numerous reports of holm oak forest decline have been reported in several Mediterranean countries, particularly Spain and Italy, following extreme climatic events, such as prolonged drought and heat waves. It is essential to develop effective tools to study this phenomenon by combining different measurements and intervention scales. Our research was conducted over a four-year period (2019-2023) in the *Quercus ilex* forest in Monti dell'Uccellina in the Maremma Regional Park (Italy), by performing physiological and biochemical analyses on holm oaks with different dieback signs, accompanied by dendrochronology, stable carbon and oxygen isotope analyses, and population genetics analyses. Furthermore, we have evaluated holm oak vitality degree and the structure of understory vegetation to calculate biodiversity indices. The results of the eco-physiological analyses showed a strong effect of seasonality on the photosynthetic performance of holm oaks and allowed us to highlight the most severe signs of stress in summer 2020. Dendrochronological analyses, combined with the carbon isotopic composition ($\delta^{13}C$) in the woody rings of holm oaks and of oxygen ($\delta^{18}O$) in xylem sap, have provided important insights into water use efficiency of holm oak plants and their water supply strategies during the last twenty years. These data, together with analyses of selected molecular markers (microsatellites), allowed us to detect the presence of two populations of *Quercus ilex* in the study area and highlighted a less conservative water use in trees with greater signs of decline. Finally, seasonal surveys carried out to monitor the composition of holm oak forest plant species have indicated the strong impact of holm oak mortality on the understory plant community, allowing the expansion of herbaceous species such as *Atropa belladonna* and *Hyoscyamus niger*, whose presence in this area of the park is linked to the San Rabano Abbey. In conclusion, this study has allowed us to understand the main causes of holm oak forest decline, highlighting the importance of using multiple instrumental techniques to monitor forests where mortality phenomena have been observed. This research also highlighted the possibility of selecting drought-tolerant genotypes for use in future reforestation interventions.

Keywords: climate change, dendrochronology, holm oak dieback, photosynthesis, population genetics.

1. Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto per la Protezione Sostenibile delle Piante (IPSP), Sesto Fiorentino, Italia.
2. Università di Firenze, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali, Firenze, Italia.
3. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf, Svizzera.
4. Autore corrispondente: cecilia.brunetti@cnr.it

Riassunto

Negli ultimi anni stiamo assistendo ad un incremento della mortalità di *Quercus ilex* L. nel bacino del Mediterraneo. Numerose segnalazioni di declino delle leccete sono state riportate in diversi paesi mediterranei, in particolare Spagna e Italia, in seguito a eventi climatici estremi di prolungata siccità e ondate di calore. È fondamentale sviluppare strumenti efficaci per studiare questo fenomeno combinando diverse scale di misurazione e di intervento. La nostra ricerca è stata condotta nell'arco di quattro anni (2019-2023) nel bosco di *Quercus ilex* sui Monti dell'Uccellina nel Parco Regionale della Maremma (Italia). Lo studio è stato condotto effettuando analisi fisiologiche e biochimiche su lecci con diverso grado di deperimento, accompagnate da analisi di dendrocronologia, isotopi stabili del carbonio e dell'ossigeno, e genetica di popolazione. È stato inoltre effettuato un monitoraggio della vitalità dei lecci e della vegetazione del sottobosco per il calcolo degli indici di biodiversità.

I risultati delle analisi eco-fisiologiche hanno mostrato un forte effetto della stagionalità sulle *performance* fotosintetiche dei lecci ed hanno permesso di evidenziare il maggior momento di stress nell'estate 2020. Le analisi di dendrocronologia, insieme alla composizione isotopica del carbonio ($\delta^{13}C$) negli anelli legnosi dei lecci e dell'ossigeno ($\delta^{18}O$) nel succo xilematico, hanno fornito indicazioni importanti sull'efficienza d'uso dell'acqua durante gli ultimi venti anni nelle piante a diverso grado di deperimento e sulle strategie di approvvigionamento idrico. Questi dati, insieme alle analisi di marcatori molecolari (microsatelliti) selezionati, hanno permesso di rilevare la presenza di due popolazioni di *Quercus ilex* nell'area di studio ed hanno evidenziando un uso dell'acqua meno conservativo negli alberi con maggiori segni di deperimento.

Infine, i rilievi stagionali effettuati per il monitoraggio della composizione delle specie vegetali della lecceta hanno indicato il forte impatto della mortalità del leccio anche sulla composizione del sottobosco, permettendo l'espansione di specie erbacee come *Atropa belladonna* e *Hyoscyamus niger*, la cui presenza in quest'area del parco è legata all'Abbazia di San Rabano.

In conclusione, questo studio ha permesso di capire le principali cause del declino della lecceta evidenziando l'importanza di utilizzare molteplici tecniche strumentali per il monitoraggio dei boschi in cui sono stati osservati fenomeni di mortalità. Questa ricerca ha anche messo in evidenza la possibilità di selezionare genotipi tolleranti alla siccità da impiegare in futuri interventi di riforestazione.

Parole chiave: cambiamento climatico, dendrocronologia, deperimento delle leccete, fotosintesi, genetica di popolazione.

Introduzione

Eventi meteorologici estremi, periodi di siccità prolungata e ondate di calore sempre più frequenti e intense stanno determinando un aumento significativo degli episodi di mortalità a carico di specie forestali in numerosi ecosistemi a livello globale. Questo fenomeno interessa non solo ambienti tradizionalmente vulnerabili allo stress idrico, ma anche ecosistemi considerati storicamente resistenti alla siccità, come le leccete mediterranee. Negli ultimi anni, numerose segnalazioni di declino, deperimento e mortalità a carico del leccio *Quercus ilex* L. sono state riportate in diversi paesi dell'area mediterranea, con particolare evidenza in Spagna e in Italia.

Il leccio può essere considerato a pieno titolo la quercia "regina" delle foreste mediterranee. Questa specie iconica domina il paesaggio del bacino del Mediterraneo, dove rappresenta una delle sclerofille arboree più diffuse e caratteristiche. Sempreverde, robusta e straordinariamente

adattabile, il leccio è in grado di prosperare in condizioni ambientali molto diverse: dagli ambienti semiaridi, soggetti a lunghi periodi di siccità estiva, fino alle aree più umide e fresche. Questa plasticità ecologica ha consentito di colonizzare un'areale geografico vastissimo, estendendosi lungo gran parte delle coste e delle zone interne del Mediterraneo. Data l'importanza paesaggistica, storico e culturale del leccio, episodi di mortalità a carico di questa specie stanno sollevando crescente preoccupazione dal punto di vista ecologico e gestionale (Alderotti & Verdiani, 2023). La comprensione dei meccanismi che regolano la risposta di questa specie agli stress climatici risulta quindi cruciale. In questo contesto, diventa fondamentale sviluppare e implementare strumenti efficaci per lo studio della mortalità del leccio, integrando approcci multidisciplinari e combinando diverse scale d'indagine al fine di migliorare le strategie di monitoraggio, gestione e protezione delle leccete mediterranee.

Materiali e Metodi

La nostra ricerca è stata condotta nell'arco di quattro anni (2019-2023) nel bosco di *Quercus ilex* sui Monti dell'Uccellina nel Parco Regionale della Maremma, località San Rabano, dove a partire dal 2017 è stato segnalato un forte deperimento della lecceta.

Lo studio è stato condotto in due aree del Parco, distanti circa 1 km l'una dall'altra, e caratterizzate da un diverso grado di deperimento delle chiome: l'area deperente (D), dove il deperimento ha interessato l'80% dei lecci, e l'area non-deperente (ND), dove il deperimento ha interessato il 20% delle chiome (Fig. 1).

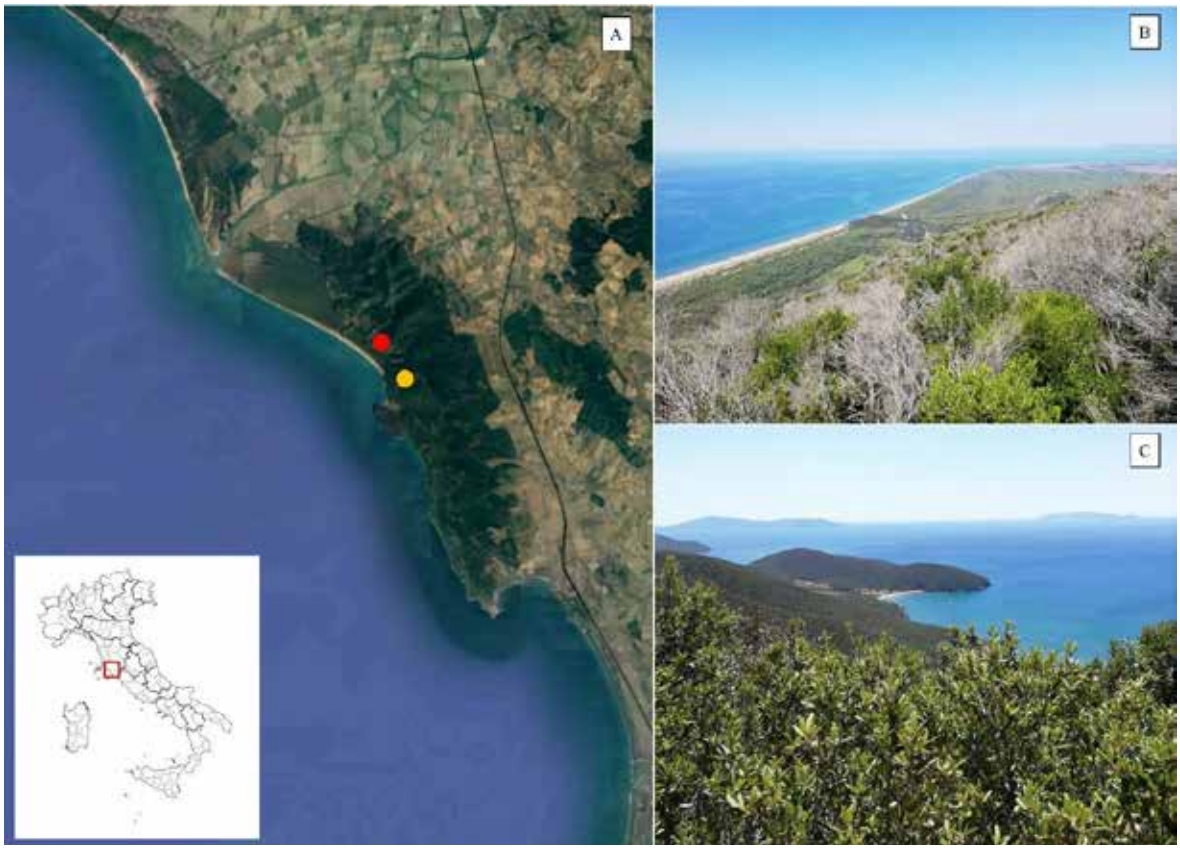


Fig. 1. Posizioni caratterizzate da basso (punto giallo) e alto grado di deperimento delle chiome di leccio (punto rosso) all'interno del Parco regionale della Maremma (A). Vista panoramica dell'area caratterizzata da elevato deperimento delle chiome (B) e dell'area caratterizzata da basso deperimento delle chiome di leccio (C) (Alderotti et al., 2023).

Nell'ambito di questo studio pluriennale, sono state effettuate misure di fisiologia e biochimiche vegetale, volte ad indagare le variazioni stagionali nell'attività fotosintetica, relazioni idriche, contenuto fogliare di clorofilla e metaboliti secondari, contenuto di zuccheri, amido nel tessuto legnoso, in alberi di leccio collocate nelle due aree.

Oltre alle analisi fisiologiche e biochimiche, sono state eseguite analisi di tipo dendrocronologico, isotopiche ($\delta^{13}C$ degli accrescimenti anulari degli alberi) e di genetica di popolazione per testare l'ipotesi che il diverso grado di deperimento delle chiome di leccio nelle due aree del Parco fosse riconducibile a differenze nella risposta alla siccità tra i due popolamenti. È stato inoltre effettuato un monitoraggio della vitalità dei lecci e della vegetazione del sottobosco attraverso il calcolo degli indici di biodiversità per investigare le variazioni nella composizione di arbusti e specie erbacee del sottobosco e seguito di eventi di mortalità a carico della specie dominante.

Risultati e Discussione

I risultati delle analisi eco-fisiologiche hanno mostrato un forte effetto della stagionalità sulle *performance* fotosintetiche dei lecci ed hanno permesso di evidenziare il maggior momento di stress nell'estate 2020. Gli alberi di leccio, hanno evidenziato un marcato stato di disidratazione in estate, in linea con le nostre aspettative, essendo l'area di studio caratterizzata da alte temperature e scarsa disponibilità idrica nella stagione estiva. Questo andamento stagionale conferma come il periodo estivo rappresenti la fase di maggiore stress per la specie. Il monitoraggio condotto su più anni ha messo in luce il ruolo strategico della stagione invernale: con il ritorno delle piogge e condizioni climatiche più miti, i lecci riescono a riattivare l'attività fotosintetica e a recuperare lo stato idrico, avviando un processo di recupero fisiologico dopo le limitazioni imposte dalla siccità estiva. Tuttavia, eventuali siccità durante la stagione autunno-invernale possono ostacolare questo processo di ripresa. In assenza di precipitazioni sufficienti, le piante non riescono a compensare lo stress accumulato nei mesi precedenti, con possibili ripercussioni sulla loro vitalità e sulla capacità di affrontare gli eventi climatici estremi successivi.

Le analisi di dendrocronologia insieme alla composizione degli isotopi stabili del carbonio ($\delta^{13}C$) negli anelli legnosi dei lecci e dell'ossigeno ($\delta^{18}O$) nel succo xilematico hanno fornito indicazioni importanti sull'efficienza d'uso dell'acqua durante gli ultimi venti anni nelle piante a diverso grado di deperimento e sulle strategie di approvvigionamento idrico. Questi dati, insieme alle analisi di marcatori molecolari (microsatelliti) selezionati, hanno permesso di rivelare la presenza di due popolazioni di *Quercus ilex* nell'area di studio caratterizzate da una diversa efficienza dell'utilizzo della risorsa idrica. In particolare, i lecci dell'area D, caratterizzati da maggiori segni di deperimento, hanno mostrato un uso dell'acqua meno conservativo rispetto ai lecci dell'area ND (Alderotti et al., 2023).

Infine, i rilievi stagionali effettuati per il monitoraggio della composizione delle specie vegetali della lecceta hanno evidenziato il forte impatto della mortalità del leccio sulla composizione del sottobosco. Il deperimento della specie arborea dominante, il leccio, ha infatti permesso l'espansione e la diffusione di specie erbacee come *Atropa belladonna* L., *Hyoscyamus niger* L. e *Datura stramonium* L., in maniera accentuata nell'area D. La maggiore presenza di queste specie nitrofile nell'area D rispetto all'area ND potrebbe essere influenzata dall'introduzione di queste piante erbacee medicinali durante il Medioevo, la cui proliferazione potrebbe essere stata favorita dalle variazioni delle condizioni microclimatiche del sottobosco a seguito del disseccamento del leccio (Pasquini et al., 2023). Nel complesso, il deperimento del leccio ha portato a cambiamenti nella composizione delle specie, in particolare nella vegetazione presente nell'area D.

La sostanziale riduzione della copertura del leccio e la diffusione di piante erbacee medicinali e nano-fanerofite nella vegetazione del sottobosco indicano che la vegetazione della zona D sta attraversando una fase di transizione da foresta a macchia.

Conclusioni

In conclusione, lo studio ha evidenziato l'importanza di un approccio integrato al monitoraggio degli ecosistemi forestali, basato sull'impiego combinato di diverse tecniche strumentali e metodologiche, quali analisi ecofisiologiche, indagini dendrocronologiche e strumenti di monitoraggio ambientale. L'uso sinergico di queste tecniche permette infatti di ottenere una visione più completa e accurata dello stato di salute dei boschi. Il presente studio ha inoltre consentito di identificare e comprendere in modo sistematico le principali cause alla base del declino della lecceta, mettendo in relazione i fattori ambientali, climatici e fisiologici che contribuiscono ai fenomeni di deperimento e mortalità osservati. In particolare, i risultati ottenuti sottolineano come lo stress idrico, amplificato dall'aumento della frequenza e dell'intensità dei periodi di siccità legati ai cambiamenti climatici, rappresenti uno dei fattori chiave nel compromettere la vitalità dei lecci. L'indebolimento della lecceta dovuto a cause climatiche può incrementare la vulnerabilità di questo ecosistema ad agenti patogeni, come *Phytophthora cinnamomi* (Morales-Rodríguez et al., 2025).

Infine, la ricerca ha messo in evidenza la presenza di una variabilità genetica intra-specifica che può tradursi in differenti livelli di tolleranza alla siccità, sottolineato l'importanza della componente genetica come fattore di predisposizione a episodi di mortalità forestale. Questo risultato apre prospettive rilevanti per la gestione forestale e la conservazione degli ecosistemi, suggerendo la possibilità di selezionare e impiegare genotipi maggiormente resistenti allo stress idrico in futuri interventi di riforestazione e ripristino ambientale. Tali strategie potrebbero contribuire ad aumentare la resilienza delle leccete e, più in generale, dei sistemi forestali mediterranei di fronte agli scenari climatici futuri.

Bibliografia

Alderotti F., Sillo F., Brilli L., Bussotti F., Centritto M., Ferrini F., Gori A., Inghes R., Pasquini D., Pollastrini M., Saurer M., Cherubini P., Balestrini R. & Brunetti C., 2023. *Quercus ilex* L. dieback is genetically determined: evidence provided by dendrochronology, δ13C and SSR genotyping. *Science of the Total Environment*, *904*, 166809.

Alderotti F. & Verdiani E., 2023. God save the queen! How and why the dominant evergreen species of the Mediterranean Basin is declining?. *AoB Plants*, *15*, plad051.

Morales-Rodríguez C., Vannini A., Scanu B., González-Moreno P., Turco S., Drais M.I., Brandano A., Varo Martínez M.A., Mazzaglia A., Deidda A., Cidre A., Gomes-Laranjo J., Liberati D. & Ruiz-Gómez F.J., 2025. Challenges to Mediterranean Fagaceae ecosystems affected by *Phytophthora cinnamomi* and climate change: Integrated pest management perspectives. *Current Forestry Reports*, 11, 9.

Pasquini D., Gori A., Pollastrini M., Alderotti F., Centritto M., Ferrini F. & Brunetti C., 2023. Effects of drought-induced holm oak dieback on BVOCs emissions in a Mediterranean forest. *Science of the total environment*, *857*, 159635.

Daniela Ciccarelli[1,3], Viola Alessandrini[1], Duccio Bertoni[1], Nelson Rangel-Buitrago[2]

L'IMPORTANZA DELLA VEGETAZIONE DEI SISTEMI DUNALI NELLA QUANTIFICAZIONE DEL RISCHIO COSTIERO: IL CASO STUDIO DEL PARCO DELLA MAREMMA

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - THE ROLE OF DUNE VEGETATION IN COASTAL RISK ASSESSMENT: A CASE STUDY FROM THE MAREMMA REGIONAL PARK

Quantifying and mapping coastal risk are essential for effective coastal management. Although several coastal risk indices integrating physical, geomorphological, and socio-economic parameters have been developed, the role of vegetation is often underestimated. However, dune plant communities play a key role in coastal protection and ecosystem resilience. In this study, we developed a Vegetation-based Risk Index (VRI) that integrates vegetation-related variables with geological, socio-economic, and cultural parameters, and applied it to the Maremma Regional Park. The resulting risk maps allowed the identification of the main variables influencing coastal risk and highlighted areas characterized by high risk levels, mainly driven by coastal erosion and anthropogenic pressures. In the northern sector (Principina a Mare), we recommend promoting eco-tourism and sustainable development while limiting impactful practices such as mechanical beach cleaning and dune trampling. In the southern sector (Marina di Alberese), integrated studies and dune restoration strategies based on native vegetation are needed to effectively counteract erosion while ensuring long-term ecological sustainability. Overall, coastal management requires a multidisciplinary approach and active collaboration among institutions, local communities, scientists, and citizens.

Keywords: hazard, vulnerability, geology, plant ecology, coastal management.

Riassunto

La quantificazione e la mappatura del rischio costiero rappresentano strumenti fondamentali per una gestione efficace delle coste. Sebbene in letteratura siano disponibili numerosi indici di rischio che integrano parametri fisici, geomorfologici e socioeconomici, il ruolo della vegetazione è spesso trascurato o considerato in modo generico. Tuttavia, le comunità vegetali dunali contribuiscono in maniera significativa alla protezione costiera e all'aumento della resilienza degli ecosistemi. In questo studio è stato sviluppato un indice di rischio basato sulla vegetazione (VRI), che integra variabili vegetazionali con parametri geologici, socioeconomici e culturali, ed è stato applicato al Parco Regionale della Maremma. La produzione di mappe di rischio ha consentito

1. Università di Pisa, Pisa, Italia.
2. Universitad del Atlántico, Barranquilla, Colombia.
3. Autore corrispondente: daniela.ciccarelli@unipi.it

di individuare le principali variabili che influenzano la valutazione del rischio e di evidenziare aree caratterizzate da livelli elevati, principalmente legati all'erosione costiera e alle pressioni antropiche. Nell'area settentrionale (Principina a Mare) si raccomanda la promozione di forme di eco-turismo e sviluppo sostenibile, limitando pratiche impattanti come la pulizia meccanica delle spiagge e il calpestio delle dune. Nell'area meridionale (Marina di Alberese) emergono invece la necessità di studi integrati e l'adozione di interventi di restauro dunale basati su vegetazione nativa, garantendo la sostenibilità ecologica nel lungo termine. La gestione costiera richiede infine un approccio multidisciplinare e il coinvolgimento attivo di enti, comunità locali e cittadini.

Parole chiave: minaccia, vulnerabilità, geologia, ecologia vegetale, gestione costiera.

Introduzione

Quantificare e mappare il rischio costiero rappresenta un passaggio cruciale nella gestione delle coste. In letteratura sono stati elaborati numerosi indici per la valutazione del rischio costiero, spaziando da quelli basati principalmente su caratteristiche fisiche e geomorfologiche delle coste, ad indici più complessi che integrano anche parametri eolici, marini e socioeconomici (Rocha et al., 2023). Tuttavia, la componente vegetazionale viene spesso trascurata, o al più considerata in maniera generica attraverso la categoria del "verde". Le comunità vegetali tipiche degli ecosistemi dunali svolgono, invece, un ruolo fondamentale nella protezione delle coste, contribuendo in modo significativo ad aumentarne la resilienza (Ciccarelli, 2014). Per questo motivo, risulta indispensabile includere la presenza e l'abbondanza di tali comunità all'interno degli indici di rischio costiero. Seguendo questa impostazione, è stato applicato un indice di rischio basato sulla vegetazione (VRI), che considera non solo le variabili vegetazionali, ma anche parametri geologici, socioeconomici e culturali (Alessandrini et al., 2024), al Parco Regionale della Maremma. Il parco è stato selezionato per l'elevato valore ecologico dei suoi sistemi dunali costieri, ma anche perché è al contempo interessato da numerose criticità, legate a diversi usi del suolo, alla zonizzazione e alle pressioni antropiche (Ruocco et al., 2014). L'obiettivo principale dello studio è stato quello di fornire indicazioni operative ai gestori costieri per la definizione di strategie di conservazione e gestione sostenibili basate sul VRI.

Area di studio

L'indice di rischio è stato applicato al Parco Regionale della Maremma (Fig. 1), situato lungo il settore meridionale della costa toscana e caratterizzato da circa 30 km di litorale sabbioso. La piana costiera, formata dai sedimenti del fiume Ombrone, è attualmente interessata da marcati processi erosivi in corrispondenza della foce, in seguito alla riduzione dell'apporto sedimentario fluviale a partire dalla fine del XIX secolo. L'area presenta un regime microtidale, moto ondoso prevalentemente meridionale e sedimenti di spiaggia costituiti principalmente da sabbie fini; sono inoltre presenti diverse opere di difesa costiera volte a mitigare l'erosione (Cipriani et al., 2013; Bertoni et al., 2014; Fastelli et al., 2018).

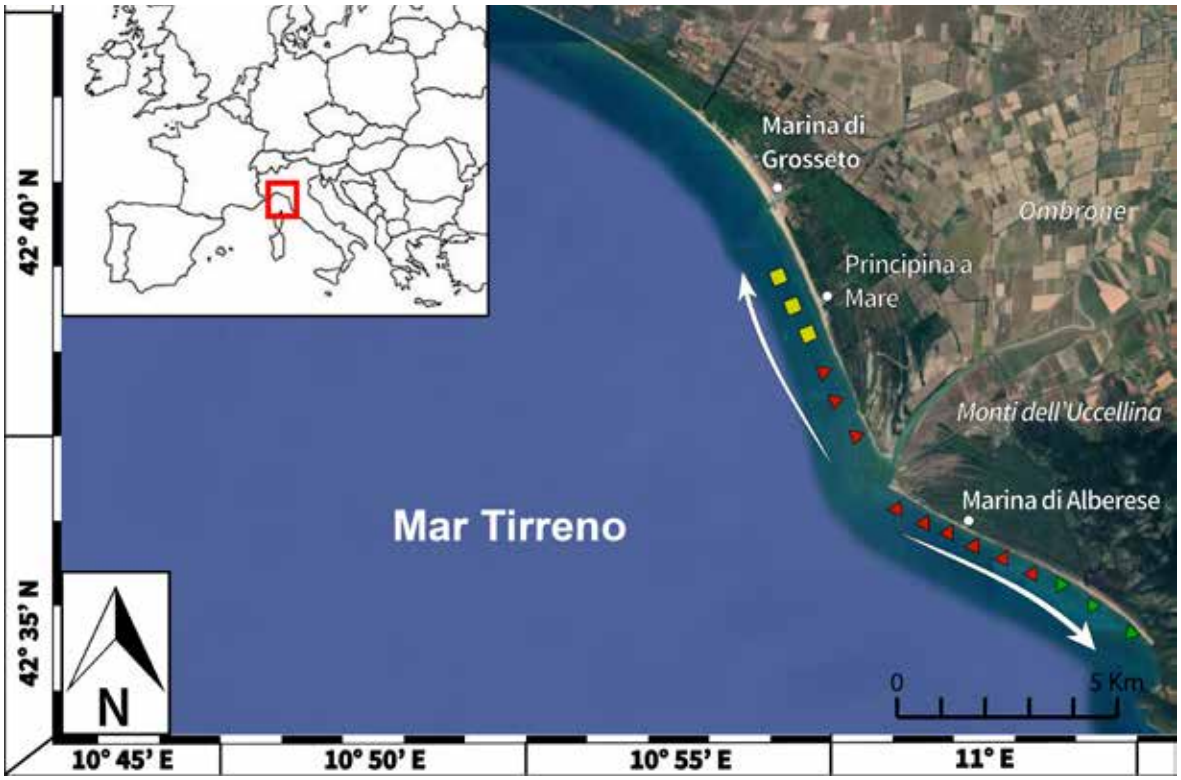


Figura 1. Mappa dell'area di studio. Le frecce bianche indicano le direzioni del trasporto litoraneo; i quadrati gialli individuano i tratti di linea di costa stabili; i triangoli rossi indicano tratti costieri in erosione; i triangoli verdi rappresentano tratti di costa in avanzamento. L'inserto nell'angolo superiore mostra una mappa dell'Europa con l'indicazione della posizione dell'Italia (immagine modificata da Ciccarelli et al., 2026).

Metodologia

Il rischio è definito come il prodotto tra probabilità dell'evento e conseguenze associate, derivante dall'interazione tra minaccia e vulnerabilità (IPCC, 2019). Per l'applicazione dell'indice di rischio basato sulla vegetazione (VRI), l'intero tratto costiero del Parco Regionale della Maremma è stato suddiviso in 13 unità contigue (1.000 × 500 m), individuate come compromesso tra scala di analisi e omogeneità delle caratteristiche fisiche, ecologiche e socioeconomiche.

Il VRI è stato calcolato in ambiente GIS ed è strutturato in due componenti principali: l'indice di minaccia, che integra forzanti costiere e suscettibilità, e l'indice di vulnerabilità, articolato nelle dimensioni socioeconomica, culturale ed ecologica (Tab. 1). Le variabili considerate sono state classificate su scala ordinale (1–5) in base al loro contributo relativo. Il rischio complessivo è stato ottenuto combinando minaccia e vulnerabilità e normalizzato su una scala 0–100, quindi suddiviso in cinque classi di rischio da molto basso a molto elevato (McLaughlin et al., 2002). Tutti i dettagli relativi alle variabili, alle formule e ai pesi adottati sono riportati in Ciccarelli et al. (2026). I risultati sono stati rappresentati mediante mappe tematiche di rischio, realizzate con QGIS versione 3.22 (QGIS.org, www.qgis.org).

Tabella 1. Variabili utilizzate per il calcolo del rischio costiero (modificata da Ciccarelli et al., 2026).

Forcing costiero	Nullo/molto basso (1)	Basso (2)	Medio (3)	Alto (4)	Molto alto (5)
Altezza media delle onde	0-1 m	1.5-2 m	2.5-3 m	3.5-4 m	> 4 m
Grado di esposizione ai fronti d'onda	10–45° Obliquo		0–10° Sub-parallelo		0° Parallelo
Escursione di marea	Macrotidale		Mesotidale		Microtidale
Dinamismo costiero	> -25 m Erosione massima	Tra -6 e -25 m Erosione	Tra -5 e +5 m Stabile	Tra 6 e 25 m Progradazione	> 25 m Progradazione massima
Suscettibilità costiera	Nulla/molto bassa (1)	Bassa (2)	Media (3)	Alta (4)	Molto alta (5)
Altezza delle dune	≥ 6	≥ 3	≥ 2	≥ 1	< 1
Percentuale di washover	0	≤ 5%	≤ 25%	≤ 50%	≥ 50%
Ampiezza della spiaggia asciutta	> 35 m	35-25.5 m	25-15.5 m	15-5 m	< 5 m
Pendenza del littorale emerso	tan β ≤ 0.02 Dissipativa		0.02 < tan β < 0.08 Intermedia		tan β ≥ 0.08 Riflessiva
Indice K	> 1 Estremo	0.51-1 Massimo	0.11-0.5 Medio	0.0001-0.1 Minimo	0 Assenza di strutture
Copertura degli ecosistemi dunali	Vegetazione psammofila, aree umide		Cespugli, praterie		Area priva di vegetazione
Vulnerabilità socioeconomica	Nulla/molto bassa (1)	Bassa (2)	Media (3)	Alta (4)	Molto alta (5)
Uso del suolo	Cespugli e macchia	Pascoli	Aree palustri, paludi salmastre, lagune costiere, zone umide	Invasi agricoli, aree coltivate, superfici agricole	Strutture ricreative, aeroporti, aree industriali e commerciali, aree urbane, aree estrattive
Percentuale di aree urbanizzate	< 20%	20-40%	40-60%	60-80%	> 80%
Densità della popolazione	< 10 abitanti per chilometro quadrato	11-75	76-300	301-999	> 1000 abitanti per chilometro quadrato
Status di protezione	Internazionale	Nazionale	Regionale	Locale	Assente
Strade	Assenti				Presenti
Vulnerabilità culturale	Nulla/molto bassa (1)	Bassa (2)	Media (3)	Alta (4)	Molto alta (5)
Patrimonio storico-culturale	Assente	Interesse locale	Interesse regionale	Interesse nazionale	Interesse internazionale, sito UNESCO
Ambiente costruito di valore culturale	Industria pesante	Turismo intensivo/area urbana	Turismo leggero/ industria sensibile	Turismo a basso impatto	Storico

Vulnerabilità ecologica	Nulla/molto bassa (1)	Bassa (2)	Media (3)	Alta (4)	Molto alta (5)
Aree protette	Assenti		Parchi, riserve, monumenti naturali		Siti Natura 2000
Livello di intervento umano	> 80% Molto alto	80-60% Alto	60-40% Medio	40-20% Basso	< 20% Molto basso
Presenza di rifiuti	Accumuli continui	Linea di battigia completamente coperta	Accumuli locali o discontinui	Pochi rifiuti dispersi	Praticamente assenti
Numero di habitat dunali	0-1		2-3		≥ 4
Vegetazione di spiaggia e dune mobili	0%	1-15%	16-30%	31-50%	> 50%
Pratelli dunali	0%	1-20%	21-40%	41-60%	> 60%
Vegetazione arbustiva dunale	0%	1-15%	16-30%	31-50%	> 50%

Risultati

La valutazione del rischio ha evidenziato pattern differenziati tra le tre componenti considerate (Fig. 2). Il rischio socioeconomico è risultato prevalentemente molto basso lungo la costa (76,9%), con valori bassi nel 15,4% dell'area e valori medi limitati al settore settentrionale del parco (7,7%), riflettendo una maggiore pressione antropica al di fuori dei confini dell'area protetta. Il rischio culturale ha mostrato valori più elevati in prossimità della foce del fiume Ombrone, dove si concentrano elementi di rilevanza storica e archeologica; lungo il resto della costa prevalgono valori medi (38,5%), mentre valori bassi e molto bassi interessano complessivamente il 23,1% del litorale. Il rischio ecologico è risultato la componente più critica, con valori alti e molto alti che complessivamente interessano l'84,6% della costa, a testimonianza dell'elevato valore e della sensibilità degli habitat dunali presenti. L'integrazione delle tre componenti ha restituito un rischio complessivo prevalentemente medio (61,5%), con porzioni significative di costa caratterizzate da rischio elevato (30,8%), concentrate soprattutto in prossimità della foce dell'Ombrone, mentre il rischio basso è limitato al 7,7% del litorale (Fig. 2).

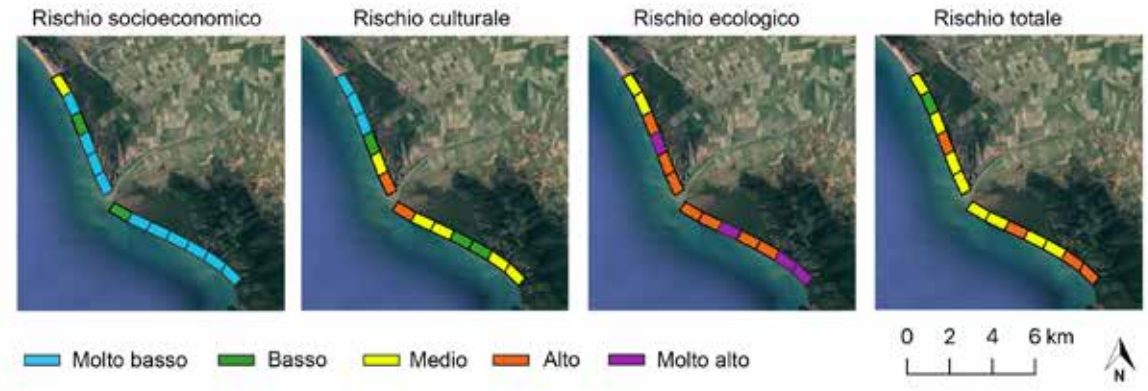


Figura 2. Distribuzione spaziale dei livelli di rischio nell'area di studio (immagine modificata da Ciccarelli et al., 2026). Il rischio culturale è prevalentemente concentrato in prossimità del fiume Ombrone, mentre valori elevati di rischio ecologico caratterizzano quasi l'intero litorale, ad eccezione del tratto più settentrionale, situato al di fuori dei confini del parco (Marina di Grosseto).

Discussione

Attraverso la generazione di mappe del rischio costiero chiare e intuitive, il VRI ha permesso di individuare le principali categorie di variabili che influenzano significativamente la valutazione del rischio. La rappresentazione cartografica si conferma uno strumento essenziale per tradurre e sintetizzare informazioni spaziali complesse in una conoscenza accessibile ed utile ai fini gestionali. In questo contesto, il presente studio costituisce la seconda applicazione dell'indice di rischio costiero basato sulla vegetazione in Italia (Ciccarelli et al., 2026), dopo quella condotta in Toscana settentrionale (Alessandrini et al., 2024), e, a nostra conoscenza, una delle poche applicazioni di indici di rischio basati sulla vegetazione in ambito mediterraneo.

In aree protette come il Parco Regionale della Maremma, la gestione costiera deve prioritariamente mirare alla conservazione ecologica, conciliandola con un uso responsabile del territorio. I risultati del VRI hanno permesso di individuare strategie differenziate in funzione delle caratteristiche e delle pressioni specifiche dei diversi settori costieri. Nel settore settentrionale (da Marina di Grosseto a Principina a Mare), maggiormente accessibile e soggetto a pressioni turistiche, risultano prioritari interventi volti a limitare lo sviluppo infrastrutturale, regolamentare gli accessi e promuovere forme di turismo sostenibile ed eco-turismo (Ioppolo et al., 2013). Nel settore meridionale (da Marina di Alberese a Cala Rossa), più tutelato ma fortemente interessato in alcuni tratti da processi erosivi, emerge invece la necessità di interventi di restauro dunale basati sulla vegetazione nativa, associati a una rigorosa regolamentazione delle attività antropiche e a un monitoraggio continuo.

Numerosi studi evidenziano come la vegetazione dunale e la biodiversità svolgano un ruolo chiave nell'aumentare la resilienza dei sistemi costieri all'erosione e agli eventi estremi, grazie in particolare allo sviluppo della biomassa radicale e alla stabilizzazione dei sedimenti (De Battisti & Griffin, 2020; Figlus et al., 2022). In questo contesto, interventi di rinaturalizzazione che favoriscano processi naturali e l'impiego di specie autoctone risultano preferibili rispetto a soluzioni puramente ingegneristiche (Lithgow et al., 2013; Roig-Munar et al., 2020; Pintó et al., 2023). Le recenti iniziative di restauro "green" avviate nella zona di Principina e di Marina di Alberese rappresentano esempi coerenti con questo approccio (https://parco-maremma.it/protezione-e-riqualificazione-dellarea-dunale-nel-parco-regionale-della-maremma/).

Infine, per rafforzare l'efficacia della gestione del rischio costiero, si evidenzia l'importanza di adottare un quadro di gestione integrata della zona costiera, basato sul coordinamento tra enti, comunità locali e mondo scientifico, sul coinvolgimento attivo dei cittadini e sul supporto della ricerca scientifica e delle nuove tecnologie (Ciccarelli et al., 2023). Tale approccio risulta essenziale per garantire la resilienza e la sostenibilità a lungo termine dei sistemi dunali del Parco della Maremma.

Ringraziamenti

Gli autori esprimono la loro gratitudine al Parco Regionale della Maremma per aver concesso l'autorizzazione all'accesso nell'area protetta e alla raccolta dei dati di ricerca.

Bibliografia

Alessandrini V., Bertoni D., Rangel-Buitrago N. & Ciccarelli D., 2024. Implementing a vegetation-based risk index to support management actions in Mediterranean coastal dunes. *Ocean and Coastal Management*, 252: 107105.

Bertoni D., Biagioni C., Sarti G., Ciccarelli D. & Ruocco M., 2014. The role of sediment grain-size, mineralogy, and beach morphology on plant communities of two Mediterranean coastal dune systems. *Italian Journal of Geosciences*, 133: 271–281. https://doi.org/10.3301/IJG.2014.09

Ciccarelli D., 2014. Mediterranean coastal sand dune vegetation: influence of natural and anthropogenic factors. *Environmental Management*, 54: 194-204.

Ciccarelli D., Alessandrini V., Bertoni D. & Rangel-Buitrago N., 2026. Applying the Vegetation-Based Risk Index (VRI) to Mediterranean Coasts: Lessons from Maremma Park, Italy. *Journal of Coastal Research*, 42: online. https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-25-00007.1

Ciccarelli D., Cini E., Mo A., Paterni M., Massetti L., Rangel-Buitrago N. & Merlino S., 2023. Assessment and management of plant invasions with unmanned aerial vehicles. The *Yucca gloriosa* case, Italy. *Regional Studies in Marine Science*, 57: 102759. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102759

Cipriani L.E., Pranzini E., Vitale G. & Wetzel L., 2013. Adaptation to beach erosion at Maremma Regional Park (Tuscany, Italy). *Geo-Eco-Marina*, 19: 65–76.

De Battisti D. & Griffin J.N., 2020. Below-ground biomass of plants, with a key contribution of buried shoots, increases foredune resistance to wave swash. *Annals of Botany*, 125: 325–334.

Fastelli P., Marcelli M., Guerranti C. & Renzi M., 2018. Recent changes of ecosystem surfaces and their services value in a Mediterranean coastal protected area: The role of wetlands. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 34: 233–245. https://doi.org/10.1007/s41208-017-0057-7

Figlus J., Sigren J.M., Feagin R.A. & Armitage A.R., 2022. The unique ability of fine roots to reduce vegetated coastal dune erosion during wave collision. *Frontiers in Built Environment*, 8: 904837.

Ioppolo G., Saija G. & Salomone R., 2013. From coastal management to environmental management: The sustainable eco-tourism program for the mid-western coast of Sardinia (Italy). *Land Use Policy*, 31: 460–471. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.08.010

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2019. Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Cambridge: Cambridge University Press.

Lithgow D., Martínez M.L., Gallego-Fernandez J.B., Hesp P.A., Flores P., Gachuz S., Rodríguez-Revolo N., Jiménez-Orocio O., Mendoz-González G. & Álvarez-Molina L.L., 2013. Linking restoration ecology with coastal dune restoration. *Geomorphology*, 199: 214–224.

McLaughlin S., McKenna J. & Cooper J.A.G., 2002. Socioeconomic data in coastal vulnerability indices: Constraints and opportunities. *Journal of Coastal Research*, 36: 487–497. https://doi.org/10.2112/1551-5036-36.sp1.487

Pintó J., Garcia-Lozano C. & Varga D., 2023. Using dune-restricted species to assess the degree of natural diversity of dune systems on Mediterranean tourist coasts. *Ecological Indicators*, 147: 110004. http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110004

Rocha C., Antunes C. & Catita C., 2023. Coastal indices to assess sea-level rise impacts – A brief review of the last decade. *Ocean and Coastal Management*, 237: 106536.

Roig-Munar F.X., Garcia-Lozano C., Pintó J. & Martín-Prieto J.A., 2020. Spatiotemporal evaluation of the geomorphological state of beach-dune systems using management criteria. *Land Degradation and Development*, 31(24): 2901–2913. https://doi.org/10.1002/ldr.3677

Ruocco M., Bertoni D., Sarti G. & Ciccarelli D., 2014. Mediterranean coastal dune systems: Which abiotic factors have the greatest influence on plant communities? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149: 213–222. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.08.019

Roberto Mercurio[1]

LE PINETE COSTIERE: GENESI, CRITICITÀ, PROSPETTIVE

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – COASTAL PINEWOODS: ORIGINS, CRITICAL ISSUES, AND PERSPECTIVES

Mediterranean pinewoods characterize the coastal landscape in Italy. Their origins can be traced back to the Romans and, over the centuries, to the monks, forestry services, and large landed estates. They were once of great importance for production (primarily pine nuts), protection, and tourism/recreational purposes.
At present, the conservation of pinewoods is threatened by many interacting factors, and coastal areas are highly vulnerable to climate change. For this reason, old management models must be rethought and new priorities established.
Management scenarios will depend on the "value" to be attributed to these stands in the future. Either the cultural-landscape approach, that emphasizes the importance of aesthetic value, tourism, and fire prevention. Or the ecological-naturalistic approach, that instead focuses on ecological resilience and the conservation of species and habitat under the Habitat Directive (43/92/EEC).
These two options can be considered and adopted in the National Recovery Plan required by the Nature Restoration Law (EU Regulation 1991/2024).

Keywords: Mediterranean pines, coastal pinewoods, conservation, silviculture, forest restoration.

Riassunto

Le pinete di pini mediterranei caratterizzano in Italia il paesaggio delle coste. L'origine si deve ai Romani e, nel corso dei secoli, ai monaci, servizi forestali e alle grandi proprietà fondiarie. Un tempo le pinete avevano una grande importanza dal punto di vista produttivo (pinoli in primo luogo), protettivo e turistico-ricreativo.

Oggi la conservazione delle pinete è minacciata da molti fattori interagenti fra loro, inoltre le aree costiere sono molto vulnerabili ai cambiamenti climatici. Per questo vanno ripensati i vecchi modelli di gestione e definite le nuove priorità.

I futuri scenari di gestione saranno in funzione del "valore" che si vorrà attribuire a questi popolamenti. O l'approccio culturale-paesaggistico che accentua l'importanza del valore estetico, della fruizione turistica e della prevenzione antincendio. Oppure l'approccio ecologico-naturalistico che focalizza l'attenzione sulla resilienza ecologica e sulla conservazione di specie e di habitat prioritari ai sensi della Direttiva "Habitat" 43/92/CEE).

1. Già Professore ordinario di selvicoltura e assestamento forestale all'Università Mediterranea, Reggio Calabria.
Docente a contratto di restauro dell'ambiente forestale, Università della Tuscia, Dip. DAFNE, Via Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo, email: rmercurio@inwind.it/mercurio@unitus.it

Queste due opzioni potranno essere considerate e recepite nel Piano Nazionale di Ripristino previsto dalla Nature Restoration Law (Reg. Ue 1991/2024).

Parole chiave: pini mediterranei, pinete litoranee, conservazione, selvicoltura, restauro forestale.

La genesi

Le pinete sono "cenosi di sostituzione", ossia sono piantagioni realizzate dall'uomo, eliminando e sostituendo con altre specie la vegetazione naturale, per soddisfare alcune sue necessità, in questo caso: legno e frutto.

Le pinete litorali sono composte essenzialmente da tre pini mediterranei: pino domestico, pino marittimo e pino d'Aleppo.

Tra questi pini, il pino domestico (*Pinus pinea* L.) è quello più importante e frequente.

L'indigenato del pino domestico è controverso e in particolare in Italia. Corti (1969), ritiene plausibile l'ipotesi dell'indigenato del pino domestico in alcune zone delle coste tirreniche e della Sicilia.

Secondo Quézel (1980), la presenza del pino domestico sarebbe esclusivamente legata alla sua coltivazione dapprima per un interesse religioso e poi economico.

In base a questa ipotesi é possibile che l'introduzione risalga ai Fenici (XI-X sec. a.C.) o agli Etruschi (XII-X sec. a.C.) o alle immigrazioni elleniche nell' Italia meridionale (dalla metà dell'VIII sec. a.C.). (Giacomini & Fenaroli, 1958; Thirgood, 1981). Tuttavia maggiori evidenze si hanno con il periodo Romano (200 a.C.) in relazione alla diffusione del culto di Cibele, alla quale l'albero era dedicato (Di Berenger, 1859-1863; Giacomini, 1968) e grazie ai reperti archeologici ritrovati a Pompei (Robinson, 2002). Il pino domestico fu diffuso dai Romani lungo i litorali specialmente là dove si trovavano le "classi" o "arsenali marittimi". Così divennero celebri le pinete di Ravenna, Populonia, Aquileia, Ostia, Pisa, Medana, Hipponium in Sicilia, Gallinara presso il Volturno (Giacomini, 1968).

I monaci proseguirono nella diffusione del pino domestico, come nel caso delle pinete dell'alto Adriatico (Corbetta & Tomei, 1998; Andreatta, 2013).

Nel periodo post unitario, la politica forestale privilegiò il consolidamento e la valorizzazione delle sabbie litoranee. Una attività che si accentuò negli anni '30-'60 del XX secolo, e che prevedeva un ampio uso dei pini mediterranei (Gabbrielli, 2009; Mercurio et al., 2009; Mercurio, 2020).

L'esistenza di pinete di rinomanza storica e paesaggistica é documentata all'inizio del '900: Migliarino, S. Rossore, Alberese, Castelporziano, Castel Fusano, Fregene (Bassi, 1925; Sestini, 1963; Corbetta & Tomei, 1998; Lorenzini & Nali, 2013; Agnoletti, 2018; Caneva, 2019; Mercurio, 2020).

In una prima proposta per un catalogo nazionale dei paesaggi rurali storici (Agnoletti, 2010) fu inserita la Pineta di San Vitale, risalente all'epoca romana imperiale destinata a produrre legname per la flotta, poi ampliata e conservata dai monaci. Proposta poi non recepita nell'elenco dei paesaggi rurali di interesse storico, istituito presso il MASAF.

Le criticità

I fattori di disturbo sono molteplici. *Abbandono colturale.* Di conseguenza si hanno popolamenti meno resistenti ai venti e alle tempeste, poco resilienti, meno efficienti nei riguardi della funzione protettiva, con grande accumulo di necromassa che genera alti rischi d'incendio di notevole intensità. *Diffusione di specie esotiche invasive*. Nelle pinete si riscontrano con frequenza varie specie arboree alloctone: robinia, ailanto, acacie che alterano la fisionomia delle pinete. *Attacchi di insetti e patogeni*. Tra i principali responsabili di gravi danni soprattutto al pino domestico ci sono: il blastofago dei pini (*Tomicus destruens* Woll,), il cimicione americano (*Leptoglossus occidentalis* Heid.), la cocciniglia tartaruga (*Toumeyella parvicormis* Cockerell), e l'agente del marciume radicale (*Heterobasidion irregulare* Garbel. & Otrosina). *Degrado sociale*. L'abbandono di rifiuti, la prostituzione e lo spaccio di stupefacenti, gli insediamenti abusivi, le sepolture illegali, il rilascio e l'inselvatichimento di animali anche esotici, rendono pericolose e inospitali le pinete litoranee. *Criticità della vegetazione delle zone costiere*. Le piante sono soggette a forti stress dovuti al substrato permeabile, al surriscaldamento delle sabbie, all'azione dei venti, alla salinizzazione e innalzamento della falda, all'erosione delle coste, all'inquinamento marino e atmosferico. *Cambiamenti climatici*. I fenomeni collegati, che possono compromettere le pinete litoranee, riguardano gli stress termo-udometrici, le tempeste di vento e l'innalzamento del livello del mare. *Sovraccarico di fauna selvatica.* A causa di errati ripopolamenti di ungulati e del divieto di caccia, in molte pinete che ricadono all'interno delle aree protette, si stanno creando situazioni difficili e inconciliabili con una gestione conservativa delle pinete che penalizza la vegetazione e la rinnovazione naturale. *Pressione antropica*. L'elevata presenza di turisti, *overtourism*, soprattutto durante il periodo estivo è responsabile del compattamento del suolo e della alterazione della vegetazione. *Urbanizzazione*. La realizzazione di infrastrutture viarie, insediamenti balneari e villaggi turistici nelle pinete e negli arenili ha stravolto il paesaggio costiero e i sistemi biologici. *Incendi.* Il fuoco ha conseguenze gravi nelle pinete ricche di necromassa per l'abbandono colturale e per il ripetersi di eventi meteorologici estremi (siccità, venti caldi) che facilitano la combustione dei pini resinosi. *Nuovi paradigmi culturali*. I ceti sociali urbanizzati non capiscono più l'importanza della coltivazione delle pinete e dei suoi prodotti nel nome di una generica ideologia ambientalista e protezionistica, che viene recepita nel quadro giuridico con norme restrittive, vincolanti e fuorvianti ai fini di una gestione razionale delle pinete.

Oggi la conservazione delle pinete è minacciata da molti fattori interagenti fra loro, tra cui non vanno dimenticate le contrapposizioni tra i portatori di interesse e tra le stesse competenze istituzionali che accentuano il contenzioso con i gestori.

Per questo devono essere definite nuove priorità funzionali delle pinete, differenziate per zone e condizioni ecologiche e, di conseguenza, devono essere ripensati i vecchi modelli colturali e applicate nuove norme di gestione delle pinete fondate sul piano scientifico, semplici ed elastiche.

Le prospettive

I futuri scenari di gestione saranno in funzione del "valore-obiettivo" che si vorrà attribuire a questi popolamenti. In particolare se ne possono illustrare due.

Il primo.
L'approccio culturale-paesaggistico ha tra i suoi punti di forza: la produzione di beni (legno,

pinoli, funghi, tartufi), la conservazione della "identità storica" e del tratto estetico "familiare", la maggiore fruibilità da parte del grande pubblico, la "sicurezza psicologica" propria dei boschi ben curati, l'attuazione di misure di prevenzione antincendio più efficaci.

Se l'obiettivo è la conservazione delle pinete per il loro valore storico-culturale-paesaggistico, il modello di gestione è quello classico: taglio raso su intere particelle forestali seguito dal reimpianto del pino una volta terminato il ciclo colturale (turno) che corrisponde a una soglia cronologica in cui appaiono i primi segni di decadenza del pino. Il punto focale del trattamento è la lunghezza del ciclo colturale a cui è legata, sul piano estetico, la monumentalità e la bellezza delle piante. Secondo una prassi consuetudinaria la lunghezza turno è di 60-80 anni per la produzione di legno, o di 80-120 anni per la produzione di legno e pine. Recenti studi mettono in evidenza che il turno ottimale, dal punto di vista della produzione di pine, e della funzione paesaggistica e ricreativa, dovrebbe essere di 150 anni (Pasalodos-Tato et al., 2016).

Questo trattamento selvicolturale consente di conservare e mantenere le pinete monospecifiche e monoplane senza (o parziale) sottobosco. Se si fa riferimento alle pinete litoranee della Toscana settentrionale, il modello tradizionale è quello di Biondi & Righini (1910). Concepito in origine per privilegiare la produzione di pinoli, ora da rileggere anche in chiave estetico-percettiva. Questo modello di gestione incarna il valore storico-culturale ed è il più apprezzato sul piano estetico e della fruibilità turistico-ricreativa, oltreché sul piano della produzione di pinoli, là dove è ancora possibile. Si rivela adatto nelle zone dove si manifesta un declino biologico del pino e una scarsa capacità di rinnovazione naturale. Il presupposto è che venga applicato sempre nelle aree ecologicamente adatte al pino domestico (pineta dunale a leccio, pineta dunale meso-mediterranea, pineta dunale termo-mediterranea).

Tutte le pinete litoranee sono sottoposte al vincolo paesaggistico (L. 1497/1939, L. 431/1985, D.L. 42/2004) che in buona sostanza vieta l'alterazione dello stato dei luoghi senza una specifica autorizzazione. Nel Piano di Indirizzo Territoriale con valenza di Piano Paesaggistico Regionale (PIT-PPR) della Regione Toscana (27 marzo 2015), che costituisce lo strumento di pianificazione territoriale a scala regionale, le pinete costiere sono definite formazioni boschive che "caratterizzano figurativamente" il territorio (Berengo, 2019).

Il taglio a raso pur essendo vietato dal TUFF "Testo unico in materia di foreste e filiere forestali" (D.L. 34/2018) e da molti regolamenti forestali regionali (esempio il Regolamento Forestale della Toscana, D.P.G.R. 5 maggio 2015, n. 53/R), può essere eseguito in deroga nei casi in cui: a) si è in presenza di un declino del popolamento di ordine biotico o abiotico; b) si debbano mantenere boschi di rilevante interesse storico e paesaggistico (come le pinete litoranee).

In alternativa al modello classico di pineta monoplana e coetanea, è stato proposto (Ciancio et al., 1986) il modello colturale che prevedeva invece pinete multistratificate con varie classi di età, in grado di rinnovarsi per via naturale. Attualmente questo modello, pur essendo sempre valido, trova una limitazione nella disponibilità di seme (dovuta alla difficoltà nella vernalizzazione del seme che non germina, alla predazione di insetti, uccelli, roditori e ungulati) e quindi nella scarsa rinnovazione naturale. Questo trattamento, laddove è possibile attuarlo, dà luogo a bio-strutture permanenti, complesse che conservano parte della vegetazione del sottobosco e degli alberi monumentali, utili, tra l'altro, alla nidificazione di alcune specie di uccelli.

Il secondo.
L'approccio ecologico-naturalistico, ha tra i suoi punti di forza, il recupero della "naturalità" dei luoghi, della biodiversità, della maggiore resilienza dei popolamenti, tenendo conto che molte di queste pinete rientrano tra gli habitat prioritari secondo la normativa europea.

L'approccio ecologico-naturalistico, si appoggia sul concetto di "rinaturalizzazione", cioè di

far evolvere o di trasformare le pinete, verso ecosistemi più vicini alle "condizioni naturali", spesso i querceti mesofili e/o le formazioni della macchia mediterranea. A sostegno di questa linea sta la considerazione che i rimboschimenti rappresentano una delle cause di regressione della biodiversità dunale in quanto le specie introdotte (pini e altre specie) diventano esclusive, esercitando una forte concorrenza sulle comunità naturali. Ma non solo, a causa delle mutate condizioni ecologiche (innalzamento della falda, fitopatie, ecc.) non è sempre più possibile conservare le pinete.

Nella gestione dei Siti Natura 2000 emerge di frequente una contrapposizione tra la conservazione dei valori storico-paesaggistici e il ripristino delle "condizioni naturali" (MATT, 2002; Genovesi et al, 2014; Angelini et al., 2016). Pur non disconoscendo l'importanza della conservazione delle specie animali e vegetali, esplicitamente protette, ci sono dei casi in cui si dovrà fare una scelta diversa, e dare la precedenza ai valori culturali, economici e sociali. Del resto non mancano gli esempi in cui le misure proposte e imposte, non ben ponderate, si siano rivelate inadeguate e controproducenti.

In sintesi, si prospetta una pluralità di scelte di gestione da valutare caso per caso, senza nessun pregiudizio né ideologico, né vincolistico. Il mantenimento del pino domestico sarà molto difficile se non in casi particolari. Solo un altro "pino" si mostra al momento competitivo, il pino d'Aleppo, in virtù dell'assenza di agenti dannosi e della resistenza a possibili aumenti delle temperature e delle criticità idriche.

I criteri di gestione dei Siti Natura 2000 dovranno essere ripensati e opportunamente tradotti in precise azioni colturali nel Piano Nazionale di Ripristino previsto dalla NRL (Reg. Ue 1991/2024) nel quadro più ampio della rivalutazione dello stato di conservazione dei Siti e della attuazione di misure dedicate di ripristino delle aree degradate.

Bibliografia

Agnoletti M., 2010. Paesaggi rurali storici. Per un catalogo nazionale. Laterza, pp.566.

Agnoletti M., 2018. Storia del bosco. Il paesaggio forestale italiano. Laterza, pp. 366.

Andreatta G., 2013. Le pinete di Ravenna: aspetti storici, culturali e selvicolturali. *Dendronatura,* 1: 49-62.

Angelini P., Casella L., Grignetti A. & Genovesi P., 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, *Manuali e linee guida*, 142/2016.

Bassi V., 1925. Le pinete litoranee. *Le Vie d'Italia*, pp. 1177-1186.

Berengo C., 2019. La tutela delle pinete litoranee nel Piano Paesaggistico della Toscana. Quaderni 2019-I Sezione Centro Ovest. Supplemento a «I Georgofili. Atti della Accademia dei Georgofili» Anno 2019 - Serie VIII - Vol. 16 (195° dall'inizio) pp. 87-91.

Biondi L. & Righini E., 1910. Il pino da pinoli. Cultura – Prodotti – Industrie. Ulrico Hoepli Editore, Milano, pp. 144.

Caneva G., 2019. Il pino domestico. Laterza, pp. 134.

Ciancio O., Cutini A., Mercurio R. & Veracini A., 1986. Sulla struttura della pineta di pino domestico di Alberese. *Annali dell'Istituto Sperimentale di Selvicoltura,* 17: 171-236.

Corbetta F. & Tomei P.E., 1998. Le pinete litoranee a pino domestico. In: Corbetta et al. (eds.) SOS Verde, pp. 223-228, Edagricole, Bologna.

Corti R., 1969. Sull'indigenato del *Pinus pinea* L. in Italia. *Archivio Botanico e Biogeografico Italiano,* 45: 321-326.

Di Berenger A., 1859-1863. Dell'antica Storia e Giurisprudenza forestale in Italia. Stabilimento tipo-litografici di G. Longo Treviso e Venezia (Studii di Archeologia forestale, Ristampa anastatica a cura dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze 1965).

Gabbrielli A., 2009. Il rimboschimento delle coste sabbiose in Italia. In: Hermanin L., La Marca O. (eds) Scritti in onore di Mario Cantiani. Polistampa, Firenze, pp. 35-38.

Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F. & Stoch F., 2014. Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, *Rapporti,* 194/2014.

Giacomini V., 1968. Un albero italico nel paesaggio italico. *L'Italia Forestale e Montana,* 3: 101-116.

Giacomini V. & Fenaroli L., 1958. La Flora. Touring Club Italiano, Milano, pp. 272.

Lorenzini G. & Nali C., 2013. Il pino domestico. Elementi storici e botanici di una preziosa realtà del paesaggio mediterraneo. Olschki, Firenze, pp. 98.

Matt, 2002. Manuale per le linee guida per la redazione dei piani di gestione dei siti Natura 2000, Matt, Roma, pp.443.

Mercurio R., 2020. Pino domestico. Estetica e coltivazione. Edizione digitale presso Youcanprint Self-Publishing, pp. 136, ISBN | 9788831675727

Mercurio R., Bagnato S., De Lorenzo F., Mallamaci C., Cameriere P., Muscolo A., Romano G., Scarfò F., Sidari M. & Spampinato G., 2009. Le pinete litoranee della Calabria. Versante tirrenico. Edizioni Laruffa, Reggio Calabria, pp. 70+8.

Pasalodos-Tato M. Pukkala T., Calama R., Cañellas I. & Sanchez-Gonzalez M., 2016. Optimal management of *Pinus pinea* stands when cone and timber production are considered. *European Journal of Forest Research,* 135: 607–619.

Quézel P., 1980. Biogéographie et écologie des conifères sur le pourtour méditerraneen. In: Pesson P. (ed). Actualites d'écologie forestière, Sol, Flore, Faune. Gauthiers Villars, Paris, pp. 205 255.

Robinson M., 2002. Domestic burnt offerings and sacrifices at Roman and pre-Roman Pompeii, Italy. *Vegetation History and Archaeobotany,* 11: 93-100.

Sestini A., 1963. Il paesaggio. Touring Club Italiano, Milano, pp. 232.

Thirgood J.V., 1981. Man and the Mediterranean forest. A history of resource depletion. Academic Press, London, pp. 193.

Sitografia

www.mase.gov.it/portale/rete-natura-2000 (accesso 20 dicembre 2025)

www.mase.gov.it/portale/obiettivi-e-ambiti-di-intervento-del-regolamento (accesso 20 dicembre 2025)

www.regione.toscana.it/siti-natura-2000 (accesso 20 dicembre 2025)

www.masaf.gov.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/19342 (accesso 20 dicembre 2025)

Letizia Marsili[1,2,11], Cecilia Mancusi[3], Giuliana Terracciano[4], Marco Alberto Luca Zuffi[5], Chiara Caruso[1], Laura Tonelli[6], Giovanni Raimondi[7], Paolo Luschi[5], Claudio Ciofi[8], Pietro Giovacchini[1], Corrado Battisti[9], Isa Tonso[10], Lorenzo Minoia[1], Chiara Marescalchi[1], Francesco Bonucci[1], Guia Consales[1], Francesca Capanni[1], Enrica Franchi[1]

MINACCE GLOBALI E SOLUZIONI LOCALI: LA SFIDA DI *Caretta caretta* IN TOSCANA

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - GLOBAL THREATS AND LOCAL SOLUTIONS: THE *Caretta caretta* CHALLENGE IN TUSCANY

The marine turtle (*Caretta caretta*), classified as *Least Concern* in the Mediterranean since 2016, continues to be exposed to numerous anthropogenic threats, including bycatch, environmental contamination and disturbance of nesting areas. In recent years, the coasts of Tuscany have recorded an increase in nesting events, a phenomenon reflecting climate change and variations in the availability of suitable habitats. However, coexistence with intense tourist and fishing activities raises new challenges for the management and conservation of the species. This study analyses the environmental pressures affecting *Caretta caretta* along the Tuscan coasts, with particular attention to the impact of interactions with fisheries, the accumulation of environmental contaminants and the vulnerability of nesting sites. Through a multidisciplinary approach integrating biomonitoring, ecotoxicological analyses and conservation strategies, local solutions are proposed to mitigate the effects of global threats. The adoption of sustainable management measures, the involvement of local communities and the application of the *One Health* paradigm emerge as key tools to ensure the protection of the species and the conservation of coastal ecosystems.

Keywords: *Caretta caretta,* climate change, nesting sites, anthropogenic threats, coastal management.

1. Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente (DSFTA), Università di Siena, Siena, Italia.
2. Centro Interuniversitario per la Ricerca sui Cetacei (CIRCE), DSFTA, Università di Siena, Siena, Italia.
3. Agenzia per la Protezione Ambientale della Regione Toscana (ARPAT), Via Marradi 114, Livorno, Italia.
4. Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Regioni Lazio e Toscana, Italia.
5. Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa, Italia.
6. Parco Regionale della Maremma, Alberese (GR), Italia.
7. Acquario di Livorno, Livorno, Italia.
8. Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Firenze, Italia.
9. Riserva Naturale Statale "Torre Flavia", Città Metropolitana di Roma Capitale, Italia.
10. Legambiente Arcipelago Toscano, Italia.
11. Autore corrispondente: letizia.marsili@unisi.it

Riassunto

La tartaruga marina (*Caretta caretta*), classificata *Least Concern* nel Mediterraneo dal 2016, continua a essere esposta a numerose minacce di origine antropica, tra cui il *bycatch*, la contaminazione ambientale e il disturbo delle aree di nidificazione. Negli ultimi anni, le coste della Toscana hanno registrato un incremento delle nidificazioni, un fenomeno che riflette cambiamenti climatici e variazioni nella disponibilità di habitat idonei. Tuttavia, la coesistenza con un'intensa attività turistica e di pesca solleva nuove sfide per la gestione e la conservazione della specie. Questo studio analizza le pressioni ambientali che interessano *Caretta caretta* lungo le coste toscane, con particolare attenzione all'impatto delle interazioni con la pesca, all'accumulo di contaminanti ambientali e alla vulnerabilità dei siti di nidificazione. Attraverso un approccio multidisciplinare che integra biomonitoraggio, analisi ecotossicologiche e strategie di conservazione, vengono proposte soluzioni locali per mitigare gli effetti delle minacce globali. L'adozione di misure di gestione sostenibile, il coinvolgimento delle comunità locali e l'applicazione del paradigma *One Health* emergono come strumenti chiave per garantire la tutela della specie e la salvaguardia degli ecosistemi costieri.

Parole chiave: *Caretta caretta,* cambiamenti climatici, siti di nidificazione, pressioni antropiche, gestione costiera.

Introduzione

La tartaruga marina (*Caretta caretta*) rappresenta una delle specie più emblematiche della fauna marina, non solo per il suo ruolo ecologico negli ecosistemi costieri e pelagici, ma anche per la sua lunga e articolata storia evolutiva. I Cheloni marini hanno origini antiche, risalenti al Mesozoico, con chelonioidi già presenti nel Cretaceo inferiore, circa 110 milioni di anni fa, e una successiva ampia diversificazione durante il Cretaceo, fase che ha rappresentato una delle più rilevanti nella storia evolutiva delle tartarughe e dei rettili marini (Hirayama, 1998; Joyce, 2017). La sopravvivenza di alcune linee di chelonioidi alla crisi di estinzione di massa al limite Cretaceo-Paleogene (~66 milioni di anni fa), responsabile della scomparsa dei dinosauri non aviani e di numerosi altri gruppi marini e terrestri, con un drastico calo di biodiversità stimato intorno al 76% delle specie viventi (K–Pg *extinction event*) (Lowery et al., 2018), testimonia una marcata capacità di adattamento su scala evolutiva. In una prospettiva darwiniana, tale persistenza può essere ricondotta all'azione della selezione naturale e alla sopravvivenza delle forme più idonee in contesti ambientali profondamente mutevoli. Evidenze recenti indicano che tali processi adattativi sono riscontrabili anche a livello molecolare: nelle tartarughe marine, e in particolare in *Caretta caretta*, la selezione naturale ha agito su geni mitocondriali coinvolti nel metabolismo energetico, suggerendo un adattamento alle elevate richieste fisiologiche e alle condizioni termiche associate alla vita marina (Novelletto et al., 2016; Ramos et al., 2020). Insieme ad adattamenti morfologici, fisiologici e comportamentali, questi meccanismi hanno consentito alle tartarughe marine di colonizzare ambienti marini variabili, mantenendo strategie riproduttive relativamente conservative nel tempo, in particolare la nidificazione terrestre e la filopatria riproduttiva (Clusa et al., 2018). *Caretta caretta* può dunque essere considerata una specie evolutivamente resiliente, capace di attraversare profonde trasformazioni climatiche e oceanografiche su scale temporali geologiche. Tuttavia, tale resilienza non deve essere interpre-

tata come una garanzia di sopravvivenza nel contesto attuale. Le pressioni antropiche moderne si distinguono infatti per rapidità, simultaneità e diffusione, con il rischio di superare i tempi biologici dell'adattamento naturale. Nel Mediterraneo, bacino semi-chiuso e fortemente antropizzato, *Caretta caretta* è attualmente classificata come *Least Concern* ma presenta vulnerabilità significative a scala regionale e locale (Casale, 2015; Casale et al., 2018). Come evidenziato da Marsili et al. (2025), la specie è esposta a un complesso regime di minacce antropiche che agiscono in modo cumulativo, con particolare rilievo per l'inquinamento marino, il *bycatch* e il degrado degli habitat riproduttivi. In questo quadro, i cambiamenti climatici e l'aumento della frequenza di eventi estremi, quali mareggiate, precipitazioni intense e inondazioni costiere, contribuiscono ad amplificare pressioni già esistenti, incidendo in modo particolarmente critico sulla fase di nidificazione (IPCC, 2023; Mazaris et al., 2023). Ne deriva che le regioni costiere rappresentano il contesto in cui le forzanti climatiche globali si traducono in effetti ecologici locali concreti, attraverso la perdita diretta dei nidi, l'erosione delle spiagge e l'alterazione delle condizioni microambientali di incubazione. In questo scenario, la Toscana, che negli ultimi anni ha registrato un incremento degli eventi di nidificazione (Mancusi et al., 2024), rappresenta un caso di studio particolarmente significativo per analizzare il delicato equilibrio tra capacità adattativa della specie, limiti imposti dalla rapidità del cambiamento climatico e nuove vulnerabilità generate dall'interazione con le attività umane.

Area di studio e *Caretta caretta* nel contesto toscano

La Toscana si estende lungo il versante tirrenico dell'Italia centrale e presenta una fascia costiera di elevata rilevanza ecologica e gestionale. Il litorale continentale si sviluppa per circa 397 km, dal confine con la Liguria fino al confine con il Lazio; includendo anche le coste delle isole dell'Arcipelago Toscano, l'estensione complessiva della linea di costa raggiunge circa 630 km. Tale estensione rappresenta una quota rilevante del litorale italiano (circa 8%) e rende la regione un contesto particolarmente rappresentativo delle dinamiche costiere del Mediterraneo nord-occidentale (Pranzini et al., 2020; 2024).

La costa toscana è bagnata da due bacini marini distinti ma fortemente interconnessi: il Mar Ligure nella porzione settentrionale e il Mar Tirreno lungo il settore centro-meridionale e insulare. Questa posizione di transizione conferisce alla regione caratteristiche oceanografiche peculiari, con gradienti ambientali e biologici che influenzano la distribuzione delle comunità marine e costiere. Dal punto di vista della gestione delle risorse alieutiche e della valutazione delle pressioni antropiche legate alle attività di pesca, l'area rientra nella *Geographical Sub-Area 9* (GSA 9 – Mar Ligure e Mar Tirreno Settentrionale), una suddivisione ufficiale adottata dalla *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM, 2009) per la raccolta e l'analisi dei dati della pesca nel Mediterraneo.

Dal punto di vista geomorfologico, la costa toscana è prevalentemente sabbiosa lungo il settore continentale, con affioramenti rocciosi locali, mentre le aree insulari dell'Arcipelago Toscano presentano più frequentemente morfologie rocciose o miste. La costa continentale comprende circa 215 km di spiagge sabbiose, pari a oltre la metà della sua estensione complessiva, spesso associate a sistemi dunali oggi in parte frammentati, che rappresentano gli ambienti potenzialmente idonei alla nidificazione di *Caretta caretta* (Pranzini et al., 2020; 2024). Tali sistemi litoranei risultano tuttavia particolarmente vulnerabili ai processi di erosione costiera, alla gestione antropica degli arenili e all'aumento della frequenza e dell'intensità degli eventi meteomarini estremi, con un bilancio sedimentario complessivamente negativo documentato su scala regio-

nale (Pranzini et al., 2024). Accanto ai sistemi litoranei sabbiosi, la costa toscana ospita estesi tratti rocciosi sommersi di elevato valore ecologico. In particolare, le falesie coralligene risultano ampiamente distribuite lungo la costa continentale e nelle aree insulari, con un'estensione lineare complessiva stimata in circa 62,5 km, pari a circa il 20% della costa rocciosa regionale (Piazzi et al., 2023). Questi habitat, hotspot di biodiversità bentonica e indicatori di buona qualità ambientale, contribuiscono in modo significativo all'elevata eterogeneità ecologica del sistema costiero toscano.

L'intera fascia marina prospiciente la costa toscana ricade all'interno del Santuario Pelagos per i Mammiferi Marini, area marina protetta internazionale istituita mediante accordo tra Italia, Francia e Principato di Monaco e riconosciuta come uno dei principali strumenti di tutela della biodiversità pelagica del Mediterraneo nord-occidentale (Notarbartolo di Sciara et al., 2008). A scala regionale e locale, la costa e le acque prospicienti la Toscana sono inoltre interessate da una rete articolata di aree protette e siti della Rete Natura 2000, comprendenti Siti di Importanza Comunitaria (SIC), Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e Zone di Protezione Speciale (ZPS) a mare, nonché aree costiere tutelate per la presenza di habitat di interesse comunitario quali sistemi dunali e praterie di *Posidonia oceanica* (Regione Toscana, 2026).

All'interno di questo contesto ambientale e gestionale, *Caretta caretta* utilizza prevalentemente spiagge sabbiose per la deposizione delle uova, ambienti che rappresentano i principali sistemi litoranei della regione ma che coincidono anche con i tratti costieri maggiormente esposti alla pressione antropica e agli effetti del cambiamento climatico.

Pressioni antropiche consolidate su *Caretta caretta* in Toscana

Nel contesto toscano, le pressioni che agiscono su *Caretta caretta* si inseriscono in un quadro mediterraneo ampiamente documentato, ma assumono caratteristiche specifiche legate alla recente comparsa dei siti di nidificazione e all'elevata antropizzazione costiera regionale. Tra le minacce consolidate per la specie, nel Mediterraneo, le interazioni con le attività di pesca rappresentano una delle principali fonti di impatto diretto, sia in termini di mortalità che di effetti sub-letali. Stime recenti indicano che oltre 121.000 tartarughe marine vengono catturate accidentalmente (*bycatch*) ogni anno da una varietà di attrezzi da pesca, con più di 33.000 decessi e tassi di mortalità compresi tra il 10% e il 50% in funzione del tipo di attrezzo utilizzato (Virgili et al., 2024a). Le interazioni interessano in particolare palangari, reti a strascico e reti da posta, riflettendo la sovrapposizione spaziale tra aree di pesca, habitat di foraggiamento e migrazione della specie, guidata dalla circolazione principale del bacino mediterraneo (Virgili et al., 2024a; Mazaris et al., 2023). Nel settore tirrenico settentrionale e nel Mar Ligure (GSA 9), la compresenza di attività di pesca professionale caratterizzate da differenti scale operative e tipologie di attrezzi determina un regime di pressione complesso, nel quale l'impatto sulla specie non può essere valutato esclusivamente sulla base della mortalità immediata. Una quota rilevante degli individui catturati viene infatti rilasciata in mare in condizioni apparentemente vitali; tuttavia, evidenze disponibili indicano che tali individui possono essere esposti a stress fisiologico, lesioni e danni biologici in grado di ridurre la fitness e la probabilità di sopravvivenza a medio-lungo termine (Virgili et al., 2024a).

Approcci recenti basati su *framework* di valutazione integrata e su *expert-based threat analysis* hanno evidenziato come l'effetto delle catture accidentali debba essere interpretato all'interno di un sistema di pressioni cumulative, in cui lo stress da interazione con la pesca può amplificare la vulnerabilità degli individui ad altri fattori, quali contaminazione ambientale, patologie infettive

e condizioni nutrizionali compromesse, contribuendo a una sottostima dell'impatto complessivo della pressione antropica sulla specie (Marsili et al., 2025). In tale quadro, le attività di recupero e soccorso e monitoraggio degli individui catturati accidentalmente o spiaggiati lungo le coste toscane rappresentano una fonte informativa cruciale per la valutazione dell'impatto reale delle interazioni con la pesca a scala regionale, fornendo elementi chiave per l'implementazione di misure di mitigazione mirate.

Traffico marittimo e rischio di collisione

Il traffico marittimo rappresenta una fonte di impatto diretto spesso sottovalutata per *Caretta caretta*, in particolare nelle aree di mare aperto. Studi basati su osservazioni sistematiche da traghetti passeggeri hanno evidenziato come una quota significativa degli individui avvistati mostri segni compatibili con collisioni con imbarcazioni, con conseguenze potenzialmente letali o gravemente invalidanti (Acampa et al., 2025). Le collisioni risultano probabilmente sottostimate in ambiente pelagico, dove le tartarughe sono maggiormente esposte durante le fasi di emersione prolungata, utilizzate per il riposo e la termoregolazione dopo immersioni profonde in acque fredde (Hochscheid et al., 2010). Nel Tirreno settentrionale, la sovrapposizione spaziale tra rotte di navigazione ad alta intensità, attività di pesca e aree di elevata presenza di *Caretta caretta* aumenta il rischio di collisione, rendendo questa minaccia particolarmente rilevante nel contesto regionale. Recenti studi hanno sottolineato l'importanza di valutare secondo criteri standardizzati la probabilità di collisioni *offshore* e di caratterizzare le risposte comportamentali delle tartarughe ai natanti, al fine di migliorare la stima dell'impatto e supportare l'adozione di misure di mitigazione efficaci (Pasanisi et al., 2022). In questo quadro, l'utilizzo di traghetti passeggeri come *platforms of opportunity* per il monitoraggio *offshore* si conferma uno strumento efficace per raccogliere dati su distribuzione, comportamento e minacce in mare aperto, contribuendo a colmare una delle principali lacune conoscitive nella conservazione di *Caretta caretta* oltre gli ambienti costieri (Acampa et al., 2025).

Contaminazione ambientale e biomonitoraggio

Oltre agli impatti diretti associati alle catture accidentali e agli impatti con i natanti, *Caretta caretta* è esposta nel Mediterraneo a un complesso di fattori chimici e fisici in grado di generare effetti sub-letali e cronici, difficilmente rilevabili attraverso i soli indicatori demografici. Il Mediterraneo, caratterizzato da un'elevata antropizzazione e da una geomorfologia che limita il ricambio delle acque, favorisce infatti l'accumulo e la persistenza di contaminanti tradizionali ed emergenti, con potenziali implicazioni non solo per le specie all'apice delle catene trofiche ma anche per specie longeve e ad ampio raggio di movimento come le tartarughe marine (Guerranti et al., 2014; Casini et al., 2018). Studi condotti su individui recuperati vivi o provenienti da centri di recupero hanno documentato la presenza di risposte biologiche indicative di esposizione a contaminanti, evidenziando l'utilità di *biomarker* molecolari e cellulari per la valutazione dello stato di salute ecotossicologico della specie (Caliani et al., 2014; Casini et al., 2018). Accanto alla contaminazione chimica, l'esposizione a rifiuti plastici rappresenta una delle minacce più pervasive per *Caretta caretta*. La specie è stata formalmente individuata come specie indicatrice per il monitoraggio del *marine litter* nell'ambito della *Marine Strategy Framework Directive* e della Convenzione di Barcellona, e studi condotti per le coste italiane hanno evidenziato

infatti un'elevata frequenza di ingestione di rifiuti plastici (Matiddi et al., 2017; 2024). A scala regionale, Campani et al. (2013) hanno documentato la presenza di detriti marini nel tratto gastrointestinale del 71% degli individui di *Caretta caretta* spiaggiati o catturati accidentalmente lungo le coste toscane, con una netta predominanza di plastiche di origine antropica. L'ingestione di plastiche può inoltre contribuire indirettamente all'esposizione a contaminanti chimici, poiché tali materiali possono agire come vettori di composti tossici e additivi, integrandosi con le altre pressioni ecotossicologiche. Sebbene la maggior parte di questi studi non sia focalizzata specificamente sulla fase riproduttiva, fornisce un quadro di riferimento essenziale per interpretare la vulnerabilità fisiologica degli individui che frequentano le aree costiere mediterranee, incluse quelle interessate dai recenti eventi di nidificazione lungo le coste toscane. Un contributo diretto alla comprensione delle implicazioni riproduttive è stato recentemente fornito da Ceciarini et al. (2024), che hanno condotto il primo studio sul trasferimento materno di contaminanti organici persistenti nei nidi di *Caretta caretta* lungo la costa della Toscana. Analizzando uova, embrioni e membrane corio-allantoidee, gli autori hanno rilevato la presenza ubiquitaria di composti organoclorurati, con una maggiore concentrazione negli embrioni rispetto al contenuto delle uova, fornendo evidenze dirette di esposizione delle fasi embrionali a contaminanti persistenti e stabilendo un importante valore di riferimento regionale.

Nel loro insieme, queste evidenze indicano che *Caretta caretta* nel Mediterraneo è esposta a una combinazione di pressioni antropiche in grado di generare alterazioni fisiologiche e funzionali persistenti. L'uso combinato di *biomarker* molecolari, biochimici e cellulari, analisi chimiche e monitoraggi standardizzati consente una valutazione più realistica di tali effetti e rafforza il ruolo della specie come sentinella ambientale degli ecosistemi marini.

Nidificazione di *Caretta caretta* lungo le coste toscane: colonizzazione recente e limiti ecologici

Negli ultimi anni, le coste toscane hanno registrato un incremento degli eventi di nidificazione di *Caretta caretta*, configurando un fenomeno di colonizzazione recente nel Mediterraneo nord-occidentale. Sebbene il bacino mediterraneo orientale rappresenti storicamente il principale areale riproduttivo della specie, evidenze crescenti indicano una progressiva espansione verso latitudini più occidentali e settentrionali, inclusa la costa tirrenica italiana, a partire dal 2010-2013 (Carreras et al., 2018; Hochscheid et al., 2022; Mancino et al., 2022; Zuffi et al., 2023; Mancusi et al., 2024). In tale quadro, la sintesi regionale di Hochscheid et al. (2022) documenta un incremento marcato delle deposizioni nel Mediterraneo occidentale, con una distribuzione non uniforme e una concentrazione prevalente lungo le coste del Tirreno, identificando hotspot e parametri riproduttivi (successo di schiusa e durata di incubazione) utili per valutare la sostenibilità dei nuovi siti. Analisi spaziali e modellistiche su scala di bacino hanno mostrato uno spostamento del centro di gravità delle nidificazioni di oltre 1.000 km verso nord-ovest negli ultimi decenni, accompagnato da un aumento della probabilità climatica di idoneità delle spiagge del Mediterraneo occidentale, in particolare lungo il Tirreno, che ha reso potenzialmente idonei tratti costieri in precedenza marginali (Mancino et al., 2022; Mancusi et al., 2024). In questo contesto, la Toscana rappresenta una delle aree emergenti di nidificazione (Mancusi et al., 2024). Le segnalazioni relative agli anni più recenti indicano un ulteriore incremento del fenomeno, come riportato dai programmi di monitoraggio regionale, i cui dati sono al momento disponibili esclusivamente come documentazione istituzionale (ARPAT, dati *online*). Dal punto di vista biologico ed evolutivo, le nidificazioni osservate lungo le coste toscane

possono essere interpretate come eventi di *range exploration* o *trial nesting*, coerenti con quanto documentato per altri settori del Mediterraneo occidentale. Studi genetici su nidificazioni sporadiche hanno infatti dimostrato che tali eventi sono spesso associati a femmine giovani provenienti da popolazioni distanti, che utilizzano aree di foraggiamento locali e sperimentano nuovi siti riproduttivi, superando parzialmente i vincoli imposti dalla filopatria (Carreras et al., 2018; Tolve et al., 2024). Evidenze recenti indicano inoltre che l'aumento delle nidificazioni nel Mediterraneo occidentale è sostenuto prevalentemente da nuovi colonizzatori, piuttosto che dall'espansione di *rookeries* storici, confermando il ruolo di queste aree come frontiera dinamica dell'areale riproduttivo della specie in risposta ai cambiamenti ambientali in atto (Luna-Ortiz et al., 2024). Questo comportamento può rappresentare una strategia adattativa fondamentale in un contesto di rapido cambiamento climatico. La riuscita di questi processi di colonizzazione non dipende esclusivamente dall'idoneità climatica delle spiagge, ma anche dalla loro capacità di produrre una *sex ratio* compatibile con la persistenza demografica delle nuove aree riproduttive. In *Caretta caretta*, la determinazione del sesso è infatti dipendente dalla temperatura di incubazione del nido, secondo una relazione non lineare che definisce una temperatura pivotale e una finestra termica sensibile (Girondot, 1999), e ciò è stato dimostrato sperimentalmente per la specie in condizioni controllate (Yntema & Mrosovsky, 1980). Di conseguenza, le condizioni termiche osservate nelle nuove aree di nidificazione del Mediterraneo occidentale possono consentire una produzione adeguata di femmine, ma risultano potenzialmente vulnerabili a ulteriori incrementi termici, con il rischio di squilibri nella *sex ratio* o di fallimenti riproduttivi (Hochscheid et al., 2022; Mancino et al., 2022). Inoltre, la durata di incubazione, frequentemente utilizzata come *proxy* per inferire la *sex ratio* in popolazioni con determinazione del sesso dipendente dalla temperatura (TSD), risulta variabile tra aree e Paesi nel Mediterraneo occidentale, suggerendo differenze locali nelle condizioni termiche dei nidi e quindi nella produzione sessuale (Hochscheid et al., 2022). Nel contesto toscano, la collocazione dei nidi in ambienti costieri fortemente antropizzati introduce ulteriori elementi di vulnerabilità. Le spiagge interessate sono frequentemente caratterizzate da intensa fruizione turistica stagionale, illuminazione artificiale notturna, interventi di gestione degli arenili e da un bilancio sedimentario negativo, fattori che possono compromettere sia il successo di incubazione sia l'orientamento dei neonati. A tali pressioni si aggiunge l'aumento della frequenza di eventi meteomarini estremi, che può determinare la perdita diretta dei nidi, rendendo molte deposizioni potenzialmente "a perdere" e spiegando la crescente applicazione, nel Mediterraneo occidentale, di misure gestionali quali protezione *in situ* e rilocazione dei nidi quando posti a rischio di inondazione o disturbo, con livelli di applicazione eterogenei tra aree (Hochscheid et al., 2022).

Nel loro insieme, le nidificazioni di *Caretta caretta* lungo le coste toscane rappresentano quindi un fenomeno ecologicamente rilevante ma intrinsecamente fragile, collocato all'intersezione tra cambiamento climatico, plasticità comportamentale della specie e forti pressioni antropiche locali. La Toscana emerge come un laboratorio naturale per osservare in tempo reale le fasi iniziali di un processo di colonizzazione, fornendo indicazioni cruciali sui limiti e sulle condizioni necessarie affinché nuove aree di nidificazione possano evolvere da eventi sporadici a nuclei riproduttivi funzionali.

Gestione dei nidi di *Caretta caretta* lungo le coste toscane: tra approcci tradizionali e nuovi scenari ecologici

Le attuali pratiche di gestione dei nidi di *Caretta caretta* lungo le coste italiane derivano da linee guida elaborate in un contesto storico e geografico profondamente diverso da quello attuale. Le Linee guida ISPRA (Mo et al., 2013) sono state infatti redatte in un contesto in cui *Caretta caretta* era ancora classificata come *Endangered* sia a livello globale sia come sub-popolazione mediterranea, e in cui le nidificazioni risultavano concentrate prevalentemente nei settori meridionali del bacino e dell'Italia. Nel Mediterraneo nord-occidentale gli eventi riproduttivi erano assenti o appena emergenti, con le prime segnalazioni lungo le coste toscane documentate proprio a partire dal 2013. In tale quadro, caratterizzato da una percezione di elevata vulnerabilità della specie e da una distribuzione riproduttiva limitata, l'obiettivo prioritario della gestione era la massimizzazione del successo di schiusa dei singoli nidi attraverso interventi diretti, quali la sorveglianza intensiva delle spiagge, la protezione fisica dei nidi e, in casi selezionati, la loro traslocazione. Le linee guida enfatizzano correttamente la necessità di ridurre il disturbo antropico durante la deposizione, regolamentando la presenza di operatori e osservatori, l'uso delle fonti luminose e le modalità di marcatura delle femmine nidificanti. Allo stesso modo, la traslocazione dei nidi viene indicata come misura eccezionale, da attuarsi solo in condizioni di rischio elevato e secondo protocolli rigorosi, al fine di limitare la mortalità embrionale indotta dalla manipolazione delle uova (Miller, 1999; Margaritoulis et al., 2003). In questo approccio, coerente con il quadro conoscitivo e conservazionistico dell'epoca, il singolo nido rappresentava un'unità di valore elevato, la cui perdita era considerata potenzialmente significativa a livello di popolazione.

Tuttavia, l'emergere di nuovi siti di nidificazione nel Mediterraneo nord-occidentale, e in particolare lungo le coste toscane, impone oggi una riflessione critica sull'applicabilità indiscriminata di strategie fortemente interventiste in contesti di colonizzazione recente. Le nidificazioni osservate in Toscana si inseriscono infatti in un più ampio processo di espansione dell'areale riproduttivo della specie, documentato su scala di bacino come risposta combinata all'aumento dell'idoneità termica delle spiagge e alla plasticità comportamentale della specie (Bentivegna et al., 2010; Carreras et al., 2018; Patricio et al., 2021; Hochscheid et al., 2022; Mancino et al., 2022; Mancusi et al., 2024). Analisi recenti su scala globale indicano che l'aumento delle temperature può essere associato, in alcune regioni, a un incremento dei conteggi di nidi, probabilmente legato a una maggiore produzione di femmine in specie a determinazione sessuale termodipendente come *Caretta caretta*, pur evidenziando come tali effetti siano fortemente eterogenei e potenzialmente transitori nel lungo periodo (Sousa-Guedes et al., 2025). Parallelamente, evidenze emergenti suggeriscono che popolazioni di tartarughe marine possano mostrare forme di adattamento locale della temperatura pivotale, potenzialmente in grado di mitigare, almeno in parte, i processi di femminilizzazione indotti dal riscaldamento climatico (Tromp et al., 2025). Come già riportato in precedenza, le deposizioni osservate lungo le coste toscane rientrano nel quadro dei processi di *range exploration* o *trial nesting* descritti per il Mediterraneo occidentale, spesso associati a femmine giovani provenienti da popolazioni distanti e solo parzialmente vincolate dalla filopatria (Carreras et al., 2018; Luschi et al., 2018; Tolve et al., 2024). Questo comportamento rappresenta un meccanismo adattativo fondamentale, che consente alla specie di rispondere a rapidi cambiamenti ambientali attraverso l'esplorazione e la selezione progressiva dei siti riproduttivi più idonei. In tale ottica, la perdita di alcuni nidi dovuta a mareggiate, erosione costiera o condizioni microambientali sfavorevoli non costituisce necessariamente un fallimento conservativo, ma può essere interpretata come parte integrante di

un processo di selezione naturale che opera su scale spaziali e temporali ampie (Carreras et al., 2018; Hochscheid et al., 2022).

Un ulteriore elemento critico riguarda la determinazione del sesso che, come già evidenziato, in *Caretta caretta* è dipendente dalla temperatura di incubazione del nido, secondo una relazione non lineare che definisce una temperatura pivotale e una finestra termica sensibile (Girondot, 1999; Mrosovsky et al., 2002). Le condizioni termiche osservate nelle nuove aree di nidificazione del Mediterraneo occidentale, incluse quelle toscane, possono attualmente consentire una produzione di femmine compatibile con la persistenza demografica delle nuove aree riproduttive. Tuttavia, tali equilibri risultano potenzialmente vulnerabili a ulteriori incrementi termici, con il rischio di squilibri marcati nella *sex ratio* o di fallimenti riproduttivi (Hochscheid et al., 2022; Mancino et al., 2022). Recenti analisi su scala globale indicano che gli incrementi dei conteggi di nidi osservati in alcune regioni possono riflettere effetti transitori del riscaldamento, piuttosto che un reale miglioramento dello stato di conservazione, anticipando possibili declini demografici nel lungo periodo in scenari di ulteriore *warming* (Sousa-Guedes et al., 2025). In questo contesto di incertezza climatica, interventi gestionali volti a "forzare" il successo riproduttivo di nidi deposti in siti subottimali potrebbero, paradossalmente, favorire nel lungo periodo il ritorno delle femmine adulte verso aree presumibilmente non più idonee in futuro, soprattutto considerando l'evoluzione attesa delle linee di costa nei prossimi decenni.

Alla luce di queste considerazioni, nel contesto toscano appare particolarmente rilevante spostare l'attenzione dalla gestione diretta del singolo nido verso interventi indiretti di tutela dell'habitat riproduttivo, in grado di aumentare il successo di schiusa senza alterare i processi ecologici e comportamentali della specie. Un primo elemento critico è rappresentato dalla pulizia meccanica delle spiagge, pratica diffusa durante la stagione balneare, che può determinare la distruzione diretta dei nidi non ancora individuati, la compattazione del sedimento e la modifica delle proprietà fisiche della sabbia, con effetti negativi sull'aerazione del nido e sul successo di incubazione (Witherington et al., 2011; Hochscheid et al., 2022). La sospensione o rimodulazione della pulizia meccanica nei tratti interessati da deposizioni, privilegiando interventi manuali selettivi, costituisce una misura a basso impatto e ad alta efficacia, già riconosciuta come buona pratica in diversi contesti mediterranei (Casale et al., 2018). Un secondo fattore determinante è l'inquinamento luminoso, che rappresenta una delle principali cause di disorientamento dei neonati al momento della schiusa. L'illuminazione artificiale notturna, sia diretta (impianti di stabilimenti, passerelle, chioschi) sia indiretta (aree urbane retrostanti), altera i segnali visivi utilizzati dai piccoli per orientarsi verso il mare, aumentando significativamente la mortalità post-schiusa (Salmon et al., 1995; 2003). Interventi mirati di riduzione o schermatura delle luci, l'uso di lampade a spettro controllato e la gestione temporanea dell'illuminazione nelle fasi critiche della schiusa rappresentano misure indirette fondamentali, capaci di incrementare il successo di reclutamento senza interferire con il processo riproduttivo naturale. Ulteriori pressioni derivano dalla occupazione intensiva della spiaggia durante la stagione turistica, in particolare attraverso l'installazione di strutture temporanee per la balneazione assistita (lettini, ombrelloni, passerelle). La densità di tali strutture può limitare l'accesso delle femmine alle aree potenzialmente idonee alla deposizione e favorire la scelta di siti subottimali, spesso più prossimi al bagnasciuga (Witherington et al., 2011; Hochscheid et al., 2022). Tuttavia, considerando che la nidificazione di *Caretta caretta* avviene prevalentemente nelle ore notturne, interventi gestionali efficaci e realistici possono essere attuati senza incidere in modo significativo sull'uso diurno dell'arenile. Misure quali la rimozione o il ricollocamento notturno delle attrezzature mobili (lettini, sdraio), da impilare nella parte alta della spiaggia in modo da non ostacolare la risalita delle femmine, e la collocazione di attrezzature sportive o ingombranti (es.

SUP, mosconi) in aree dedicate e distanti dalla battigia, rappresentano soluzioni operative a basso impatto e facilmente applicabili. In una prospettiva di pianificazione a medio termine, la mancata assegnazione di nuove concessioni o il non rinnovo selettivo di concessioni in scadenza in tratti di costa già individuati come potenzialmente idonei alla nidificazione potrebbe inoltre contribuire a garantire la presenza di corridoi costieri liberi, favorendo l'esplorazione naturale delle spiagge da parte delle femmine senza ricorrere a interventi diretti sui nidi.

Un ruolo chiave è inoltre rappresentato dalla sensibilizzazione degli operatori turistici e dei gestori degli stabilimenti balneari, evidenziando il valore ecologico, culturale ed economico associato alla presenza di un nido di *Caretta caretta*. In contesti turistici maturi, la nidificazione di *Caretta caretta* può rappresentare un elemento di attrazione, visibilità e qualificazione ambientale, generando un ritorno economico indiretto attraverso l'interesse del pubblico, l'educazione ambientale e il rafforzamento dell'immagine "green" degli stabilimenti balneari. Se adeguatamente comunicato e gestito, l'evento di nidificazione può trasformarsi da vincolo percepito a opportunità, incentivando i gestori a sacrificare porzioni limitate di spiaggia in cambio di benefici reputazionali e, potenzialmente, economici.

Strategie di mitigazione e ruolo della citizen science lungo le coste toscane

Nel contesto toscano, la gestione di *Caretta caretta* richiede un approccio che affianchi alle azioni di tutela dei siti di nidificazione, interventi mirati alla riduzione delle principali pressioni antropiche che agiscono sugli individui durante l'intero ciclo vitale. In questo quadro, le strategie più efficaci non coincidono necessariamente con interventi diretti sugli animali, ma con misure preventive e di gestione delle attività umane, coerenti con un modello di conservazione adattativa.

Per quanto riguarda le interazioni con la pesca, numerosi studi nel Mediterraneo hanno dimostrato come l'adozione di misure di mitigazione selettive, quali modifiche degli attrezzi e l'impiego di dispositivi di dissuasione, possa ridurre significativamente le catture accidentali senza compromettere la redditività delle attività di pesca (Luchetti et al., 2016; Vasapollo et al., 2019; Allman et al., 2021; Virgili et al., 2024b). L'efficacia di tali misure risulta fortemente dipendente dal coinvolgimento diretto dei pescatori, che assumono un ruolo attivo nella prevenzione del *bycatch* e nella raccolta di dati utili alla gestione (Virgili et al., 2024a).

Analogamente, la riduzione del rischio di collisione con unità navali e l'impatto della fruizione costiera possono essere affrontati attraverso strumenti di gestione indiretta, quali la regolamentazione della velocità, la delimitazione di aree sensibili e la diffusione di buone pratiche di navigazione, in particolare in aree caratterizzate da un'elevata sovrapposizione tra attività umane e presenza della specie (Hochscheid et al., 2010; Pasanisi et al., 2022).

Per quanto concerne la contaminazione ambientale, le possibilità di intervento a scala locale risultano limitate, poiché le principali pressioni chimiche e biologiche operano su scala globale o di bacino. In questo ambito, la tutela di *Caretta caretta* è strettamente legata all'attuazione dei principali strumenti normativi internazionali ed europei, quali la Convenzione di Stoccolma sui contaminanti organici persistenti (UNEP, 2001), la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), la Direttiva Strategia Marina (2008/56/CE), nonché le più recenti misure normative volte alla riduzione dei rifiuti marini, tra cui il cosiddetto "Decreto Salvamare" (Legge 60/2022). Tali strumenti, pur non essendo specie-specifici, rappresentano elementi chiave per la riduzione delle pressioni cumulative sugli ecosistemi marini e costieri, con benefici indiretti ma sostanziali anche per le specie sentinella di lunga vita come *Caretta caretta*. In questo contesto, la *citizen science* emerge come uno strumento trasversale di particolare rilevanza. Le segnalazioni di avvistamenti,

spiaggiamenti, catture accidentali e nidificazioni da parte di cittadini, pescatori e operatori costieri costituiscono oggi una componente essenziale dei sistemi di monitoraggio lungo le coste toscane, consentendo di intercettare eventi altrimenti difficilmente rilevabili e di attivare tempestivamente le reti di intervento (Casale et al., 2020; Mancusi et al., 2024). Al tempo stesso, il coinvolgimento diretto della società civile favorisce una maggiore consapevolezza delle interazioni tra attività umane e biodiversità marina, contribuendo alla costruzione di un approccio condiviso alla conservazione.

Nel loro insieme, queste strategie delineano un modello di gestione che privilegia la riduzione delle pressioni antropiche e il rafforzamento dei processi di adattamento della specie, piuttosto che la massimizzazione del successo del singolo evento riproduttivo o la tutela dell'individuo isolato. Questo approccio fornisce il quadro concettuale entro cui si inseriscono le considerazioni conclusive sul ruolo della Toscana come laboratorio naturale per l'implementazione di soluzioni locali a sfide di scala globale.

Considerazioni conclusive

Le evidenze presentate in questo lavoro mostrano come *Caretta caretta* lungo le coste toscane sia oggi esposta a un insieme articolato di pressioni antropiche che agiscono lungo l'intero ciclo vitale della specie, dagli individui adulti in mare alle fasi riproduttive costiere. Questo quadro riflette in modo emblematico come minacce globali, quali il cambiamento climatico, l'intensificazione delle attività antropiche e l'alterazione degli ecosistemi marini e costieri, si traducano in dinamiche locali complesse, richiedendo risposte gestionali flessibili e fortemente contestualizzate (Fig. 1).



Figura 1. Rappresentazione schematica delle principali minacce globali che agiscono su *Caretta caretta* nel Mediterraneo lungo l'intero ciclo vitale. Le pressioni illustrate includono contaminazione ambientale, cambiamenti climatici, *marine litter*, perdita e degrado degli habitat costieri, *bycatch*, traffico e navigazione marittima, inquinamento luminoso e patologie associate a stress fisiologico. Tali fattori, spesso interconnessi e cumulativi, contribuiscono a determinare effetti sia letali sia sub-letali e limitazioni funzionali che si manifestano a scala locale, in particolare nelle aree costiere ad elevata antropizzazione.

Nel contesto marino, la riduzione degli impatti diretti sugli adulti e sui giovani subadulti rappresenta una priorità gestionale imprescindibile. L'adozione di misure tecniche di mitigazione delle catture accidentali, tra cui dispositivi di esclusione nelle reti a strascico, illuminazione selettiva delle reti da posta e promozione di attrezzi alternativi a minore impatto, si configura come uno strumento efficace e realistico per ridurre la mortalità accidentale, in particolare in aree ad elevata sovrapposizione tra attività di pesca e presenza della specie. Parallelamente, il miglioramento delle conoscenze sui comportamenti di superficie delle tartarughe e una pianificazione più attenta delle rotte di navigazione risultano fondamentali per affrontare un rischio di collisione ancora ampiamente sottostimato, ma potenzialmente rilevante in un'area ad alta intensità di traffico come il Tirreno settentrionale.

Per quanto riguarda le fasi riproduttive, le nidificazioni osservate lungo le coste toscane si inseriscono in un processo di colonizzazione recente del Mediterraneo nord-occidentale, verosimilmente legato all'aumento dell'idoneità climatica delle spiagge e alla plasticità comportamentale della specie. In questo scenario dinamico, le deposizioni non possono essere interpretate esclusivamente in chiave emergenziale, ma come parte di un processo di esplorazione spaziale e selezione dei siti che opera su scale temporali di lungo periodo. In una prospettiva evolutiva, coerente con una lettura darwiniana dei processi ecologici, la perdita di una quota di nidi dovuta a eventi meteomarini, erosione costiera o condizioni microambientali sfavorevoli non rappresenta necessariamente un fallimento conservativo, ma può costituire un costo fisiologico del processo di espansione dell'areale riproduttivo. Di conseguenza, la gestione dei nidi non può essere automaticamente ricondotta ai modelli sviluppati per aree di nidificazione storiche e consolidate del Mediterraneo orientale e centrale (es. Grecia, Turchia, Cipro, Libia), caratterizzate da elevata fedeltà filopatrica, alta densità di nidi e protocolli gestionali costruiti su decenni di monitoraggio. Pur riconoscendo l'utilità degli interventi diretti in situazioni di rischio elevato e puntuale, appare centrale orientare le strategie gestionali verso azioni indirette di tutela dell'habitat riproduttivo, volte a ridurre le pressioni antropiche senza interferire eccessivamente con i processi ecologici naturali. In questo quadro, è necessario evitare che la gestione delle nidificazioni si riduca a interventi prevalentemente simbolici o mediatici, scollegati da una valutazione ecologica di lungo periodo. In contesti di colonizzazione recente, azioni fortemente interventiste applicate in modo sistematico rischiano infatti di tradursi in forme di "*greenwashing*" conservazionistico, in cui la visibilità dell'intervento prevale sulla sua reale efficacia ecologica. La tutela della specie richiede invece scelte gestionali proporzionate, contestualizzate e coerenti con i processi evolutivi in atto, anche quando ciò implica accettare la perdita di una quota di eventi riproduttivi come parte del funzionamento naturale del sistema.

Un ruolo trasversale e strategico è svolto dalla *citizen science*, che negli ultimi anni si è rivelata determinante per l'individuazione delle nidificazioni, il recupero di individui in difficoltà e la raccolta di dati su scala spaziale ampia. In un contesto come quello toscano, caratterizzato da eventi rari o emergenti e da una forte presenza umana lungo la costa, il coinvolgimento attivo di cittadini, operatori turistici e pescatori costituisce un elemento chiave sia per il monitoraggio sia per la costruzione di consenso sociale attorno alle misure di conservazione, riducendo il disturbo diretto alle femmine nidificanti e trasformando l'evento riproduttivo in un'opportunità di educazione ambientale e responsabilizzazione collettiva.

Nel loro insieme, questi elementi evidenziano come la sfida di *Caretta caretta* in Toscana non possa essere affrontata attraverso interventi settoriali o focalizzati su singole fasi del ciclo vitale. Al contrario, emerge la necessità di un approccio integrato che consideri simultaneamente la gestione delle pressioni sugli adulti in mare, la tutela degli habitat riproduttivi costieri e il ruolo delle attività umane che insistono sugli stessi spazi. In questo quadro, la Toscana si configura

come un laboratorio naturale privilegiato per osservare le prime fasi di un processo di colonizzazione in un contesto costiero fortemente antropizzato, e *Caretta caretta* si conferma una specie sentinella efficace delle interazioni tra pressioni ambientali, uso delle risorse e dinamiche socio-economiche costiere.

L'integrazione del paradigma *One Health* consente di ricomporre tali dimensioni in un quadro unitario, nel quale la tutela della specie non è un obiettivo isolato, ma parte di una strategia più ampia di gestione sostenibile delle coste. In una specie attualmente classificata come *Least Concern* nel Mediterraneo, l'obiettivo della conservazione non risiede nella protezione indiscriminata di ogni singolo individuo o evento riproduttivo, ma nel mantenimento delle condizioni ecologiche che permettono alla popolazione di adattarsi, persistere e svolgere il proprio ruolo funzionale in ecosistemi marini e costieri in rapido cambiamento.

Bibliografia

Acampa F., Maffucci F., Pasanisi E., Hochscheid S., Farina M., Moura E., Teti R. & Arcangeli A., 2025. Occurrence of loggerhead sea turtles in the offshore areas of the central-southern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean): results of the first five years of surveys using passenger ferries as observation platforms. *Biologia Marina Mediterranea*, 29(1): 27–30.

Allman P., Agyekumhene A. & Stemle L., 2021. Gillnet illumination as an effective measure to reduce sea turtle bycatch. *Conservation Biology,* 35(3): 967–975.

ARPAT, 2025. Tartarughe marine: nel 2025 record storico dei nidi in Toscana e in Italia. https://www.arpat.toscana.it/tartarughe-marine-nel-2025-record-storico-dei-nidi-in-toscana-e-in-italia/ Accessed on 5 February 2026.

Bentivegna F., Rasotto M. B., De Lucia G. A., Secci E., Massaro G., Panzera S., Caputo C., Carlino P., Treglia G. & Hochscheid S., 2010. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nests at high latitudes in Italy: A call for vigilance in the Western Mediterranean. *Chelonian Conservation and Biology,* 9(2): 283–289.

Caliani I., Campani T., Giannetti M., Marsili L., Casini S. & Fossi M. C., 2014. First application of comet assay in blood cells of Mediterranean loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Marine Environmental Research,* 96: 68-72.

Campani T., Baini M., Giannetti M., Cancelli F., Mancusi C., Serena F., Marsili L., Casini S. & Fossi M. C., 2013. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin,* 74(1): 225-230.

Carreras C., Pascual M., Tomás J., Marco A., Hochscheid S., Castillo J. J. & Cardona L., 2018. Sporadic nesting reveals long-distance colonisation in the philopatric loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Scientific Reports,* 8, 1435.

Casale P., 2015. *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2015, e.T83644804A83646294.

Casale P., Broderick A. C., Camiñas J. A., Cardona L., Carreras C., Demetropoulos A., Fuller W. J., Godley B. J., Hochscheid S., Kaska Y., Lazar B., Margaritoulis D., Pana-

gopoulou A., Rees A. F., Tomás J. & Türkozan O., 2018. Mediterranean Sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endangered Species Research,* 36: 229-267.

Casale P., Ciccocioppo A., Vagnoli G., Rigoli A., Freggi D., Tolve L. & Luschi P., 2020. Citizen science helps assessing spatio-temporal distribution of sea turtles in foraging areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* 30(1): 123–130.

Casini S., Caliani I., Giannetti M., Marsili L., Maltese S., Coppola D., Bianchi N., Campani T., Ancora S., Caruso C., Furii G., Parga M., D'Agostino A. & Fossi M. C., 2018. First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. *Science of the Total Environment,* 631-632: 1221-1233.

Ceciarini I., Capanni F., Minoia L., Caliani I. & Marsili L., 2024. Could persistent organic pollutants affect future generations of sea turtles by maternal transfer? First results for *Caretta caretta* nests along the North-Western coast of Italy. *Frontiers in Marine Science,* 11, 1327137.

Clusa M., Carreras C., Cardona L., Demetropoulos A., Margaritoulis D., Rees A. F., Hamza A. A., Khalil M., Levy Y., Türkozan O., Aguilar A. & Pascual M., 2018. Philopatry in loggerhead turtles *Caretta caretta*: beyond the gender paradigm. *Marine Ecology Progress Series*, 588: 201-213.

GFCM – General Fisheries Commission for the Mediterranean, Establishment of geographical Sub-Areas in the GFCM area amending the resolution GFCM/31/2007/2. 2009. RES-GFCM/33/2009/2.

Girondot M., 1999. Statistical description of temperature-dependent sex determination using maximum likelihood. *Evolutionary Ecology Research,* 1: 479–486.

Guerranti C., Baini M., Casini S., Focardi S. E., Giannetti M., Mancusi C., Marsili L., Perra G. & Fossi M. C., 2014. Pilot study on levels of chemical contaminants and porphyrins in *Caretta caretta* from the Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research,* 100: 33-7.

Hirayama R., 1998. Oldest known sea turtle. *Nature,* 392: 705–708.

Hochscheid S., Bentivegna F., Hamza A. & Hays G. C., 2010. When surfacers do not dive: Multiple significance of extended surface times in marine turtles. *Journal of Experimental Biology* 213: 1328–1337.

Hochscheid S., Maffucci F., Abella E., Bradai M. N., Camedda A., Carreras C., Claro F., de Lucia G. A., Jribi I., Mancusi C., Marco A., Marrone N., Papetti L., Revuelta O., Urso S. & Tomás J., 2022. Nesting range expansion of loggerhead turtles in the Mediterranean: Phenology, spatial distribution, and conservation implications. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02194.

IPCC, 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team: Lee, H., Romero, J. (eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

Joyce W. G., 2017. A Review of the Fossil Record of Basal Mesozoic Turtles. *Bulletin of the Peabody Museum of Natural History*, 58(1): 65–113.

Lowery C. M., Bralower T. J., Owens J. D., Rodríguez-Tovar F. J., Jones H., Smit J., Whalen M. T., Claeys P., Farley K., Gulick S. P. S., Morgan J. V., Green S., Chenot E., Christeson G. L., Cockell C. S., Coolen M. J. L., Ferrière L., Gebhardt C., Goto K., Kring D. A., Lofi J., Ocampo-Torres R., Perez-Cruz L., Pickersgill A. E., Poelchau M. H., Rae A. S. P., Rasmussen C., Rebolledo-Vieyra M., Riller U., Sato H., Tikoo S. M., Tomioka N., Urrutia-Fucugauchi J., Vellekoop J., Wittmann A., Xiao L., Yamaguchi K. E. & Zylberman W., 2018. Rapid recovery of life at ground zero of the end-Cretaceous mass extinction. *Nature* 558(7709): 288-291.

Lucchetti A. & Punzo E. V. M., 2016. Flexible turtle excluder device (TED): an effective tool for Mediterranean coastal multispecies bottom trawl fisheries. *Aquatic Living Resources,* 29: 201.

Luna-Ortiz A., Marín-Capuz G., Abella E., Crespo-Picazo J. L., Escribano F., Félix G., Giralt S., Tomás J., Pegueroles C., Pascual M. & Carreras C., 2024. New colonisers drive the increase of the emerging loggerhead turtle nesting in Western Mediterranean. *Scientific Reports:* 14.

Luschi P., Mencacci R., Cerritelli G., Papetti L. & Hochscheid S., 2018. Large-scale movements in the oceanic environment identify important foraging areas for loggerheads in central Mediterranean Sea. *Marine Biology,* 165: 4.

Mancino C., Canestrelli D. & Maiorano L., 2022. Going west: Range expansion for loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea under climate change. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02264.

Mancusi C., Caruso C., Terracciano G., Raimondi G., Venturi L., Tonelli L., Neri A., Ceciarini I., Franchi E., Ventrella S., Marsili L. & Zuffi M. A. L., 2024. Nesting of *Caretta caretta* in Tuscany area (north-western Mediterranean Sea): insights of a recent colonisation phenomenon. *The Herpetological Journal,* 34: 68–74.

Margaritoulis D., Argano R., Baran I., Bentivegna F., Bradai M., Camiñas J., Casale P., De Metrio G. & Demetropoulos A. G. G., 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. Loggerhead Sea Turtles. Bolten, A.B. & Witherington, B.E. (Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington DC.

Marsili L., Caruso C., Comes A., Franchi E., Giangreco R., Giovacchini P., Lucchetti A., Mancusi C., Mazzariol S., Nani B., Venturi L., Zuffi M. A. L., Rastrelli M., Zocchi A. & Battisti C., 2025. Expert-based threat analysis on loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in central Mediterranean Sea evidences marine pollution as the priority: gaps of knowledge and possible cognitive biases in evaluation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 35(9)*,* e70222.

Matiddi M., Hochsheid S., Camedda A., Baini M., Cocumelli C., Serena F., Tomassetti P., Travaglini A., Marra S., Campani T., Scholl F., Mancusi C., Amato E., Briguglio P., Maffucci F., Fossi M.C., Bentivegna F. & De Lucia G.A., 2017. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution,* 230: 199-209.

Matiddi M., Valente T., Camedda A., Centelleghe C., Cocumelli C., Dara S., de Lucia G. A., Di Renzo L., Ferri N., Gioacchini G., Hochscheid S., Lucifora G., Maffucci F., Monteverde V., Pelamatti T., Petrella A., Pietroluongo G., Roncari C., Terracciano G. & Silvestri C., 2024. Are we even close? Five years marine litter ingestion monitoring in loggerhead turtles along Italian coast reveals how far we are from the Good Environmental Status. *Marine Pollution Bulletin,* 205, 116647.

Mazaris A. D., Dimitriadis C., Papazekou M., Schofield G., Doxa A., Chatzimentor A., Turkozan O., Katsanevakis S., Lioliou A., Abalo-Morla S., Aksissou M., Arcangeli A., Attard V., Attia E. H. H., Atzori F., Belda E. J., Ben N. L., Berbash A. A., Bjorndal K. A., Broderick A. C., Camiñas J. A., Candan O., Cardona L., Cetkovic I., Dakik N., de Lucia G. A., Dimitrakopoulos P. G., Diryaq S., Favilli C., Fortuna C. M., Fuller W. J., Gallon S., Hamza A., Jribi I., Ben I. M., Kamarianakis Y., Kaska Y., Korro K., Koutsoubas D., Lauriano G., Lazar B., March D., Marco A., Minotou C., Monsinjon J. R., Naguib N. M., Palialexis A., Piroli V., Sami K., Sönmez B., Sourbès L., Sözbilen D., Vandeperre F., Vignes P., Xanthakis M., Köpsel V. & Peck M. A., 2023. Priorities for Mediterranean marine turtle conservation and management in the face of climate change. *Journal of Environmental Management,* 339, 117805.

Miller J. D., 1999. Determining clutch size and hatching success. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Washington, DC, 124–129.

Mo G., Montalto F., Serangeli M. T. & Duprè E., 2013. Linee guida per il recupero, soccorso, affidamento e gestione delle tartarughe marine ai fini della riabilitazione e per la manipolazione a scopi scientifici. *Manuali e Linee Guida ISPRA, 89/2013*, 72 pp.

Mrosovsky N., Kamel S., Rees A. F. & Margaritoulis D., 2002. Pivotal temperature for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Kyparissia Bay, Greece. *Canadian Journal of Zoology,* 80: 2118–2124.

Notarbartolo di Sciara G., Agardy T., Hyrenbach D., Scovazzi T. & Van Klaveren P., 2008. The Pelagos Sanctuary for Mediterranean marine mammals. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem,* 18: 367-391.

Novelletto A., Testa L., Iacovelli F., Blasi P., Garofalo L., Mingozzi T. & Falconi M., 2016. Polymorphism in Mitochondrial Coding Regions of Mediterranean Loggerhead Turtles: Evolutionary Relevance and Structural Effects. *Physiological and Biochemical Zoology,* 89(6): 473-486.

Pasanisi E., Chimienti, M., Blasi, M. F., Maffucci, F. & Hochscheid, S. 2022. Ocean highways in the Western Mediterranean: Which are the areas with increased exposure to maritime traffic for loggerhead turtles? *Frontiers in Marine Science*, 9, 924532.

Patrício A. R., Hawkes L. A., Monsinjon J. R., Godley B. J. & Fuentes M., 2021. Climate change and marine turtles: recent advances and future directions. *Endangered Species Research,* 44: 363–395.

Piazzi L., Cecchi E., Cinti M. F., Marino G., Nicastro A., Pacciardi L., Pertusati M., Ria M. & De Biasi A. M., 2023. Coralligenous cliffs: distribution and extent along the Tuscany coasts and spatial variability of the associated assemblages. *Mediterranean Marine Science,* 24(2): 314–322.

Pranzini E., Cinelli I., Cipriani L. E. & Anfuso G., 2020. An Integrated Coastal Sediment Management Plan: The Example of the Tuscany Region (Italy). *Journal of Marine Science and Engineering,* 8(1)*:* 33.

Pranzini E., Cinelli I. & Anfuso G., 2024. Beaches' Expulsion from Paradise: From a Natural to an Artificial Littoral in Tuscany (Italy). *Coasts,* 4(4): 697-725.

Ramos E. K. S., Freitas L. & Nery M. F., 2020. The role of selection in the evolution of marine turtles mitogenomes. *Scientific Reports,* 10, 16953.

Regione Toscana, 2026. Geoscòpio – Aree protette e siti Natura 2000. Regione Toscana, Firenze. https://www502.regione.toscana.it/geoscopio/arprot.html.

Salmon M., 2003. Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist,* 50: 163–168.

Salmon M., Reiners R., Lavin C. & Wyneken J., 1995. Behavior of loggerhead sea turtles on an urban beach. I. Correlates of nest placement. *Journal of Herpetology,* 29: 560–567.

Sousa-Guedes D., Campos J. C., Bessa F., Marco A. & Sillero N., 2025. The effects of warming on loggerhead turtle nesting counts. *Journal of Animal Ecology*, 94(4): 566–581.

Tolve L., Iannucci A., Garofalo L., Ninni A., Capobianco Dondona A., Ceciarini I., Cocumelli C., De Lucia A., Falconi M., Formia A., Iacovelli F., Mancusi C., Marchiori E., Marsili L., Mingozzi T., Nannarelli S., Natali C., Terracciano G., Zuffi M. A. L., Novelletto A. & Ciofi C., 2024. Whole mitochondrial genome sequencing provides new insights into the phylogeography of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Marine Biology,* 171, 19.

Tromp J.J., Staines M.N., Laloë J.O. & Hays G.C., 2025. Local adaptation may help mitigate feminisation of sea turtle populations globally. *Global Change Biology,* 31(9):e70458.

UNEP, 2001. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). United Nations Environment Programme. Text and annexes (revised in 2017), Published by the Secretariat of the Stockholm Convention (SSC) in May 2018 reflecting the amendments adopted by the eighth meeting of the Conference of the Parties to Annexes A and C. http:// www.pops.int/Portals/0/download.aspx?d¼UNEP-POPS-COP-CONVTEXT2017.English.pdf

Vasapollo C., Virgili M., Petetta A., Bargione G., Sala A. & Lucchetti A., 2019. Bottom trawl catch comparison in the Mediterranean Sea: Flexible Turtle Excluder Device (TED) vs traditional gear. *PLoS ONE*, 14(12), e0216023.

Virgili M., Petetta A., Herrmann B., Cerbule K., Guicciardi S., La Manna G., Malvarosa L., Li Veli D., Barone G. & Lucchetti A., 2024a. Can pots be an alternative fishing gear to gillnets? A Mediterranean case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries,* 34(4): 1665-1683.

Virgili M., Petetta A., Barone G., Li Veli D., Bargione G. & Lucchetti A. 2024b. Engaging fishers in sea turtle conservation in the Mediterranean Sea. *Marine Policy,* 160, 105981.

Witherington B., Hirama S. & Mosier A., 2011. Sea turtle responses to barriers on their nesting beach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 401(1–2): 1–6.

Yntema C. L. & Mrosovsky N., 1980. Sexual differentiation in hatchling loggerheads (*Caretta caretta*) incubated at different controlled temperatures. *Herpetologica,* 36(1): 33–36.

Zuffi M. A. L., Bollaro L., Mancusi C., Marsili L., Nicolosi P., Raimondi G., Terracciano G., Caruso C., Tonelli L., Venturi L. & Mingozzi A., 2023. Eggs, hatching and embryos variability in loggerhead sea turtle *Caretta caretta* show significant differences among nests coming from two Italian nesting grounds. *Amphibia-Reptilia,* 44: 183–191.

Emiliano Mori[1,2,3], Andrea Viviano[1], Leonardo Ancillotto[1,2]

LE SPECIE ALIENE DELLA TOSCANA MERIDIONALE: DISTRIBUZIONE, IMPATTI E GESTIONE

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract – ALIEN SPECIES IN SOUTHERN TUSCANY: DISTRIBUTION, IMPACTS AND MANAGMENT

Invasive alien species represent one of the main threats to global biodiversity, and the Southern Tuscany is no exception. This area, characterized by a wide variety of ecosystems ranging from coastal zones to Mediterranean scrubland and inland wetlands, is particularly vulnerable to the introduction and spread of exotic species. Among the main alien species found on land and in inland waters are freshwater fish such as the pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), the common carp (*Cyprinus carpio*), the crucian carp (*Carassius carassius*) and the goldfish (*Carassius auratus*); birds including the sacred ibis (*Threskiornis aethiopicus*), the common pheasant (*Phasianus colchicus*) and a small population of ring-necked parakeets (*Psittacula krameri*); reptiles such as the red-eared slider (*Trachemys scripta*), which is widespread; introduced mammals like the coypu (*Myocastor coypus*), found throughout wetland areas, rats (*Rattus* spp.), the crested porcupine (*Hystrix cristata*), the eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*), and the fallow deer (*Dama dama*). These organisms can alter local ecological balances, compete with native species, and modify natural habitats.
The majority of alien species are invertebrates, including the agave weevil (*Scyphophorus acupunctatus*), also found on islands; the palm borer moth (*Paysandisia archon*); the red palm weevil (*Rhynchophorus ferrugineus*); the box tree moth (*Cydalima perspectalis*); the harlequin ladybird (*Harmonia axyridis*); the brown marmorated stink bug (*Halyomorpha halys*) and the western conifer seed bug (*Leptoglossus occidentalis*). In addition to these insects, several alien flatworm species have been recorded, including *Obama nungara*, detected near Grosseto and Massa Marittima, currently regarded as a serious threat to soil biodiversity.
With regard to eradication efforts, the only successful and confirmed intervention has been the removal of the mouflon (*Ovis aries*) from Giglio Island and that of feral lamas (*Lama glama*) from Chianti hills, whereas population control measures have occasionally been considered or are currently underway. Biological invasions are facilitated by human activities, including the trade of ornamental plants, aquaculture, tourism, and the accidental introduction of organisms through transportation.
This study provides an analysis of the main alien species present in the Southern Tuscany, assessing their impact on local ecosystems and discussing management and containment strategies that have been implemented or could potentially be adopted to mitigate the associated risks.

Keywords: biological invasions, ecological impacts, introductions, Southern Tuscany.

1. Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri IRET, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino (Firenze), Italy.

2. National Biodiversity Future Center, 90133 Palermo, Italy.

3. Autore corrispondente: emiliano.mori@cnr.it

Riassunto

Le specie aliene invasive rappresentano una delle principali minacce per la biodiversità globale, e la Toscana meridionale non fa eccezione. Questo territorio, caratterizzato da una grande varietà di ecosistemi che spaziano dalle aree costiere alla macchia mediterranea e alle zone umide interne, è particolarmente vulnerabile all'introduzione e alla diffusione di specie esotiche. Tra le principali specie aliene presenti sulla terraferma e nelle acque interne si annoverano: pesci d'acqua dolce, tra cui il persico sole (*Lepomis gibbosus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), il carassio (*Carassius carassius*) e il pesce rosso (*Carassius auratus*); uccelli, come l'ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*), il fagiano (*Phasianus colchicus*) e una piccola popolazione di parrocchetto dal collare (*Psittacula krameri*); rettili, tra cui la testuggine palustre americana (*Trachemys scripta*), ampiamente diffusa; mammiferi introdotti, come la nutria (*Myocastor coypus*), presente in tutte le aree umide, i ratti (*Rattus* spp.), l'istrice (*Hystrix cristata*), la minilepre (*Sylvilagus floridanus*) e il daino (*Dama dama*). Questi organismi possono alterare gli equilibri ecologici locali, competere con le specie autoctone e modificare gli habitat naturali. La maggioranza delle specie aliene è costituita da invertebrati, tra cui il punteruolo dell'agave (*Scyphophorus acupunctatus*), presente anche sulle isole, il castnide minatore delle palme (*Paysandisia archon*), il punteruolo rosso delle palme (*Rhynchophorus ferrugineus*), la piralide del bosso (*Cydalima perspectalis*), la coccinella arlecchino (*Harmonia axyridis*), la cimice asiatica (*Halyomorpha halys*) e il cimicione delle pinete (*Leptoglossus occidentalis*). A questi insetti si aggiungono alcune specie di planarie aliene, tra cui *Obama nungara*, intercettata presso Grosseto e Massa Marittima, attualmente considerata una seria minaccia alla biodiversità del suolo. Per quanto riguarda le eradicazioni, a parte rimozioni locali di alcuni pesci da vasche di piccole dimensioni, l'unico intervento riuscito e confermato è quello del muflone (*Ovis aries*) dall'Isola del Giglio e dei lama (*Lama glama*) dalle Colline del Chianti, mentre azioni di controllo numerico sono state occasionalmente valutate o sono attualmente in corso. Le invasioni biologiche sono favorite dalle attività umane, tra cui il commercio di piante ornamentali, l'acquacoltura, il turismo e l'introduzione accidentale di organismi attraverso i trasporti. Questo studio fornisce un'analisi delle principali specie aliene presenti nella Toscana meridionale, valutandone l'impatto sugli ecosistemi locali e discutendo le strategie di gestione e contenimento attuate o potenzialmente adottabili per mitigare i rischi associati.

Parole chiave: invasioni biologiche, impatto ecologico, introduzioni, Toscana meridionale.

Introduzione

Le invasioni biologiche rappresentano una delle principali sfide ambientali del XXI secolo. L'introduzione, volontaria o accidentale, di specie animali e vegetali al di fuori del loro areale naturale per intervento diretto o indiretto dell'uomo (cioè quello che definisce una specie aliena) è oggi riconosciuta come una delle cause più rilevanti di perdita di biodiversità su scala globale, insieme alla distruzione degli habitat, ai cambiamenti climatici e all'inquinamento (Mack et al., 2000). Le specie aliene invasive possono alterare profondamente gli equilibri ecologici, competendo con le specie autoctone per le risorse, predandole, trasmettendo nuove patologie o modificando le caratteristiche fisiche e chimiche degli ecosistemi che colonizzano (Mack et al., 2000).

La crescente mobilità di persone e merci, il commercio internazionale, l'acquacoltura, l'agricoltura ornamentale e il turismo favoriscono il trasferimento e l'insediamento di organismi

esotici in nuovi ambienti (Hulme, 2015). In Europa, si stima che oltre 14.000 specie aliene siano ormai stabilmente presenti, di cui circa il 10–15% classificabili come invasive (Ebel et al., 2017). L'Italia, grazie alla sua posizione geografica e alla varietà di climi ed ecosistemi, è particolarmente esposta a questi fenomeni (Haubrock et al., 2021). Le regioni centro-meridionali e le aree costiere mostrano una vulnerabilità elevata, poiché caratterizzate da ambienti umidi, zone agricole, corsi d'acqua e paesaggi frammentati che facilitano la diffusione delle specie introdotte (Servello et al., 2019).

Le province di Grosseto e Siena, situate nel settore meridionale della Toscana, offrono un quadro particolarmente significativo per lo studio delle invasioni biologiche. Il loro territorio comprende un mosaico di ambienti naturali e antropizzati, dalle aree costiere della Maremma alle colline interne, fino alle zone umide e fluviali, che ospitano un'elevata diversità biologica ma risultano al contempo sensibili agli impatti delle specie alloctone. Negli ultimi decenni, numerosi organismi esotici si sono insediati stabilmente in queste aree, interessando sia gli ecosistemi terrestri che quelli acquatici.

L'obiettivo del presente studio è sintetizzare lo stato attuale delle invasioni biologiche nelle province di Grosseto e Siena, fornendo un quadro delle principali specie aliene presenti, dei loro impatti ecologici ed economici e delle azioni di gestione e contenimento attuate o potenzialmente applicabili. Attraverso un'analisi comparata tra i due territori, il lavoro intende evidenziare le differenze e le criticità nella diffusione delle specie invasive e contribuire alla definizione di strategie di prevenzione e monitoraggio più efficaci a scala locale e regionale.

Materiali e Metodi

Il presente studio si basa su un approccio di analisi integrata delle informazioni disponibili riguardanti la presenza, la distribuzione, la consistenza, gli impatti e le azioni di gestione delle specie aliene invasive nelle province di Grosseto e Siena. L'obiettivo metodologico è stato quello di fornire una sintesi aggiornata e comparativa della situazione locale, utile alla valutazione delle priorità gestionali e alla definizione di strategie di contenimento e prevenzione.

La raccolta dei dati è avvenuta attraverso la consultazione di diverse tipologie di fonti. In primo luogo, sono stati analizzati studi scientifici pubblicati su riviste internazionali, rapporti tecnici e documenti tecnici, cercando su Scopus e Web of Science e usando combinazioni di parole chiave come: specie aliene, introduzioni, Toscana, distribuzione. La ricerca è avvenuta in italiano e in inglese. Ulteriori informazioni sono state ottenute da segnalazioni locali e da osservazioni dirette, comprese quelle provenienti da progetti di *citizen science*, quali iNaturalist e Ornitho.it, e da campagne di monitoraggio faunistico e floristico condotte dagli autori.

Sono state incluse nell'analisi tutte le specie per le quali era documentata o segnalata la presenza in almeno una delle due province e che presentavano evidenza di stabilità o di riproduzione in natura. Per ciascuna di esse sono stati considerati gli impatti ecologici, economici o sanitari noti o potenziali. Le informazioni raccolte hanno riguardato la distribuzione geografica, la consistenza delle popolazioni, la tipologia di impatto e le eventuali azioni di gestione o controllo messe in atto, come interventi di eradicazione, contenimento, monitoraggio o prevenzione.

I dati ottenuti sono stati dunque sintetizzati al fine di evidenziare le differenze nella composizione specifica tra le due province. L'analisi condotta ha permesso di individuare i principali pattern di diffusione e le criticità gestionali comuni, delineando inoltre possibili azioni di miglioramento in linea con le linee guida nazionali e comunitarie per la gestione delle specie aliene invasive, in particolare con quanto previsto dal Regolamento (UE) n. 1143/2014.

Risultati e Discussione

L'analisi dei dati raccolti ha evidenziato la presenza di un numero consistente di specie aliene invasive nelle province di Grosseto e Siena, confermando come entrambe le aree siano vulnerabili agli effetti delle invasioni biologiche. La distribuzione delle specie risulta fortemente influenzata dalle caratteristiche ambientali e dall'intensità delle attività umane, con una maggiore concentrazione lungo le aree costiere, nei sistemi fluviali e nelle zone agricole.

Provincia di Grosseto

La provincia di Grosseto, caratterizzata da un'elevata eterogeneità ambientale che include zone costiere, lagune, ambienti umidi interni e ampie superfici agricole, mostra la maggiore ricchezza di specie aliene tra le due province analizzate.

Nei sistemi d'acqua dolce risultano ampiamente diffusi pesci alloctoni come il persico sole (*Lepomis gibbosus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), il carassio (*Carassius carassius*) e il pesce rosso (*Carassius auratus*), introdotti principalmente a scopo ornamentale o per la pesca sportiva (Sicuro et al., 2016; Lorenzoni et al., 2019). Tali specie competono con i pesci autoctoni e con gli anfibi, e possono alterare la struttura delle comunità acquatiche, in particolare nei canali e nei corpi idrici a bassa portata (Sicuro et al., 2016; Mori et al., 2017).

Tra gli uccelli si segnalano popolazioni ormai stabili di ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*) (unica specie di uccello presente in queste aree riportata anche negli allegati del Regolamento Europeo 1143/2014 come ad elevata invasività: Cucco et al., 2021; Lardelli et al., 2022), fagiano (*Phasianus colchicus*) e, localmente (soprattutto nella città di Follonica), del parrocchetto dal collare (*Psittacula krameri*) (Lardelli et al., 2022; Puglisi et al., 2023). Particolarmente rilevante è la diffusione della testuggine palustre americana (*Trachemys scripta*), presente in numerosi bacini artificiali e aree umide naturali, dove compete con la testuggine europea (*Emys orbicularis*) ed è responsabile del depauperamento della flora acquatica (Di Nicola et al., 2021). Altre testuggini aliene sono state rilevate negli anni nei comuni di Massa Marittima e Montieri, come la *Mauremys leprosa*, che si è occasionalmente riprodotta in quest'area e che presenta impatti analoghi a *Trachemys scripta* (Panzeri et al., 2014).

Tra i mammiferi introdotti spiccano la nutria (*Myocastor coypus*), ampiamente distribuita in tutto il reticolo idrografico provinciale, e la minilepre (*Sylvilagus floridanus)*, con una piccola popolazione ancora presente in un'area limitata prossima al confine con il Lazio (Loy et al., 2025). Altri lagomorfi localmente introdotti sono rappresentati dal coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus*) (ancora presente solo sulle isole: Loy et al., 2025), e dal jack-rabbit dalla coda nera (*Lepus californicus*), che non si è mai stabilizzato (E. Mori, dati non pubblicati). Sono inoltre presenti popolazioni di daino (*Dama dama*), muflone (*Ovis aries*) e di istrice (*Hystrix cristata*), specie introdotte in tempi storici e ormai naturalizzate (Loy et al., 2025). Sempre tra le specie paleo-introdotte presenti su tutto il territorio, sono presenti il ratto nero (*Rattus rattus*), il ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*) e il topo domestico (*Mus domesticus*) (Loy et al., 2025). Al contrario, il castoro euroasiatico (*Castor fiber*), recentemente introdotto in entrambe le province, rappresenta una specie nativa in quanto presente in tempi storici in Italia Centrale (Loy et al., 2025). La componente invertebrata risulta la più numerosa e diversificata, con la presenza di insetti fitofagi di rilevanza economica come il punteruolo rosso delle palme (*Rhynchophorus ferrugineus*), la zanzara tigre (*Aedes albopictus*), la piralide del bosso (*Cydalima perspectalis*), la coccinella arlecchino (*Harmonia axyridis*), la cimice asiatica (*Halyomorpha halys*) e il cimicione

delle pinete (*Leptoglossus occidentalis*) (E. Mori, dati non pubblicati). Per quanto riguarda il punteruolo nero dell'agave (*Scyphophorus acupunctatus*), questa specie è segnalata sulla costa grossetana e sull'isola di Giannutri (Viviano, 2025). Anche il castnide minatore delle palme (*Paysandisia archon*) è segnalato solo occasionalmente nel grossetano (Mori et al., 2023). Tra le planarie aliene, è segnalata solo *Obama nungara*, rinvenuta nei pressi di Grosseto, Castiglione della Pescaia e Massa Marittima, considerata una seria minaccia per la biodiversità del suolo e riportata negli allegati del Regolamento Europeo 1143 / 2014 (Mori et al., 2022).

Per quanto riguarda le azioni di gestione, l'unico intervento di eradicazione pienamente riuscito è quello del muflone sull'Isola del Giglio, mentre per altre specie invasive, come la nutria, si registrano solo tentativi di controllo numerico a scala locale (Loy et al., 2025).

Provincia di Siena

Nel territorio senese, caratterizzato da un paesaggio prevalentemente collinare e agricolo, la presenza di specie aliene risulta complessivamente inferiore rispetto a Grosseto, ma non meno significativa per i potenziali impatti sugli ecosistemi.

Nei corsi d'acqua e nei laghi artificiali sono segnalate diverse specie ittiche alloctone, tra cui la carpa, il persico sole e il siluro (*Silurus glanis*), quest'ultimo in espansione nei tratti dell'Arbia e dell'Ombrone (Sicuro et al., 2016; Lorenzoni et al., 2019). In alcune aree rurali e periurbane si registra la presenza stabile della nutria, che causa danni alle infrastrutture idrauliche e agli habitat ripariali (Loy et al., 2025). Inoltre, in seguito all'espansione della popolazione presente in provincia di Arezzo, sono segnalati alcuni esemplari di procione (*Procyon lotor*) nella zona di Monteriggioni (Falaschi et al., 2025). Tra gli uccelli, eccetto segnalazione di aufughi, sono presenti popolazioni localizzate di fagiano, introdotto a scopo venatorio (Lardelli et al., 2022; Puglisi et al., 2023). Per quanto riguarda gli invertebrati, la provincia è interessata dalla diffusione di specie invasive di rilievo economico come la cimice asiatica, la zanzara tigre, la coccinella arlecchino e il punteruolo rosso delle palme, segnalato in particolare lungo la Val d'Arbia e la Val di Chiana senese (E. Mori, dati non pubblicati). Inoltre, presso San Gimignano, è stata segnalata la planaria aliena *Caenoplana variegata*, di origine australiana (Mori et al., 2022). Le attività di gestione e contenimento nella provincia di Siena risultano ancora limitate e frammentarie. Alcuni enti locali hanno promosso piani di controllo della nutria, spesso in collaborazione con i consorzi di bonifica, mentre le azioni sugli insetti infestanti sono principalmente di tipo fitosanitario, coordinate dai servizi regionali e comunali (Loy et al., 2025).

Specie domestiche vaganti e inselvatichite come componenti delle invasioni biologiche

Le specie domestiche vaganti, ossia quegli animali derivati da specie addomesticate che vivono stabilmente o temporaneamente in condizioni di libertà, rappresentano una particolare categoria di organismi che, pur avendo origine antropica, devono essere considerate a pieno titolo all'interno del fenomeno delle invasioni biologiche (Mori et al., 2019; Sogliani et al., 2023). Tali specie, infatti, possono esercitare effetti significativi sulla fauna selvatica autoctona, sulla vegetazione e sugli ecosistemi, analogamente alle specie aliene introdotte deliberatamente o accidentalmente da altre aree geografiche.

Nel contesto delle province di Grosseto e Siena, la presenza di popolazioni vaganti o inselvatichite di animali domestici è un fenomeno diffuso, favorito sia dall'abbandono volontario di individui sia dalla gestione non controllata di animali da allevamento o da compagnia. Tra i casi più rilevanti si annoverano cani e gatti vaganti (Mori et al., 2019; Sogliani et al., 2023), conigli domestici,

oche cignoidi, anatre mute, piccioni, nonché popolazioni inselvatichite di suini provenienti da allevamenti. Fino al 2020, era anche presente una popolazione riproduttiva di lama (*Lama glama*) sulle colline del Chianti, derivata dalla fuga di alcuni individui dalla cattività negli anni '90. Successivamente, nel 2021, i 5 individui rimasti sono stati catturati e portati in cattività presso il Centro di Recupero Animali Selvatici di Semproniano (Grosseto) (Gargioni et al., 2021).

Confronto generale e sintesi

Il confronto tra le due province evidenzia una maggiore diversità e abbondanza di specie aliene nella provincia di Grosseto, legata alla presenza di ecosistemi umidi e costieri, nonché alla maggiore intensità dei flussi turistici e commerciali. Siena mostra invece una prevalenza di specie legate agli ambienti agricoli e antropizzati. In entrambe le aree, la diffusione delle specie aliene è favorita dalla frammentazione del paesaggio, dal clima mite e dall'assenza di programmi di monitoraggio sistematici.

Nel complesso, le invasioni biologiche nelle due province determinano impatti significativi sulla biodiversità locale, con conseguenze ecologiche, economiche e talvolta sanitarie. Le strategie di gestione risultano ancora limitate e disomogenee, evidenziando la necessità di un coordinamento interprovinciale e di una pianificazione a scala regionale basata su azioni di prevenzione, monitoraggio continuo e sensibilizzazione pubblica.

Ringraziamenti

EM e LA sono stati finanziati dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), Missione 4 Componente 2 Investimento 1.4 – Avviso n. 3138 del 16 dicembre 2021, rettificato con Decreto n. 3175 del 18 dicembre 2021 del Ministero dell'Università e della Ricerca, finanziato dall'Unione Europea – NextGenerationEU; Codice Progetto CN_00000033, Decreto di Concessione n. 1034 del 17 giugno 2022 adottato dal Ministero dell'Università e della Ricerca, CUP B83C22002930006 e H43C22000530001, Titolo del progetto: "National Biodiversity Future Center – NBFC".

Bibliografia

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: 86.

Di Nicola M.R., Cavigioli L., Luiselli L. & Andreone F., 2021. Anfibi e Rettili d'Italia. Edizioni Belvedere, Latina, Italy.

Ebel A. L., Mikhailova S. I., Chernogrivov P. N. & Ebel T. V., 2017. Results and prospectives of invasive plants study in Siberia. *Карантин растений. Наука и практика*, 1: 55-60.

Falaschi M., Simoncini A., Ancillotto L., Viviano A., Menchetti M., Mazza G. & Mori E., 2025. Crossing borders: connectivity analyses reveal potential patterns of range expansion of the Northern raccoon in Europe. *Neobiota*, 99: 71-92.

Gargioni C., Monaco A., Ficetola G.F., Lazzeri L. & Mori E., 2021. From the Andes to the Apennines: rise and fall of a free-ranging population of feral llamas. *Animals*, 11: 857.

Haubrock P. J., Cuthbert R. N., Tricarico E., Diagne C., Courchamp F. & Gozlan R. E., 2021. The recorded economic costs of alien invasive species in Italy. *NeoBiota*, 67: 260-266.

Hulme P. E., 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology*, 1418-1424.

Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca C., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G. & Brambilla M., 2022. Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, Latina, Italy.

Lorenzoni M., Borghesan F., Carosi A., Ciuffardi L., De Curtis O., Delmastro G.B., Di Tizio L., Franzoi P., Maio G., Mojetta A., Nonnis Marzano F., Pizzul E., Rossi G., Scalici M., Tancioni F. & Zanetti M., 2019. Check-list dell'ittiofauna delle acque dolci italiane. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 1: 239-254.

Loy A., Bon M., Di Febbraro M., Baisero D. & Amori G., 2025. Atlante dei Mammiferi in Italia. Atlas of Mammals in Italy. Edizioni Belvedere, Latina, Italy.

Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F. A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10: 689-710.

Mori E., Menchetti M., Cantini M., Bruni G., Santini G. & Bertolino S., 2017. Twenty years' monitoring of a population of Italian crested newts *Triturus carnifex*: strong site fidelity and shifting population structure in response to restoration. *Ethology Ecology & Evolution*, 29: 460-473.

Mori E., Menchetti M., Camporesi A., Cavigioli L., Tabarelli de Fatis K. & Girardello M., 2019. License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in a highly biodiverse Mediterranean country. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 477.

Mori E., Magoga G., Panella M., Montagna M., Winsor L., Justine J.L., Menchetti M., Schifani E., Melone B. & Mazza G., 2022. Discovering the Pandora's box: the invasion of alien flatworms in Italy. *Biological Invasions*, 24: 205-216.

Mori E., Rustici P., Dapporto L., Pasquali L., Petrucci F. & Mazza G., 2023. Invasions by the palm borer moth *Paysandisia archon* in Italy and assessment of its trophic spectrum. *Biological Invasions* 25: 1373-1386.

Panzeri M., Mori E., Mazza G. & Menchetti M., 2014. Records of introduced stripe-necked terrapins (*Mauremys* species) in Italy. *Acta Herpetologica*, 9: 97-100.

Puglisi L., Arcamone E., Franchini M., Giunchi D., Meschini E., Sacchetti A., Vanni L. & Vezzani A., 2023. Atlante degli uccelli svernanti e nidificanti in Toscana 2. Distribuzione, abbondanza e conservazione. Edizioni Regione Toscana, Firenze, Italy.

Servello G., Andaloro F., Azzurro E., Castriota L., Catra M., Chiarore A., Crocetta F., D'Alessandro M., Denitto F., Froglia C., Gravili C., Langer M., Lo Brutto S.,

Mastrototaro F., Petrocelli A., Pipitone C., Piraino S., Relini G., Serio D., Xentidis N. & Zenetos A., 2019. Marine alien species in Italy: A contribution to the implementation of descriptor D2 of the marine strategy framework directive. *Mediterranean Marine Science*, 20: 1-48.

Sicuro B., Tarantola M. & Valle E., 2016. Italian aquaculture and the diffusion of alien species: costs and benefits. *Aquaculture Research*, 47: 3718-3728.

Sogliani D., Mori E., Lovari S., Lazzeri L., Longoni A., Tabarelli De Fatis K., Sabatini P., Di Nicola M.R. & Russo D., 2023. Citizen science and diet analysis shed light on dog-wildlife interaction in Italy. *Biodiversity and Conservation*, 32: 4461-4479.

Viviano A., 2025. Updating the distribution of the alien Agave weevil in Italy through citizen-science platforms and social media. *Redia Journal of Zoology*, 108: 181-184.

Sandro Piazzini[1,2], Leonardo Favilli[1]

ALTERAZIONI ANTROPOGENICHE NELL'ITTIOFAUNA NATIVA DI ALCUNI CORSI D'ACQUA DEL BACINO DEL FIUME OMBRONE (GROSSETO-SIENA, TOSCANA MERIDIONALE)

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - ANTHROPOGENETIC CHANGES IN THE NATIVE FISH FAUNA OF SOME WATERWAYS IN THE OMBRONE RIVER BASIN (GROSSETO-SIENA, SOUTHERN TUSCANY)

Sampling carried out using the same technique and in the same locations in the Ombrone River and some of its tributaries between 2003 and 2013, and then more than ten years later in 2024 and 2025, unfortunately revealed a drastic alteration in the ichthyofauna. In the Ombrone River, in terms of density, the ichthyofauna currently consists of over 90% non-native species and is largely dominated by the Spanish barbel (*Luciobarbus graellsii*) and the spotted catfish (*Ictalurus punctatus*), while native species are sporadic with the exception of the italian chub (*Squalius squalus*). In the tributaries, the ichthyofauna is still predominantly composed of native species, however, a significant population decline has occurred, with density decreases ranging from a minimum of 40% (Merse) to a maximum of 95% (Tressa). Unfortunately, this decline primarily affects some endemic Italian species of great conservation interest: the Tiber barbel (*Barbus tiberynus*), the brook chub (*Squalius lucumonis*) and the brook goby (*Padogobius nigricans*). The data obtained show that the decline in the composition and number of fish populations is attributable to the poor state of conservation of waterways: climate change, water withdrawal, alterations in the morphology of waterways and banks, and the expansion of non-native fish species are responsible for this phenomenon, all clearly due to human activity. If urgent measures are not taken to address at least some of these pressures, most of the native species still present in the Ombrone basin will become extinct within a few decades.

Keywords: Ombrone River, ichtyofauna, anthropogenic pressure, rarefaction native species.

Riassunto

Campionamenti effettuati con la stessa tecnica e nelle stesse località nel fiume Ombrone ed in alcuni suoi affluenti, negli anni 2003-2013 e poi a distanza di oltre dieci anni nel 2024-2025, hanno purtroppo evidenziato una drastica alterazione dell'ittiofauna. Nel fiume Ombrone, infatti, l'ittiofauna è attualmente costituita, in termini di densità, per oltre il 90% da specie alloctone e largamente dominata dal barbo spagnolo (*Luciobarbus graellsii*) e dal pesce gatto punteggiato (*Ictalurus punctatus*), mentre le specie autoctone risultano sporadiche ad eccezione del cavedano

1. Dipartimento di Scienze Fisiche della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Via P.A. Mattioli 4, I-53100 Siena
2. Autore corrispondente: piazzini5@unisi.it

italiano (*Squalius squalus*). Negli affluenti, l'ittiofauna è ancora composta prevalentemente da specie autoctone, verificando tuttavia una forte rarefazione delle popolazioni, con diminuzioni, in termini di densità, che si attestano tra un minimo del 40% (fiume Merse) fino ad un massimo del 95% (torrente Tressa). Tale diminuzione, purtroppo, coinvolge soprattutto alcune specie endemiche italiane di grande interesse conservazionistico: barbo tiberino (*Barbus tiberynus*), cavedano di ruscello (*Squalius lucumonis),* ghiozzo di ruscello (*Padogobius nigricans*). I dati ottenuti evidenziano che il degrado nella composizione e nella numerosità delle popolazioni di ittiofauna sono riconducibili ad uno stato di conservazione mediocre dei corsi d'acqua: cambiamenti climatici, prelievo idrico, alterazione della morfologia dei corsi d'acqua e delle rive e espansione di specie ittiche alloctone sono gli artefici di questo fenomeno, tutti chiaramente dovuti all'azione dell'uomo. Se non saranno presi urgenti provvedimenti per risolvere almeno alcune di queste pressioni, gran parte delle entità autoctone ancora presenti nel bacino dell'Ombrone, finiranno per estinguersi nell'arco di qualche decade.

Parole chiave: fiume Ombrone, ittiofauna, pressioni antropiche, conservazione.

I corsi d'acqua del bacino del fiume Ombrone sono stati campionati, dagli stessi autori, con l'elettrostorditore (Perrow et al., 1996; ISPRA, 2014) tramite la tecnica dei passaggi ripetuti (Moran, 1951; Zippin, 1958) per la prima volta negli anni 2002-2004 nella porzione grossetana (Piazzini et al., 2004) e negli anni 2013-2015 nella porzione senese (Piazzini et al., 2016). Nel 2024-2025 sono stati campionati, con gli stessi metodi e nelle stesse identiche località, cinque corsi d'acqua: il fiume Ombrone presso ponte Tura-la Steccaia (Grosseto, GR), il fiume Merse (affluente di destra dell'Ombrone) presso la confluenza col torrente La Gonna (Monticiano, SI), il torrente La Gonna (affluente di destra del Merse) presso Ponte La Gonna (Monticiano, SI), il torrente Tressa (affluente di destra del torrente Arbia) presso lo svincolo Siena Ovest della circonvallazione di Siena ed infine il torrente Bolgione (affluente di destra del torrente Bozzone) presso la confluenza col Bozzone (Siena, SI).

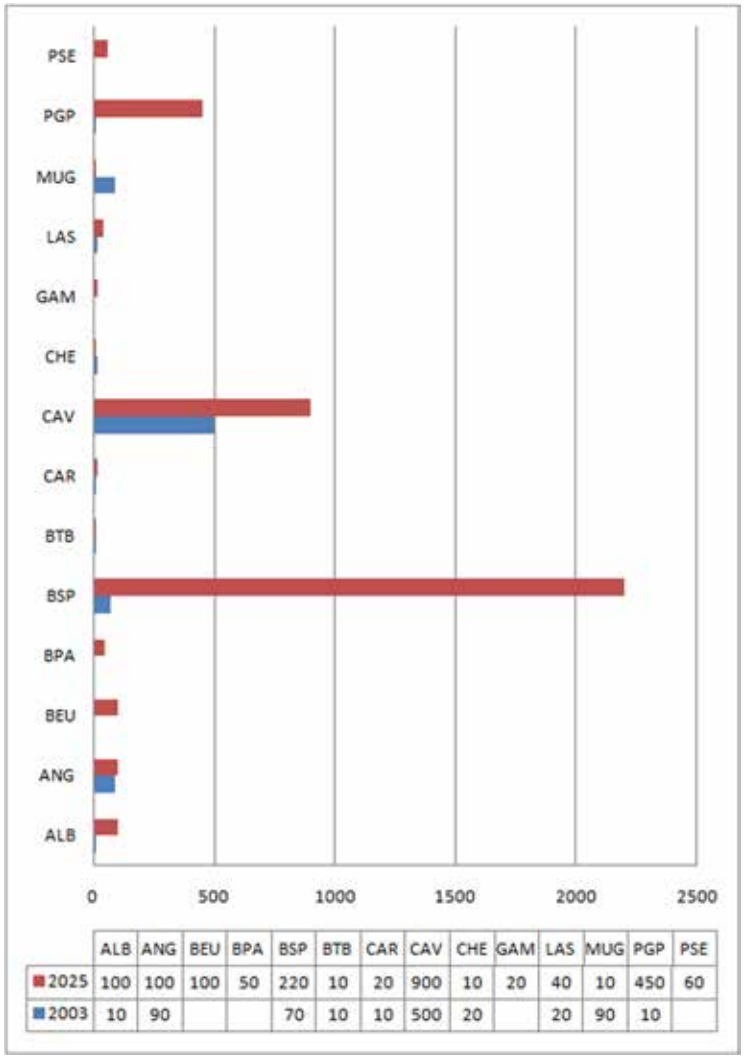
Il bacino del fiume Ombrone si caratterizzava per la presenza di ricche popolazioni di ittiofauna autoctona (Piazzini et al., 2016), comprese specie di grande interesse conservazionistico come ad esempio la rovella (*Sarmarutilus rubilio*), il barbo tiberino (*Barbus tyberinus*), il cavedano di ruscello (*Squalius lucumonis*) ed il ghiozzo di ruscello (*Padogobius nigricans*). La rovella ed il barbo tiberino, endemiche dell'Italia peninsulare dal fiume Magra (Toscana-Liguria) a sud sino ai fiumi Agri e Basento (Basilicata) (Froese & Pauly, 2026, Piazzini S. ined.), sono elencate nell'all. II della Dir. 92/43/CEE e sono ritenute, rispettivamente, Vulnerable (VU) e Endangered (EN) dall'IUCN (IUCN, 2026); il cavedano di ruscello ed il ghiozzo di ruscello sono endemici dei bacini dei fiumi Serchio, Arno, Ombrone e Tevere (Froese & Pauly, 2026), anch'essi sono inseriti nell'all. II della Dir. 92/43/CEE e considerati, rispettivamente, il primo Critically Endangered (CR) ed il secondo Endangered (EN) dall'IUCN (IUCN, 2026). Tutte queste specie sono a rischio a causa dell'alterazione dell'habitat, operato attraverso la captazione delle acque, i tagli massivi della vegetazione ripariale, gli interventi in alveo, l'inquinamento, l'introduzione di specie alloctone e il cambiamento climatico.

Tutti e cinque i corsi d'acqua oggetto di studio custodivano, sino ad almeno dodici anni fa, ricche popolazioni di specie ittiche autoctone (Tab. 1). A distanza di poco più di dieci anni, purtroppo il campionamento ha messo in evidenza una situazione gravemente peggiorata, sia nella forte diminuzione della consistenza delle popolazioni delle specie autoctone e di interesse conservazionistico, sia nel forte aumento di quelle alloctone (Tab. 1, Fig.1).

Tab.1. Checklist delle specie di pesci campionate nei cinque corsi d'acqua (periodo 2003-2014 e 2024-2025) (tassonomia e nomenclatura secondo Froese & Pauly, 2026).

Specie	F. Ombrone	F. Merse	T. La Gonna	T. Tressa	T. Bolgione					
	2003	2025	2013	2024	2013	2024	2013	2024	2013	2024
	Densità (n°exx./m2)	Densità (n°exx./ m2)	Densità (n°exx./ m2)	Densità (n°exx./ m2)	Densità (n°exx./ m2)					
Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)	0,009	0,01	0,008	0,002	-	0,006	0,004	-	0,02	-
Alosa fallax (Lacépède, 1803)	0,002	0,001	-	-	-	-	-	-	-	
Alburnus albidus (Linnaeus, 1758)	0,001	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Barbus barbus (Linnaeus, 1758)	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Barbus plebejus (Bonaparte, 1839)	-	0,005	-	-	-		-	-	-	-
Barbus tyberinus (Bonaparte, 1839)	0,001	0,001	0,07	0,02	0,036	0,005	0,45	0,009	0,23	0,35
Luciobarbus graellsii (Steindacher, 1866)	0,007	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-
Carassius auratus (Linnaeus, 1758)	0,001	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
Romanogobio benacensis (Pollini, 1816)	-	-	-	0,009	0,002	-	-	-	-	-
Protochondrostoma genei (Bonaparte, 1839)	0,002	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846)	-	0,006	-	-	-	-	-	-	-	-
Sarmarutilus rubilio (Bonaparte, 1837)	-	-	-	0,009	-	0,006	0,06	0,13	0,05	0,23
Leucos aula (Bonaparte, 1841)	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-
Squalius squalus (Bonaparte, 1837)	0,05	0,09	0,02	0,007	0,22	-	0,37	0,009	0,79	0,25
Squalius lucumonis (Bianco, 1983)	-	-	-	-	0,007	-	1,36	-	0,29	-
Telestes muticellus (Bonaparte, 1837)	-	-	0,034	0,032	0,55	0,2	-	-	0,61	0,83
Gambusia holbrooki (Girard, 1859)	-	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
Padogobius nigricans (Canestrini, 1867)	-	-	0,008	0,004	0,05	-	-	-	0,32	-
Chelon ramada (Risso, 1827)	0,009	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-
Ictalurus punctatus (Rafinesque, 1818)	0,001	0,045	-	-	-	-	-	-	-	-

Nel fiume Ombrone dal 2003 al 2025 il numero di specie alloctone presenti è aumentato di ben quattro specie: barbo europeo (*Barbus barbus*), barbo padano (*Barbus plebejus*), pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) e gambusia (*Gambusia holbrooki*); nel contempo, la comunità ittica, dove un tempo la specie prevalente era rappresentata dal cavedano italiano (*Squalius squalus*), è oggi largamente dominata da due specie esotiche, il barbo spagnolo (*Luciobarbus graellsii*) e il pesce gatto punteggiato (*Ictalurus punctatus*) (Fig. 1).



	ALB	ANG	BEU	BPA	BSP	BTB	CAR	CAV	CHE	GAM	LAS	MUG	PGP	PSE
2025	100	100	100	50	220	10	20	900	10	20	40	10	450	60
2003	10	90			70	10	10	500	20		20	90	10	

Fig. 1 - Fiume Ombrone presso ponte Tura: densità (n° exx./ha) delle specie ittiche campionate negli anni 2003 e 2025 (ALB: alborella; ANG: anguilla; BEU: barbo europeo; BPA: barbo padano; BSP: barbo spagnolo; BTB: barbo tiberino; CAR: carassio dorato; CAV: cavedano italiano; CHE: cheppia; GAM: gambusia; LAS: lasca; MUG: muggine calamita; PGP: pesce gatto punteggiato; PSE: pseudorasbora).

Negli affluenti, l'ittiofauna presente è rimasta sostanzialmente costituita da specie autoctone tuttavia, purtroppo, si assiste ad una vertiginosa diminuzione delle popolazioni, in alcuni casi alla scomparsa di specie di interesse conservazionistico (ad esempio il cavedano di ruscello nei torrenti La Gonna, Tressa e Bolgione e il ghiozzo di ruscello nei torrenti La Gonna e Bolgione); l'unica specie autoctona in leggero aumento è la rovella (Tab. 1, Fig. 2). Questo ultimo dato, tuttavia, non è certo positivo, infatti è da attribuire, con tutta probabilità, alla diminuzione della portata con successivo aumento della temperatura delle acque e all'aumento del'inquinamento organico, poiché la rovella può adattarsi anche alle acque termali e predilige ambienti eutrofici tollerando un moderato inquinamento organico (Piazzini et al., 2010; 2016).

I dati rilevati sono decisamente allarmanti; i motivi di questo degrado nella composizione e nella numerosità delle popolazioni di ittiofauna sono riconducibili ad uno stato di conservazione mediocre dei corsi d'acqua: cambiamenti climatici, prelievo idrico, alterazione della morfologia dei corsi d'acqua e delle rive e espansione di specie ittiche alloctone sono gli artefici di questo fenomeno, tutti dovuti all'azione dell'uomo.

Negli ultimi 50 anni, ma in modo accentuato dagli anni '90 del 1900, la Toscana è stata interessata da un aumento della temperatura media annua, da precipitazioni concentrate in eventi più brevi, da periodi con assenza di precipitazioni più lunghi e da un aumento dei giorni non piovosi. Gli effetti dei cambiamenti climatici sul reticolo idrografico sono particolarmente evidenti nel bacino dell'Ombrone e si traducono in una drastica diminuzione della portata dei corsi

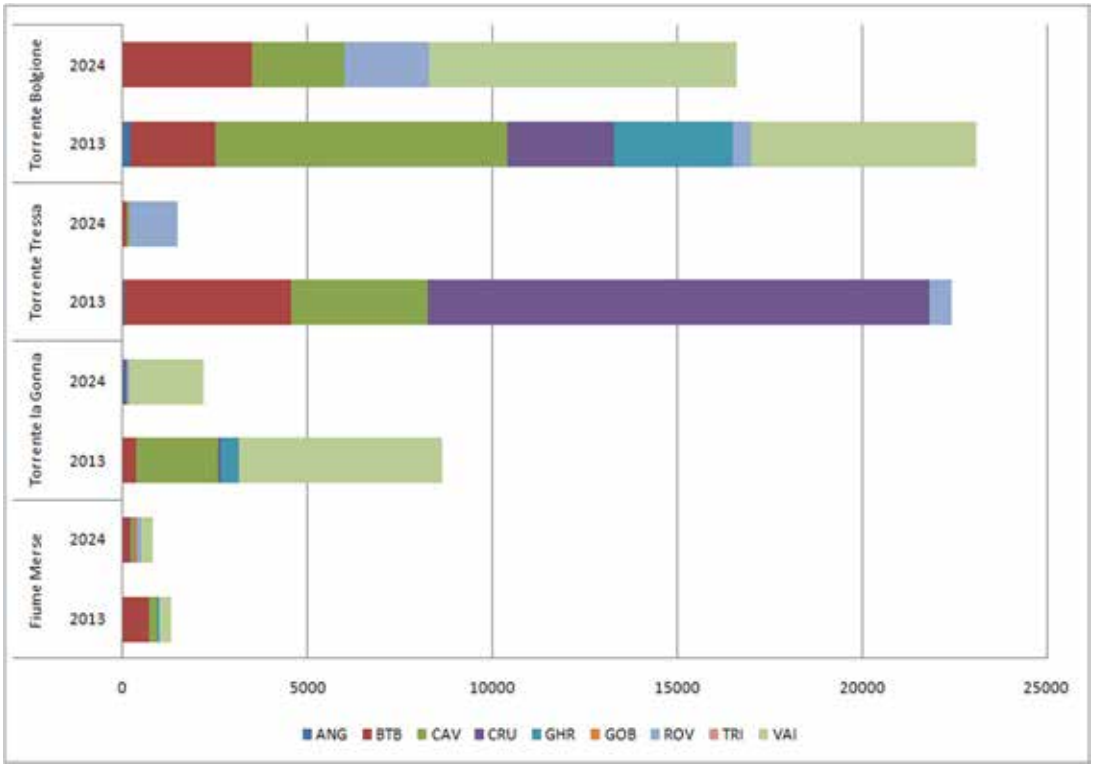


Fig. 2 - Densità (come n° exx./ha) delle specie ittiche campionate nel Fiume Merse e nei torrenti La Gonna, Tressa e Bolgione negli anni 2013 e 2024 (ANG: anguilla; BTB: barbo tiberino; CAV: cavedano italiano; CRU: cheppia cavedano di ruscello; GHR: ghiozzo di ruscello; GOB: lasca gobione italico; ROV: rovella; TRI: triotto; VAI: vairone italiano).

d'acqua con fiumi e torrenti asciutti per lunghi tratti o in secca totale in estate, con conseguenze nefaste sull'ittiofauna. Il torrente La Gonna, infatti, fino a 15 anni fa perenne, ormai da 10 anni secca regolarmente in estate con l'interruzione del deflusso mentre in alveo rimangono solo le pozze più profonde.

Il prelievo idrico per scopi irrigui e idropotabili effettuato senza tener conto delle portate dei corsi d'acqua modifica il regime di fiumi e torrenti, contribuendo all'aumento della concentrazione di inquinanti e agendo insieme ai cambiamenti climatici contribuisce al verificarsi di prolungate e forti magre estive che causano sensibili diminuzioni o la completa distruzione di intere popolazioni ittiche. Il fiume Ombrone, attraversando nei territori delle province di Siena e Grosseto estese aree agricole, è oggetto di un sempre più crescente utilizzo delle acque a scopo irriguo con conseguente sensibile diminuzione della portata minima e di conseguenza alterazione e destrutturazione della comunità ittica.

L'alterazione della morfologia dei corsi d'acqua dovuta al taglio della vegetazione ripariale, alla sagomatura delle rive e alla costruzione di sbarramenti, incide pesantemente sulle popolazioni di pesci, portando alla scomparsa dell'habitat di numerose specie e all'isolamento di intere popolazioni. Il torrente Tressa, ad esempio, è stato oggetto di un taglio drastico della vegetazione riparia nel 2014 che ha denudato completamente le rive, esponendo l'acqua ai raggi solari e determinando, in estate, diminuzione della portata e aumento della temperatura.

L'inquinamento, causato non solo da reflui civili e industriali ma anche dal percolamento dei fitofarmaci e dei fertilizzanti chimici dalle zone agricole attraversate, provoca non solo effetti tossici diretti e a lungo termine (attraverso il bioaccumulo) sull'ittiofauna ma anche alterazione della comunità dei produttori primari (piante acquatiche e fitoplancton) attraverso l'eutrofizzazione o la trasformazione della fitocenosi acquatica con effetti a cascata su tutta la biocenosi. Il

fiume Merse, a partire dalla fine degli anni ’90 del 1900 è stato interessato dallo sversamento di reflui contenenti arsenico e metalli pesanti provenienti dagli scarti della miniera di Campiano (Montieri, GR), determinando, attraverso il bioaccumulo, nel ventennio successivo, una lenta e progressiva riduzione dell’ittiofauna fino a 30 km a valle. Le specie alloctone introdotte per scopi alieutici a partire dagli anni ’60 del 1900 hanno sconvolto la composizione ittiofaunistica originaria, innescando fenomeni di predazione, competizione e ibridazione che hanno condotto alla scomparsa, alla rarefazione, alla perdita della purezza genetica e alla frammentazione dell’areale di entità autoctone, spesso endemiti di enorme valore conservazionistico. Il fiume Ombrone è stato interessato, a partire dalla metà degli anni ’90 del secolo scorso, dall’introduzione di ittiofauna a scopo alieutico, tra cui il barbo spagnolo e il pesce gatto punteggiato: queste due specie invasive si sono acclimatate e riprodotte a dismisura e sono divenute oggi drasticamente dominanti determinando la forte riduzione e/o la scomparsa delle specie autoctone.

In conseguenza dell’effetto di tutte le alterazioni antropogeniche sopra menzionate si sono rarefatte o estinte, ad esempio, popolazioni di barbo tiberino, di cavedano di ruscello e di ghiozzo di ruscello.

L’ittiofauna autoctona del bacino dell’Ombrone sta scomparendo nell’indifferenza degli enti predisposti alla gestione della fauna ittica e del territorio, delle associazioni ecologiche e animaliste, della cittadinanza e dei pescatori, più propensi a schierarsi a difesa di altri gruppi animali; se questo stato di conservazione del bacino dell’Ombrone continuerà a perdurare gran parte delle entità autoctone finiranno per estinguersi nell’arco di qualche decade.

Bibliografia

Froese R. & Pauly D. (eds.), 2026. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org. (04/2025) (ultimo accesso 14.01.2026).

ISPRA, 2014. Metodi Biologici per le acque superficiali interne. Manuali e Linee Guida 111/2014. ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.

IUCN, 2026. The IUCN Red List of threatened species. Version 2025-2. www.iucnredlist.org/ (ultimo accesso: 14.01.2026).

Moran P.A., 1951. A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika,* 38: 644-658.

Perrow M.R., Côté I.M. & Evans M., 1996. Fish. In: Sutherland W.J. (eds.). Ecological census techniques: a handbook, pp. 178-204. Cambridge University Press, Cambridge.

Piazzini S., Favilli L. & Manganelli G., 2004. Volume 2. Risultati. In: Leonzio C. (eds.). Carta delle vocazioni ittiofaunistiche della provincia di Grosseto, pp. 1-141. Amministrazione provinciale di Grosseto, Grosseto.

Piazzini S., Favilli L. & Manganelli G., 2016. Atlante dei Pesci della provincia di Siena (2005-2014). Sistema delle Riserve Naturali della Provincia di Siena, *Quaderni Naturalistici,* 5: 266 pp., Siena.

Piazzini S., Lori E., Favilli L., Cianfanelli S., Vanni S. & Manganelli G., 2010. A tropical fish community in thermal waters of southern Tuscany. *Biological Invasions*, 12: 2959-2965.

Zippin C., 1958. The removal method of population estimation, *Journal of Wildlife Management*, 22: 82-90.

Paolo Stefanini[1,3], Cesare Moroni[2]

NUOVI ALBERI E ANTICHE CULTURE: ALCUNI AGGIORNAMENTI PER LA PROVINCIA DI GROSSETO SUGLI ALBERI MONUMENTALI

La disseminazione delle conoscenze scientifiche nella Toscana meridionale
tra ricerca e conservazione della natura
Atti della Giornata di Studio – Grosseto, 6 febbraio 2026

Abstract - NEW TREES AND ANCIENT CULTURES: SOME UPDATES FOR THE PROVINCE OF GROSSETO ON MONUMENTAL TREES

Law n°10/2013, "Regulations for the Development of Urban Green Spaces," introduces the definition of "Monumental Tree" and encourages citizens to propose new living monuments to public bodies.
For centuries, regardless of regulations, some trees have been protected and venerated as sacred symbols of the Cosmos and Creation. Others have been safeguarded for their extreme usefulness to humanity and have survived to this day despite wars, human activity, meteorological events, relationships with other living organisms, and their age!
In this brief presentation, some new trees are proposed as monumental due to their size, aesthetic reasons or specific characteristics. Images of each tree will be shown; the contribution is rounded out with a summary of the bureaucratic process required to submit new trees.

Keywords: monumental trees, forests, legislation, value, biodiversity.

Riassunto

La legge n°10/2013, "Norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani", introduce la definizione di "Albero Monumentale" e stimola i Cittadini a proporre agli Enti Pubblici nuovi monumenti viventi.

Da secoli, indipendentemente dalle norme, alcuni Alberi sono tutelati e venerati come simboli sacri del Cosmo e della Creazione. Altri sono stati salvaguardati per la loro estrema utilità per l'Umanità e sono pervenuti fino ai nostri giorni nonostante le guerre, l'antropizzazione, gli eventi meteorici, i rapporti con gli altri organismi viventi e la loro età!

Nel breve intervento alcuni nuovi Alberi vengono proposti come Monumentali per via delle loro dimensioni, per ragioni estetiche o caratteristiche specifiche. Di ciascun Albero saranno mostrate le immagini; completa il contributo un quadro riassuntivo circa l'iter burocratico da seguire per proporre nuove segnalazioni.

Parole chiave: alberi monumentali, foreste, normativa,valore, biodiversità.

1. Regione Toscana – Settore VAS – VINCA – Ufficio Territoriale, via Cavour, 16 - 58100 Grosseto.
2. Fotografo, via Monte Pertica, 14/a - 58100 Grosseto.
3. Autore corrispondente: paolo.stefanini@regione.toscana.it

Il 21 dicembre 2012 è stata istituita la *Giornata Internazionale delle Foreste*, con risoluzione dell'Assemblea Generale delle Nazioni Unite, da festeggiare ogni 21 marzo di ciascun anno (Primavera) .

Come è facile intuire, le foreste sono costituite da Alberi e nella stessa giornata, in collaborazione con la FAO, si incoraggiano iniziative come la piantagione di nuovi alberi e la tutela degli alberi fuori foresta.

La Repubblica Italiana, con L.n°10/2013: ... *riconosce il 21 novembre quale «Giornata Nazionale degli Alberi» al fine di perseguire, attraverso la valorizzazione dell'ambiente e del patrimonio arboreo e boschivo, l'attuazione del protocollo di Kyoto, ratificato ai sensi della legge 1º giugno 2002, n. 120, e le politiche di riduzione delle emissioni, la prevenzione del dissesto idrogeologico e la protezione del suolo, il miglioramento della qualità dell'aria, la valorizzazione delle tradizioni legate all'albero nella cultura italiana e la vivibilità degli insediamenti urbani.*

In questa Giornata si organizzano *"iniziative per promuovere la conoscenza dell'ecosistema boschivo, il rispetto delle specie arboree ai fini dell'equilibrio tra comunità umana e ambiente naturale, l'educazione civica ed ambientale sulla legislazione vigente, nonché per stimolare un comportamento quotidiano sostenibile al fine della conservazione delle biodiversità ...e ogni anno la Giornata di cui al comma 1 è intitolata ad uno specifico tema di rilevante valore etico, culturale e sociale."*

Allo stesso tempo va preso atto del valore dei singoli alberi, come da Decreto interministeriale 23 ottobre 2014 così articolato:

Valore legato all'età e alle dimensioni.

Aspetto strettamente legato alle caratteristiche genetiche di ogni specie (circonferenza del tronco, altezza, ampiezza e proiezione della chioma) ma anche alle condizioni ecologiche in cui si trovano a vivere i singoli esemplari di una specie. Il criterio dimensionale costituisce un elemento di filtro importantissimo nella selezione iniziale ma non imprescindibile qualora gli altri criteri siano di grande significatività: se presenti caratteri particolari che lo rendono unico, un albero può essere inserito in Elenco anche se le sue dimensioni sono al di sotto della media.

Valore legato alla forma e portamento.

La forma e il portamento degli alberi sono alla base del loro successo biologico e anche dell'importanza che ad essi è stata sempre attribuita dall'uomo nel corso della storia. Tali criteri hanno ragione di essere presi in considerazione, in particolare, nel caso di esemplari cresciuti in condizioni ambientali ottimali (es. condizioni di optimum ecologico, assenza di potature errate, forma libera perfetta per la specie) o particolari (es. presenza di vento dominante) o per azioni dell'uomo (es. potature) che possano aver indotto forma o portamento singolari ad essere meritevoli di riconoscimento.

Valore legato alla rarità botanica.

Si riferisce alla rarità assoluta o relativa, cioè si considerano rarità da segnalare non solo le specie del tutto estranee all'area geografica di riferimento, quindi esotiche, ma anche quelle poco rappresentate numericamente in una determinata zona, come un albero che si trova a crescere in un habitat diverso da quello in cui solitamente vegeta (es. una palma in cima alla montagna o viceversa un Abete rosso in riva al mare).

Valore legato all'architettura vegetale.

Si riferisce a particolari esemplari arborei, filari, alberature o gruppi, inseriti in un progetto ar-

chitettonico unitario che valorizza i manufatti umani. Si tratta spesso di ville e parchi storici di notevole interesse storico, architettonico e turistico, ma anche di architetture vegetali minori di interesse rurale. Questo criterio va verificato e valutato d'intesa con la Soprintendenza del Ministero della Cultura territorialmente competente.

Valore storico-culturale-religioso.
Questo criterio è legato alla componente antropologico-culturale, intesa come senso di appartenenza e riconoscibilità dei luoghi da parte della comunità locale, come valore testimoniale di una cultura, della memoria collettiva, delle tradizioni, degli usi e costumi. Questi alberi rappresentano dei veri simboli per la comunità che ritrova in questi Patriarchi una testimonianza della memoria collettiva dei luoghi, delle tradizioni, degli usi e costumi.

Valore ecologico.
Il criterio ecologico, non riportato nella scheda di segnalazione perché criterio rilevabile solo da personale appositamente formato, si rileva solo per piante in particolari contesti botanici: in generale, alberi vetusti tra i cui rami, fessure e radici si è andata ad infittire, progressivamente negli anni, una rete interconnessa di organismi che rende la pianta un *unicum* di biodiversità.

Attualmente, in Italia il Ministero dell'Agricoltura, Sovranità Alimentare e Foreste (MASAF), è arrivato al 9° aggiornamento (23.10.2025) per un totale di 4944 Alberi Monumentali di cui 165 in Toscana. In questa regione sono diverse le iniziative intraprese ai sensi delle normative anche passate, come la Legge Regionale n°60/98 e l'attuale L.R. n°30/2015 che vede demandarne la gestione al Settore Tutela della Natura e del Mare della Regione Toscana.

Sino ad oggi nella sola provincia di Grosseto sono state segnalate circa 150 piante da considerare Monumentali (Distaf & Melini, 2004; Melini & Stefanini, 2013; Stefanini & Moroni questo lavoro). Il mutare delle normative ha tuttavia creato una problematica legata al corretto iter procedurale per l'approvazione della pianta come Monumentale che qui brevemente riassumiamo (L.n°10/2013), con riferimento anche alle diverse competenze territoriali:

- Segnalazione tramite scheda (scheda n.1, semplicemente indicativa) al Comune di riferimento;
- Trasmissione tramite una scheda più completa (scheda n.2, più precisa) alla Regione Toscana, Settore Tutela della Natura e del Mare;
- Analisi da parte della Consulta Tecnica Regionale per le Aree Protette della Regione Toscana;
- Trasmissione al MASAF per l'inserimento negli elenchi ufficiali.

Nella nostra regolare ricerca di piante da segnalare e fotografare non ci preoccupiamo esclusivamente di fare riferimento ai criteri normativi minimi: infatti, viene posta attenzione anche alle indicazioni degli appassionati ed alla necessità di proteggere alberi che attualmente non hanno quelle caratteristiche necessarie ma che potrebbero averle in un prossimo futuro. La loro tutela preventiva risulterebbe essere una strategia vincente per un coinvolgimento maggiore degli interessati, sia per motivazioni economiche (approccio turistico ricreativo in senso lato: culturale, storico, paesaggistico etc...) che per finalità collegate alla biodiversità ed alla ricerca scientifica e cioè, la tutela degli Alberi anche come scelta educativa per le attuali e prossime generazioni, nel rispetto inoltre di quelle passate.

Bibliografia (comprese le opere soltanto consultate)

Brosse J., 2020. Mitologia degli Alberi. BUR, *Rizzoli*.

Capodarca V., 2003. Gli Alberi monumentali della Toscana. *Edifir.*

Distaf & Melini D., 2004. Gli Alberi Monumentali della Riserva Naturale Provinciale "Pescinello". Provincia di Grosseto, *Quaderni delle Aree Protette* n.2.

Ferro A. & Fontana E. (a cura di), 1992. Alberi Monumentali d'Italia. *Edizioni Abete.*

Melini D. & Stefanini P., 2013. Patriarchi di Maremma. Provincia di Grosseto, *Quaderni delle Aree Protette* n.5.

Poli I., 2014. Alberi Monumentali della Garfagnana. Storia e Mitologia. *Unione Comuni Garfagnana.*



Farnetto (*Quercus frainetto* Ten.), Capalbio (GR)



Olivoni (*Olea europaea* L.), Fibbianello, Semproniano (GR)



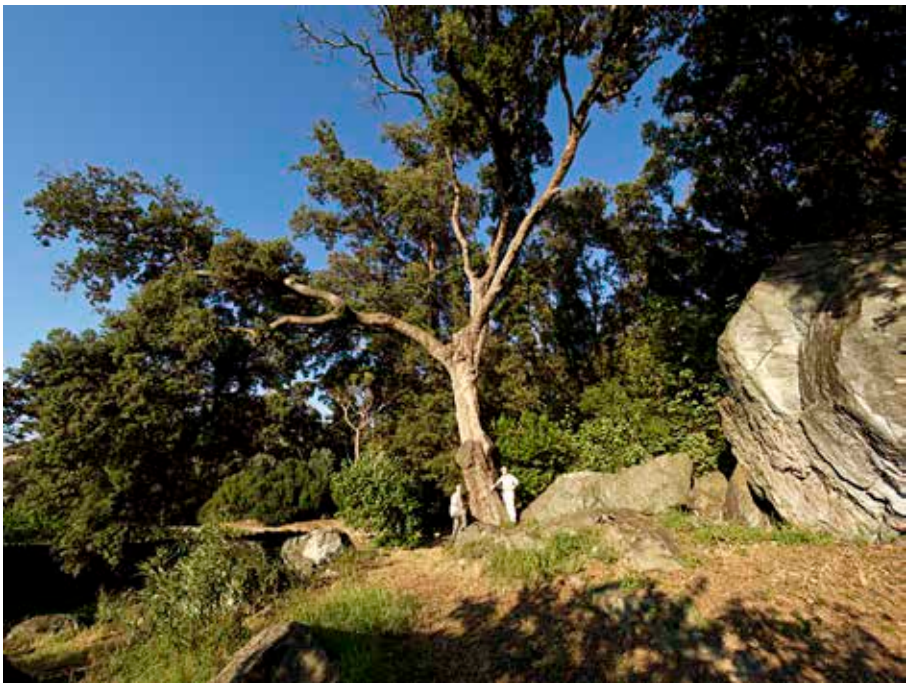
Alicante (*Vitis vinifera* L.) del Dott. Maurizio Sonno, Manciano (GR)



Fillirea a foglie larghe (*Phillyrea latifolia* L.), Poggio di Moscona, Grosseto



Palma nana (*Chamaerops humilis* L.), Rocchette, Castiglione della Pescaia (GR)



Leccio (*Quercus ilex* L.) della Beata, Porto Santo Stefano, Monte Argentario (GR)

Volume stampato grazie al sostegno di
Tecnoseal Foundry S.r.l. - Grosseto

TECNOSEAL
cathodic protection

Finito di stampare
nel mese di aprile 2026
per conto di
Effigi

Fondazione Polo Universitario Grossetano

Rotary Club Grosseto

Associazione Rotariana "Carlo Berliri Zoppi" Grosseto

O.D.A.F. Grosseto

Collegio dei Periti Agrari e Periti Agrari Laureati di Grosseto

GOM

Parco della Maremma

Ordine Biologi Toscana Umbria

Associazione Alcedo Grosseto

BancaTEMA

le orme Guide della Maremma Toscana

SILVA

MaremMagica Guide Maremma Toscana

9 791257 391461

Effigi