



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELL'AQUILA
DIPARTIMENTO DI MEDICINA CLINICA, SANITÀ PUBBLICA, SCIENZE DELLA
VITA E DELL'AMBIENTE

Dottorato di Ricerca in Scienze della Salute e dell'Ambiente

Curriculum Scienze Ambientali

XXXIII ciclo

Titolo della tesi

**Effetti dei cambiamenti climatici sulla distribuzione di specie sensibili dell'erpetofauna europea:
modelli di previsione e proposte di conservazione**

SSD BIO/05

Dottoranda
Giulia Console

Coordinatrice del corso

Prof.ssa Maria Grazia Cifone

Tutor

Prof. Maurizio Biondi

A.A. 2019/2020

Indice

Abstract.....	4
Capitolo 1: Cambiamenti climatici ed effetti sugli habitat e sulle specie.....	6
- 1.1 Introduzione generale.....	6
- 1.2 Definizione.....	8
- 1.3 Legislazioni e accordi internazionali sul clima.....	9
- 1.4 Effetto delle attività umane sul clima.....	11
- 1.5 Effetti sulle specie e sugli ecosistemi.....	12
- 1.6 Scopo della tesi di dottorato.....	16
- 1.7 Bibliografia e sitografia.....	18
Capitolo 2: Modellistica ecologica e analisi GIS post-modeling.....	24
- 2.1 Introduzione.....	24
- 2.2 Come si elabora un modello.....	27
- 2.3 Applicazioni.....	28
- 2.4 Analisi GIS post-modeling.....	32
- 2.5 Integrazione delle analisi spaziali GIS ed Ecological Niche Modeling per indagare le minacce legate ai cambiamenti climatici della testuggine palustre siciliana, <i>Emys trinacris</i> , specie in via di estinzione del Mediterraneo.....	34
2.5.1 Introduzione.....	36
2.5.2 Materiali e metodi.....	38
2.5.3 Risultati.....	45
2.5.4 Discussione.....	51
2.5.6 Conclusioni.....	54

- 2.6 Bibliografia e sitografia.....	56
- 2.7 Appendice capitolo 2.....	69
Capitolo 3. Risposta ai cambiamenti climatici di specie di ambienti steppici: il caso studio di <i>Vipera ursinii</i>.....	74
- 3.1 Introduzione.....	74
- 3.2 Materiali e metodi.....	77
- 3.3 Risultati.....	84
- 3.4 Discussione.....	95
- 3.5 Bibliografia e sitografia.....	101
- 3.6 Appendice capitolo 3.....	107
Capitolo 4. Risposta ai cambiamenti climatici di specie igrofile: il caso studio del genere <i>Hydromantes</i>.....	113
- 4.1 Introduzione.....	113
- 4.2 Materiali e metodi.....	116
- 4.3 Risultati.....	122
- 4.4 Discussione.....	129
- 4.5 Bibliografia e sitografia.....	134
- 4.6 Appendice capitolo 4.....	140
Capitolo 5. Confronto fra le specie target e conclusioni.....	146
- 5.1 Bibliografia.....	149
Ringraziamenti.....	151

Abstract

Il cambiamento climatico conseguente all'attività antropica è una delle principali cause di perdita di biodiversità nel nostro secolo. Gli effetti del *climate change* sugli ecosistemi e sulle comunità biologiche, animali e vegetali, sono molto diversi tra loro e includono fenomeni come la distruzione e frammentazione dell'habitat, l'alterazione dell'uso del suolo, l'inquinamento, con la conseguente perdita dell'idoneità ambientale e il rischio di estinzione delle specie più sensibili.

Negli ultimi decenni, l'applicazione delle conoscenze statistico-informatiche alle Scienze naturali, ha permesso l'elaborazione di modelli di previsione che sono in grado di fornire informazioni riguardanti l'attuale e, probabile, futura distribuzione delle specie in base a diversi scenari di emissioni di gas serra. La modellistica ecologica è la metodologia scientifica recentemente proposta con tali finalità e si basa sull'elaborazione statistica degli Habitat Suitability Models (HSM), ovvero i modelli di compatibilità degli habitat.

Il presente studio applica la modellistica ecologica a due gruppi animali con rilevante interesse conservazionistico: gli anfibi e i rettili, vertebrati di notevole importanza sia dal punto di vista strettamente biologico, sia per i ruoli che rivestono all'interno dei servizi ecosistemici; entrambi fortemente minacciati dalle conseguenze del cambiamento climatico. In particolare, le specie target del presente lavoro sono la vipera dell'Orsini, *Vipera ursinii*, e le specie europee del genere *Hydromantes*, i geotritoni, scelte per le loro preferenze ecologiche e necessità fisiologiche.

Si è osservato come tali specie, nonostante le loro differenze, potranno subire nel prossimo futuro una perdita di habitat conseguente alle condizioni climatiche e ambientali non più idonee alla loro sopravvivenza nelle odierne località di presenza.

È stato indagato inoltre il grado di tutela fornito dalle aree protette attualmente istituite (ad esempio, Parchi, Riserve e Siti a tutela internazionale), mostrando in alcuni casi l'inefficienza nella tutela delle specie target.

L'applicazione della modellistica ecologica alla Biologia della conservazione è una grande risorsa, in quanto rende possibile l'attuazione di piani di gestione mirati alla tutela delle specie maggiormente minacciate.

Capitolo 1

Cambiamenti climatici ed effetti sugli habitat e sulle specie

“La crisi climatica è anche una crisi della cultura, e pertanto dell’immaginazione. Si potrebbe definire una crisi della capacità di credere” Amitav Gosh.



“Follow the leaders” o “Politicians discussing global warming”- Isaac Cordal, Berlino 2011.

1.1 Introduzione generale

Il ventunesimo secolo sta vivendo una delle maggiori crisi della biodiversità e il nostro pianeta si trova di fronte al rischio di una sesta estinzione di massa, causata non da eventi naturali, bensì dall’attività umana (Wake & Vredenburg 2008). Tra i maggiori pericoli attuali si annoverano l’inquinamento, la distruzione, l’alterazione e la frammentazione degli habitat, mentre tra quelli che influiranno maggiormente in futuro ci sono le invasioni biologiche e il cambiamento climatico. Quest’ultimo, in particolare, è un tema molto complesso che influenza la nostra società da svariati anni a questa parte.

Nell'Antropocene, nuova epoca geologica proposta (Lewis & Maslin 2015; Crutzen 2016) per descrivere la breve e recente porzione di Olocene che stiamo vivendo, nella quale l'impatto umano sui processi planetari è talmente profondo da non poter essere più trascurato (Steffen et al. 2018), i cambiamenti climatici stanno avendo un impatto sulla maggior parte degli organismi viventi presenti sulla Terra (Crist et al. 2017, Johnson et al. 2017). L'attività umana, con le conseguenti implicazioni sul clima e sull'ambiente, sta causando l'estinzione di molte specie animali e vegetali, come mai si è verificato prima, determinando la perdita di biodiversità e minacciando la sopravvivenza di molte specie sul nostro Pianeta (Cavicchioli et al. 2019). Nonostante la scomparsa di specie, di comunità e di habitat sia stata indagata, documentata e anche divulgata (United Nations 2018), la percezione che si ha su tale questione è molto varia: dallo scetticismo, in alcuni casi promosso anche da noti capi di stato (BBC news 2020), alla così detta "ansia climatica", vera e propria patologia psicologica (Clayton 2020).

È evidente, dunque, che il cambiamento climatico non sia solo un problema evidenziato dal mondo scientifico, ma è qualcosa che influenza (e da cui a sua volta è influenzato), il nostro comportamento e la nostra vita quotidiana, fino ad arrivare alla nostra psiche.

Un esempio tangibile è l'effetto mediatico scatenato dalla giovane attivista svedese Greta Thunberg (Nevett 2019), a cui si deve se non altro, il merito di aver risvegliato e riportato l'attenzione sul problema del clima, altrimenti troppo spesso accantonato come "uno degli argomenti più noiosi che il mondo scientifico si sia mai trovato a presentare al pubblico", per definirlo con le parole del biologo marino Randy Olson (Spiegel International 2013). La campagna, promossa dalla Thunberg, la nota "*Friday for future*" ha dato il via ad una serie di manifestazioni pacifiche, svoltesi nelle maggiori capitali europee, che ha visto come

protagoniste soprattutto le generazioni più giovani (Kühne 2019). Questo ultimo è stato forse il risultato più significativo ottenuto dalla protesta: l'incremento della comprensione, su basi scientifiche, del problema della crisi climatica; in quanto troppo spesso il mondo scientifico e accademico rimane distante dalla realtà quotidiana delle persone "non addette ai lavori".

Risulta, infatti, di fondamentale importanza l'educazione ambientale, con particolare attenzione ai cambiamenti climatici, per le attuali e future generazioni, perché inevitabilmente dovremmo avere a che fare con questa problematica (Ramadhan et al. 2019).

1.2 Definizione

Il cambiamento climatico in atto, a differenza dei cambiamenti climatici a lungo termine come i fenomeni delle glaciazioni, è definito come l'alterazione di alcuni parametri climatici, causata dall'emissione di gas serra derivanti da fonti naturali e dalle attività umane (Pielke Jr 2004). Tra le fonti naturali ritroviamo gli incendi boschivi, i terremoti, gli oceani, il permafrost, le zone umide, i vulcani di fango e i vulcani (Yue & Gao 2018); mentre le attività umane sono strettamente legate alla produzione di energia, all'attività industriale, alla selvicoltura, all'uso del suolo e alla sua modificazione (Pachauri et al. 2014). Le emissioni di gas serra fanno sì che il calore venga intrappolato nell'atmosfera diventando la principale causa del riscaldamento globale. Finora, le attività antropiche hanno causato l'aumento di 1,0 ° C della temperatura, dal livello registrato nel periodo preindustriale ad oggi. Si prevede un aumento di 1,5 ° C tra il 2030 e il 2052, se gli attuali tassi di emissione rimarranno immutati (Hoegh-Guldberg et al. 2019).

Nel 2018, sono stati contati ben 850 casi di disastri naturali, molti dei quali riconducibili ad eventi climatici (MunichRe 2020). Circa 68,5 milioni di persone sono state colpite e le perdite economiche sono ammontate a 160 miliardi di dollari; tra i disastri tempeste, perdite della produzione alimentare, incendi e siccità hanno rappresentato circa il 93%. Un aspetto, decisamente allarmante, è che le perdite economiche dovute agli incendi boschivi del 2018 sono state pari a quelle che si sono contate negli ultimi dieci anni. Inoltre, la produzione di cibo e di acqua, la salute, gli ecosistemi, gli habitat e le infrastrutture, sono stati identificati come i settori più vulnerabili alle alterazioni climatiche (Reliefweb 2020).

Anche il 2019 è stato segnato da vari disastri ambientali conseguenti ai cambiamenti climatici, come rivela l'ONG inglese "Christian aid" nel suo report annuale (Christian aid 2020). Evidenziando come la perdita di vite umane e i danni all'economia procedano di pari passo, senza tenere conto di quelle che sono le perdite che hanno interessato gli ecosistemi e la biodiversità (Reliefweb 2020).

1.3 Legislazioni e accordi internazionali sul clima

La crisi climatica è stata affrontata concretamente a livello globale a partire dagli anni '90 del secolo scorso, quando sono stati organizzati i primi incontri internazionali che hanno dato il via a negoziati finalizzati alla limitazione delle emissioni di gas serra.

Il primo Summit internazionale sul clima (COP, ovvero Conference Of the Parties) è stato quello di Rio de Janeiro del 1992, svoltosi durante il Vertice sulla Terra, che ha portato alla stesura della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui Cambiamenti Climatici (UNFCCC). Tale accordo però non ha un carattere vincolante dal punto di vista legale, nel

senso che non impone limiti obbligatori alle emissioni di gas serra alle singole nazioni firmatarie.

Il Protocollo di Kyoto del 1997 è stato il primo documento internazionale che ha obbligato la riduzione delle emissioni di gas serra ai Paesi più sviluppati. Il protocollo ha imposto quindi una riduzione del 5% delle emissioni nel primo periodo di adempimento, dal 2008 al 2012; il secondo periodo, iniziato nel 2013 si è concluso nell'anno 2020, con l'impegno dei firmatari a ridurre del 18% le emissioni rispetto ai valori registrati nel 1990.

Mentre l'Unione Europea si è impegnata ad un'ulteriore riduzione delle emissioni, con una percentuale del 20% rispetto ai livelli degli anni '90, gli Stati Uniti non hanno mai aderito all'accordo; il Canada si è ritirato durante il primo periodo di adempimento; Russia, Giappone e Nuova Zelanda hanno invece deciso di non prendere parte al secondo periodo. Di conseguenza, l'accordo di Kyoto si applica, attualmente, solo a circa il 14% delle emissioni globali (Anteritalia 2020).

Nel 2015 è stato introdotto l'Accordo di Parigi, che è il primo accordo internazionale e giuridicamente vincolante sui cambiamenti climatici, adottato alla conferenza di Parigi sul clima (COP21). Tra gli obiettivi principali dell'accordo c'è quello di limitare l'incremento della temperatura globale a 2° C nel 2100, e di perseguire gli sforzi per limitare l'aumento a 1,5° C. Inoltre, mira a rafforzare la capacità dei paesi di affrontare l'impatto dei cambiamenti climatici e a sostenere i loro sforzi. L'accordo riconosce l'importanza di scongiurare, minimizzare e affrontare le perdite e i danni associati agli effetti negativi dei cambiamenti climatici e la necessità di cooperare e migliorare la comprensione, gli interventi e il sostegno in diversi settori, come i sistemi di allarme rapido, la preparazione alle emergenze e l'assicurazione contro i rischi.

Infine, la Conferenza ONU sul clima svoltasi a Bonn nel 2017, COP23, è risultata più una ricerca di dialogo tra le parti che non di azione. In questa circostanza, l'Italia ha svolto un ruolo da apripista, affermando la scelta di eliminare l'utilizzo del carbone entro il 2025 e aderendo all'Alleanza globale per lo stop al carbone, sorta proprio durante la COP23. Gli Stati Uniti, pur partecipando alla conferenza, si sono svincolati dagli Accordi di Parigi. Al contrario, la Cina e l'India hanno aderito; considerando che sono tra i paesi più popolati del mondo, la presa di posizione delle due nazioni risulta davvero significativa, sempre se tali trattati e annunci si concretizzeranno in fatti, come promuovere obiettivi più ambiziosi per l'utilizzo di energia rinnovabile.

1.4 Effetto delle attività umane sul clima

Comprendere l'impatto del cambiamento climatico sui sistemi naturali e umani, sui rischi e sulle vulnerabilità ad esso associati, è un punto di partenza importante per capire l'attuale stato dell'emergenza climatica. Le alterazioni negli indicatori climatici, ovvero temperatura, precipitazioni, livello del mare, acidificazione degli oceani e condizioni meteorologiche estreme, sono state evidenziate tutte in un recente rapporto del Segretariato delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNCCS) (Fawzy et al. 2020).

L'effetto eclatante dell'impatto delle attività umane sul clima e l'ambiente si è potuto osservare durante i mesi del "*Lockdown*", conseguente alla pandemia COVID-19 (riferita alla sindrome respiratoria acuta da coronavirus 2 o SARS-CoV-2). Periodo, compreso tra marzo e giugno 2020, durante il quale si sono verificate delle restrizioni, forzate e volontarie, sul lavoro e sui viaggi, che hanno visto, per la prima volta, gran parte della popolazione mondiale costretta a rimanere in casa. Tale fenomeno ha portato alla riduzione dell'emissione

dei gas serra, così come dell'inquinamento, considerando che in alcuni paesi gli spostamenti della popolazione sono stati ridotti anche dell'80% rispetto alla condizione precedente alla pandemia (Zambrano-Monserrate et al. 2020).

La riduzione dell'inquinamento atmosferico è stata osservata dai dati satellitari e da osservazioni terrestri locali. Nonostante si preveda che tale riduzione sia solo momentanea (i livelli di gas serra e inquinanti stanno già tornando pari a quelli precedenti la pandemia, soprattutto nel continente Asiatico), si è potuto osservare, concretamente, l'impatto dell'attività antropica sull'ecosistema a livello globale.

Tale fenomeno ha mostrato come un'economia orientata verso l'utilizzo di fonti rinnovabili e la riduzione dell'impiego dei combustibili fossili, possa evitare l'incremento della temperatura atmosferica di 0,3° C già nel 2050.

Ad ogni modo, è evidente come non sia sufficiente la riduzione a breve termine delle emissioni e che al contrario, ci sarà bisogno di azioni a lungo termine, che prevedano la rimozione dell'uso del carbone e di concreti cambiamenti nel comportamento, se si vorranno ottenere dei risultati efficaci. Le scelte degli investimenti economici, durante il periodo di ripresa, influenzeranno fortemente l'andamento del riscaldamento globale entro la metà del secolo. Perseguire l'impiego di energie rinnovabili a seguito della crisi economica post-COVID-19, potrebbe essere un buon inizio per mantenere l'obiettivo della riduzione della temperatura, delineato negli Accordi di Parigi.

1.5 Effetti sulle specie e sugli ecosistemi

Per il prossimo futuro, si prevede un aumento considerevole della frequenza di eventi meteorologici estremi su ampia scala, che interesseranno gli ecosistemi di tutti i continenti

(Working 2001, Change 2007). Gli organismi viventi dovranno quindi affrontare dei nuovi scenari ambientali, come conseguenza delle alterazioni delle condizioni climatiche.

Sebbene vi sia ancora incertezza riguardo ai dettagli di come avverrà il cambiamento climatico, si ritiene che gli eventi estremi avranno un'influenza maggiore sugli ecosistemi e sulle società, rispetto alle modificazioni graduali delle temperature medie e del regime delle precipitazioni (European Environment Agency 2004, Jentsch et al. 2007, Field 2014).

In Europa l'aumento di eventi estremi come uragani, siccità, ondate di calore e forti precipitazioni è un dato di fatto che ha caratterizzato gli ultimi decenni; si prevede inoltre che si verificheranno con maggiore frequenza fenomeni come gravi inondazioni, erosione e tempeste invernali (Kron et al. 2019).

Le molteplici componenti del cambiamento climatico influenzeranno tutti i livelli della biodiversità, dagli organismi ai biomi, con effetti sugli individui, sulle popolazioni, sulle specie, sulle comunità e sugli ecosistemi (Parmesan & Matthews 2005).

A livelli di organizzazione superiore della biodiversità, il clima può indurre cambiamenti nelle comunità vegetali, che si prevede saranno in grado di influenzare persino l'integrità dei biomi. Il *Millenium Ecosystem Assessment* prevede che il 5–20% degli ecosistemi terrestri subirà delle alterazioni; in particolare, le foreste di conifere, la tundra, la macchia, le savane e le foreste boreali saranno soggette a tali cambiamenti (Reid & Al 2005, Sala et al. 2005).

Ulteriore preoccupazione suscitano i così detti “*Tipping points*” del riscaldamento globale, punti di non ritorno, che una volta superati, determineranno cambiamenti irreversibili (Leadley 2010). Ad esempio, una recente analisi della potenziale distribuzione futura dei biomi tropicali in Sud America, suggerisce che grandi porzioni di foresta pluviale potrebbero essere sostituite dalla savana (Lapola et al. 2009).

Analogamente, nell'emisfero settentrionale, il limite latitudinale e altitudinale delle formazioni forestali boreali e montane si espanderà a discapito degli ecosistemi a tundra e delle loro comunità (Alo & Wang 2008; Urbani et al. 2017). Le evidenze osservate suggeriscono che la vegetazione reagirà ai cambiamenti climatici in maniera diversa a seconda di vari fattori ambientali (Penuelas et al. 2004); della diversa risposta delle specie (Kahmen et al. 2005); delle differenze funzionali (Kreyling et al. 2008*a, b*) e, in base alle dinamiche spazio-temporali degli eventi stessi (Tenow et al. 2004).

L'incremento delle temperature e la riduzione delle precipitazioni porteranno all'aumento dell'aridità e della siccità e al disseccamento dei grandi laghi, specialmente in Africa (Douglas et al. 2008). Si prevede inoltre il surriscaldamento e l'acidificazione degli oceani, con la conseguente degradazione delle barriere coralline (Hoegh-Guldberg et al. 2007).

Le implicazioni dei cambiamenti climatici sulla diversità genetica e specifica si rifletteranno anche sui servizi ecosistemici e avranno un importante effetto sulla società del ventunesimo secolo. La gestione umana della biodiversità sarà influenzata dal cambiamento climatico e vi si dovrà adattare; lo sfruttamento delle popolazioni naturali delle specie animali e vegetali subirà delle conseguenze, come ad esempio nel caso della pesca (Stram & Evans 2009), del controllo delle specie infestanti e invasive (Ziska et al. 2011), della gestione delle malattie umane e di origine animale (Harvell et al. 2002), della silvicoltura (Dale et al. 2010) e dell'agricoltura (Howden et al. 2007).

Il cambiamento climatico è inoltre in grado di diminuire la diversità genetica delle popolazioni, a causa della selezione direzionale e delle rapide migrazioni, che potrebbero a loro volta influenzare il funzionamento e la resilienza degli ecosistemi (Meyers & Bull 2002, Botkin et al. 2007). Teoricamente, le mutevoli condizioni climatiche possono creare habitat

idonei in luoghi diversi e offrire nuove opportunità per alcune specie, ma rimane il rischio che questi nuovi habitat siano troppo lontani dalle aree attualmente occupate o che non siano accessibili nonostante la capacità di dispersione (Araújo et al. 2006, Huntley et al. 2008, Vos et al. 2008); oppure potrebbero favorire l'espansione di specie alloctone e opportuniste a discapito delle autoctone (Iannella et al. 2019; Cerasoli et al. 2019). Inoltre, mentre in passato lo spostamento delle specie non è stato ostacolato dall'attività umana, oggi esistono molte barriere di origine antropica che impediscono agli organismi viventi di spostarsi liberamente, aggravando ulteriormente la loro condizione.

Tuttavia, è probabile che i vari effetti dei cambiamenti climatici agiscano sulle popolazioni alterandone la rete delle interazioni a livello delle comunità (Gilman et al. 2010, Walther 2010). In sostanza, la risposta di alcune specie al cambiamento climatico può determinare un impatto indiretto su altre specie che da esse dipendono. Uno studio su 9650 sistemi interspecifici, inclusi impollinatori e parassiti, ha suggerito che circa 6300 specie potrebbero scomparire a seguito dell'estinzione delle specie associate (Koh et al. 2004). Inoltre, per molte specie, l'impatto principale del cambiamento climatico è la perdita di sincronizzazione tra il momento in cui vi è disponibilità di cibo e le caratteristiche stesse degli habitat. Ad esempio, il cambiamento climatico ha portato a cambiamenti fenologici nelle piante da fiore e negli insetti impollinatori, causando il disallineamento dell'interazione tra le popolazioni di piante e insetti, portando entrambi all'estinzione e con conseguenze sulla struttura delle reti ecologiche stesse (Kiers et al. 2010, Rafferty & Ives 2011; Cerasoli et al. 2020). Altre modificazioni dei rapporti interspecifici (competizione, predatore/preda; parassita/ospite o mutualismo) alterano la struttura delle comunità e le funzioni degli ecosistemi (Walther 2010, Lafferty 2009).

Il grande impatto del cambiamento climatico previsto sui vari livelli della biodiversità dovrebbe spingere la ricerca scientifica a ricoprire il ruolo di guida nello sviluppo di valide strategie di conservazione (Araújo et al. 2011, Dawson et al. 2011, Pressey 2007). In particolare, uno degli aspetti più importanti nella pianificazione della conservazione sarà il designare una rete di aree protette in grado di tutelare la biodiversità *in situ*. Risulterà infatti di notevole importanza la protezione dell'eterogeneità degli habitat, come anche il mantenimento della diversità genetica all'interno di una popolazione, al fine di favorirne l'adattamento e la sopravvivenza.

Le caratteristiche delle aree protette istituite da tempo dovranno essere rivalutate in base alle attuali conoscenze riguardanti i cambiamenti climatici (Hansen et al. 2010, Iannella et al. 2018). La tutela dovrebbe essere prioritaria per luoghi che riducono gli effetti del cambiamento climatico - come le foreste, che contribuiscono fortemente alle condizioni climatiche locali - così come per i siti definiti come rifugi per la biodiversità.

Tutto ciò dimostra come gli effetti dei cambiamenti climatici siano qualcosa di molto complesso e in grado di minare gli ecosistemi su diversi livelli, determinando così un impatto ancor più intenso e subdolo rispetto alle sole conseguenze dirette; impatto di cui si dovrà tenere conto nel momento in cui si andranno a pianificare strategie conservative, evidenziando ancor di più l'importanza e la necessità, oramai imprescindibile, dello sviluppo di ricerche e studi scientifici in tale settore.

1.6 Scopo della tesi di Dottorato

In questo contesto, si inserisce il mio progetto di dottorato, le cui finalità sono quelle di approfondire l'utilizzo e le applicazioni delle più recenti metodologie scientifiche, per

indagare l'attuale e futura distribuzione delle specie animali, con l'obiettivo di favorirne la conservazione.

In particolare, l'intento del presente lavoro è quello di confrontare le risposte ai cambiamenti climatici, elaborate mediante l'utilizzo di tecniche di modellistica e statistica previsionale, di alcune specie rappresentanti due classi di vertebrati, Anfibi e Rettili, molto diverse tra loro per caratteristiche ed esigenze ecologiche. Per quanto riguarda i rettili è stata selezionata la vipera dell'Orsini, una delle specie maggiormente a rischio di estinzione all'interno del suo areale di distribuzione. La vipera dell'Orsini risulta particolarmente interessante in quanto occupa due habitat diversi: le steppe aride di bassa quota, tipiche dell'Europa continentale, e gli altipiani carsici di alta quota, che si estendono in tutto il continente europeo. Questa particolare distribuzione può mostrare come agisca il cambiamento climatico su una stessa specie che popoli habitat differenti, e come sia diverso il grado di tutela a seconda della nazione in cui si trovi.

Nella classe degli Anfibi è stato scelto il genere *Hydromantes*, e in particolare i geotritoni che nel caso del continente europeo sono gli unici rappresentanti della famiglia dei Pletodontidi. Questi anfibi presentano delle peculiarità fisiologiche, dovute all'assenza di polmoni, che li rendono molto selettivi dal punto di vista climatico e ambientale. Quali anfibi che compiono il loro ciclo vitale in ambienti terrestri e, respirando esclusivamente attraverso la epidermide, sono fortemente dipendenti dalla temperatura e umidità ambientale, dunque estremamente sensibili al clima (Lanza et al. 2006; Lunghi et al. 2016). Infatti, questi organismi popolano in genere gli ambienti sotterranei; solo occasionalmente, quando le condizioni di temperatura e umidità lo permettono, frequentano anche gli ambienti superficiali.

Questa loro peculiarità li rende dei buoni indicatori di come l'effetto del *climate change* possa mettere a rischio la sopravvivenza di animali così sensibili che però svolgono ruoli importanti all'interno delle reti trofiche del nostro Pianeta.

I risultati di tale confronto potranno fornire un quadro critico relativo agli effetti del cambiamento climatico sulle specie animali e sugli ecosistemi da loro occupati, così come uno spunto per ulteriori indagini di ricerca pura, nonché per l'adeguamento e l'attuazione di azioni finalizzate alla conservazione della diversità biologica in Italia e più in generale in Europa.

1.7 Bibliografia e sitografia

- Alo, C. A., & Wang, G. (2008). Potential future changes of the terrestrial ecosystem based on climate projections by eight general circulation models. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G1).
- Anteritalia. *La storia degli accordi internazionali sul clima*, <https://anteritalia.org/la-storia-degli-accordi-internazionali-sul-clima/>. [Ultima consultazione: dicembre 2020].
- Araújo, M. B., Thuiller, W., & Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33(10), 1712-1728.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués - Bravo, D., & Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology letters*, 14(5), 484-492.
- BCCnews. *What does trump actually believe on climate change?*, <https://www.bbc.com/news/world-us-canada-51213003>. [Ultima consultazione: dicembre 2020].
- Botkin, D. B., Saxe, H., Araujo, M. B., Betts, R., Bradshaw, R. H., Cedhagen, T., ... & Stockwell, D. R. (2007). Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience*, 57(3), 227-236.
- Cavicchioli, R., Ripple, W. J., Timmis, K. N., Azam, F., Bakken, L. R., Baylis, M., ... & Webster, N. S. (2019). Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, 17(9), 569-586.

- Cerasoli, F., Iannella, M., & Biondi, M. (2019). Between the hammer and the anvil: how the combined effect of global warming and the non-native common slider could threaten the European pond turtle. *Management of Biological Invasions*, 10(3), 428.
- Cerasoli, F., Thuiller, W., Guéguen, M., Renaud, J., d'Alessandro, P., & Biondi, M. (2020). The role of climate and biotic factors in shaping current distributions and potential future shifts of European Neocrepidodera (Coleoptera, Chrysomelidae). *Insect conservation and diversity*, 13(1), 47-62.
- Change, I. P. O. C. (2007). Climate change 2007: The physical science basis. *Agenda*, 6(07), 333.
- Clayton, S. (2020). Climate anxiety: Psychological responses to climate change. *Journal of Anxiety Disorders*, 74, 102263.
- Crist, E., Mora, C., & Engelman, R. (2017). The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science*, 356(6335), 260-264.
- Crutzen, P. J. (2016). Geology of mankind. In Paul J. Crutzen: A Pioneer on Atmospheric Chemistry and Climate Change in the Anthropocene (pp. 211-215). Springer, Cham.
- Christianaid.org. *Annual report 2019/20*, <https://www.christianaid.org.uk/sites/default/files/2020-10/20201009-Annual-Report-Final.pdf>. [Ultima consultazione: dicembre 2020].
- Dale, V. H., Tharp, M. L., Lannom, K. O., & Hodges, D. G. (2010). Modeling transient response of forests to climate change. *Science of the Total Environment*, 408(8), 1888-1901.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *science*, 332(6025), 53-58.
- Douglas, I., Alam, K., Maghenda, M., McDonnell, Y., McLean, L., & Campbell, J. (2008). Unjust waters: climate change, flooding and the urban poor in Africa. *Environment and urbanization*, 20(1), 187-205.
- European Environment Agency. (2004). *Impacts of Europe's Changing Climate: An Indicator-based Assessment*, https://www.eea.europa.eu/publications/climate_report_2_2004.
- Fawzy, S., Osman, A. I., Doran, J., & Rooney, D. W. (2020). Strategies for mitigation of climate change: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 1-26.
- Field, C. B., & Barros, V. R. (Eds.). (2014). *Climate change 2014–Impacts, adaptation and vulnerability: Regional aspects*. Cambridge University Press.
- Gilman, S. E., Urban, M. C., Tewksbury, J., Gilchrist, G. W., & Holt, R. D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 325-331.

- Hansen, J., Ruedy, R., Sato, M., & Lo, K. (2010). Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics*, 48(4).
- Harvell, C. D., Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., & Samuel, M. D. (2002). Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296(5576), 2158-2162.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., ... & Hatziolos, M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *science*, 318(5857), 1737-1742.
- Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bolaños, T. G., Bindi, M., Brown, S., ... & Zhou, G. (2019). The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5 C. *Science*, 365(6459).
- Howden, S. M., Soussana, J. F., Tubiello, F. N., Chhetri, N., Dunlop, M., & Meinke, H. (2007). Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the national academy of sciences*, 104(50), 19691-19696.
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Willis, S. G., & Green, R. E. (2008). Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *PloS one*, 3(1), e1439.
- Iannella, M., Cerasoli, F., D'Alessandro, P., Console, G., & Biondi, M. (2018). Coupling GIS spatial analysis and Ensemble Niche Modelling to investigate climate change-related threats to the Sicilian pond turtle *Emys trinacris*, an endangered species from the Mediterranean. *PeerJ*, 6, e4969.
- Iannella, M., De Simone, W., D'Alessandro, P., Console, G., & Biondi, M. (2019). Investigating the current and future co-occurrence of *Ambrosia artemisiifolia* and *Ophraella communa* in Europe through ecological modelling and remote sensing data analysis. *International journal of environmental research and public health*, 16(18), 3416.
- Jentsch, A., Kreyling, J., & Beierkuhnlein, C. (2007). A new generation of climate - change experiments: events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 365-374.
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335), 270-275.
- Kahmen, A., Perner, J., & Buchmann, N. (2005). Diversity - dependent productivity in semi - natural grasslands following climate perturbations. *Functional Ecology*, 19(4), 594-601.
- Kiers T., E., Palmer, T. M., Ives, A. R., Bruno, J. F., & Bronstein, J. L. (2010). Mutualisms in a changing world: an evolutionary perspective. *Ecology letters*, 13(12), 1459-1474.

- Koh, L. P., Sodhi, N. S., & Brook, B. W. (2004). Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conservation Biology*, *18*(6), 1571-1578.
- Kreyling, J., Beierkuhnlein, C., Ellis, L., & Jentsch, A. (2008a). Invasibility of grassland and heath communities exposed to extreme weather events—additive effects of diversity resistance and fluctuating physical environment. *Oikos*, *117*(10), 1542-1554.
- Kreyling, J., Wenigmann, M., Beierkuhnlein, C., & Jentsch, A. (2008b). Effects of extreme weather events on plant productivity and tissue die-back are modified by community composition. *Ecosystems*, *11*(5), 752-763.
- Kron, W., Löw, P., & Kundzewicz, Z. W. (2019). Changes in risk of extreme weather events in Europe. *Environmental Science & Policy*, *100*, 74-83.
- Kühne, R. W. (2019). Climate change: the science behind Greta Thunberg and Fridays for future.
- Lafferty, K. D. (2009). The ecology of climate change and infectious diseases. *Ecology*, *90*(4), 888-900.
- Lanza, B., C. Pastorelli, P. Laghi and R. Cimmaruta (2006). "A review of systematics, taxonomy, genetics, biogeography and natural history of the genus *Speleomantes* Dubois, 1984 (Amphibia Caudata Plethodontidae)." *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste* 52: 5-135
- Lapola, D. M., Oyama, M. D., & Nobre, C. A. (2009). Exploring the range of climate biome projections for tropical South America: the role of CO₂ fertilization and seasonality. *Global Biogeochemical Cycles*, *23*(3).
- Leadley, P. (2010). *Biodiversity scenarios: projections of 21st century change in biodiversity, and associated ecosystem services: a technical report for the global biodiversity outlook 3* (No. 50). UNEP/Earthprint.
- Lewis, S. L., & Maslin, M. A. (2015). Defining the anthropocene. *Nature*, *519*(7542), 171-180.
- Lunghi, E., Manenti, R., Canciani, G., Scari, G., Pennati, R., & Ficetola, G. F. (2016). Thermal equilibrium and temperature differences among body regions in European plethodontid salamanders. *Journal of Thermal Biology*, *60*, 79-85.
- Meyers, L. A., & Bull, J. J. (2002). Fighting change with change: adaptive variation in an uncertain world. *Trends in Ecology & Evolution*, *17*(12), 551-557.
- Munich Re. *The natural disasters of 2018 in figures Losses in 2018 dominated by wildfires and tropical storms*, <https://www.munichre.com/topics-online/en/climate-change-and-natural-disasters/natural-disasters/the-natural-disasters-of-2018-in-figures.html>

[Ultima consultazione: dicembre 2020].

- Nevett, J. (2019). The Greta effect? Meet the schoolgirl climate warriors. *BBC News*, 3.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., ... & van Ypersele, J. P. (2014). *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 151). Ipcc.
- Parmesan, C., & Matthews, J. (2006). Biological impacts of climate change. *Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts*, 333-374.
- Penuelas, J., Gordon, C., Llorens, L., Nielsen, T., Tietema, A., Beier, C., ... & Gorissen, A. (2004). Nonintrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons, and species in a north–south European gradient. *Ecosystems*, 7(6), 598-612.
- Pielke Jr, R. A. (2004). What is climate change?. *Energy & environment*, 15(3), 515-520.
- Pressey, R. L. (2007). Conservation planning for a changing climate. World Wide Fund for Nature Australia.
- Rafferty, N. E., & Ives, A. R. (2011). Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant–pollinator interactions. *Ecology Letters*, 14(1), 69-74.
- Ramadhan, S., Sukma, E., & Indriyani, V. (2019, August). Environmental education and disaster mitigation through language learning. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 314, No. 1, p. 012054). IOP Publishing.
- Reid, W. V. (2005). *Millennium ecosystem assessment*.
- Reliefweb. *Resourches*,
<https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/CREDNaturalDisaster2018.pdf>
 [Ultima consultazione: gennaio 2020].
- Reliefweb. *Counting the Cost 2019: a year of climate breakdown*,
<https://reliefweb.int/report/world/counting-cost-2019-year-climate-breakdown-december-2019>; <http://www.fao.org/news/story/en/item/1106977/icode/> [Ultima consultazione: dicembre 2020].
- Sala, O. E., Vuuren, V., Pereira, H. M., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G., & Dobson, A. (2005). Chapter 10: Biodiversity Across Scenarios. *Vol. 2 of Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios*. Washington, DC: Island Press.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., ... & Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), 8252-8259.

- Stram, D. L., & Evans, D. C. (2009). Fishery management responses to climate change in the North Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, *66*(7), 1633-1639.
- Spiegel International. *Climate change is "Bo-Ho-horing"*, 2013, <https://www.spiegel.de/international/world/filmmaker-randy-olson-climate-change-is-becoming-boring-a-940061.html>. [Ultima consultazione: luglio 2021].
- Tenow, O., Bylund, H., Karlsson, P. S., & Hoogesteger, J. (2004). Rejuvenation of a mountain birch forest by an *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) outbreak. *Acta Oecologica*, *25*(1-2), 43-52.
- United Nations. *The Sustainable Development Goals Report 2018 / Multimedia Library - United Nations Department of Economic and Social Affairs*, 2018, <https://www.un.org/development/desa/publications/the-sustainable-development-goals-report-2018.html>. [Ultima consultazione: marzo 2021].
- Urbani, F., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2017). Using Maximum Entropy Modeling (MaxEnt) to predict future trends in the distribution of high altitude endemic insects in response to climate change. *Bulletin of Insectology*, *70*(2), 189-200.
- Vos, C. C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., ... & Kuipers, H. (2008). Adapting landscapes to climate change: examples of climate - proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology*, *45*(6), 1722-1731.
- Wake, D. B., & Vredenburg, V. T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *105*(Supplement 1), 11466-11473.
- Walther, G. R. (2010). Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *365*(1549), 2019-2024.
- Working, I. P. O. C. C. (2001). *Climate Change 2001: Synthesis Report: Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Yue, X. L., & Gao, Q. X. (2018). Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gas emissions. *Adv Clim Change Res* *9*: 243-252.
- Zambrano-Monserrate, M. A., Ruano, M. A., & Sanchez-Alcalde, L. (2020). Indirect effects of COVID-19 on the environment. *Science of the Total Environment*, *728*, 138813.
- Ziska, L. H., Blumenthal, D. M., Runion, G. B., Hunt, E. R., & Diaz-Soltero, H. (2011). Invasive species and climate change: an agronomic perspective. *Climatic Change*, *105*(1), 13-42.

Capitolo 2

Modellistica ecologica e analisi GIS post-modeling

2.1 Introduzione

Il ventunesimo secolo non è solo il secolo della crisi della biodiversità e climatica, è anche il secolo dell'avanguardia tecnologica, in cui la scienza sta progredendo rapidamente in molti settori, tra cui quello delle Scienze naturali, rivolte specialmente alla ricerca di strategie per contrastare i fattori che minacciano le specie e gli ecosistemi che le ospitano (Zimmermann et al. 2010, Fletcher & Fortin 2018). Di conseguenza sono stati sviluppati degli approcci e delle metodologie in grado di prevedere la futura e probabile distribuzione degli organismi viventi sulla Terra (Guisan & Thuiller 2005). L'incremento di tali ricerche è stato possibile grazie all'integrazione delle più recenti Scienze bioinformatiche e biostatistiche con le Scienze ambientali, discipline che permettono di accrescere la nostra conoscenza sui viventi e sui fattori che ne influenzano la distribuzione e ci consentono di migliorare la nostra capacità di elaborare dei modelli predittivi, applicabili alla Biologia evolutiva, alla Biogeografia e alla Biologia della conservazione (Araújo & Peterson 2012).

La modellistica ecologica è la metodologia scientifica recentemente proposta con tali finalità. Essa si basa sostanzialmente sull'elaborazione statistica degli Habitat Suitability Models (HSM), ovvero i modelli di compatibilità degli habitat. Tale metodo empirico mette in relazione i siti di presenza delle specie (espressi come punti GPS) con variabili predittive ambientali, ottenendo una combinazione di curve di risposta, derivate statisticamente, che meglio rappresentano e interpretano la loro nicchia spaziale e climatica (Elith & Leathwick 2009).

L'interesse rivolto agli Habitat Suitability Models è cresciuto notevolmente nel corso del ventunesimo secolo per due ragioni in particolare. Per prima cosa, negli ultimi due decenni si è assistito ad un esponenziale incremento nella capacità di calcolo dei computer (Peters & Peters 1991), grazie all'avvento dei sistemi informativi geografici (Chang 2016) e della tecnologia del remote-sensing (Campbell & Wynne 2011), che hanno permesso di sviluppare dataset ambientali ad alta risoluzione e che, insieme, forniscono una grande capacità e libertà di analisi, di elaborazione di modelli e di previsione della distribuzione dei taxa a varie scale spaziali, dalla locale a quella globale (Guisan et al. 2017). Per seconda cosa, il potenziamento dell'analisi statistica e l'assenza di altri metodi applicabili a un così grande numero di specie, rende gli HSM una metodologia fondamentale per l'Ecologia e le Scienze naturali.

La modellistica ecologica è infatti particolarmente utile per valutare il potenziale impatto delle alterazioni ambientali e climatiche conseguenti all'attività umana sulla biodiversità e sugli ecosistemi (Pejchar & Mooney 2009, Araújo & Peterson 2012, Naimi & Araújo 2016). Inoltre, la forte richiesta sociale e le pressioni politiche rivolte ai problemi ambientali hanno consolidato il ruolo di HSM nelle Scienze ambientali e naturali (Guisan & Zimmermann 2000, Guisan & Thuiller 2005), come evidenziato anche dall'“International Panel on Biodiversity & Ecosystem Service” (IPBES).

Esistono diversi modi per riferirsi agli HSM, tra questi i cosiddetti Species Distribution Models (SDM) (modelli di distribuzione delle specie) e gli Ecological Niche Models (ENM) (modelli di nicchia ecologica). Nonostante la nomenclatura differente, tali modelli sono talvolta considerati equivalenti, pur evidenziando aspetti diversi dello stesso metodo di modellizzazione, in quanto si basano sulla stessa metodologia empirica e quantitativa: i punti di presenza delle specie sono messi in relazione con dei fattori ambientali predittivi, per

quantificare la nicchia ambientale realizzata e proiettarla su uno spazio geografico, al fine di predire la distribuzione della specie e/o le curve di risposta di una certa specie ad una o più variabili ambientali (Guisan et al. 2017).

La distribuzione di una specie è il risultato dell'interazione di diversi fattori ambientali, classificati come interazioni biotiche, variabili abiotiche e capacità di dispersione/accessibilità ambientale (componenti del cosiddetto diagramma BAM, Biotic-Abiotic-Migration) (Soberon & Peterson 2005). Tali fattori interagendo tra loro definiscono quella che è l'attuale area occupata da una specie; nell'elaborazione e successiva interpretazione del modello di idoneità ambientale, bisognerà tenere conto di tutti questi elementi. Inoltre, il clima è una delle variabili abiotiche che esercita un'elevata influenza sulle caratteristiche ambientali idonee ad una specie, determinandone la sua distribuzione nello spazio e nel tempo (Cerasoli et al. 2017).

La teoria degli ENM si basa infatti sul concetto di nicchia ecologica (Guisan & Zimmermann 2000, Pulliam 2000, Soberon & Peterson 2005, Kearney 2006, Soberón 2007, Soberón & Nakamura 2009, Wiens et al. 2009), un tema centrale in Ecologia e nella Biologia evolutiva (Holt et al. 2003). La nicchia ecologica è stata definita da Grinnell (1917) come una suddivisione degli habitat che presentano le condizioni ambientali idonee agli individui di una specie per sopravvivere e riprodursi, tenendo conto anche delle variabili abiotiche (come quelle climatiche) che non sono influenzate dalla densità delle specie (Wiens et al. 2009).

In pratica, però, misurare la nicchia fondamentale di una specie, basandosi solamente sui dati osservabili sul campo è praticamente impossibile, tenendo conto che nella maggior parte dei casi una specie interagisce anche con le altre specie per poter sopravvivere (es. predatori, impollinatori, simbionti). Di conseguenza, l'elaborazione dei modelli si fonda piuttosto sul

concetto di “nicchia realizzata”, definito da Hutchinson nel 1957 come un sottogruppo della nicchia fondamentale di una specie, condizionato dai fenomeni di competizione con le altre specie ed avente molteplici dimensioni.

Ad ogni modo, gli SDM possono essere applicati non solo alla distribuzione delle specie, ma anche ad altre categorie tassonomiche o ecologiche, come si può osservare dai lavori di Carnaval & Moritz (2008) per le foreste tropicali umide o di Werneck et al. (2012) per le foreste tropicali stagionali.

I vari approcci metodologici e l'avanzamento degli SDM sono stati notevolmente indagati di recente e sono stati sottoposti a diverse revisioni da parte di vari gruppi di ricerca (Franklin 1995, 2010, Guisan & Zimmermann 2000, Guisan & Thuiller 2005, Elith & Leathwick 2009).

2.2 Come si elabora un modello

In generale, nell'elaborazione degli Habitat Suitability Model (HSM) si seguono cinque fasi:

- 1) la concettualizzazione;
- 2) la preparazione dei dati;
- 3) la calibrazione del modello;
- 4) la valutazione del modello;
- 5) la predizione spaziale o temporale.

Durante la concettualizzazione del modello, si identificano gli organismi viventi di cui si vuole indagare la distribuzione e, di conseguenza, si indagano le variabili ambientali predittive e il tipo di modello da utilizzare, in base al tipo di dati disponibili, al fine di evitare curve di risposta non realistiche. La prima fase comprende l'organizzazione di un piano di campionamento di dati originali raccolti sul campo; in alternativa si può condurre una

meticola ricerca bibliografica al fine di ottenere tutte le informazioni possibili sull'attuale distribuzione della specie target. A seconda del tipo di dati raccolti, si valuteranno quali analisi statistiche sarà opportuno applicare.

Nella seconda fase, quella di preparazione dei dati, si raccolgono e organizzano i dati ottenuti riguardanti la specie target, si selezionano le variabili predittive ambientali e la scala su cui operare, che può essere estesa o circoscritta.

Nella fase di "*model fitting*", o calibrazione del modello, si individua il tipo di modello statistico da applicare sui dati, per verificare e analizzare la multicollinearità e l'autocorrelazione spaziale. Questa è anche la fase in cui identificare il modo più corretto di selezionare le variabili più rilevanti all'interno del modello e per prevenire l'*overfit*" del modello stesso (es. quando il numero di variabili è troppo elevato rispetto al numero di osservazioni), che può portare a "sbilanciare" il modello in termini di predizione.

La fase di valutazione del modello indentifica il tipo di validazione da fare sui dati, progetta il metodo di valutazione, sceglie la metrica appropriata per validare il modello e per individuare le incertezze.

La quinta fase, quella di predizione spaziale o temporale, anticipa il dominio di applicabilità del modello, identifica i potenziali problemi di proiezione dei modelli alle condizioni climatiche future e permette di fare ipotesi sulle strategie conservazionistiche più adatte per la specie in analisi (Guisan et al. 2017).

2.3 Applicazioni

Gli SDM possono avere diverse applicazioni in Biologia e nelle Scienze ambientali.

In particolare, questi modelli hanno suscitato un grande interesse nella Biologia della conservazione, nella quale posso essere impiegati con diverse finalità. Essi possono predire l'attuale e potenziale distribuzione delle specie all'interno di un'area geografica (Elith et al. 2010, Franklin 2010); valutare il range di distribuzione e/o l'idoneità ambientale, per poi attuare piani di conservazione mirati (Anderson & Martínez-Meyer 2004, Chefaoui et al. 2005, Ferraz et al. 2012); oppure identificare aree prioritarie di conservazione (Schwartz 2012).

I modelli che si applicano a scopi conservazionistici, che siano rivolti alle specie o agli ecosistemi, devono quindi fornire delle informazioni spaziali ad una scala coerente con il tipo di piano di gestione da attuare. Dunque, quando si vogliono utilizzare gli SDM per l'attuazione di piani di conservazione, risulta fondamentale stimare in maniera accurata la distribuzione delle specie target (Ferraz et al. 2012). Infatti, per elaborare modelli di distribuzione delle specie a una ridotta scala spaziale, è necessaria un'accurata selezione delle variabili più informative della nicchia ecologica della specie (Peterson 2011). In generale, un modello è tanto più preciso quanto più si inseriscono come input dei dati di presenza accuratamente raccolti e variabili predittive rilevanti (Lobo et al. 2008, Elith & Leathwick 2009).

L'applicazione degli SDM con finalità conservazionistiche si basa sulla possibilità di elaborare dei modelli e proiettarli in diversi scenari ambientali e climatici futuri. Si può ottenere così una vera e propria previsione di quelle che saranno le condizioni in cui si troveranno le specie target e, di conseguenza, si potranno attuare diverse strategie conservazionistiche, ad esempio per limitare la perdita di aree idonee o per tutelare quelle maggiormente adatte alla specie in studio.

Un'altra importante applicazione degli SDM è la possibilità di stimare e studiare la distribuzione passata degli organismi viventi. Gli SDM, proiettati al passato, integrano le informazioni derivanti dai record fossili con quelle genetiche: fornendo previsioni potenziali e quantitative, ad alta risoluzione, delle distribuzioni passate degli organismi (Eeley et al. 1999, Stigall Rode & Lieberman 2005, Stigall Rode & Lieberman 2006), tali informazioni rappresentano un contributo importante non solo a livello teorico, ma anche pratico, in quanto permettono di localizzare potenziali siti paleo-biologici (Stigall Rode & Lieberman 2005); testano ipotesi ecologiche, formulate statisticamente, riguardanti le distribuzioni e le dinamiche delle comunità passate (Stigall Rode & Lieberman 2005, Richards et al. 2007, Eckert 2011) e valutano statisticamente gli elementi che determinano la distribuzione delle specie (Rodríguez - Sánchez & Arroyo 2008).

Tale approccio degli SDM offre importanti opportunità per la paleobiologia, fornendo una prospettiva ecologica quantitativa e mostrando il suo contributo all'ecologia e alla biologia della conservazione, ad esempio per stimare l'impatto dei cambiamenti climatici e per organizzare il riassetto ecologico (Svenning et al. 2011).

Un esempio di lavoro che applica gli SDM al passato, condotto dal gruppo di ricerca a cui appartengo dell'Università degli Studi dell'Aquila, è quella di Iannella et al. (2018) sulle specie del genere *Salamandrina* dal titolo "Evidences for a shared history for spectacled salamanders, haplotype and climate", pubblicato sulla rivista Scientific Report. In questo articolo è stato misurato l'effetto del clima sulla distribuzione delle due specie del genere *Salamandrina*, mediante l'integrazione delle tecniche di ENM, l'elaborazione post-modeling in ambiente GIS e i dati genetici più recenti. Tali tecniche hanno confermato l'ipotesi che, durante l'ultima glaciazione, gli spostamenti delle due specie siano avvenuti verso sud (e

successivamente verso nord). Inoltre, sono stati identificati i rifugi glaciali e i potenziali corridoi utilizzati nei periodi post-glaciali per la ricolonizzazione dei territori, confermando l'idea generale secondo la quale il clima è uno dei fattori principali per l'interpretazione dei dall'assetto genetico delle popolazioni.

Infine, una corretta interpretazione dei modelli di distribuzione delle specie è fondamentale per comprendere diversi aspetti legati alla biodiversità, tra cui la biogeografia, l'ecologia e la conservazione (Lomolino & Heaney 2004, Whittaker et al. 2005). La presenza di una certa specie in un territorio può essere letta, come già detto, come il risultato dell'interazione di più fattori, nello spazio e nel tempo, come la distribuzione passata, gli eventi paleoclimatici, la frammentazione su larga o piccola scala, le interazioni biotiche, la dimensione della nicchia ecologica e la capacità di dispersione (Baselga et al. 2012, Cerasoli et al. 2017). Quindi, elaborare modelli di distribuzione delle specie all'interno di unità biogeografiche discrete, soprattutto quando si tratta di specie a bassa capacità di dispersione (Canestrelli et al. 2010, Reino et al. 2017), richiede una corretta implementazione degli SDM con analisi filogeografiche, basate su dati genetici (Richards et al. 2007, Vega et al. 2010, Schorr et al. 2012). Nell'approccio degli SDM, ampie aree con elevata idoneità e/o probabilità di presenza per una certa specie, ma che non risultano attualmente occupate, suggeriscono l'esistenza di alcune variabili non misurate (o misurabili) che vincolano la distribuzione della specie (Godsoe 2010). La dispersione, per esempio, potrebbe essere limitata da barriere geografiche, dalla competizione con specie con nicchia ecologica simile o dai limiti di tolleranza ad alcuni fattori ambientali (Heads 2015). Ad esempio, le glaciazioni avvenute nel Pleistocene hanno contribuito ampiamente a plasmare la fauna europea (Hofreiter & Stewart 2009), a causa del loro effetto limitante sulla capacità di dispersione delle specie e sulla

tolleranza ai fattori di stress climatici, portando all'estinzione alcune specie e condizionando la distribuzione di altre.

Dunque, risulta evidente come la modellistica ecologica sia uno strumento molto utile, ma essendo una semplificazione della realtà, anche se su base statistica, necessita una profonda e ricca conoscenza di quelle che sono le caratteristiche e le necessità delle specie target, del loro ruolo all'interno dell'ecosistema e delle dinamiche del loro habitat.

2.4 Analisi GIS post-modeling

Un ulteriore aspetto, molto rilevante, associato agli HSM è la loro elaborazione, post modellazione, in ambiente GIS (Geographic Information System). I software cartografici GIS permettono non solo di proiettare le mappe di idoneità della specie in studio, ma anche di integrare tali informazioni con altre, strettamente di tipo geografico e cartografico (Fotheringham & Rogerson 2013).

Si possono, ad esempio, intersecare le mappe risultanti dagli HSM, nei vari scenari RCP (Representative Concentration Pathway) futuri, con i confini delle aree protette presenti su un particolare territorio, ottenendo quella che è definibile come Gap Analysis. In particolare, la Gap Analysis identifica il divario presente nella rappresentazione della diversità ecologica (biodiversità), espressa nel nostro caso dalla distribuzione della specie, in aree gestite esclusivamente o principalmente per il mantenimento a lungo termine di popolazioni di specie autoctone ed ecosistemi naturali (aree di gestione) (Scott et al. 1993, Scott & Janikas 2010, Du et al. 2018). L'importanza di tale tecnica in ambiente GIS è dimostrata anche dall'istituzione, negli USA, di un vero e proprio programma su base nazionale sviluppato a tale scopo, il National Gap Analysis Program (United States Geological Survey 2021). Tale

tecnica ha permesso di comprendere quali sono i limiti delle attuali aree di gestione e quali sono le loro prospettive future, evidenziando, in alcune circostanze, come con uno sforzo minimo sia possibile migliorare l'attuale stato di protezione di molte specie a rischio di estinzione.

Un altro esempio di tecnica di post-modeling applicata allo studio della natura si può effettuare con il tool "Extract values to point" sempre in ambiente GIS, molto utile in quanto permette di valutare dove e a quali attributi corrispondono degli elementi puntiformi (solitamente in formato shapefile), rispetto ad un file raster (file non vettoriale, caratterizzato da un insieme di pixel aventi un dato valore).

Nel caso della modellistica ecologica, una volta raccolto il dataset di punti di presenza di una specie e, di conseguenza la sua distribuzione attuale, si possono estrarre i valori di tali punti per conoscere in che tipo di habitat si trovano, utilizzando ad esempio alcuni dataset (disponibili in formato raster) degli habitat EUNIS (Environmental European Agency 2021), Corine (Copernicus 2020) o Natura 2000 (European Commission 2021). Con tale tecnica, relativamente semplice da applicare, si possono ricavare delle informazioni molto utili riguardo all'habitat di elezione di una specie e al suo stato di protezione. Inoltre, il pacchetto (tool) può essere applicato anche alle proiezioni risultati dagli SDM, in tal modo si potrà stimare in che tipo di habitat si troveranno in futuro le condizioni ambientali più o meno idonee alla sopravvivenza delle specie target. Informazione fondamentale quando si vogliono applicare tali metodologie alla Biologia della conservazione.

Infine, tale processo può anche essere applicato ai risultati del pacchetto "BIOMOD_RangeSize" in RStudio, che crea dei file raster categorizzando le idoneità ambientali derivanti dai SDM. In tal modo si potranno valutare quali aree, per una specie,

saranno in futuro perse, resteranno stabili o verranno “guadagnate” in termini di idoneità ambientale, informazioni utili per osservare il futuro andamento geografico di una specie. Partendo da tali file raster, applicando la funzione “Extract values to point” si determinano quali punti di presenza saranno effettivamente localizzati in aree perse, stabili o guadagnate.

L’obiettivo del mio progetto di dottorato è stato quello di applicare la tecnica della modellistica ecologica per indagare l’attuale e futura distribuzione di specie ovest-paleartiche della fauna vertebrata europea soggette al cambiamento climatico. Il fine di tale indagine è quello di utilizzare le risposte ottenute dall’elaborazione dei modelli statistici per comprendere più a fondo l’effetto del cambiamento climatico sulla distribuzione di tali specie e per proporre delle strategie di conservazione efficaci.

Di seguito, si riporta una delle ricerche svolte applicando tale metodo empirico pubblicata sulla rivista internazionale PeerJ nel 2018 dal titolo “Coupling GIS spatial analysis and Ensemble Niche Modeling to investigate climate-change related threats the Sicilian pond turtle *Emys trinacris*, an endangered species from the Mediterranean” di Iannella M., Cerasoli F., D’Alessandro P., Console G. & M. Biondi.

2.5 Integrazione delle analisi spaziali GIS ed Ensemble Niche Modeling per indagare le minacce legate ai cambiamenti climatici della testuggine palustre siciliana, *Emys trinacris*, specie in via di estinzione del Mediterraneo

La testuggine palustre siciliana, *Emys trinacris*, è una specie endemica e in via di estinzione della Sicilia, dove presenta una distribuzione frammentata all’interno di tutta l’isola. In

questo studio, è stata applicata la tecnica dell'“Ensemble Modeling”, che combina le metodologie statistiche più classiche, come i Modelli lineari generalizzati (GLM) e Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS), con approcci di machine-learning come i Boosted Regression Trees (BRT) e Maxent, al fine di creare dei modelli del potenziale di distribuzione delle specie, nelle condizioni climatiche attuali e future. Inoltre, è stata applicata la “gap analysis” sia sui siti di presenza della specie, che sulle aree idonee risultanti dai modelli, per integrare i risultati di tali tecniche, al fine di valutare lo stato di conservazione della specie target, di individuare le future minacce e di attuare le corrette strategie di tutela. A tale scopo, sono stati utilizzati quattro diversi scenari di emissioni di gas serra (noti come RCP, “Representative Concentration Pathways”) per elaborare delle proiezioni dei modelli al 2050 e al 2070. Sono state calcolate inoltre le aree previste come perse, stabili e guadagnate dalla specie target. La potenziale distribuzione di *E. trinacris* risulta prevalentemente dipendente dalle variabili associate alle precipitazioni, soprattutto dalle precipitazioni del trimestre più freddo e umido. Da tale studio, emerge che in futuro l'instabilità delle precipitazioni e gli eventi meteorologici estremi avranno degli effetti negativi sulla conservazione di tale specie. Inoltre, i siti di presenza di *E. trinacris* sono, per più della metà, fuori dalla tutela da parte delle aree protette, evidenziando una gestione inadeguata della specie da parte delle autorità preposte alla sua protezione.

Si nota come, nel prossimo futuro, la testuggine palustre siciliana necessiterà di una particolare attenzione da parte della comunità scientifica, per evitare una sua possibile imminente estinzione. Infine, la gap analysis, elaborata in ambiente GIS, è risultata una tecnica di post-modeling molto informativa, potenzialmente applicabile in molti contesti della pianificazione delle aree protette e della gestione delle specie a rischio.

2.5.1 Introduzione

La testuggine palustre siciliana, *Emys trinacris*, è stata descritta da Fritz et al. (2005), distinguendola su basi genetiche dalla testuggine palustre europea *E. orbicularis* (Linneaus). Dalla sua separazione a specie a sé stante, sono stati pubblicati molti studi di morfologia e genetica (D'Angelo 2006, Fritz et al. 2006a, 2007, D'Angelo et al. 2008, Insacco & Spadola 2009, Pedall et al. 2011, Manfredi et al. 2013, Vamberger et al. 2015), al fine di delinearne meglio la tassonomia e la filogeografia. Dall'altra parte però, non è ancora disponibile un profilo autoecologico completo di tale specie (Turrisi 2008, Di Cerbo 2011), nonostante siano stati descritti diversi aspetti della sua fenologia ed ecologia (Fritz et al. 2006b, Naselli-Flores et al. 2007, D'Angelo et al. 2008, D'Angelo 2013, Ficetola et al. 2013, Lo Valvo et al. 2014). Inoltre, gli studi sopracitati sono stati condotti su un numero limitato di località (Naselli-Flores et al. 2007, D'Angelo et al. 2008, D'Angelo 2013) e non hanno permesso di colmare le notevoli lacune riguardanti i requisiti ecologici di *E. trinacris*. La carenza di informazioni riguardo la testuggine palustre siciliana è di particolare interesse, soprattutto se si considera il suo stato di conservazione. Questa specie, strettamente endemica della Sicilia, è considerata a rischio di estinzione per diversi fattori (Di Cerbo 2011) tra cui le sue ridotte capacità di dispersione (D'Angelo et al. 2008, Lo Valvo et al. 2014), la riduzione del numero di popolazioni e la scarsa variabilità genetica (Turrisi 2008). Essa è inoltre strettamente legata agli ambienti acquatici, come gli estuari, le zone umide e gli habitat lenticivi (Turrisi 2008, Corti et al. 2010; Di Cerbo 2011), tutti fortemente minacciati a causa della recente modificazione dell'uso degli habitat e dei cambiamenti climatici, in corso e futuri (Chang et al. 2015, Wu et al. 2017).

L'area mediterranea, infatti, sembra essere particolarmente sensibile a queste modificazioni, che possono portare a gravi alterazioni del bilancio idrico (Somot et al. 2008, Garcia et al. 2017*a, b*) e a un rischio più elevato di eventi meteorologici estremi (Romera et al. 2016). Markovic et al. (2017) hanno mostrato come le isole del Mediterraneo presentino ecosistemi di acqua dolce più vulnerabili ai cambiamenti climatici, rispetto ai corrispettivi dell'Europa continentale. Nonostante le evidenti minacce, l'attuale rete delle aree protette d'Europa tutela meno di un quarto dell'estensione totale dei più vulnerabili bacini d'acqua dolce (Markovic et al. 2017). Inoltre, in Sicilia, le politiche di tutela del territorio sono relativamente recenti: le prime aree protette sono state istituite negli anni '80; la maggior parte è stata fondata negli anni '90 e, le più recenti, sono state istituite nel contesto del progetto Rete Natura 2000.

Gli Ecological Niche Models (ENM) rappresentano, in tale contesto, una metodologia efficace per indagare sia i fattori che determinano l'attuale distribuzione delle specie a rischio, sia le future e potenziali minacce conseguenti ai cambiamenti climatici e all'alterazione dell'uso del suolo. Insieme alla loro applicazione in differenti campi della ricerca scientifica nella Biologia della conservazione (Araújo et al. 2011, Guisan et al. 2013, Ficetola et al. 2015, Cerasoli et al. 2017), gli ENM sono stati ampiamente applicati anche alla Biogeografia (Richards et al. 2007, Diniz - Filho et al. 2009, Wielstra et al. 2013, Cerasoli et al. 2017), nonché alla Biologia della conservazione (Franklin 2013). Inoltre, nonostante la maggior parte degli articoli scientifici pubblicati, che hanno applicato gli ENM, si concentrino su analisi a larga scala (es. da scale continentali a globali) (Araújo et al. 2006, 2011, Ficetola et al. 2007, 2015, Stralberg et al. 2015), altre ricerche si basano sull'applicazione degli ENM su piccola scala, da nazionale (Guisan & Hofer 2003, Ferreira et al. 2013, Reino et al. 2017) a

regionale (Lyet et al. 2013, Urbani et al. 2015, 2017, Cerasoli et al. 2017), dimostrando che tali tecniche di modellizzazione consentono di ottenere informazioni approfondite, sui limiti imposti dalla distribuzione della specie e dalla disponibilità degli habitat idonei, anche su scala locale.

In questa ricerca si riportano, come risultati dalla tecnica degli ENM, le possibili variabili bioclimatiche che influiscono sull'attuale e futura distribuzione di *E. trinacris*. Partendo dai modelli basati sulle odierne condizioni climatiche, sono state elaborate le probabili variazioni future della distribuzione della testuggine palustre siciliana, attraverso l'utilizzo di quattro diversi scenari di riscaldamento globale. Infine, è stata effettuata la gap analysis, in ambiente GIS, prendendo in considerazione la rete delle aree protette della Sicilia e l'attuale e probabile futura distribuzione di *E. trinacris*.

2.5.2 Materiali e metodi

Specie target e area di studio

La specie target di questa ricerca è la testuggine palustre siciliana *Emys trinacris* (Fritz et al. 2005), classificata come “In pericolo—A2c” dalla Lista Rossa Italiana della IUCN (Rondinini et al. 2013) e come “*Data deficient*” nel database internazionale della IUCN (van Dijk 2017). Questa specie è presente in tutta la Sicilia, mostrando però una distribuzione frammentata all'interno del suo areale. Inoltre, le informazioni bibliografiche riguardanti la sua distribuzione sono notevolmente imprecise sia su scala locale (Turrisi 2008) che nazionale (Di Cerbo 2011) ed internazionale (van Dijk 2017). Al fine di perseguire lo scopo di tale ricerca, è stato generato un database di 39 punti di presenza (Figura 1 e Appendice 2a), integrando ai dati ricavati dalla letteratura scientifica (precisione GPS) le osservazioni sul

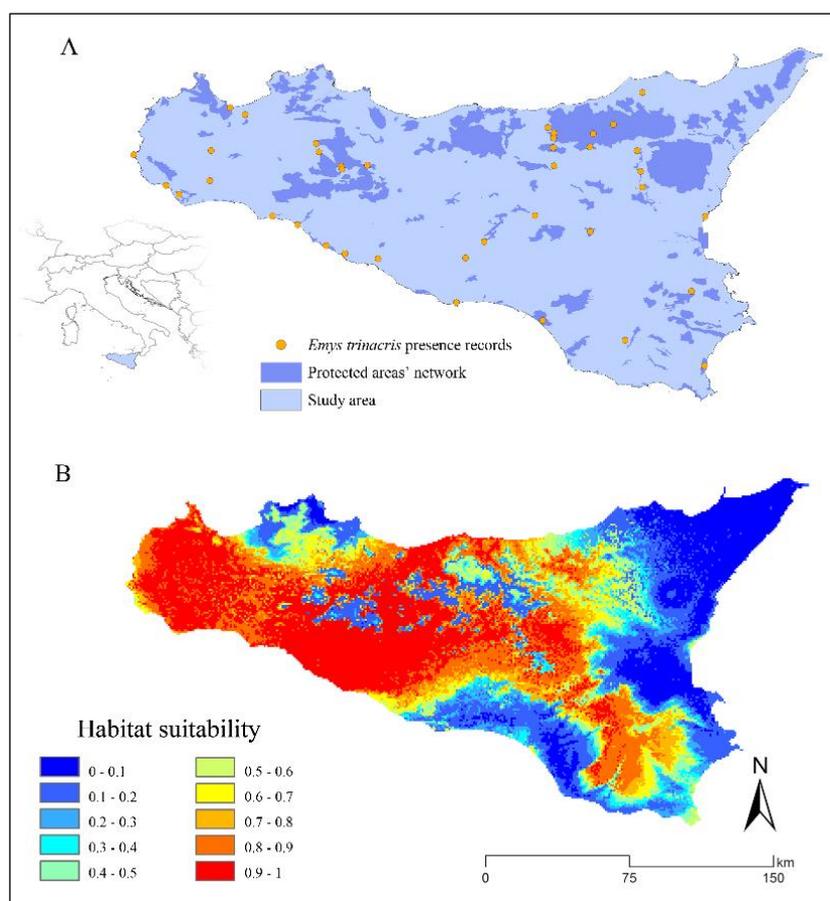


Figura 1. Area di studio e habitat suitability di *Emys trinacris*. Area di studio con punti di presenza della specie target, *Emys trinacris*; (A) rete delle Aree Protette (nazionali e internazionali) nell'area di studio sono evidenziate in blu. (B) Mappa dell'idoneità degli habitat, suddivisa in 10 classi, ottenuta dal processo di Ensemble Modeling applicato ai punti di presenza di *Emys trinacris* e alle pseudo-assenze generate dal modello.

campo non ancora pubblicate, per evitare di utilizzare, nel processo di modeling, i centroidi troppo semplificati degli atlanti, solitamente con celle di 10 x 10 km. L'area di studio comprende esclusivamente la Sicilia, in quanto la specie target non è presente nelle isole limitrofe minori.

Strutturazione del Modello

Le diciannove variabili bioclimatiche Worldclim (ver. 1.4) sono state scelte come indicatori (Hijmans et al. 2005), ad una risoluzione di 30 arc-secondi, sia per lo scenario presente che per quelli futuri (Appendice 2b). Sono stati utilizzati, per la proiezione del modello al 2050 e al 2070, quattro differenti scenari di emissioni di gas serra, definiti "Representative

Concentration Pathways” (RCP) (Meinshausen et al. 2011, Stocker 2014), con in codici 2.6, 4.5, 6.0 e 8.5.

L’RCP 2.6 prevede uno scarso aumento, in futuro, del cosiddetto forzante radiativo (misura dell’influenza di un gas serra nell’alterazione del bilancio energetico), rispetto ai suoi valori attuali, conseguente ad una riduzione dell’emissione di gas serra (“Greenhouse gas”, GHG), a seguito di un picco che si sarebbe dovuto verificare nel 2020; all’estremo opposto, l’RCP 8.5 prevede un aumento della concentrazione radiativa, derivante da una continua emissione di GHG fino al 2100 (Riahi et al. 2011); gli RCP 4.5 e 6.0 sono scenari intermedi, che rappresentano valori gradualmente crescenti di concentrazione radiativa.

Nonostante l’RCP 2.6 sia già stato oramai superato, risultando non più plausibile (Sanford et al. 2014), è stato comunque inserito nel processo di “Ensemble Modeling” come scenario di controllo, fornendo informazioni su come delle misure più efficaci contro il riscaldamento globale avrebbero potuto influenzare la futura distribuzione della specie target.

Siccome la variabilità delle condizioni climatiche future, dedotta dai diversi modelli climatici globali (GCM), è ritenuta una delle più importanti fonti di incertezza nelle proiezioni degli ENM negli scenari futuri (Garcia et al. 2012, Stralberg et al. 2015), si è deciso di eseguire le proiezioni dei modelli al futuro (2050 e 2070) considerando tre diversi GCM, vale a dire il BCC-CSM-1 (Wu et al. 2014), il CCSM4 (Gent & Danabasoglu 2011) e il MIROC-ESM (Watanabe et al. 2011).

La possibile multicollinearità all’interno del set delle 19 variabili bioclimatiche è stata valutata attraverso una matrice di correlazione (Appendice 2c) elaborata in ArcMap 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA); tra le coppie di variabili con indice di Pearson $|r| > 0,85$, quella che risulta meno importante dal punto di vista ecologico per la specie, in base alla sua autecologia

(Di Cerbo 2011, Lo Valvo et al. 2014), è stata scartata dal modello (Elith et al. 2006, Dormann et al. 2013, Brandt et al. 2017).

I punti di presenza sono stati rarefatti spazialmente, utilizzando il pacchetto “spThin” di R, impostando la distanza di “*thinning*” a 10 km (Aiello - Lammens et al. 2015); inoltre, l’auto-correlazione spaziale tra i dati di presenza è stata ulteriormente analizzata attraverso il test di Moran’s I in ArcMap 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA).

Il pacchetto “biomod2” (Thuiller et al. 2016), sviluppato in ambiente R (Team 2016), è stato poi utilizzato per ottenere gli ENM di *E. trinacris*. In particolare, gli Ensemble Models (modelli risultanti dalla combinazione di singoli modelli ENM, ottenuti da diversi algoritmi), sono stati elaborati per le condizioni climatiche attuali, attraverso la funzione “BIOMOD_EnsembleModelling”, per poi proiettarli negli scenari futuri mediante la funzione “BIOMOD_EnsembleForecasting”.

Dieci set da 1000 pseudo-assenze ciascuno sono stati generati tramite l’algoritmo “Surface Range Envelope” (Barbet - Massin et al. 2012, Reino et al. 2017), impostando il quantile a 0,05 (cioè le pseudo-assenze sono state generate casualmente al di fuori del 95° quantile lineare, dell’intero spazio ambientale ricavato dai punti di presenza): questa strategia contribuisce a ridurre la probabilità di selezionare pseudo-assenze in aree idonee ma non occupate, che potrebbe portare ad un aumento del *commission error* (Brown & Yoder 2015); tale pratica è considerata attuabile quando lo scopo dello studio non è la sola modellizzazione della distribuzione realizzata di una specie, ma anche quello di indagarne la potenziale distribuzione futura (Chefaoui & Lobo 2008, Jiménez - Valverde et al. 2008), come in questo caso.

I modelli costruiti per *E. trinacris* sono stati parametrizzati come segue: Modelli lineari generalizzati (GLM): tipo = “quadratico”, livello di interazione = 3; Multiple Adaptive Regression Splines (MARS): tipo = “quadratico”, livello di interazione = 3; Gradient Boosting Models, anche noto come Boosted Regression Trees (BRT): numero di alberi = 5.000, profondità di interazione = 3, cross-validation folds = 10; Maxent (MAXENT.Phillips): iterazioni massime = 5.000, betamultiplier = 2 (per ottenere risposte del modello più fluide, seguendo Elith et al.(2011).

La scelta di queste tecniche ha permesso di esplorare le diverse risposte delle varie classi del modello, che vanno dalle tecniche statistiche più classiche (GLM) agli approcci rivolti al machine-learning (BRT e Maxent). GLM e MARS si basano rispettivamente su funzioni parametriche e funzioni lineari (Leathwick et al. 2005, Elith et al. 2006), il parametro di tipo “quadratico” è stato impostato per entrambi gli algoritmi, al fine di ottenere una funzione di risposta più fluida e ridurre il rischio di eccessiva estrapolazione, rispetto alla formula polinomiale, quando si proiettano le condizioni climatiche future oltre i confini dell’attuale distribuzione climatica su cui i modelli sono calibrati.

Il BRT combina gli alberi di regressione con le funzioni di *boosting* per ottimizzare la performance predittiva da un insieme di alberi costruiti iterativamente, basandosi sui *residuals* dell’iterazione precedente; questa tecnica si è dimostrata efficace nella selezione delle variabili più rilevanti e per le interazioni tra i modelli e generalmente si traduce in una buona performance di discriminazione (Elith et al. 2006, Elith et al. 2008, Elith & Graham 2009, Cerasoli et al. 2017).

Invece, Maxent rappresenta una pura tecnica di machine-learning, che indaga la distribuzione nella condizione di massima entropia, per contrastare le differenze tra i valori

attesi dei predittori all'interno della distribuzione e i loro valori osservati; anche se è stato riconosciuto come uno degli algoritmi più performanti (Elith et al. 2006, Pearson et al. 2007), studi recenti hanno dimostrato che i suoi output e la sua performance dipendono molto dai parametri selezionati (Merow et al. 2013, Radosavljevic & Anderson 2014).

Infine, è stato scelto l'approccio dell'Ensemble Modeling (EM) (che si basa sulle medie pesate delle previsioni dei singoli ENM), in modo da ottenere delle predizioni attendibili combinando i punti di forza dei singoli algoritmi e mitigandone le rispettive debolezze (Araújo & New 2007, Marmion et al. 2009).

Valutazione del Modello ed Ensemble Forecast

La capacità di discriminazione dei singoli modelli è stata stimata attraverso due differenti metodi di valutazione, ovvero l'area sotto la curva (AUC), della curva ROC (Receiver Operator Characteristics) (Phillips et al. 2006) e la "True Skill Statistics" (TSS) (Allouche et al. 2006); quest'ultima fornisce anche informazioni sulla calibrazione del modello (Jiménez - Valverde et al. 2013), con l'80% del set iniziale di dati utilizzato per costruire i modelli, ed il restante 20% utilizzato per la validazione. Per ciascuno dei 10 set di pseudo-assenze e ciascuno dei quattro algoritmi di modellizzazione selezionati, sono state effettuate cinque interazioni, generando dunque 200 modelli.

Gli EM sono stati elaborati considerando solo i singoli ENM che presentano entrambe le soglie con valori idonei: $TSS > 0,8$ e $AUC > 0,7$. Gli algoritmi impiegati per costruire gli EM sono; la "media ponderata delle probabilità" (wmean), che permette di mediare i singoli modelli ponderandoli in base ai valori di AUC o TSS; la "mediana delle probabilità"

(mediana) ed il "coefficiente di variazione delle probabilità" (cv), che permette di mappare le discrepanze tra i singoli ENM utilizzati per generare l'EM finale (Thuiller et al. 2016).

Inoltre, è stato valutato il contributo di ciascun predittore all'interno degli EM, procedura implementata nel pacchetto in biomod2 (Thuiller et al. 2009, Bucklin et al. 2015).

Particolare attenzione è stata data all'estrapolazione del modello (ovvero, alle condizioni ambientali degli scenari di proiezione, che non rientravano nell'intervallo delle condizioni ambientali utilizzate per calibrare i modelli (Elith & Leathwick (2009) per ulteriori dettagli), quantificandola attraverso la "Multivariate Environmental Surface Similarity" (Elith et al. 2010), calcolata tramite la funzione "mess" del pacchetto "dismo" (Hijmans et al. 2016) in ambiente R (Team 2016).

Il grado di estrapolazione è stato calcolato per ogni anno GCM e RCP attraverso l'algoritmo "MEDI", una forma di media ponderata che riduce l'estrapolazione (Cerasoli et al. 2017).

Per ogni scenario RCP/anno sono state calcolate le aree che si prevede saranno guadagnate, stabili o perse, attraverso l'algoritmo "BIOMOD_RangeSize". Siccome tale processo necessita della binarizzazione dei dati presenti sulla mappa (es. presenza/assenza), tale soglia di binarizzazione è stata analizzata mediante il pacchetto R "ecospat" (Cola et al. 2017), calcolando la TSS massima (TSS-max) per ciascuno dei singoli ENM selezionati per costruire gli EM e poi calcolando la media delle diverse soglie trovate. Tale procedura è particolarmente affidabile quando si applica ai modelli di "presence-background", in quanto risulta paragonabile alla soglia risultante dai più completi modelli di presenza-assenza (Liu et al. 2013). Questa soglia è stata ulteriormente confrontata con i valori delle previsioni degli EM per lo scenario attuale, leggendo i punti di pseudo-assenza, generati durante la costruzione del modello. Ciò ha permesso di valutare la proporzione di pseudo-assenze

corrispondenti a falsi positivi negli EM binarizzati, basatosi sulle TSS delle condizioni climatiche attuali. La binarizzazione delle mappe è stata eseguita tramite lo strumento “Reclassify” in ArcMap 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA).

Gap analysis

La gap analysis è stata elaborata in ArcMap 10.0, per analizzare l’attuale e il futuro stato di protezione di *E. trinacris*, valutando il grado di sovrapposizione tra la rete delle aree protette (di seguito, AP) e due diversi set di dati della specie target. Per prima cosa, è stato stimato il grado di protezione delle popolazioni attuali, calcolando i punti di presenza che ricadono all’interno delle AP; in seguito, le mappe di idoneità ambientale ottenute dagli EM, per gli scenari attuali e futuri, sono state intersecate con i confini delle aree protette esistenti, misurando anche l’estensione di tali aree di intersezione. Gli shapefile delle AP sono stati scaricati dal geo-portale del Ministero dell’Ambiente Italiano (<http://www.pcn.minambiente.it>), includendo sia le aree protette nazionali (es. Parchi Nazionali e Riserve), che quelle internazionali (es. Siti Natura 2000 e Ramsar); le aree protette marine non sono state incluse nelle analisi.

Le analisi statistiche e i grafici sono stati elaborati utilizzando il pacchetto NCSS (versione 11) per Windows.

2.5.3 Risultati

Il processo di rarefazione spaziale (*thinning*) ha portato alla selezione di 36 punti di presenza rispetto ai 39 iniziali. Tali punti di presenza non presentano una correlazione spaziale

significativa, con il Moran's I test = -0,021 (valore atteso = -0,027), z-score = 0,147 e p = 0,883, confermando una distribuzione random dei dati.

Nove variabili bioclimatiche (BIO03, BIO04, BIO07, BIO11, BIO13, BIO16, BIO17, BIO18 e BIO19) sono state selezionate come variabili predittive per il loro basso coefficiente di Pearson r; la matrice di correlazione utilizzata per selezionare tali variabili e la statistica descrittiva applicata, sono riportate nell'Appendice 2c.

Venticinque modelli su 200 presentano i valori di soglia richiesti, sia per la TSS che per la AUC e sono stati quindi selezionati per l'elaborazione degli Ensemble Models. La wmean degli EM mostra un'elevata capacità di discriminazione (TSS = 0,867 e AUC = 0,969). Inoltre, soglie così elevate di valutazione (TSS = 0,867 e AUC = 0,969) dei EM, sono state ottenute anche dall'algoritmo della mediana, che solitamente è meno sensibile ai valori anomali rispetto alla media (Thuiller et al. 2016); la somiglianza tra le mappe ottenute delle mediane e quelle derivanti delle wmean, rafforza ulteriormente l'affidabilità dei risultati ottenuti dall'intero processo di modeling.

Le mappe dell'idoneità degli habitat dello scenario presente, risultanti dalle wmean degli EM, mostrano una marcata separazione tra le aree idonee e quelle non idonee, con poche aree in condizioni intermedie (Figura 1B). L'affidabilità di queste previsioni è ulteriormente confermata dalla mappa risultante dai cv, che mostra un basso grado di incertezza degli EM in tutta l'area di studio (Appendice 2d). L'analisi del contributo di ogni singola variabile all'interno degli EM ha mostrato una chiara predominanza delle variabili bioclimatiche associate alle precipitazioni. La precipitazione del trimestre più umido (BIO16), di quello più freddo (BIO19) e di quello più caldo (BIO18) rappresentano le prime tre variabili più significative, con il 31,2%, il 23,0% e il 14,6% del contributo sul totale. Solo una variabile

associata alla temperatura, BIO07, il range di temperatura annuale, contribuisce con il 9,6%.

Le curve di risposta delle quattro variabili principali (Figura 2) mostrano che bassi valori di BIO16 influiscono positivamente a rendere idoneo l'habitat per *E. trinacris*; mentre per

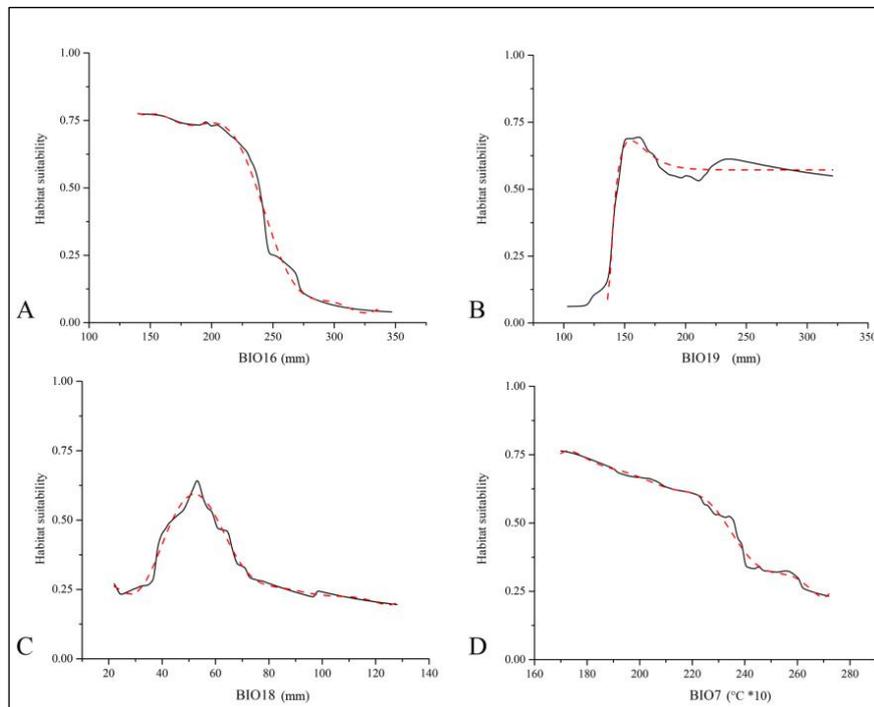


Figura 2. Curve di risposta ottenute per *Emys trinacris*. Curve di risposta ottenute per le quattro variabili più significative ((A) BIO16, Precipitazione del trimestre più umido; (B) BIO19, Precipitazione del trimestre più freddo; (C) BIO18, Precipitazione del trimestre più caldo; (D) BIO7, Temperatura media annuale per *Emys trinacris* derivante dagli Ensemble Models elaborati con le condizioni bioclimatiche attuali (linea continua). Per ogni curva di risposta, la corrispondente β -spline è riportata con il tratteggiato rosso.

BIO19, il picco di idoneità prevista corrisponde ad un piccolo intervallo di valori, intorno a 150 mm. Inoltre, un incremento del range annuale della temperatura influisce negativamente sull'idoneità degli habitat per la specie target (Figura 2).

Le proiezioni future risultanti dai modelli mostrano le variazioni di idoneità previste all'interno dell'area di studio, per tutti gli otto scenari RCP nei due anni e sono riportate in Figura 3; la discretizzazione delle mappe continue, risultanti dall'EM, sono state eseguite con una soglia TSS max = 0,604, che può essere considerata molto restrittiva. La porzione delle pseudo-assenze a cui è stato assegnato un valore di idoneità dell'habitat maggiore rispetto alla soglia massima di TSS trovata, è del 11,5%, suggerendo che un ridotto numero di queste

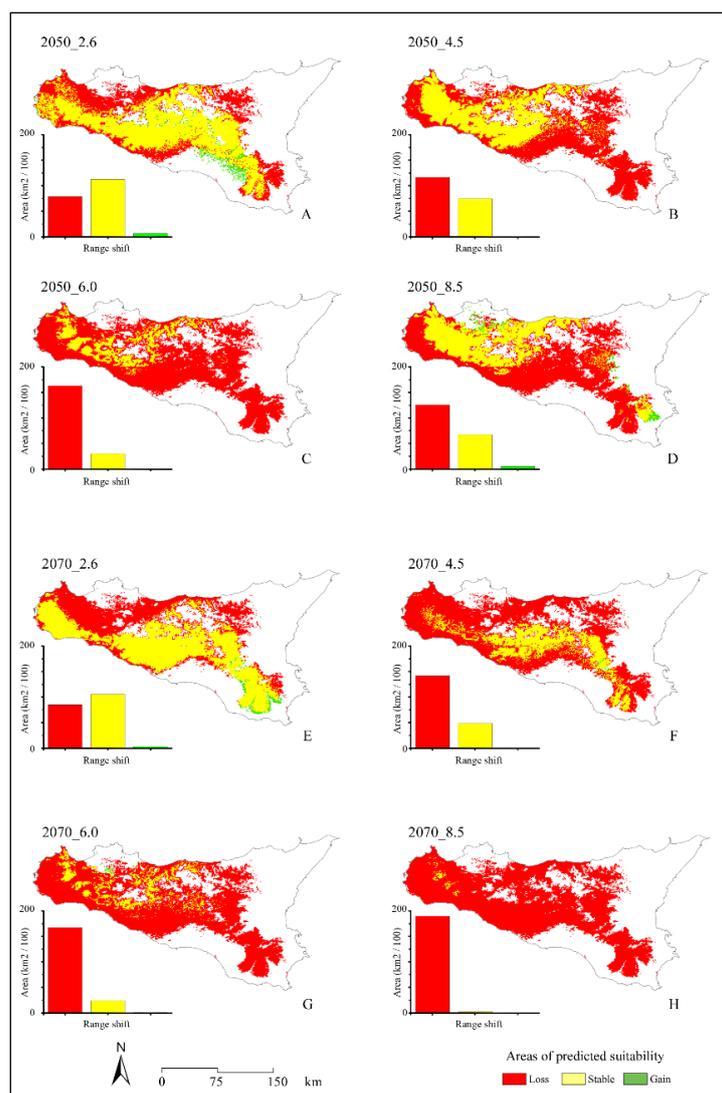


Figura 3. Range shift delle aree negli scenari futuri. Mappa dei range shifts risultante dalle otto diverse proiezioni negli scenari futuri: 2.6, 4.5, 6.0 e 8.5 RCP per il 2050 (A, B, C e D) e 2070 (E, F, G e H). In rosso si riporta l'area persa per la specie target, in giallo l'area stabile, mentre in verde l'area guadagnata.

ultime può essere considerato come un potenziale falso positivo (ciò dimostra che il modello ha una buona capacità discriminante).

Nell'area di studio si osserva la perdita di un'estesa zona considerata idonea per l'attuale condizione climatica in tutti gli scenari futuri, associata alla mancanza di incremento di aree idonee (guadagnate) in altri territori. Nei quattro diversi scenari RCP del 2050, le aree perse sono associate all'intensificazione della concentrazione radiativa, escludendo lo scenario 6.0. Tutti gli scenari RCP del 2070 mostrano una perdita di habitat idonei direttamente

proporzionale all'aumento della concentrazione radiativa, includendo in questo caso anche lo scenario 6.0.

La gap analysis applicata alla rete delle AP e ai siti di presenza di *E. trinacris*, mostra che solo 18 punti su 39 ricadono all'interno dei confini delle aree protette; ciò significa che più della metà delle località occupate dalla specie target non è tutelata da alcun tipo di protezione. Questo trend si associa a quello che emerge dalle curve ottenute dalla gap analysis applicata ai modelli di idoneità degli habitat per lo scenario attuale (Figura 4). Infatti, approssimativamente metà dell'estensione delle aree protette corrisponde a zone considerate ad elevata idoneità ($> 0,8$). Al contrario, negli scenari futuri, tali aree protette preserveranno soprattutto territori a bassa o media idoneità (tra lo 0,2 e lo 0,5), eccetto per lo scenario 2050

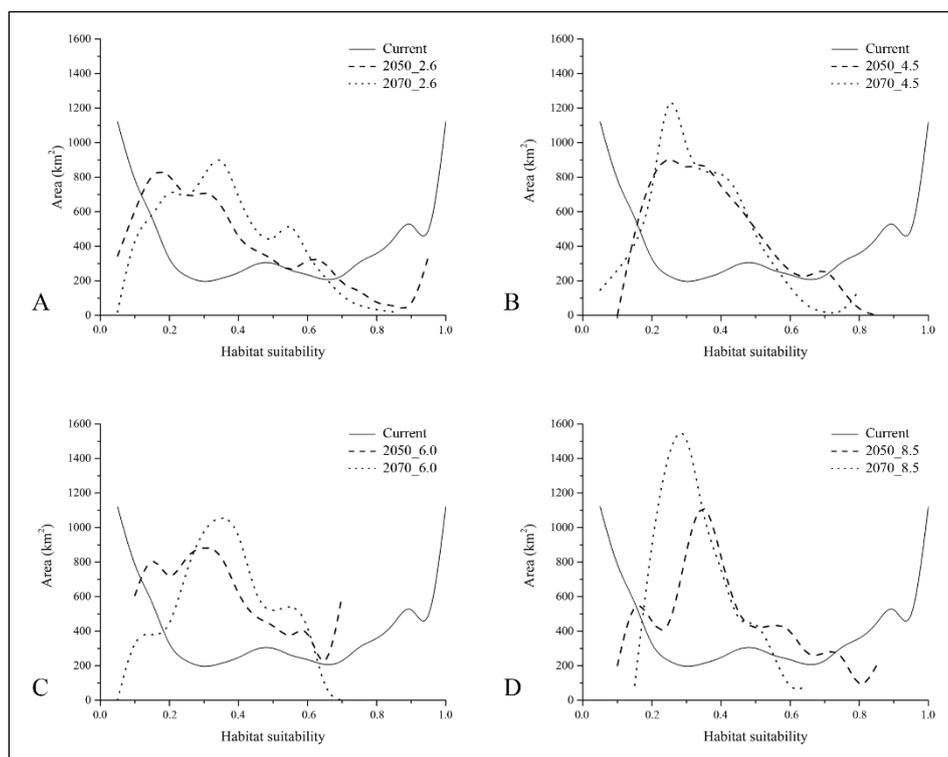


Figura 4. Risultato della gap analysis applicata alle Aree Protette e alle attuali e future aree idonee per la specie target. Le aree (in km²) che ricadono all'interno delle Aree Protette, risultanti dalla gap analysis applicata alle mappe in formato raster dei modelli di idoneità degli habitat sono riportate con una linea continua per la condizione presente, tratteggiata per il 2050 e punteggiata per il 2070 nei quattro scenari RCP considerati (A = 2.6, B = 4.5, C = 6.0 e D = 8.5).

6.0, che mostra una buona porzione di aree protette corrispondenti a valori di idoneità medio alti (Figura 4C). Gli RCP 4.5 e 8.5 mostrano sia per il 2050 che per il 2070, una marcata proporzione di aree protette che tuteleranno aree di idoneità con valori da 0,4 a 0,5 (Figura 4B e 4D). Nel complesso, gli scenari del 2050 mostrano un livello più elevato di protezione delle aree con maggiore idoneità ambientale, se comparate con le curve ottenute dagli RCP del 2070. Inoltre, la Figura 5 mostra come un alto numero (ed estensione) di AP sia collocato

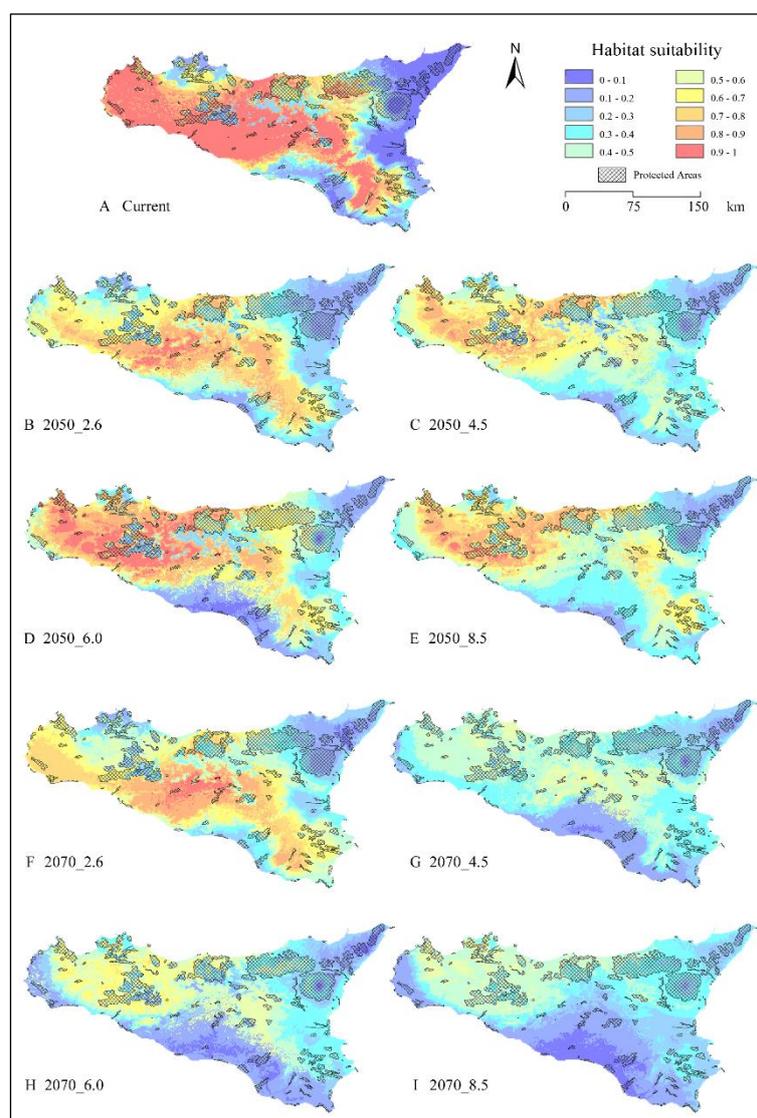


Figura 5. Mappa dell'idoneità ambientale e della rete delle Aree Protette nella proiezione presente e futura. Mappa che riporta la sovrapposizione dell'idoneità ambientale risultante dal modello (valori bassi in blu, alti in rosso), per lo scenario al presente (A) e per quelli futuri (B) 2050_RCP2.6; (C) 2050_RCP4.5; (D) 2050_RCP6.0; (E) 2050_RCP8.5; (F) 2070_RCP2.6; (G) 2070_RCP4.5; (H) 2070_RCP6.0; (I) 2070_RCP8.5, e per l'attuale rete delle Aree Protette (motivo a tratteggio incrociato).

nella parte est dell'isola, che risulta a bassa idoneità per la specie target, sia nella condizione attuale che negli scenari futuri.

2.5.4 Discussione

Le località in cui *E. trinacris* è risulta attualmente presente, sono geograficamente “disperse” nell'area di studio. Di conseguenza, gli EM costruiti basandosi sulle condizioni climatiche attuali, riportano aree con elevata idoneità ambientale in diverse parti dell'isola, non necessariamente limitrofe ai punti di presenza (Figura 1B). Si osserva una netta distinzione, tra le aree idonee e non idonee, con queste ultime collocate soprattutto nella parte sud ed est dell'isola, così come in prossimità dei rilievi montuosi. Quest'ultimo risultato conferma il limite altitudinale della specie target, che si trova tra 0 e i 1007 m s.l.m. (Marrone et al. 2016).

Inoltre, il fatto che l'area definita ad alta idoneità si estenda anche in zone dell'isola che non ospitano attualmente la specie, suggerisce che la distribuzione potenziale di *E. trinacris* potrebbe essere stata maggiore rispetto a quella che osserviamo oggi. Turrisi (2008) riporta inoltre, un differente uso degli habitat acquatici (habitat forestali e acquatici artificiali) delle popolazioni presenti nel nord e di quelle presenti nella parte ovest dell'isola, dove sono presenti le zone umide costiere, mentre nella parte centrale (est e sud), le popolazioni vivono in laghi e pozze di montagna, in alvei fluviali lenti e sinuosi e in zone umide residuali. Tale utilizzo degli habitat, considerandone l'idoneità risultante dai modelli, suggerisce uno scenario molto articolato, in cui gli spostamenti di *E. trinacris* potrebbero essere ostacolati dalla mancanza di connessioni tra i diversi habitat; tale effetto potrebbe essere ancor più marcato, tenendo conto della bassa capacità di dispersione della specie target (D'Angelo et

al. 2008, Lo Valvo et al. 2014), dell'eterogeneità topografica della Sicilia e della riduzione degli habitat adatti a causa dell'alterazione dell'uso del suolo (Turrisi 2008).

Le curve di risposta ottenute per le quattro variabili più significative, suggeriscono che la variazione delle precipitazioni influisce positivamente sull'idoneità degli habitat per *E. trinacris*. In particolare, le tendenze, quasi unimodali, di BIO16 e BIO19, possono essere interpretate tenendo conto delle peculiarità del clima delle isole mediterranee, rispetto agli habitat utilizzati dalla specie target durante il suo intero ciclo vitale, come le zone umide o i corpi idrici a movimento lento. Dall'altra parte, l'elevata idoneità di habitat, corrispondente a valori relativamente bassi di BIO16, è coerente con le esigenze ambientali di una specie ben acclimatata alle condizioni di un'isola come la Sicilia, per la quale Cannarozzo et al. (2006) hanno evidenziato, in passato, trend negativi di precipitazioni. Queste tendenze sono state osservate specialmente nella parte ovest e sud-ovest dell'isola, corrispondente alla porzione più estesa dell'area risultante ad elevata idoneità, ottenuta dagli EM per le condizioni attuali (Figura 1B). Dall'altra parte, le aree a minor idoneità, previste per *E. trinacris*, corrispondono a valori di BIO19 che ben riflettono l'effetto negativo della riduzione delle precipitazioni durante l'inverno, calo dovuto ai cambiamenti climatici in atto, a diversi fattori che determinano la disponibilità di acqua, come il deflusso e la ricarica degli acquiferi, particolarmente evidenti in diverse isole del Mediterraneo (Lorenzo-Lacruz et al. 2017, Montaldo & Sarigu 2017).

I cicli di inondazioni influenzano notevolmente la composizione delle comunità vegetali presenti nelle zone umide (Foti et al. 2012); considerando che una buona proporzione della dieta di *E. trinacris* è costituita da piante acquatiche (Ottonello et al. 2017), si può assumere che le precipitazioni esercitino una forte pressione indiretta sulla specie target. Inoltre, l'altra

consistente parte della dieta è costituita da invertebrati acquatici, i principali organismi responsabili della degradazione del materiale vegetale; la comunità invertebrata e il processo di degradazione sono particolarmente sensibili agli idroperiodi (Brooks 2000, Battle & Golladay 2001, Vanschoenwinkel et al. 2010), che, di nuovo, influenzano indirettamente gli habitat e la dieta di *E. trinacris*.

La forte riduzione delle aree previste come adatte per *E. trinacris* risultante dagli EM, per ciascuno degli otto scenari RCP, suggerisce un forte effetto del range di precipitazione sui requisiti ambientali della specie; inoltre, è stato evidenziato in studi precedenti (Giorgi & Lionello 2008, Barcikowska et al. 2018, Raymond et al. 2018), che attuali e futuri cambiamenti nei regimi di precipitazione nella regione mediterranea, in particolare quelli dovuti alla riduzione delle precipitazioni invernali, è fortemente connesso alle alterazioni dell'Oscillazione del Nord Atlantico e dell'Eastern Atlantic Pattern (Barcikowska et al. 2018). La gap analysis applicata all'idoneità dell'habitat prevista nell'attuale situazione climatica corrobora la mancanza di una protezione adeguata per *E. trinacris*, già emersa dalla valutazione dello stato di protezione degli attuali punti di presenza: con circa la metà delle AP che ricoprono aree ad alta idoneità, mentre la restante metà tutela aree a scarsa idoneità. Inoltre, consultando le schede tecniche delle AP è emerso che 3 delle 18 aree protette in cui è stata riportata la presenza della specie target, non la citano nei loro piani di gestione, nonostante sia presente nei loro confini. Nel complesso 17 piani di gestione riportano lo stato di "*Data deficient*" per le popolazioni di *E. trinacris*. Le informazioni rilevanti inerenti alle sopracitate AP sono riportate nell'Appendice 2e, con le rispettive fonti web da cui sono state tratte.

Infine, i risultati della gap analysis applicata all'idoneità derivante dai diversi scenari futuri, mostrano anche una scarsa efficacia delle AP esistenti per proteggere le specie target, rispetto al cambiamento delle condizioni climatiche. In effetti, dalla Figura 4 emerge che il picco di estensione nei territori protetti dalle AP rientra nell'intervallo di idoneità previsto da basso a medio (0,2-0,5) in tutti gli scenari RCP, dimostrando quindi i problemi attuali e futuri per la conservazione di questa specie endemica.

2.5.5 Conclusioni

La stabilità e la quantità delle precipitazioni, nonché la variazione della temperatura, influenzano fortemente l'idoneità degli habitat di *E. trinacris*. Considerando il significativo contributo delle variabili associate alle precipitazioni, il bilancio idrico dei siti occupati da tale specie risulta essere di primaria importanza per la sua conservazione, messa a rischio dai cambiamenti climatici in atto. Considerare l'RCP 2.6 all'interno del processo di modeling, nonostante rappresenti uno scenario non più plausibile della futura concentrazione radiativa, offre l'opportunità di indagare in che modo la potenziale distribuzione della specie, acclimatata alle attuali condizioni climatiche del Mediterraneo, avrebbe potuto rispondere ad un riscaldamento globale più moderato. Infatti, la notevole stabilità prevista per le aree idonee, risultante per entrambi gli anni 2050 e 2070 in tale scenario, è in netta opposizione con le proiezioni risultanti dall'RCP 8.5, che invece riportano alti tassi di perdita di habitat idonei.

Dunque, questi due scenari RCP limite possono dare informazioni importanti riguardo le risposte degli ENM elaborati, in due traiettorie diametralmente opposte di emissioni di gas

serra e dovrebbero essere quindi presi in considerazione quando si creano i modelli di distribuzione di una specie in relazione ai cambiamenti climatici.

D'altra parte, la gap analysis applicata alle AP regionali ha mostrato una situazione critica per la conservazione di *E. trinacris*, portando alla luce il fatto che le AP stesse non sono in grado di tutelare l'attuale distribuzione della specie target, né saranno in grado, in futuro, di proteggere le aree a maggior idoneità ambientale, che potrebbero invece essere utilizzate come rifugi.

Il deficit gestionale evidenziato, unito alle future previsioni di eventi meteorologici estremi nel bacino del Mediterraneo, dimostra chiaramente la debolezza dell'attuale stato di conservazione di questa specie endemica minacciata. Pertanto, le aree protette dovrebbero cercare, attivamente, delle soluzioni adeguate, per preservare le popolazioni presenti all'interno dei loro confini (es. monitoraggio delle popolazioni) e dovrebbero anche attuare delle pratiche di conservazione indirette (es. gestione dei corpi idrici). Inoltre, le AP dovrebbero incoraggiare le attività di ricerca sul campo, al fine di migliorare la conoscenza delle caratteristiche autoecologiche delle specie e per individuare possibili cause di disturbo (es. presenza di specie alloctone).

Riguardo alle popolazioni di *E. trinacris* (e le sue aree ad elevata idoneità) presenti al di fuori dei confini delle aree protette, i manager locali e le organizzazioni interessate dovrebbero prendere in considerazione l'attuazione di misure di conservazione ad hoc per tale specie.

2.6 Bibliografia e sitografia

- Aiello - Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, *38*(5), 541-545.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, *43*(6), 1223-1232.
- Anderson, R. P., & Martinez-Meyer, E. (2004). Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (Heteromys) of Ecuador. *Biological conservation*, *116*(2), 167-179.
- Araújo, M. B., Thuiller, W., & Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, *33*(10), 1712-1728.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, *22*(1), 42-47.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués - Bravo, D., & Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology letters*, *14*(5), 484-492.
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, *93*(7), 1527-1539.
- Barbet - Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo - absences for species distribution models: how, where and how many?. *Methods in ecology and evolution*, *3*(2), 327-338.
- Barcikowska, M. J., Kapnick, S. B., & Feser, F. (2018). Impact of large-scale circulation changes in the North Atlantic sector on the current and future Mediterranean winter hydroclimate. *Climate dynamics*, *50*(5), 2039-2059.
- Baselga, A., Lobo, J. M., Svenning, J. C., & Araujo, M. B. (2012). Global patterns in the shape of species geographical ranges reveal range determinants. *Journal of Biogeography*, *39*(4), 760-771.
- Battle, J. M., & Golladay, S. W. (2001). Hydroperiod influence on breakdown of leaf litter in cypress-gum wetlands. *The American Midland Naturalist*, *146*(1), 128-145.

- Brandt, L. A., Benscoter, A. M., Harvey, R., Speroterra, C., Bucklin, D., Romañach, S. S., ... & Mazzotti, F. J. (2017). Comparison of climate envelope models developed using expert-selected variables versus statistical selection. *Ecological Modelling*, *345*, 10-20.
- Brooks, R. T. (2000). Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest (“vernal”) ponds in central Massachusetts, USA. *Wetlands*, *20*(4), 707-715.
- Brown, J. L., & Yoder, A. D. (2015). Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, *5*(6), 1131-1142.
- Bucklin, D. N., Basille, M., Benscoter, A. M., Brandt, L. A., Mazzotti, F. J., Romanach, S. S., ... & Watling, J. I. (2015). Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and distributions*, *21*(1), 23-35.
- Campbell, J. B., & Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing*. Guilford Press.
- Canestrelli, D., Aloise, G., Cecchetti, S., & Nascetti, G. (2010). Birth of a hotspot of intraspecific genetic diversity: notes from the underground. *Molecular Ecology*, *19*(24), 5432-5451.
- Cannarozzo, M., Noto, L. V., & Viola, F. (2006). Spatial distribution of rainfall trends in Sicily (1921–2000). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *31*(18), 1201-1211.
- Carnaval, A. C., & Moritz, C. (2008). Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, *35*(7), 1187-1201.
- Cerasoli, F., Iannella, M., D’Alessandro, P., & Biondi, M. (2017). Comparing pseudo-absences generation techniques in Boosted Regression Trees models for conservation purposes: A case study on amphibians in a protected area. *PLoS One*, *12*(11), e0187589.
- Chang, J., Wang, Y., Istanbuluoglu, E., Bai, T., Huang, Q., Yang, D., & Huang, S. (2015). Impact of climate change and human activities on runoff in the Weihe River Basin, China. *Quaternary International*, *380*, 169-179.
- Chang, K. T. (2016). Geographic information system. *International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology*, 1-10.
- Chefaoui, R. M., Hortal, J., & Lobo, J. M. (2005). Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation*, *122*(2), 327-338.

- Chefaoui, R. M., & Lobo, J. M. (2008). Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological modelling*, 210(4), 478-486.
- Di Cola, V., Broennimann, O., Petitpierre, B., Breiner, F. T., d'Amen, M., Randin, C., ... & Guisan, A. (2017). ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, 40(6), 774-787.
- Copernicus. *Corine Land Cover*, <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> [Ultima consultazione: gennaio 2021].
- Corti, C., Capula, M., Luiselli, L., Razzetti, E., & Sindaco, R. (2010). Fauna d'Italia, Reptilia. Edizioni Calderini de Il Sole, 24.
- D'Angelo, S. (2006). Stima della popolazione di Testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) presente nella Riserva Naturale "Lago Preola e Gorgi Tondi" (Sicilia sudoccidentale). *Atti V Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italiana* 27: 139-143.
- D'Angelo, S.; Galia, F.; Lo Valvo, M. (2008). Biometric characterization of two Sicilian pond turtle (*Emys trinacris*) populations of south-western Sicily. *Rev. Esp. Herp* 22: 15-22.
- D'Angelo, S. (2013). Studio della biologia, morfologia ed ecologia di tre popolazioni di testuggine palustre siciliana *Emys trinacris* (Fritz et al., 2005): valutazione della presenza di lantanidi e caratterizzazione genetica.
- Di Cerbo, A.R. (2011). *Emys trinacris*. In: Corti, C.; Capula, M.; Luiselli, L.; Razzetti, E.; Sindaco, R. (Eds.), *Fauna d'Italia - Reptilia*, XLV. Calderini, Bologna, p.163-168.
- Diniz - Filho, J. A. F., Mauricio Bini, L., Fernando Rangel, T., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués - Bravo, D., & Araújo, M. B. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32(6), 897-906.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Du, B., Zheng, Y., Liu, J., & Mao, D. (2018). Threatened plants in China's Sanjiang plain: hotspot distributions and gap analysis. *Sustainability*, 10(1), 194.
- European Commission. *Environment, Natura 2000*, https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm. [Ultima consultazione: gennaio 2021].

European Environmental Agency. *EUNIS habitat classification*,
<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>.

[Ultima consultazione: gennaio 2021].

- Eckert, A. J. (2011). Seeing the forest for the trees: statistical phylogeography in a changing world. *New Phytologist*, *189*(4), 894-897.
- Eeley, H. A., Lawes, M. J., & Piper, S. E. (1999). The influence of climate change on the distribution of indigenous forest in KwaZulu - Natal, South Africa. *Journal of Biogeography*, *26*(3), 595-617.
- Elith*, J., H. Graham*, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... & E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, *29*(2), 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J. R., & Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, *77*(4), 802-813.
- 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.
- Elith, J., & Graham, C. H. (2009). Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, *32*(1), 66-77.
- Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. (2010). The art of modelling range - shifting species. *Methods in ecology and evolution*, *1*(4), 330-342.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, *17*(1), 43-57.
- Ferraz, K. M. P. M. D. B., Ferraz, S. F. D. B., Paula, R. C. D., Beisiegel, B., & Breitenmoser, C. (2012). Species distribution modeling for conservation purposes. *Natureza & Conservação*, *10*(2), 214-220.
- Ferreira, A. F., Quintella, B. R., Maia, C., Mateus, C. S., Alexandre, C. M., Capinha, C., & Almeida, P. R. (2013). Influence of macrohabitat preferences on the distribution of European brook and river lampreys: implications for conservation and management. *Biological conservation*, *159*, 175-186.

- Ficetola, G. F., Thuiller, W., & Miaud, C. (2007). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—the American bullfrog. *Diversity and distributions*, *13*(4), 476-485.
- Ficetola, G. F., Salvidio, S., D'Angelo, S., Bonardi, A., Bottoni, L., Canalis, L., ... & Vianello, F. (2013). Conservation activities for European and Sicilian pond turtles (*Emys orbicularis* and *Emys trinacris*, respectively) in Italy.
- Ficetola, G. F., Rondinini, C., Bonardi, A., Baisero, D., & Padoa - Schioppa, E. (2015). Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. *Diversity and Distributions*, *21*(3), 302-311.
- Fletcher, R., & Fortin, M. (2018). *Spatial ecology and conservation modeling*. Springer International Publishing.
- Fotheringham, S., & Rogerson, P. (Eds.). (2013). *Spatial analysis and GIS*. CRC Press.
- Foti, R., del Jesus, M., Rinaldo, A., & Rodriguez-Iturbe, I. (2012). Hydroperiod regime controls the organization of plant species in wetlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(48), 19596-19600.
- Franklin, J. (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in physical geography*, *19*(4), 474-499.
- Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.
- Franklin, J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges.
- Fritz, U., Fattizzo, T., Guicking, D., Tripepi, S., Pennisi, M. G., Lenk, P., ... & Wink, M. (2005). A new cryptic species of pond turtle from southern Italy, the hottest spot in the range of the genus *Emys* (Reptilia, Testudines, Emydidae). *Zoologica scripta*, *34*(4), 351-371.
- Fritz, U., d'Angelo, S., Pennisi, M. G., & Valvo, M. L. (2006). Variation of Sicilian pond turtles, *Emys trinacris*—What makes a species cryptic?. *Amphibia-Reptilia*, *27*(4), 513-529.
- Fritz, U., Guicking, D., Kami, H., Arakelyan, M., Auer, M., Ayaz, D., ... & Wink, M. (2007). Mitochondrial phylogeography of European pond turtles (*Emys orbicularis*, *Emys trinacris*)—an update. *Amphibia-Reptilia*, *28*(3), 418-426.

- Garcia, R. A., Burgess, N. D., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2012). Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Global Change Biology*, *18*(4), 1253-1269.
- Garcia, C., Gibbins, C. N., Pardo, I., & Batalla, R. J. (2017a). Long term flow change threatens invertebrate diversity in temporary streams: Evidence from an island. *Science of the Total Environment*, *580*, 1453-1459.
- Garcia, C., Amengual, A., Homar, V., & Zamora, A. (2017b). Losing water in temporary streams on a Mediterranean island: Effects of climate and land-cover changes. *Global and Planetary Change*, *148*, 139-152.
- Gent, P. R., & Danabasoglu, G. (2011). Response to increasing Southern Hemisphere winds in CCSM4. *Journal of climate*, *24*(19), 4992-4998.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, *63*(2-3), 90-104.
- Godsoe, W. (2010). I can't define the niche but I know it when I see it: a formal link between statistical theory and the ecological niche. *Oikos*, *119*(1), 53-60.
- Grinnell, J. (1917). Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, *51*(602), 115-128.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, *135*(2-3), 147-186.
- Guisan, A., & Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, *30*(8), 1233-1243.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, *8*(9), 993-1009.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis - Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., ... & Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters*, *16*(12), 1424-1435.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press.

- Heads, M. (2015). The relationship between biogeography and ecology: envelopes, models, predictions: Biogeography and ecology. *Biological journal of the Linnean Society*, 115(2), 456-468.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.
- Hijmans, R.J.; Phillips, S.J.; Leathwick, J.R.; Elith, J. (2016). *Dismo: species distribution modeling. R package ver. 1.0-15.*
- Hofreiter, M., & Stewart, J. (2009). Ecological change, range fluctuations and population dynamics during the Pleistocene. *Current biology*, 19(14), R584-R594.
- Holt, R. D., Gomulkiewicz, R., & Barfield, M. (2003). The phenomenology of niche evolution via quantitative traits in a 'black-hole' sink. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1511), 215-224.
- Iannella, M., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2018). Evidences for a shared history for spectacled salamanders, haplotypes and climate. *Scientific reports*, 8(1), 1-11.
- Insacco, G., Spadola, F. (2009). Endoscopy of cloaca in 51 *Emys trinacris* (Fritz et al., 2005): morphological and diagnostic study. *Acta Herpetologica* 4: 73–81.
- Jiménez - Valverde, A., Lobo, J. M., & Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 14(6), 885-890.
- Jiménez - Valverde, A., Acevedo, P., Barbosa, A. M., Lobo, J. M., & Real, R. (2013). Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 508-516.
- Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling?. *Oikos*, 115(1), 186-191.
- Leathwick, J. R., Rowe, D., Richardson, J., Elith, J., & Hastie, T. (2005). Using multivariate adaptive regression splines to predict the distributions of New Zealand's freshwater diadromous fish. *Freshwater Biology*, 50(12), 2034-2052.
- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence - only data. *Journal of biogeography*, 40(4), 778-789.

- Lo Valvo, M., Cumbo, V., Chiara, R., Bartolotta, E., & Giacalone, G. (2014). Spazi vitali e comportamenti della Testuggine palustre siciliana (*Emys trinacris*) nella RNO “Monte Capodarso e Valle dell’Imera meridionale” (Caltanissetta).
- Lobo, J. M., Jiménez - Valverde, A., & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Lomolino, M. V. (2004). Conservation biogeography. *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*, 293.
- Lorenzo-Lacruz, J., Garcia, C., & Morán-Tejeda, E. (2017). Groundwater level responses to precipitation variability in Mediterranean insular aquifers. *Journal of Hydrology*, 552, 516-531.
- Lyet, A., Thuiller, W., Cheylan, M., & Besnard, A. (2013). Fine - scale regional distribution modelling of rare and threatened species: bridging GIS Tools and conservation in practice. *Diversity and Distributions*, 19(7), 651-663.
- Manfredi T., Bellavita M., Ottonello D., Zuffi M., Carlino P., Chelazzi G., D’angelo S., Di Tizio L., Fritz U., Lo Valvo M., Marini G., Orru` F., Scali S., Sperone E. (2013). Analisi preliminari sulla divergenza genetica e filogeografia delle popolazioni italiane della testuggine palustre europea *Emys orbicularis*. Pescara: Tartarughe e Testuggini: Ianeri Edizioni, 31-39.
- Markovic, D., Carrizo, S. F., Kärcher, O., Walz, A., & David, J. N. (2017). Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. *Global Change Biology*, 23(9), 3567-3580.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 15(1), 59-69.
- Marrone, F., Sacco, F., Arizza, V., & Arculeo, M. (2016). Amendment of the type locality of the endemic Sicilian pond turtle *Emys trinacris* Fritz et al. 2005, with some notes on the highest altitude reached by the species (Testudines, Emydidae). *Acta Herpetologica*, 11(1), 59-61.
- Meinshausen, M., Smith, S. J., Calvin, K., Daniel, J. S., Kainuma, M. L., Lamarque, J. F., ... & Van Vuuren, D. P. P. (2011). The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic change*, 109(1), 213-241.

- Merow, C., Smith, M. J., & Silander Jr, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, *36*(10), 1058-1069.
- Montaldo, N., & Sarigu, A. (2017). Potential links between the North Atlantic Oscillation and decreasing precipitation and runoff on a Mediterranean area. *Journal of Hydrology*, *553*, 419-437.
- Naimi, B., & Araújo, M. B. (2016). sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, *39*(4), 368-375.
- Naselli Flores, L., Barone, R., Marrone, F., & Dangelo, S. (2007). 100 milioni di *Microcystis* spp.+ 5 *Procambarus clarkii*= 0 *Emys trinacris*; ovvero tossine, invasori ed estinzione nei Gorgi Tondi, laghi salmastri della Sicilia sud-occidentale. In *Congresso congiunto AIOL-SItE* (pp. 76-77). Società Italiana di Ecologia.
- Ottonello, D., D'Angelo, S., Oneto, F., Malavasi, S., & Zuffi, M. A. L. (2017). Feeding ecology of the Sicilian pond turtle *Emys trinacris* (Testudines, Emydidae) influenced by seasons and invasive aliens species. *Ecological research*, *32*(1), 71-80.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, *34*(1), 102-117.
- Pedall, I., Fritz, U., Stuckas, H., Valdeón, A., & Wink, M. (2011). Gene flow across secondary contact zones of the *Emys orbicularis* complex in the Western Mediterranean and evidence for extinction and re - introduction of pond turtles on Corsica and Sardinia (Testudines: Emydidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, *49*(1), 44-57.
- Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution*, *24*(9), 497-504.
- Peters, R. H., & Peters, R. H. (1991). *A critique for ecology*. Cambridge University Press.
- Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: A time - structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, *38*(5), 817-827.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, *190*(3-4), 231-259.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters*, *3*(4), 349-361.

- Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, *41*(4), 629-643.
- Raymond, F., Drobinski, P., Ullmann, A., & Camberlin, P. (2018). Extreme dry spells over the Mediterranean Basin during the wet season: Assessment of HyMeX/Med - CORDEX regional climate simulations (1979–2009). *International Journal of Climatology*, *38*(7), 3090-3105.
- Reino, L., Ferreira, M., Martínez - Solano, Í., Segurado, P., Xu, C., & Márcia Barbosa, A. (2017). Favourable areas for co - occurrence of parapatric species: Niche conservatism and niche divergence in Iberian tree frogs and midwife toads. *Journal of Biogeography*, *44*(1), 88-98.
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., ... & Rafaj, P. (2011). RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic change*, *109*(1), 33-57.
- Richards, C. L., Carstens, B. C., & Lacey Knowles, L. (2007). Distribution modelling and statistical phylogeography: an integrative framework for generating and testing alternative biogeographical hypotheses.
- Rodríguez - Sánchez, F., & Arroyo, J. (2008). Reconstructing the demise of Tethyan plants: climate - driven range dynamics of Laurus since the Pliocene. *Global Ecology and Biogeography*, *17*(6), 685-695.
- Romera, R., Gaertner, M. Á., Sánchez, E., Domínguez, M., González-Alemán, J. J., & Miglietta, M. M. (2017). Climate change projections of medicanes with a large multi-model ensemble of regional climate models. *Global and Planetary Change*, *151*, 134-143.
- Rondinini, C.; Battistoni, A.; Peronace, V.; Teofili, C. (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani, Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e del Mare, Roma, Italia, 54 p.
- Sanford, T., Frumhoff, P. C., Luers, A., & Gullede, J. (2014). The climate policy narrative for a dangerously warming world. *Nature Climate Change*, *4*(3), 164-166.
- Schorr, G., Holstein, N., Pearman, P. B., Guisan, A., & Kadereit, J. W. (2012). Integrating species distribution models (SDMs) and phylogeography for two species of Alpine Primula. *Ecology and evolution*, *2*(6), 1260-1277.
- Schwartz, M. W. (2012). Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. *Biological Conservation*, *155*, 149-156.

- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., ... & Wright, R. G. (1993). Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife monographs*, 3-41.
- Scott, L. M., & Janikas, M. V. (2010). Spatial statistics in ArcGIS. In *Handbook of applied spatial analysis* (pp. 27-41). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10(12), 1115-1123.
- Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 2), 19644-19650.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M., & Crépon, M. (2008). 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere–ocean regional climate model. *Global and Planetary Change*, 63(2-3), 112-126.
- Stigall Rode, A. L., & Lieberman, B. S. (2005). Using environmental niche modeling to study the Late Devonian biodiversity crisis. In *Developments in Palaeontology and Stratigraphy* (Vol. 20, pp. 93-179). Elsevier.
- Stigall Rode, A. L., & Lieberman, B. S. (2006). Quantitative palaeobiogeography: GIS, phylogenetic biogeographical analysis, and conservation insights. *Journal of Biogeography*, 33(12), 2051-2060.
- Stocker, T. (Ed.). (2014). *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge university press.
- Stralberg, D., Matsuoka, S. M., Hamann, A., Bayne, E. M., Sólymos, P., Schmiegelow, F. K. A., ... & Song, S. J. (2015). Projecting boreal bird responses to climate change: the signal exceeds the noise. *Ecological Applications*, 25(1), 52-69.
- Svenning, J. C., Fløjgaard, C., Marske, K. A., Nógues-Bravo, D., & Normand, S. (2011). Applications of species distribution modeling to paleobiology. *Quaternary Science Reviews*, 30(21-22), 2930-2947.

- Team, R.C. (2016). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing [Internet]. 2016ISBN 3-900051-07-0. Available from <http://www.R-project.org/> Accessed.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD—a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, *32*(3), 369-373.
- Thuiller, W.; Georges, D.; Engler, R.; Breiner, F. (2016). biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. *R package version 3*.
- Turrisi, G.F. 2008. Testuggine palustre siciliana-*Emys trinacris*. In: *Atlante Della Biodiversità Della Sicilia: Vertebrati Terrestri*, ARPA Sicilia ed.p.277–280.
- United States Geological Survey (USGS). *Gap Analysis Project*, <https://www.usgs.gov/core-science-systems/science-analytics-and-synthesis/gap>. [Ultima consultazione: gennaio 2021].
- Urbani, F., D'Alessandro, P., Frasca, R., & Biondi, M. (2015). Maximum entropy modeling of geographic distributions of the flea beetle species endemic in Italy (Coleoptera: Chrysomelidae: Galerucinae: Alticini). *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, *258*, 99-109.
- Urbani, F., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2017). Using Maximum Entropy Modeling (MaxEnt) to predict future trends in the distribution of high altitude endemic insects in response to climate change. *Bulletin of Insectology*, *70*(2), 189-200.
- Vamberger, M., Stuckas, H., Sacco, F., D'Angelo, S., Arculeo, M., Cheylan, M., ... & Fritz, U. (2015). Differences in gene flow in a twofold secondary contact zone of pond turtles in southern Italy (Testudines: Emydidae: *Emys orbicularis galloitalica*, *E. o. hellenica*, *E. trinacris*). *Zoologica Scripta*, *44*(3), 233-249.
- van Dijk, P.P. (2017). *Emys trinacris* (errata version published in 2016) *The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158469A97415702*.
- Vanschoenwinkel, B., Waterkeyn, A., Jocqué, M., Boven, L., Seaman, M., & Brendonck, L. (2010). Species sorting in space and time—the impact of disturbance regime on community assembly in a temporary pool metacommunity. *Journal of the North American Benthological Society*, *29*(4), 1267-1278.

- Vega, R., Fløjgaard, C., Lira - Noriega, A., Nakazawa, Y., Svenning, J. C., & Searle, J. B. (2010). Northern glacial refugia for the pygmy shrew *Sorex minutus* in Europe revealed by phylogeographic analyses and species distribution modelling. *Ecography*, *33*(2), 260-271.
- Watanabe, S., Hajima, T., Sudo, K., Nagashima, T., Takemura, T., Okajima, H., ... & Kawamiya, M. (2011). MIROC-ESM 2010: Model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. *Geoscientific Model Development*, *4*(4), 845-872.
- Werneck, F. P., Nogueira, C., Colli, G. R., Sites Jr, J. W., & Costa, G. C. (2012). Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, *39*(9), 1695-1706.
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E., & Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and distributions*, *11*(1), 3-23.
- Wielstra, B., Crnobrnja-Isailović, J., Litvinchuk, S. N., Reijnen, B. T., Skidmore, A. K., Sotiropoulos, K., ... & Arntzen, J. W. (2013). Tracing glacial refugia of *Triturus* newts based on mitochondrial DNA phylogeography and species distribution modeling. *Frontiers in zoology*, *10*(1), 1-14.
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A., & Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(Supplement 2), 19729-19736.
- Wu, T., Song, L., Li, W., Wang, Z., Zhang, H., Xin, X., ... & Zhou, M. (2014). An overview of BCC climate system model development and application for climate change studies. *Journal of Meteorological Research*, *28*(1), 34-56.
- Wu, J., Miao, C., Zhang, X., Yang, T., & Duan, Q. (2017). Detecting the quantitative hydrological response to changes in climate and human activities. *Science of the Total Environment*, *586*, 328-337.
- Zimmermann, N. E., Edwards Jr, T. C., Graham, C. H., Pearman, P. B., & Svenning, J. C. (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography*, *33*(6), 985-989.

2.7 Appendice capitolo 2

2a. Dataset. Coordinate dei punti di presenza di *Emys trinacris*

Le coordinate dei punti di presenza di *Emys trinacris* (Sistema di riferimento WGS84) sono fornite a una risoluzione inferiore a quella utilizzata per costruire gli Ensemble Models, al fine di evitare la cattura illegale da parte dei bracconieri. Fonti:

¹ Ruffo, S., & Stoch, F. (Eds.). (2005). Checklist e distribuzione della fauna italiana: 10.000 specie terrestri e delle acque interne. Museo civico di storia naturale di Verona (località erroneamente attribuite a *E. orbicularis*).

² iNaturalist.org web application at <http://www.inaturalist.org> (accessed 10 November 2017).

³ SCI technical sheets found at http://www.artasicilia.eu/old_site/web/natura2000/ (accessed 8 November 2017).

Species name	X	Y	Data source
<i>Emys trinacris</i>	14.81	38.09	CKmap ¹
<i>Emys trinacris</i>	14.39	37.88	CKmap ¹
<i>Emys trinacris</i>	14.78	37.82	CKmap ¹
<i>Emys trinacris</i>	14.34	37.02	CKmap ¹
<i>Emys trinacris</i>	12.65	37.61	D'Angelo et al. 2008
<i>Emys trinacris</i>	13.33	37.37	D'Angelo et al. 2008
<i>Emys trinacris</i>	13.53	37.75	iNaturalist ²
<i>Emys trinacris</i>	13.41	37.73	iNaturalist ²
<i>Emys trinacris</i>	14.56	37.84	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.39	37.83	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.81	37.65	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.80	37.72	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.56	37.44	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.07	37.39	Natura 2000 ³
<i>Emys trinacris</i>	14.40	37.90	Personal data (M. Iannella)
<i>Emys trinacris</i>	14.67	37.94	Personal data (M. Iannella)
<i>Emys trinacris</i>	13.29	37.85	Personal data (M. Iannella)
<i>Emys trinacris</i>	14.31	37.51	Personal data (M. Iannella)
<i>Emys trinacris</i>	13.98	37.31	Personal data (M. Iannella)
<i>Emys trinacris</i>	12.89	38.02	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	14.37	37.93	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	14.58	37.90	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	12.96	37.99	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	14.40	37.75	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.30	37.81	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	12.80	37.82	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	12.44	37.80	Vamberger et al. 2015

<i>Emys trinacris</i>	13.40	37.75	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	12.59	37.65	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	12.79	37.68	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.08	37.51	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	15.10	37.51	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.20	37.47	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.42	37.33	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.58	37.31	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	13.94	37.11	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	15.04	37.16	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	14.73	36.93	Vamberger et al. 2015
<i>Emys trinacris</i>	15.10	36.81	Vamberger et al. 2015

2b. Set delle diciannove variabili bioclimatiche considerate come variabili predittive (da Worldclim.org), con i loro codici e relativo significato.

BIO1 = Media della Temperatura Annuale

BIO2 = Escursione Media Diurna (Media mensile (temp max – temp min))

BIO3 = Isotermalità (BIO2/BIO7) *100

BIO4 = Stagionalità della Temperatura (deviazione standard*100)

BIO5 = Temperatura Max del Mese più Caldo

BIO6 = Temperatura Min del Mese più Freddo

BIO7 = Range Temperatura Annuale (BIO5-BIO6)

BIO8 = Temperatura Media del Trimestre più umido

BIO9 = Temperatura Media del Trimestre più secco

BIO10 = Temperatura Media del Trimestre più caldo

BIO11 = Temperatura Media del Trimestre più freddo

BIO12 = Precipitazione Annuale

BIO13 = Precipitazione del Mese più umido

BIO14 = Precipitazione del Mese più secco

BIO15 = Stagionalità delle Precipitazioni (Coefficiente di Variazione)

BIO16 = Precipitazione del Trimestre più umido

BIO17 = Precipitazione del Trimestre più secco

BIO18 = Precipitazione del Trimestre più caldo

BIO19 = Precipitazione del Trimestre più freddo

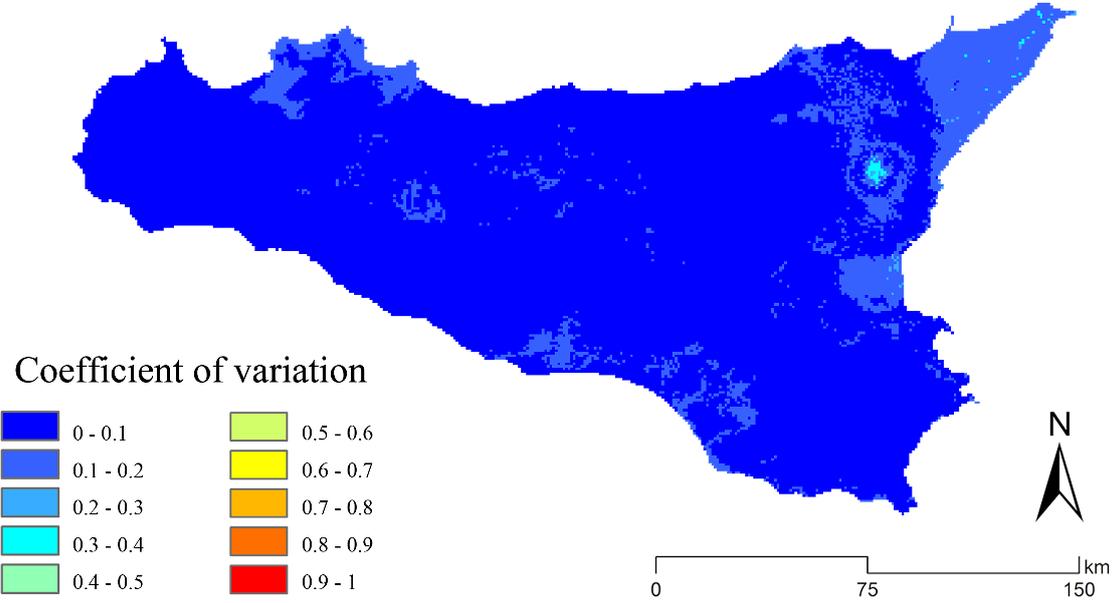
2c. Matrice di correlazione delle 19 variabili scelte come variabili predittive e statistica descrittiva di quelle selezionate per l'elaborazione del modello.

Sopra, la matrice di correlazione costruita tra le 19 variabili predittive. Le variabili che mostrano una correlazione di Pearson $|r| > 0,85$, sono state scartate dalla costruzione del modello e sono evidenziate in giallo. Di seguito, una tabella che riporta le statistiche descrittive (Media = valore medio del predittore; SD = deviazione standard; Min. Value = valore minimo del predittore; Max. Value = valore massimo del predittore) per le variabili bioclimatiche scelte come predittive.

	BIO1	BIO2	BIO3	BIO4	BIO5	BIO6	BIO7	BIO8	BIO9	BIO10	BIO11	BIO12	BIO13	BIO14	BIO15	BIO16	BIO17	BIO18	BIO19
BIO1	1.00																		
BIO2	0.42	1.00																	
BIO3	0.74	0.87	1.00																
BIO4	-0.86	-0.19	-0.64	1.00															
BIO5	0.89	0.71	0.83	-0.59	1.00														
BIO6	0.97	0.19	0.59	-0.91	0.77	1.00													
BIO7	-0.41	0.57	0.10	0.69	0.03	-0.62	1.00												
BIO8	0.98	0.40	0.74	-0.88	0.86	0.95	-0.43	1.00											
BIO9	0.97	0.45	0.70	-0.73	0.94	0.91	-0.28	0.94	1.00										
BIO10	0.99	0.47	0.73	-0.77	0.94	0.93	-0.30	0.96	0.99	1.00									
BIO11	1.00	0.39	0.74	-0.90	0.86	0.98	-0.47	0.98	0.95	0.97	1.00								
BIO12	-0.34	-0.14	-0.33	0.44	-0.21	-0.34	0.27	-0.41	-0.26	-0.28	-0.36	1.00							
BIO13	0.06	0.63	0.46	0.08	0.31	-0.10	0.53	0.02	0.09	0.11	0.04	0.51	1.00						
BIO14	-0.76	-0.30	-0.61	0.79	-0.60	-0.76	0.44	-0.80	-0.68	-0.70	-0.78	0.77	0.25	1.00					
BIO15	0.72	0.61	0.86	-0.73	0.66	0.63	-0.17	0.74	0.62	0.67	0.73	-0.57	0.27	-0.82	1.00				
BIO16	-0.07	0.17	0.03	0.20	0.08	-0.12	0.29	-0.14	-0.02	-0.02	-0.09	0.92	0.77	0.54	-0.21	1.00			
BIO17	-0.74	-0.27	-0.58	0.75	-0.59	-0.74	0.43	-0.78	-0.67	-0.69	-0.76	0.84	0.34	0.98	-0.78	0.65	1.00		
BIO18	-0.17	-0.02	-0.17	0.29	-0.06	-0.19	0.22	-0.24	-0.10	-0.12	-0.20	0.81	0.48	0.65	-0.45	0.76	0.69	1.00	
BIO19	-0.32	-0.06	-0.30	0.49	-0.13	-0.34	0.37	-0.39	-0.21	-0.24	-0.35	0.93	0.46	0.72	-0.55	0.85	0.77	0.73	1.00

	Mean	SD	Min. Value	Max. Value
BIO3	107.7	39.3	24.0	128.0
BIO4	5474.6	359.3	4507.0	6454.0
BIO7	224.1	13.0	170.0	273.0
BIO11	92.6	22.5	-75.0	136.0
BIO13	84.5	11.7	52.0	120.0
BIO16	224.7	24.7	140.0	347.0
BIO17	28.8	11.0	6.0	128.0
BIO18	53.4	12.9	21.0	128.0
BIO19	176.5	30.8	103.0	321.0

2d: Mappa del coefficiente di variazione.



2e. Tabella. Sottoinsieme dei Siti Natura 2000 coinvolti nel processo di gap analysis.

I siti elencati qui sotto sono quelli che non riportano *Emys trinacris* all'interno dei loro report tecnici (Status = NO) (anche se la specie si trova all'interno dei rispettivi confini) o che la definiscono come "Data Deficient" (DD). I Siti di Importanza Comunitaria (Direttiva Habitat) sono segnalati come "SIC" e le Zone di Protezione Speciale (Direttiva Uccelli) sono segnalate come "ZPS" nel tipo di designazione delle Aree Protette (Design). Il campo "Site name" riporta i nomi delle AP originali; lo "Status_yr" riporta l'anno della prima proposta delle AP come SIC o SPA; "Web source" riporta il collegamento alla repository ufficiale nazionale (il collegamento web ftp al Ministero dell'Ambiente italiano) per le schede tecniche corrispondenti a ciascun sito.

Site name	Status	Web source	Design	Status_yr
Rocca Busambra e Rocche di Rao	NO	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA020008.pdf	SCI	1995
Foce del Fiume Verdura	NO	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA040004.pdf	SCI	1995
Monte Pelato	NO	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA030039.pdf	SCI	1995
Monti Nebrodi	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZPS_schede/Site_ITA030043.pdf	SPA	2005
Serra del Re, Monte Soro e Biviere di Cesarò	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA030038.pdf	SCI	1995
Lago di Pergusa	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA060002.pdf	SCI/SPA	1995
Contrada Caprara	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA060011.pdf	SCI	1995
Poggio S. Maria	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA070011.pdf	SCI	1995
Monti Sicani, Rocca Busambra e Bosco della Ficuzza	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZPS_schede/Site_ITA020048.pdf	SPA	2005
Laghetti di Preola e Gorgi Tondi, Sciare di Mazara e Pantano Leone	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA010005.pdf	SPA	2005
Pantani della Sicilia sud-orientale, Morghella, di Marzamemi, di Punta Pilieri e Vendicari	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZPS_schede/Site_ITA090029.pdf	SPA	2005
Lago Ogliastro	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA060001.pdf	SCI	1995
Laghetti di Preola e Gorgi Tondi e Sciare di Mazara	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA010005.pdf	SCI	1995
Foce del Magazzolo, Foce del Platani, Capo Bianco, Torre Salsa	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA040003.pdf	SCI	1995
Monte Sambughetti, Monte Campanito	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA060006.pdf	SCI	1995
Forre laviche del Fiume Simeto	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/ZSC_schede/Site_ITA070026.pdf	SCI	1995
Lago di Ancipa	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA060005.pdf	SCI	1995
Vallone Laccaretta e Urlo Quattrocchi	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA030017.pdf	SCI	1995
Biviere e Macconi di Gela	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA050001.pdf	SCI	1995
Vendicari	DD	ftp://ftp.minambiente.it/pnm/Natura2000/TrasmissioneCE_2015/schede_mappe/Sicilia/SIC_schede/Site_ITA090002.pdf	SCI	1995

Capitolo 3

Risposta ai cambiamenti climatici di specie di ambienti steppici: il caso studio di *Vipera ursinii*

La ricerca di seguito riportata è stata pubblicata sulla rivista scientifica internazionale *Wildlife Biology* nel 2020 con il titolo “A European perspective of the conservation status of the threatened meadow viper *Vipera ursinii* (BONAPARTE, 1835) (Reptilia, Viperidae)” di Console G., Iannella M., Cerasoli F., D’Alessandro P. & M. Biondi.

A tale articolo sono state integrate delle analisi elaborate in altre due ricerche. Una pubblicata nel 2021 da “*Ecology and Evolution*” dal titolo “Determinants of habitat suitability models transferability across geographically disjunct populations: Insights from *Vipera ursinii ursinii*” di Cerasoli F., Besnard A., Marchand M-A., D’Alessandro P., Iannella M. & M. Biondi; l’altra dal titolo “A step toward SDMs: a “couple-and-weigh” framework based on accessible data for biodiversity conservation and landscape planning” di Iannella M., Console G., Cerasoli F., De Simone W., D’Alessandro P. & M. Biondi, attualmente in revisione presso la rivista “*Diversity and Distributions*”.

3.1 Introduzione

I rettili sono tra i vertebrati la cui conservazione è considerata di primaria importanza, soprattutto da quando è stato osservato il declino di varie specie a livello globale a partire dagli anni Ottanta del secolo scorso (Christainsen 1981; Honegger 1981; McNeely 1992; Langton & Burton 1997; Gibbons et al. 2000; Reading et al. 2010; Todd et al. 2010; Böhm et al. 2013). In quegli stessi anni, gli studi e le ricerche sull’erpetofauna aumentarono notevolmente, accrescendo, in particolare, le conoscenze riguardanti la distribuzione e lo

stato di conservazione delle specie appartenenti a questa classe (Sillero et al. 2014a). Grazie al contributo di molte associazioni, sia locali sia nazionali, che colmarono la mancanza di informazioni sulle specie di rettili presenti in Europa (Jacob et al. 2007; Creemers et al. 2009; Corti et al. 2010; Loureiro et al. 2010), è stato possibile pubblicare online la più aggiornata distribuzione spaziale dei rettili e anfibi d'Europa (Sillero et al. 2014a; Sillero et al. 2014b). Tale database riporta un totale di 145 specie di rettili europei, di cui la maggior parte mostra una distribuzione alquanto ridotta e, quasi il 20%, è considerata in pericolo (Silva et al. 2009; BISE 2018).

I rettili, infatti, mostrando delle peculiari necessità ecologiche ed essendo particolarmente sensibili alle minacce conseguenti all'attività antropica, rappresentano un gruppo di elevato interesse conservazionistico (Bohm et al. 2013).

Tra i serpenti, la Vipera dell'Orsini, *Vipera ursinii* (Bonaparte, 1835) è una delle specie più minacciate in Europa (Újvári et al. 2002; Filippi & Luiselli, 2004; Santos et al. 2006; Gvoždík et al. 2012; Péchy et al. 2015), presentando una distribuzione disgiunta, che si estende dal sud-est della Francia alla Romania dell'est (Mizsei et al. 2017, Mizsei et al. 2018). Nel suo vasto areale di distribuzione, si osservano due habitat di elezione: le praterie aride e steppiche di pianura e le praterie primarie o secondarie di montagna; le prime si trovano a quote basse, intorno ai 400 m s.l.m., le seconde a quote maggiori di 1000 m s.l.m. (Nilson & Andrén, 2001; Crnobrnja-Isailović 2002).

Molte popolazioni di *Vipera ursinii* hanno subito un severo declino negli ultimi anni, dovuto a diversi fattori, come la perdita di habitat, che risulta il fenomeno più impattante in tutto il loro areale (Újvári et al. 2002; Santos et al. 2006). Nelle praterie di bassa quota, l'intensificazione dell'agricoltura sta alterando l'habitat preferito dalle vipere (Péchy et al.

2015, Mizsei et al. 2018); mentre negli ambienti montani e alpini, la perdita di habitat è dovuta soprattutto al rimboschimento, che riduce i siti disponibili per il basking (Filippi & Luiselli, 2004).

La frammentazione degli habitat risulta un altro importante fattore di minaccia; infatti, la costruzione di strade che interrompono la continuità delle praterie, ha come conseguenza diretta la segregazione delle popolazioni in sotto-gruppi più piccoli (Filippi & Luiselli, 2004), che porta alla riduzione della variabilità genetica, con il conseguente rischio di estinzione locale (Újvári et al. 2002). Contribuiscono a minacciare le popolazioni di vipera dell'Orsini anche: il sovrappopolamento del cinghiale (*Sus scrofa*); l'incremento dell'attività sportiva invernale, con la costruzione delle relative infrastrutture; l'uccisione intenzionale; come anche i cambiamenti climatici (Filippi & Luiselli, 2004; Edgar & Bird, 2005; Joger 2009; Zamfirescu et al. 2011).

Vipera ursinii s.l. è classificata come Vulnerabile nella Lista Rossa della IUCN (Joger et al., 2009); di conseguenza, la specie è soggetta ad un elevato grado di protezione in molte Aree Protette Nazionali ed Europee (AP), come Parchi Nazionali e Siti di Importanza Comunitaria (SIC) della Rete Natura 2000.

Nonostante i notevoli sforzi di tutela, su scala globale e locale, si sta osservando un declino delle popolazioni di vipera dell'Orsini in Europa (Újvári et al. 2000; Baillie et al. 2004; Edgar & Bird, 2005; Zamfirescu et al. 2012).

Al fine di analizzare lo sviluppo e l'esito di tale declino, nell'ambito del presente studio sono stati valutati il potenziale e reale stato di tutela fornito dalle aree protette, mediante l'utilizzo di un ampio dataset di punti di presenza. Inoltre, grazie alla presenza di dati storici ricavati

dai record museali e delle recenti osservazioni sul campo è stato possibile elaborare delle curve di accumulazione della conoscenza e la relativa cronogeonomia della specie.

È stato analizzato l'attuale stato di conservazione e la relativa classificazione in termini di habitat EUNIS, per i territori in cui è presente la vipera. Inoltre, sono state inferite le possibili aree più idonee, attraverso la tecnica di Species Distribution Models (SDM), identificando le potenziali aree più adatte a livello climatico per ciascuna sottospecie e il divario di protezione di questi territori in termini di copertura delle AP (gap analysis).

Infine, gli SDM sono stati proiettati in due diversi scenari RCP futuri, per valutare la risposta al cambiamento climatico di questa specie in grave pericolo di estinzione. A tale scopo sono state integrate le informazioni riguardanti gli habitat e la quota in cui si trova la vipera, per arricchire in termini di precisione il lavoro, perfezionando dunque gli Ecological Niche Models (ENM) ed ottenendo degli SDM più accurati.

3.2 Materiali e Metodi

Specie target e area di studio

La vipera dell'Orsini, *Vipera ursini* è la specie target di questa ricerca; essa comprende quattro sottospecie chiamate *V. u. macrops* (Méhely), *V. u. moldavica* Nilson, Andrén e Joger, *V. u. rakosiensis* Méhely e *V. u. ursini* (Bonaparte), che in seguito saranno chiamate, per brevità, '*macrops*', '*moldavica*', '*rakosiensis*' e '*ursini*'. Sono stati esclusi dall'indagine *V. graeca*, in quanto è stata recentemente elevata a specie e due record di *V. ursini* ssp. proveniente dall'area del Velebit (Croazia) in quanto lo stato tassonomico della popolazione di appartenenza non è stato ancora del tutto chiarito (Mizsei et al. 2017).

Vipera ursinii è classificata come “Vulnerabile-B2ab(III)” nel database globale della IUCN, International Union for Conservation of Nature (Joger et al. 2009), mostrando una distribuzione frammentata all’interno del continente europeo (Figura 1). L’area di studio è compresa nei confini amministrativi dell’Unione Europea, per i quali sono disponibili dei dataset ambientali piuttosto ricchi, come ad esempio quello relativo alle aree protette della Rete Natura 2000, nonché il progetto EUNIS (European Nature Information System). È da sottolineare che la distribuzione della Vipera dell’Orsini ricade interamente all’interno dei confini geografici dell’Europa.

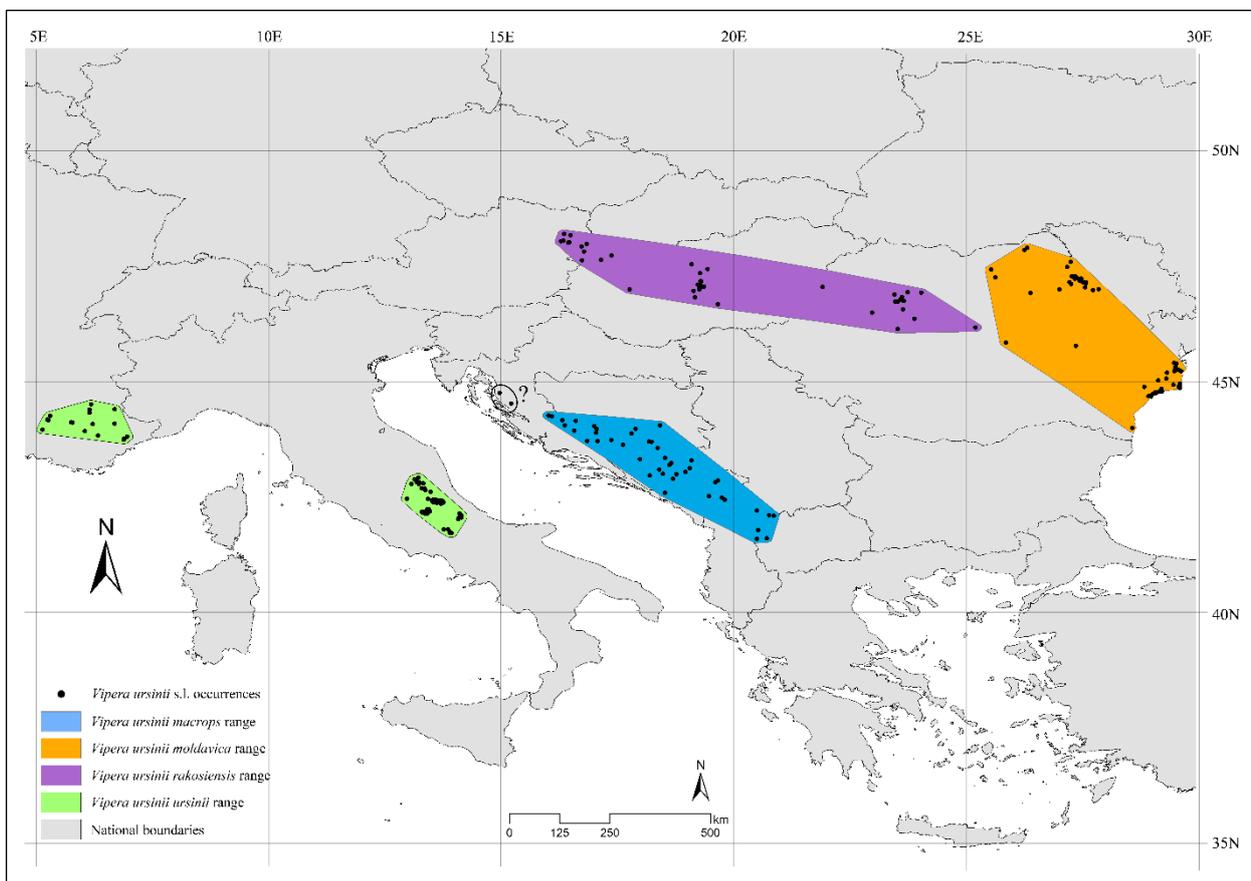


Figura 1. Distribuzione di *Vipera ursinii*. I punti di presenza delle quattro sottospecie di *Vipera ursinii*, con il corrispettivo minimo poligono convesso. I record incerti sono riportati nel cerchio nero.

Descrizione dei dati

È stato creato ed elaborato un dataset di 560 punti di presenza, integrando dati derivanti da un'accurata ricerca bibliografica, dai record museali e dall'attività di campo e includendo segnalazioni dal 1867 al 2018. Il dataset è stato inoltre validato con la più aggiornata distribuzione di *Vipera ursinii* in Europa, l'atlante tematico di Mizsei et al. (2018). Considerando lo stato di conservazione della specie, il dataset completo non è allegato nel presente lavoro, ma è disponibile per i ricercatori e le organizzazioni riconosciute.

Gap analysis

La gap analysis è stata effettuata per valutare l'attuale stato di protezione di *V. ursinii*; eseguita utilizzando il software ArcMap 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA), per determinare la possibile sovrapposizione tra la rete delle aree protette (AP) e i punti di presenza della specie target, considerando sia le aree a designazione nazionale (es. Parchi nazionali, Riserve), presenti come informazione spaziale nel Common Database on Designed Areas (CDDA), che i Siti Europei Natura 2000. Le informazioni spaziali sono state scaricate in formato shapefiles, dai geo-portali dell'European Environmental Agency (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/nationally-designated-areas-national-cdda-12>) per i siti CDDA e, dal sito dell' European Commission (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-11/#HABITATS>) per i siti Natura 2000.

La gap analysis è stata applicata solo sui record più recenti (le osservazioni raccolte dal 1992 al 2018), poiché l'obiettivo è quello di valutare l'attuale (e più aggiornato) stato di conservazione della specie target; sono stati inoltre esclusi i possibili punti di presenza

duplicati (es. le località campionate in più anni differenti). I record di occorrenza che ricadono al di fuori dei confini delle aree protette sono stati analizzati separatamente, calcolando la distanza euclidea dagli stessi confini delle AP (attraverso il raster tool “Euclidean distance” di ArcMap 10.0, impostando una distanza massima di 20 km) e misurandone la distanza attraverso l’“Extract values to points” tool in ArcMap 10.0.

Un’ulteriore gap analysis è stata condotta per valutare il grado di protezione delle aree climaticamente favorevoli per ogni sottospecie considerata, mediante un processo di Ensemble Modeling (spiegato in seguito) con le informazioni riguardanti le AP.

Curve di accumulazione della conoscenza e cronogeonomia

Al fine di incrementare le conoscenze relative alla presenza della vipera dell’Orsini in Europa, sono state costruite delle curve di accumulazione, prendendo in considerazione l’intero dataset ed escludendo solo quei record in cui non era presente l’informazione dell’anno di osservazione. La costruzione di tali curve di accumulazione della conoscenza e la relativa analisi della cronogeonomia, (cioè la rappresentazione dell’incremento della conoscenza di una specie all’interno del suo areale di distribuzione), sono state elaborate in ArcMap 10.0, sia per *Vipera ursinii* s.l. sia per le quattro sottospecie separatamente.

Attuale stato di protezione e Modello di Distribuzione della Specie

La classificazione degli habitat EUNIS è stata scaricata dal geo-portale dell’European Environmental Agency (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/ecosystem-types-of-europe>) in formato raster. In particolare, è stata utilizzata la classificazione degli habitat di livello 2, con una precisione di 100 metri, per valutare in quale categoria di rischio si

collocano gli habitat di elezione della vipera, basandosi sulle previsioni riportate da Janssen et al. (2016). La valutazione degli habitat EUNIS è stata effettuata mediante l'“Extract values to points” tool in ArcMap 10.0, con i punti di presenza “recenti” utilizzati nell'Extract values (come detto precedentemente).

Strutturazione e calibrazione del modello

Gli Species Distribution Models (SDM) sono stati elaborati dal dataset di punti di presenza con precisione GPS, considerando le 19 variabili bioclimatiche “current” scaricabili dalla Worldclim.org repository (Hijmans et al. 2005) come variabili predittive in una risoluzione spaziale di 30 arc-secondi (circa 1 km²). Per evitare problemi legati alla multicollinearità, è stata elaborata, in ArcMap 10.0, una matrice di correlazione applicata a tutte le variabili predittive, per individuare tra queste le coppie che mostrano un Indice di Pearson's $|r| < 0,85$ (Elith et al. 2006; D'Alessandro et al. 2018; Iannella et al. 2018a) (Appendice 3a); all'interno di ogni coppia, la variabile con minor rilevanza ecologica è stata esclusa dalla strutturazione del modello, sulla base delle informazioni bibliografiche disponibili relative alla specie target (Tomović et al. 2004; Filippi et al. 2011; Strugariu et al. 2011; Lyet et al. 2013; Mizsei et al. 2016).

Per evitare l'autocorrelazione spaziale tra le località in cui è presente la vipera, i punti di presenza sono stati processati attraverso il pacchetto R ‘spThin, per ciascuna delle quattro sottospecie, (Aiello - Lammens et al. 2015) ed è stata ottenuta un'ulteriore validazione applicando il Moran's I test in ArcMap 10.0.

Gli SDM sono stati elaborati mediante il pacchetto “biomod2” (Thuiller et al. 2016) in ambiente R (R Core Team 2016) per ottenere gli Ensemble Models (EM), che rappresentano

un potente strumento per indagare la distribuzione della specie, basato sulla combinazione di singoli modelli predittivi. Per comprendere e rappresentare tutti i vari approcci di modellizzazione, sono state scelte le seguenti tecniche di sviluppo dei modelli di distribuzione: Generalized Linear Models (GLM), Multivariate Additive Regression Splines (MARS), Gradient Boosting Models (GBM, noti come BRT) e Maxent; la parametrizzazione di ogni algoritmo è riportata nell'Appendice 3b.

La calibrazione del modello è stata eseguita tramite l'algoritmo 'BIOMOD_Modelling' (Barbet - Massin et al. 2012), generando 10 set di 500 pseudo assenze ciascuno (algoritmo "sre", quantile impostato a 0,95).

Validazione del Modello e analisi post-modeling

Per ogni SDM e per ogni set di pseudo assenze, sono state eseguite 5 sessioni di valutazione, con l'80% dei punti di presenza disponibili utilizzati per calibrare il modello e il restante 20% utilizzato per la validazione del modello stesso, per un totale di 200 modelli per ciascuna delle quattro sottospecie.

Le capacità di discriminazione sono state valutate attraverso la True Skill Statistics (TSS) (Allouche et al. 2006) e l'Area Sottesa dalla Curva (AUC) (Phillips et al. 2006).

Solo i modelli che superano una soglia di $TSS > 0,85$ e con $AUC > 0,7$ sono inclusi nel processo di Ensemble Modeling, una sorta di compromesso tra la TSS (che è meno soggetta all'overfit dei modelli) e l'AUC (che rappresenta una potente soglia indipendente dalla discriminazione metrica) (Iannella et al. 2018b).

Come specificato anche nel capitolo 2, la "wmean" (media pesata delle probabilità) e il "cv" (coefficiente di variazione) sono stati usati per produrre una mappa degli habitat idonei,

risultanti dal processo di Ensemble Modeling, ottenuto mediante la funzione 'BIOMOD_EnsembleModelling' (Thuiller et al. 2016).

Tutte le informazioni spaziali, risultanti dal processo di modeling, sono state ulteriormente analizzate in ambiente GIS; i files raster dell'idoneità degli habitat sono stati processati con gli shapefiles dei siti CDDA e Natura 2000, utilizzando le funzioni "Intersect" e "Extract by mask" di ArcMap 10.0.

Proiezioni al futuro

Gli ENM utilizzati per l'elaborazione dei modelli di idoneità ambientale delle proiezioni al futuro, sono stati scelti sempre tra quelli con un'elevata performance di discriminazione ($TSS > 0,7$ e $AUC > 0,8$).

Siccome i diversi Modelli Climatici Globali (GCM) mostrano una certa variabilità nelle condizioni climatiche future, e ciò è considerato un importante fattore di incertezza nelle previsioni (Stralberg et al. 2015), sono stati utilizzati più GCM per le proiezioni degli Ensemble Models, mediante la funzione "BIOMOD_EnsembleForecast" del pacchetto R "biomod2", che sono: il CCSM4 (Gent et al. 2011); l'IPSL (Marti et al. 2010) e il MIROC-CHEM (Watanabe et al. 2011), applicati ad entrambi gli scenari RCP al futuro, 6.0 e 8.5. Alle informazioni climatiche derivanti dalle mappe di idoneità ambientale (per tutte e quattro le sottospecie), sono state integrate anche le quelle riguardanti la frequentazione degli habitat, nonché le preferenze in termini di altitudine.

Questi dati sono stati ricavati tramite l'applicazione del tool "Extract values to points", tra le località di occorrenza della specie, i raster di uso del suolo EUNIS ed il modello digitale di elevazione del terreno (DTM). I dati risultanti sono stati tradotti in frequenze, poi

normalizzate sulla stessa scala della preferenza climatica, al fine di poter comparare le tre informazioni (climatica, di uso del suolo e topografica). Tale comparazione è stata effettuata, in modo analitico, grazie al tool “Weighted overlay” di ArcMap 10.0, che combina molteplici raster in un unico raster di output, unendo il contributo scelto per ciascuno (in questo caso, 33% – 33% – 33%, dunque alle tre informazioni è stato dato pari valore) in una media pesata basata sui valori che ciascun raster possiede in ogni sua singola cella.

3.3 Risultati

La validazione del database delle località (escludendo i punti di presenza duplicati, per un totale di 514 punti) riporta il 93,6% dei record all’interno delle celle individuate da Mizsei et al. (2018): 448 punti ricadono nelle celle dell’atlante definite come “verificate”, (categoria che riporta le osservazioni confermate nel tempo); 26 nelle celle definite “nuove”, (riportanti record da aree in cui la specie non era stata individuata precedentemente); 0 nelle celle “non verificate” (celle in cui non ci sono segni di presenza); 8 nelle celle definite “storiche” (record precedenti al 1992) e 0 nelle celle definite “errori” (individuazioni erronee della specie o della località).

Il restante 8,4% (32 località) del dataset si trova al di fuori del range definito da Mizsei et al. (2018); ma tali punti di presenza, derivanti da fonti bibliografiche verificate, corrispondono a popolazioni estinte (Kovács et al. 2002; Edgar & Bird, 2005).

Dal processo di “*thinning*”, sono state ottenute 43 località per *macrops*, 62 per *moldavica*, 44 per *rakosiensis* e 109 per *ursinii*.

Il Moran Test è risultato in: $I = -0,034$ (atteso = $-0,022$), $z\text{-score} = -1,100$ e $p = 0,271$ per *macrops*; $I = -0,014$ (atteso = $-0,016$), $z\text{-score} = 0,391$ e $p = 0,695$ per *moldavica*; $I = -0,009$

(atteso = -0,009), z-score = 0,014 e $p = 0,988$ per *rakosiensis*; $I = -0,020$ (atteso = -0,023), z-score = 0,274 e $p = 0,783$ per *ursinii*, mostrando come non ci sia autocorrelazione spaziale (dunque una distribuzione random statisticamente significativa) tra i punti per tutte le sottospecie.

La gap analysis applicata ai Siti Natura 2000 mostra che 375 punti del dataset ricadono all'interno delle Zone di Protezione Speciale (ZPS), 416 nei Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e 364 presentano la copertura di entrambi i siti di protezione; 3 punti ricadono nelle Zone Speciali di Conservazione (ZSC) (Figura 2a).

Inoltre, seguendo la classificazione delle categorie IUCN dei siti CDDA, la gap analysis ha riportato: 332 punti di presenza che ricadono nella categoria "II"; 36 nella categoria "IV"; 8 nella categoria "V"; 2 nella categoria "NA"; 1 che rientra nella categoria "Ia" e 0 che rientrano nelle categorie "Ib", "III" e "VI" (Figura 2b); per le diverse sottospecie le Figure 2c,d mostrano per ogni categoria di protezione, il contributo in percentuale dei siti protetti che ciascun paese ospita. Tra i diversi livelli di protezione e di tutela fornita dai singoli paesi, è evidente che i punti di presenza di *macrops*, che ricadono nei siti CDDA, presentano un livello di protezione complessivamente basso, nonostante siano distribuiti in molte nazioni e categorie IUCN (Figura 2d).

La sottospecie *rakosiensis*, distribuita in Ungheria e Romania, presenta un basso stato di protezione, sia per quanto riguarda i Siti Natura 2000 che per le CDDA; ad esempio, in Romania i punti di presenza di *rakosiensis* non ricadono in nessun sito CDDA. Al contrario, per quanto riguarda *moldavica*, la Romania ospita la maggior parte dei siti Natura 2000 e CDDA (Figure 2c,d), con i primi che proteggono in media il 50% di tutte le località di presenza della sottospecie (Figura 2a).

La sottospecie *ursinii*, avendo una distribuzione disgiunta tra l'Italia e la Francia, presenta un diverso grado di tutela nei due stati, dipendente dalle categorie delle aree protette considerate: i siti Natura 2000 tutelano la sottospecie prevalentemente in Italia; la Francia ospita la quasi totalità della V categoria della IUCN, mentre le restanti categorie (es. II e IV) si trovano in Italia.

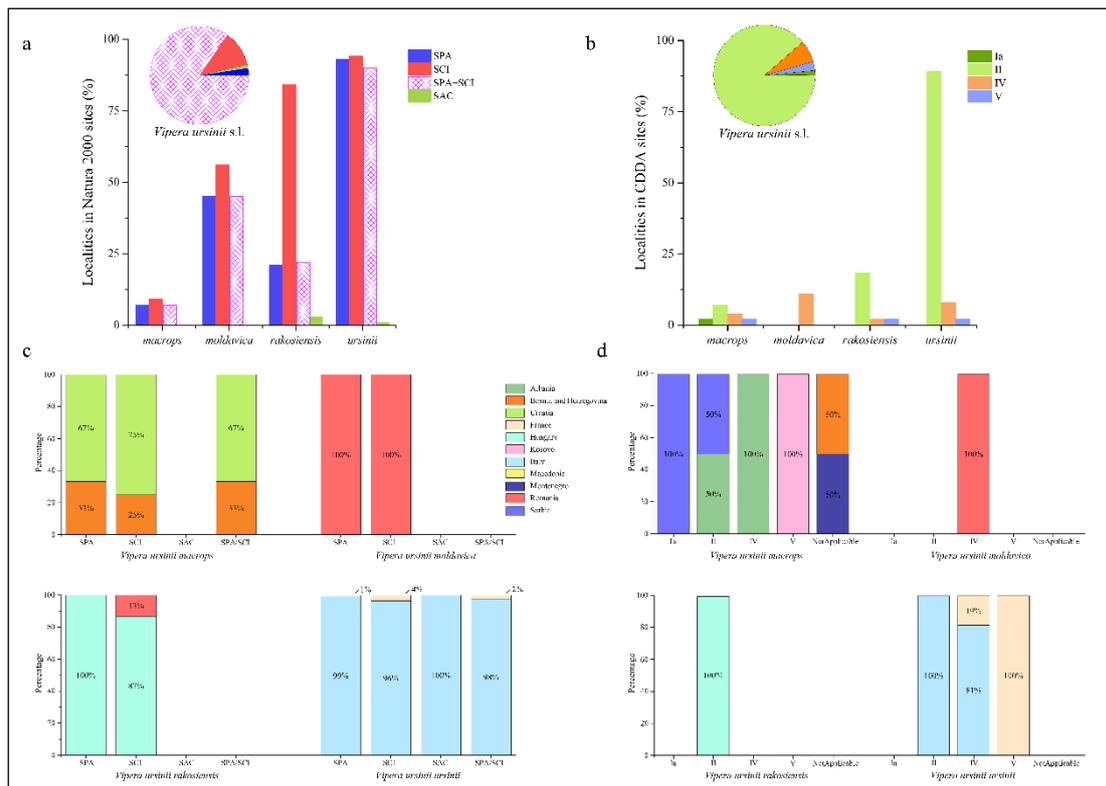


Figura 2. Gap analysis dei punti di presenza di *Vipera ursinii* nelle aree protette. (a) Percentuale di punti di *Vipera ursinii* s.l. (torta) e sottospecie (barre) che ricadono all'interno di zone protette speciali (ZPS), siti di importanza comunitaria (SIC), in entrambi (ZPS+SIC) o in zone speciali di conservazione (SAC); (b) Percentuale di punti di *Vipera ursinii* s.l. (torta) e sottospecie (barre) che ricadono all'interno del Common Database on Designated Areas (CDDA), classificate secondo le categorie della IUCN; la percentuale per nazione del totale dei punti di presenza per ogni sottospecie che ricadono all'interno dei siti Natura 2000 (c) e nelle aree CDDA (d).

Considerando invece la distribuzione dei punti di presenza al di fuori della rete delle aree protette, si osserva un elevato numero di località a 1-2 km dai confini dei siti Natura 2000, soprattutto per le sottospecie *moldavica* e *rakosiensis* (Figura 3), con una netta diminuzione

dei record all'aumentare della distanza. Tuttavia, molti siti di *macrops* si trovano distanti dai confini delle aree protette, così come quelli di *moldavica* (Figura 3).

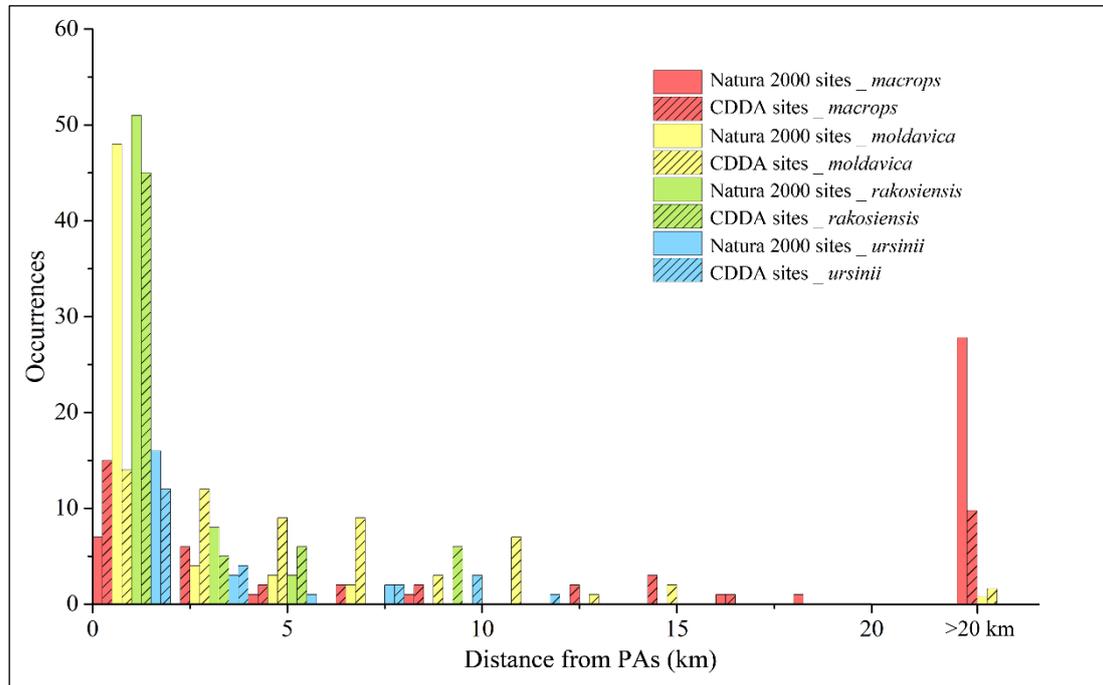


Figura 3. Punti di presenza delle sottospecie di *Vipera ursinii* che ricadono fuori dai confini delle aree protette e la loro relativa distanza dai confini stessi. Distanza dai confini delle aree protette (sia Natura 2000 che CDDA) per ogni punto di presenza delle sottospecie situato al di fuori delle AP più vicine.

La curva di accumulazione della conoscenza (Figura 4), generata per la sottospecie *ursinii* inizia intorno al 1920 e, lentamente, cresce durante il ventesimo secolo fino all'inizio del nuovo, mostrando un apparente e intenso aumento della conoscenza, seguito da un incremento minore che si avvicina all'asintoto della curva.

La curva di *rakosiensis* riporta una carenza di informazioni dal 1860 sino all'inizio del ventesimo secolo, quando si osserva un primo incremento. In seguito, la curva mostra un

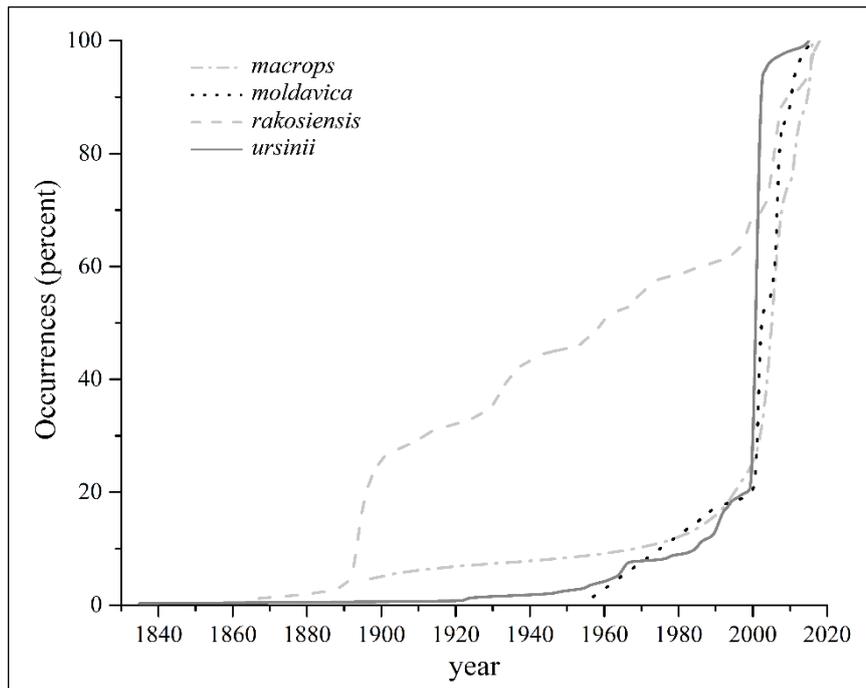


Figura 4. Punti di presenza pubblicati nel tempo. Curva di accumulazione della conoscenza per le quattro sottospecie di *Vipera ursinii* elaborata dai dati pubblicati.

graduale aumento fino al 1910, seguito da una fase stabile di crescita fino ai giorni nostri, senza raggiungere però l'asintoto.

La curva di accumulazione di *moldavica* presenta un debole incremento durante gli anni 90 del secolo scorso, inizia poi a crescere intorno al 2000, tendendo all'asintoto dal 2010 in poi.

La curva di *macrops* presenta una fase iniziale di accrescimento dalla fine del diciannovesimo secolo alla fine del ventesimo, nel quale si osserva un incremento evidente. Una lieve crescita si verifica nel 2007, poi la curva termina con una fase apparentemente stabile fino ad oggi.

Lo studio della cronogeonemia applicato a *Vipera ursinii* s.l. è presentato in quattro classi, a partire dal 1860 per arrivare al 2018 (Figura 5 a,b,c,d).

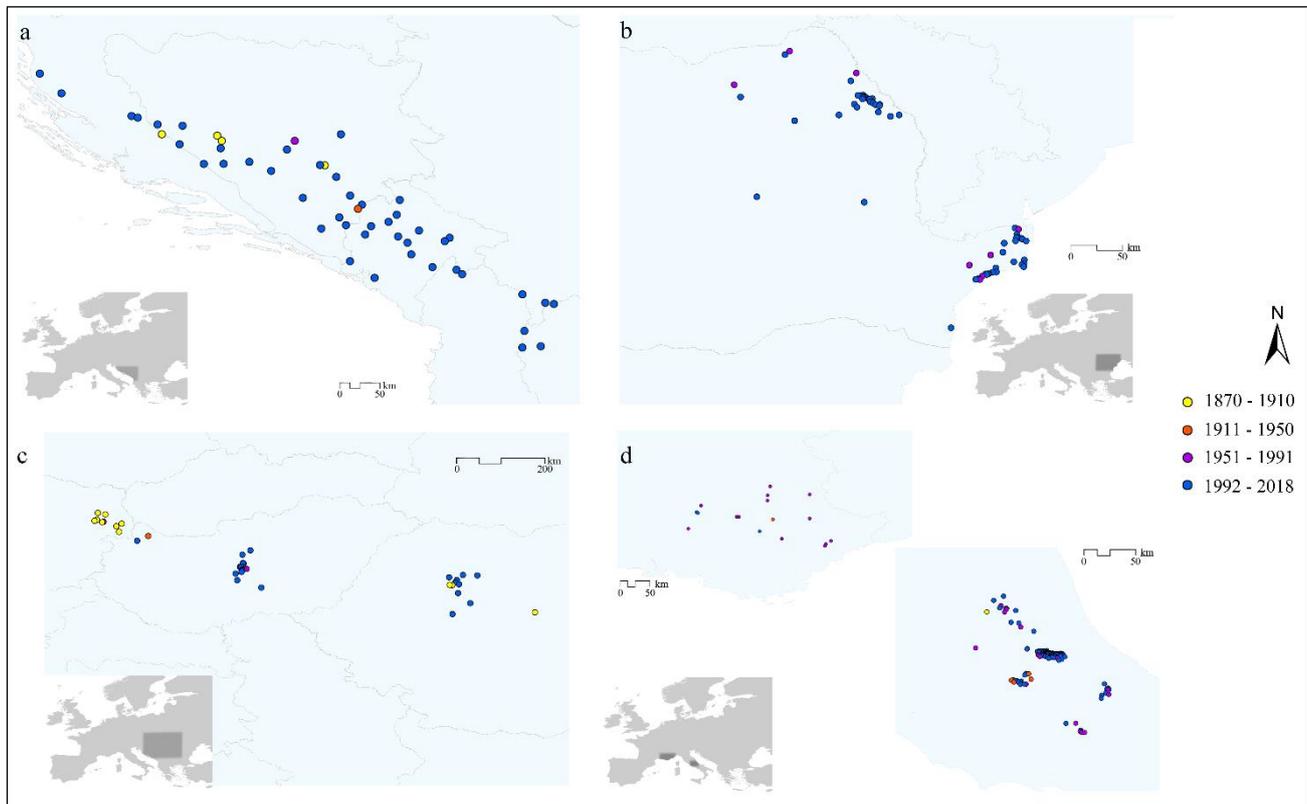


Figura 5. Mappe della cronogeonemia. (a) Cronogeonemia di *Vipera ursinii macrops*, (b) *V. u. moldavica*, (c) *V. u. rakosiensis* e (d) *V. u. ursinii*. Le mappe sono mostrate nel datum WGS84, con proiezione assegnata NP-LAEA Europe.

La maggior parte dei record più datati si ritrova nell'Europa dell'est, mentre un altro spot è presente nella penisola Balcanica; record di periodi intermedi si trovano soprattutto in Francia e, in misura minore, in Italia. I dati più recenti si trovano distribuiti in maniera omogenea nella penisola Balcanica e nell'est Europa.

La cronogeonemia della sottospecie *macrops* (Figura 5a) mostra uno scenario non omogeneo dell'incremento delle conoscenze: sono presenti infatti report molto antichi e record estremamente recenti, da cui deriva la maggior parte delle informazioni. La cronogeonemia riferita a *moldavica* mostra una totale assenza di vecchie segnalazioni (la più datata è del 1957, ma riportata come *rakosiensis*); al contrario, tale sottospecie è stata oggetto di studio

negli ultimi anni (Figura 5b). La cronogeonemia di *rakosiensis* mostra un trend leggermente più uniforme (Figura 5c), con un discreto numero di punti di presenza disponibili, sia passati che attuali; si osserva però un ridotto numero di record dei periodi intermedi. Infine, *ursinii* mostra in Italia una carenza di informazioni tra le segnalazioni passate e recenti, con un ridotto numero di dati passati e intermedi (tra il 1870 e il 1910 e tra il 1911 e il 1950) e molti dati attuali (dal 1990 in poi) (Figura 5d, in basso). Al contrario, la maggior parte dei record di occorrenza presenti in Francia sono di dati antichi o di media data, con scarse segnalazioni recenti disponibili (Figura 5d, in alto).

L'analisi degli habitat EUNIS applicata su *Vipera ursinii* s.l. risulta in: 227 record corrispondenti ad habitat classificati nella categoria "Vulnerabili", che comprende gli habitat maggiormente utilizzati dalla specie, come le praterie (E2) e la zona litorale delle sponde di acque dolci interne (C3); 112 ricadono nella categoria "Minor preoccupazione" e includono principalmente gli affioramenti di roccia, i pavimenti rocciosi (H3), la macchia artica, alpina e subalpina (F2), i pascoli alpini e subalpini (E4); 16 ricadono nella categoria "Non applicabile" che include le zone urbanizzate delle città e dei paesi (J1) e le zone a bassa densità di costruzione (J2); 40 ricadono nella categoria "Minor preoccupazione-Quasi minacciati" e sono gli habitat misti interni, con sparsa o scarsa vegetazione (H5) e infine 23 sono inseriti nella categoria "In pericolo", tra cui i terreni agricoli, gli orti, i giardini (I1) e i prati umidi stagionali (E3) (Figura 6a).

La valutazione degli habitat EUNIS per ogni singola sottospecie è stata rappresentata nella Figura 6 b,c,d,e; una netta prevalenza di punti di presenza, delle quattro sottospecie, ricade all'interno di habitat nella categoria "Vulnerabili", seguita da una porzione consistente che ricade in quelli in categoria "In pericolo".

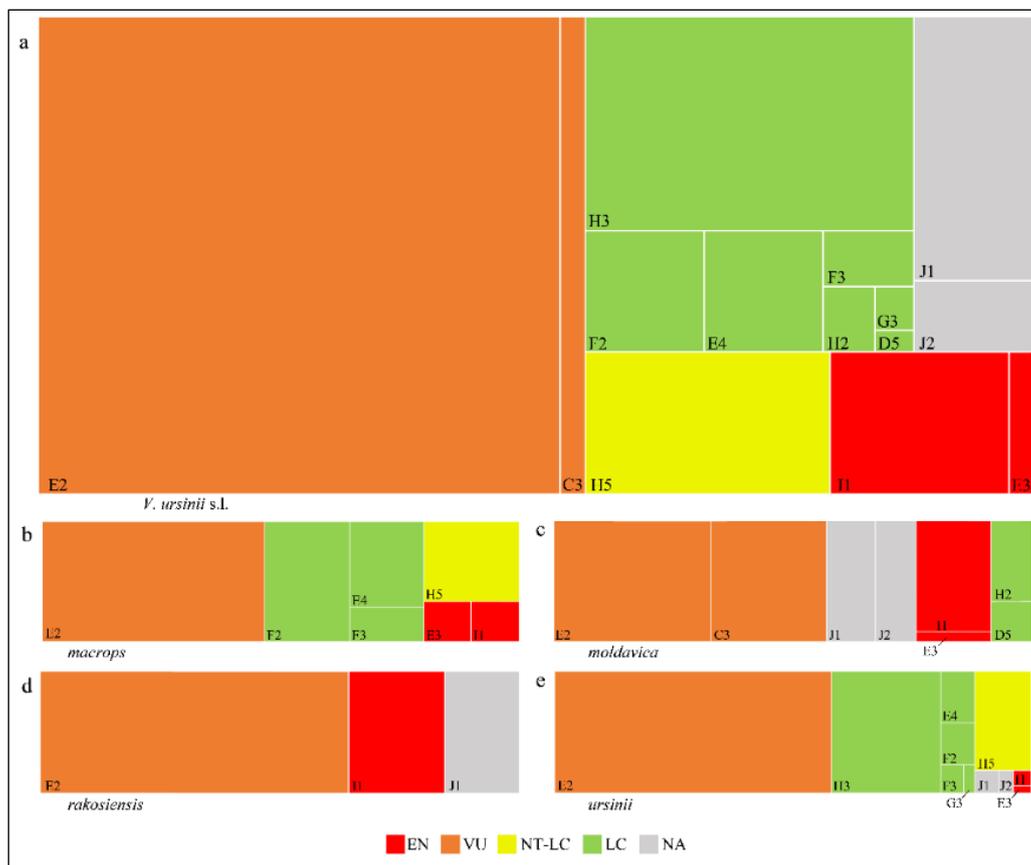


Figura 6. Percentuale degli habitat EUNIS occupati dalla vipera dell’Orsini e dalle sue sottospecie. Rappresentazione grafica degli habitat EUNIS in cui ricadono i punti di presenza di (a) *Vipera ursinii* s.l., (b) *Vipera u. macrops*, (c) *V. u. moldavica*, (d) *V. u. rakosiensis* e (e) *V. u. ursinii*. Gli habitat sono classificati come Endangered (EN), Vulnerable (VU), Near Threatened – Least Concern (NT-LC), Least Concern (LC) e Not Available (NA) secondo Janssen et al. (2016).

La “wmean” degli Ensemble Models (i dettagli sono riportati nell’Appendice 3b per la performance del modello; nell’Appendice 3c-j per le risposte marginali delle curve e nell’Appendice 3k per il contributo delle variabili) riporta alti valori di TSS e ROC (0,95 ÷ 0,98) per tutte le sottospecie analizzate, con un’evidente separazione tra le aree con alta e bassa idoneità prevista (Figura 7).

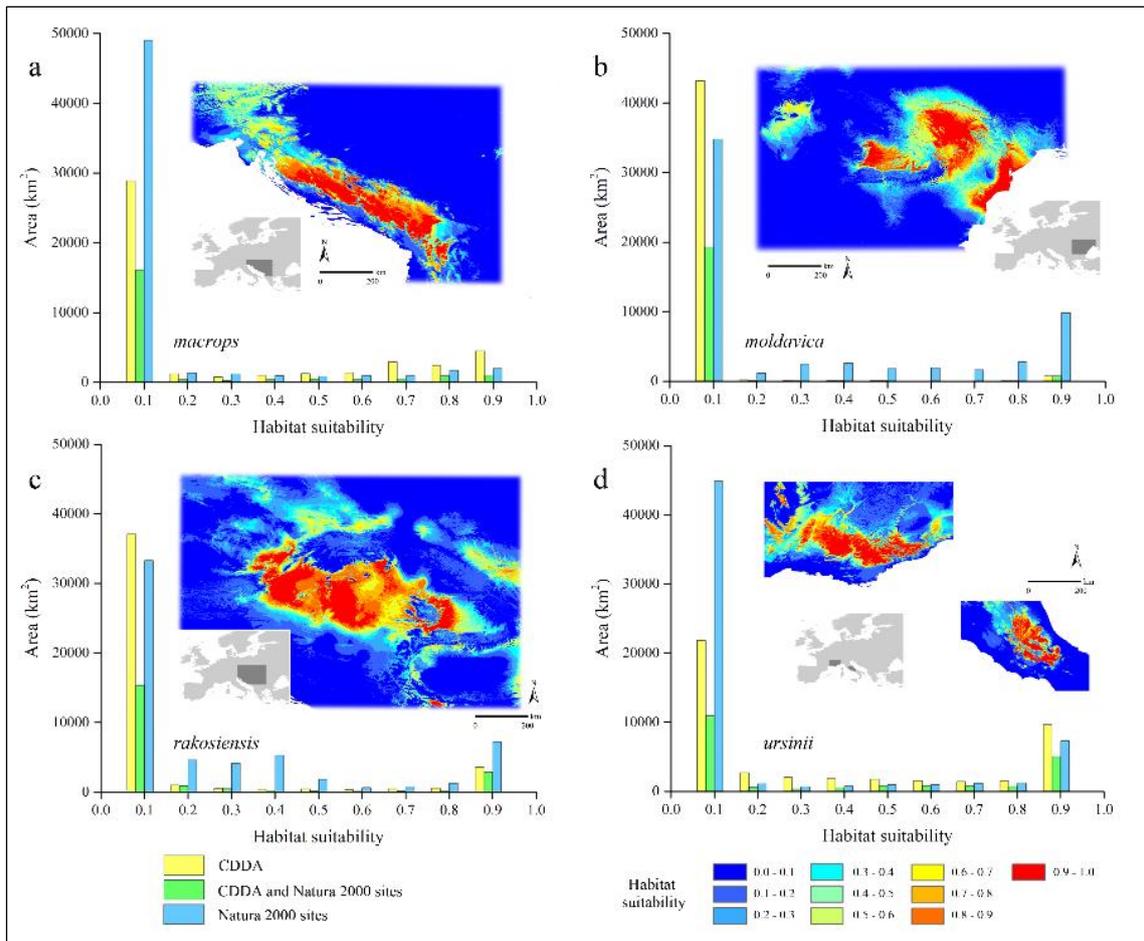


Figura 7. Gap analysis delle aree protette e degli habitat che si prevedono idonei. Le mappe di idoneità degli habitat derivanti dai modelli di distribuzione delle specie calibrati sulle attuali condizioni climatiche ottenute per (a) *Vipera u. macrops*, (b) *V. u. moldavica*, (c) *V. u. rakosiensis* e (d) *V. u. ursinii* e la corrispondente copertura da parte delle aree protette. Le mappe sono mostrate nel datum WGS84, con proiezione assegnata NP-LAEA Europe.

Per quanto riguarda l'idoneità climatica, gli scenari "current" mostrano un'area piuttosto estesa idonea alla specie, soprattutto per i punti di presenza datati dopo il 1992. Al contrario, le previsioni al futuro con il "wmean" corretto dal MEDI (Iannella et al. 2017), hanno riportato una generale diminuzione dell'idoneità degli habitat per la sottospecie *macrops* (Figura 1a dell'Appendice), evidenziando una notevole frammentazione delle aree ad elevata idoneità (0,7 – 0,9) per lo scenario 2050_6 e un'ulteriore frammentazione e contestuale riduzione dell'idoneità nello scenario 2050_8, rispetto all'attuale.

Una drammatica riduzione dell'idoneità è stata osservata per entrambi gli scenari futuri di *moldavica*, dove l'attuale ed estesa area di idoneità risulterà ridursi sia negli habitat costieri

(che ospitano numerosi punti di presenza), che in quelli più interni, causandone la separazione in due aree a buona idoneità (0,5-0,7) nello scenario 2050_6 (Figura 1b dell'Appendice). Condizione simile si osserverà per *rakosiensis*, con una riduzione della suitability e il concomitante spostamento delle aree predette come adatte in entrambi gli scenari al futuro; anche per questa sottospecie lo scenario 2050_8 risulterà quello con effetti peggiori (Figura 1c dell'Appendice).

Per quanto riguarda la sottospecie *ursinii*, le proiezioni al futuro (per entrambi gli scenari 2050_6 e 2050_8) risulteranno in una generale ed omogenea riduzione delle aree idonee nel territorio francese, mentre per lo scenario 2050_6 nell'areale italiano si osserveranno zone frammentate ad alta idoneità (0,8-0,9), nonostante l'evidente contrazione delle loro estensioni rispetto alla condizione attuale, e una ancor più evidente riduzione delle aree idonee per lo scenario 2050_8 (Figura 1d dell'Appendice).

Considerando il contributo delle variabili di uso del suolo e topografiche, si nota come, per alcune aree, l'idoneità ambientale sia migliore rispetto a quella riportata solo per la componente climatica. Ciò deriva dal fatto che alcuni habitat e quote possono ospitare la specie in maniera preferenziale, dunque aumentano, seppur di poco, l'idoneità complessiva (Figura 8).

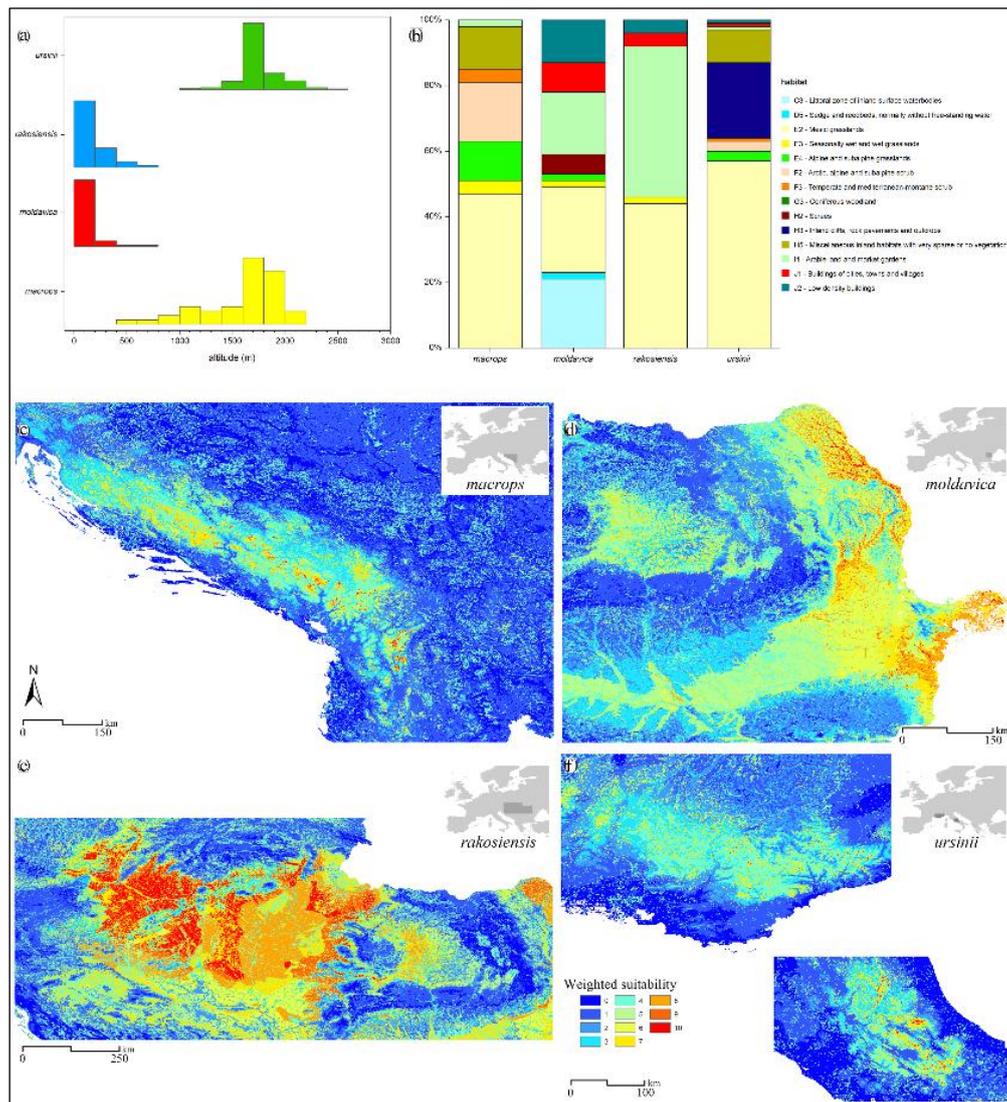


Figura 8. Media pesata delle idoneità ambientali misurate per quota, frequenza di occorrenza negli habitat e idoneità ambientale climatica (ENM) per lo scenario current. A) Quota (intervallo di 200 m) e b) frequenza delle diverse tipologie di habitat per le quattro sottospecie di *V. ursinii*. Mappe pesate dell'idoneità degli habitat per le sottospecie a *macrops*, b *moldavica*, c *rakosiensis* e d *ursinii* (in alto: il range francese, in basso: quello italiano).

La gap analysis, applicata ai modelli di idoneità degli habitat attuali, ha mostrato come la maggior parte delle aree protette coprirà in futuro aree scarsamente idonee per ciascuna sottospecie (Figura 7). In particolare, *macrops* e *ursinii* presentano un alto livello di protezione, in termini di copertura dalla Rete Natura 2000, ma in generale questa è associata ad habitat a scarsa idoneità; *moldavica* e *rakosiensis* mostrano un trend simile, ma la protezione in questo caso è riferita alle aree CDDA. Inoltre, alcune aree protette tutelano, per ciascuna sottospecie, zone ad elevata idoneità di habitat, ma in misura nettamente inferiore rispetto alle tendenze sopracitate.

3.4 Discussione

La gap analysis applicata ai Siti Natura 2000 mostra come una considerevole parte dei punti di presenza del dataset ricadano in aree protette, considerando anche il “doppio” livello di protezione dato sia dai siti SIC che dalle ZPS. Inoltre, i siti CDDA mostrano un buon livello di protezione per la specie target; infatti, la maggior parte dei record di occorrenza ricade nei Parchi Nazionali (categoria II della IUCN), seguiti dalle Aree di Gestione di Habitat/Specie (categoria IV). Entrambe le categorie sopracitate consentono l’accesso dell’uomo nelle loro aree di pertinenza; solo la Riserva Naturale Integrale prevede la totale assenza dell’uomo, ciò implica che la gestione di tali aree dovrebbe prendere in considerazione azioni di conservazione appropriate, per tutelare la specie target da quelle che sono le sue principali minacce, come la perdita di habitat e l’uccisione volontaria da parte dell’uomo.

Analizzando il divario di tutela di *Vipera ursinii* s.l., emergono tendenze interessanti quando si considera ciascuna delle quattro sottospecie. Infatti, è evidente che il risultato della gap analysis condotto sui siti Natura 2000 e CDDA è influenzato soprattutto da *ursinii* (Figure 2

a,b); ciò può essere dovuto sia all'elevato numero di punti di presenza disponibili (conseguente al gran numero di studi condotti su tale sottospecie, vedi oltre) sia per l'effettivo ed elevato numero di aree protette che ricadono nelle zone occupate da tale sottospecie. Le altre tre sottospecie contribuiscono in maniera minore al risultato totale; queste ultime infatti risultano, in alcuni casi, sprovviste di qualsiasi forma di tutela da parte delle AP, aspetto dipendente soprattutto dai confini politici in cui le relative popolazioni si trovano.

In particolare, la gap analysis risultante dalla sottospecie *macrops* mostra uno scenario molto complesso e articolato, perché questa sottospecie è poco tutelata dai siti Natura 2000 (sia SIC che ZPS), presenti solo in Croazia e Bosnia Erzegovina; per di più, non gode di una notevole protezione da parte delle Aree Protette Nazionali (CDDA) nei paesi in cui è distribuita (assente per Bosnia Erzegovina e nella categoria "Non Applicabile" per la Croazia). Al contrario, i siti CDDA tutelano questa sottospecie in Albania, Serbia e Kosovo, mentre negli altri paesi balcanici, come Macedonia e Montenegro, lo stato di protezione risulta nella categoria "Non Applicabile". Tale situazione è dovuta alla differente legislazione presente nei paesi che appartengono o meno alla Comunità Europea.

La gap analysis rivela un diverso stato di conservazione per *ursinii*, con la maggior parte delle località che ricadono nei siti Natura 2000 e CDDA, con molti territori coperti da più livelli di protezione; in particolare, le popolazioni dell'Appennino centrale sono ampiamente protette. Per *moldavica* e *rakosiensis* sono evidenziati bassi livelli di protezione da parte delle CDDA, rispetto a quelli osservati per i siti Natura 2000. Nell'areale rumeno di *rakosiensis*, infatti, sono presenti pochi e frammentati siti CDDA e, in questo territorio, la tutela è dovuta prevalentemente ai siti Natura 2000. Inoltre, la breve distanza misurata tra i confini delle aree

protette e i siti di presenza di *rakosiensis*, suggerisce la possibilità di ottenere una protezione molto più efficace per tale sottospecie, con un piccolo sforzo in termini di pianificazione del territorio, sia dei siti CDDA che di quelli Natura 2000; ciò si riscontra anche per la sottospecie *moldavica*. Una situazione simile si può osservare per le popolazioni di *ursinii* presenti in Francia, dove i punti di presenza risultano a pochi chilometri dai confini delle aree protette.

Una strategia di protezione completamente diversa è necessaria per *macrops*, di cui solo poche località di presenza ricadono in aree protette o nelle loro immediate vicinanze mentre la maggior parte si trova al di fuori di queste. L'analisi della curva di accumulazione della specie target indica un iniziale accrescimento, lento e costante delle conoscenze, dovuto probabilmente alla scarsa attività di ricerca che ha interessato l'intero complesso della *V. ursinii*. Tale curva di accumulazione è determinata dai diversi contributi delle curve di accumulazione delle singole sottospecie. La lenta crescita iniziale della conoscenza è dovuta alla somma delle poche informazioni disponibili, riguardanti le singole sottospecie; infatti solo la curva di accumulo di *rakosiensis* mostra un incremento più graduale nel tempo, mentre le altre sottospecie presentano un andamento simile, solo anni dopo. La notevole crescita che la curva di accumulo presenta intorno al 2010, è dovuta principalmente all'aumento della conoscenza della sottospecie *ursinii*, seguita dai contributi di *macrops* e *rakosiensis*, e infine da *moldavica*.

Analizzando la curva di ogni sottospecie è evidente come l'aumento delle attività di campo e della ricerca scientifica siano state determinanti, anche se in tempi diversi. Si evidenzia una divergenza nel grado di conoscenza per le quattro sottospecie: *ursinii* e *moldavica* mostrano un buon livello di conoscenza; entrambe le curve tendono all'asintoto con un incremento

effettivo delle osservazioni nel tempo. Al contrario, *rakosiensis*, e in particolare *macrops*, mostrano delle curve di accumulazione con un accrescimento solo recente, anche se intenso, che tuttavia non raggiunge il plateau. Per le prime due sottospecie si auspica la prosecuzione di studi e ricerche che siano in grado di accrescerne la conoscenza; al contrario, per le seconde due sottospecie è necessario un incremento delle indagini, volto a colmare l'attuale carenza di informazioni.

La cronogeonomia di *Vipera ursinii* s.l. raffigura la distribuzione dei punti di presenza in base alla data di raccolta dei reperti e offre una rappresentazione esaustiva delle conoscenze sulla distribuzione geografica della specie target. La dispersione non omogenea delle date è evidente già a livello della cronogeonomia di *V. ursinii* s.l. ed è strettamente legata al fatto che non c'è omogeneità neanche nelle distribuzioni delle date delle singole sottospecie.

La cronogeonomia di *macrops* mette in luce un importante numero di dati recenti nella penisola balcanica, che confermano dei record passati, risalenti al diciannovesimo secolo. La carenza di informazioni tra il 1913 e il 1990 è probabilmente dovuta alle problematiche condizioni politiche che interessarono quei territori in quel periodo.

Un numero significativo di dati recenti è presente anche per la sottospecie *moldavica*, che è stata ampiamente studiata negli ultimi anni, tuttavia per tale sottospecie non sono presenti molte informazioni sulle condizioni passate, aspetto sicuramente relazionato con la sua recente data di riconoscimento come sottospecie del 1993. Infatti, non vi sono segnalazioni prima degli anni 80' nel delta del Danubio e nessuna prima del 1957 nel nord-est della Romania. È evidente il divario temporale presente in prossimità dei confini dell'Austria e dell'Ungheria, riferito alla cronogeonomia di *rakosiensis*, dovuto probabilmente

all'estinzione delle popolazioni austriache. Nella restante parte della sua distribuzione, *rakosiensis* mostra un maggior numero di osservazioni recenti.

La sottospecie *ursinii* presenta un buon livello di conoscenze distribuite omogeneamente nel tempo per le popolazioni dell'Appennino centrale, con un incremento di segnalazioni negli ultimi trent'anni, dovuto a studi specifici promossi dalle aree protette locali. Le popolazioni francesi mostrano invece una distribuzione della conoscenza poco omogenea, con la maggior parte delle segnalazioni comprese tra il 1950 e il 1981.

La vipera dell'Orsini risulta occupare habitat che avranno in futuro un elevato rischio di alterazione (Janssen et al. 2016); infatti, il 61% del dataset ricade in due categorie minacciate, con il 55% dei punti in habitat "Vulnerabili" e il 6% in habitat "In pericolo". Questo significa che è seriamente possibile un'estinzione delle popolazioni di questa vipera nel suo habitat di elezione (E2 e I1), causata dalla prevista modificazione ambientale (Janssen et al. 2016). Focalizzandosi sull'analisi degli habitat EUNIS per ciascuna sottospecie, i risultati sono comunque negativi, specialmente per *rakosiensis* e *moldavica*; con rispettivamente il 68% e il 63% dei record di presenza in habitat definiti "Vulnerabili" (E2) o "In pericolo" (I1), la seconda riporta il 63% nelle stesse due categorie. Le altre due sottospecie, *ursinii* e *macrops*, soffrono meno la vulnerabilità degli habitat, anche se più del 50% delle località ricade in categorie di rischio ("Vulnerabile" e "In pericolo").

Inoltre, si prevede che le praterie mesiche (E2) subiranno un'intensificazione di forme di agricoltura altamente produttive, con il conseguente incremento nell'utilizzo di fertilizzanti chimici (Janssen et al. 2016); conversione prevista anche per i terreni agricoli a produzione tradizionale (I1).

Infine, i risultati della gap analysis, applicata agli SDM, mostrano che le possibili aree di spostamento, dove ci saranno le condizioni bioclimatiche idonee per questa specie, non ricadono in aree attualmente sottoposte a tutela, e questo vale sia per i siti Natura 2000 che per i CDDA. Tale condizione si verificherà per tutte le sottospecie, suggerendo la necessità di futuri riassetto dei confini delle aree protette stesse, al fine di gestire con cautela la protezione legale della vipera dell'Orsini.

I modelli di distribuzione proiettati nei due scenari futuri mostrano un esito simile per le due sottospecie di *V. ursinii* ad ecologia montana (*ursinii* e *macrops*), per le quali si osserverà l'effetto combinato dei cambiamenti climatici e della riduzione degli habitat idonei. In questo caso le due sottospecie saranno presenti in aree sempre più limitate e, probabilmente, in ulteriore contrazione.

Al contrario, le vaste pianure dell'Europa orientale offriranno aree adatte più estese alle due sottospecie di "pianura" (*moldavica* e *rakosiensis*), anche se la frammentazione dei territori di connessione tra una zona idonea e l'altra, risultante dai modelli, impedirà lo spostamento e l'interazione tra popolazioni diverse. Quando si combina l'informazione climatica con quella di uso del suolo e topografica, nell'ambito del cosiddetto "weighted overlay", si osserva un trend futuro improntato alla diminuzione complessiva delle aree idonee a tutte le quattro sottospecie, pur trovando aree ristrette ad alta idoneità (Figure 1 e 2 dell'Appendice). Le aree ad alta idoneità potrebbero fornire informazioni interessanti per la conservazione, qualora venissero approfondite, tramite un'indagine più dettagliata a scala locale.

*Vipera ursinii*s.l. è considerata una delle specie di rettili maggiormente minacciata in Europa, considerando anche gli habitat in cui è presente. Dalle analisi condotte, risulta evidente che, nonostante gli sforzi per uniformare le categorie delle aree protette a livello internazionale,

lo stato di protezione di questa specie dipende fortemente dal Paese in cui si trova. Dunque, il probabile futuro ingresso dei paesi balcanici nella Comunità Europea è più che auspicabile, per sopperire all'attuale carenza di aree protette, in particolare di siti Natura 2000, che forniscono una buona protezione della vipera dell'Orsini.

In conclusione, si suggerisce che la ricerca si concentri su studi, sia su scala locale che europea, mirati ad ottenere una conoscenza più approfondita dei requisiti necessari alla sopravvivenza di *V. ursinii*, in modo da trovare misure pratiche di conservazione per le aree protette attualmente istituite e future. Infine, dovrebbero essere intraprese delle campagne di sensibilizzazione da parte delle organizzazioni preposte (parchi, gestori locali, organizzazioni ambientaliste), per istruire le persone sulle conseguenze del degrado ambientale e degli habitat e per prevenire uccisioni intenzionali mosse da pregiudizi infondati su tale specie.

3.5 Bibliografia e sitografia

- Aiello - Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, 43(6), 1223-1232.
- Baillie, J. E., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (2004). 2004 IUCN red list of threatened species.
- Barbet - Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo - absences for species distribution models: how, where and how many?. *Methods in ecology and evolution*, 3(2), 327-338.
- BISE. 2018. *Reptiles*. <https://biodiversity.europa.eu/topics/species/reptiles> (Ultima consultazione:

2018-10-12 2018).

- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., ... & Mateo, J. A. (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological conservation*, 157, 372-385.
- Christainsen, J. L. (1981). Population trends among Iowa's amphibians and reptiles. In *Proceedings of the Iowa Academy of Science* (Vol. 88, No. 1, pp. 24-27).
- Corti, C., M. Capula, L. Luiselli, E. Razzetti, and R. Sindaco. 2010. Fauna d'Italia, Reptilia. Edizioni Calderini de Il Sole 24
- Creemers, R. C., & van Delft, J. J. (2009). *De amfibieën en reptielen van Nederland*. Leiden: Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis.
- Crnobrnja-Isailović, J. (2002). Another population of *Vipera ursinii* macrops MÉHELY, 1911 in Montenegro (Central Balkans). *Herpetozoa*, 14(3/4), 137-141.
- D'Alessandro, P., Iannella, M., Frasca, R., & Biondi, M. (2018). Distribution patterns and habitat preference for the genera-group *Blepharida* sl in Sub-Saharan Africa (Coleoptera: Chrysomelidae: Galerucinae: Alticini). *Zoologischer Anzeiger*, 277, 23-32.
- Edgar, P., & Bird, D. R. (2005). Action plan for the conservation of the meadow viper (*Vipera ursinii*) in Europe. *T-PVS/Inf (2005)*, 1.
- Elith*, J., H. Graham*, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... & E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- ESRI. 2010. ArcMap 10.0. ESRI, Redlands, California
- Filippi, E., & Luiselli, L. (2004). Ecology and conservation of the meadow viper, *Vipera ursinii*, in three protected mountainous areas in central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 71(S2), 159-161.
- Filippi, E., M. Capula, L. Luiselli, and L. Rugiero. 2011. *Vipera ursinii*. In: C. Corti, M. Capula, L. Luiselli, E. Razzetti and R. Sindaco, editors, Fauna d'Italia - Reptilia No. XLV. Calderini Bologna

- Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., ... & Winne, C. T. (2000). The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, *50*(8), 653-666.
- Gent, P. R., & Danabasoglu, G. (2011). Response to increasing Southern Hemisphere winds in CCSM4. *Journal of climate*, *24*(19), 4992-4998.
- Gvoždík, V., Jandzik, D., Cordos, B., Reháč, I., & Kotlík, P. (2012). A mitochondrial DNA phylogeny of the endangered vipers of the *Vipera ursinii* complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *62*(3), 1019-1024.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, *25*(15), 1965-1978.
- Honegger, R. E., & d'Europa, C. (1981). *Threatened amphibians and reptiles in Europe*. Wiesbaden, Germany:: Akademische Verlagsgesellschaft.
- Iannella, M., Cerasoli, F., & Biondi, M. (2017). Unraveling climate influences on the distribution of the parapatric newts *Lissotriton vulgaris meridionalis* and *L. italicus*. *Frontiers in zoology*, *14*(1), 1-14.
- Iannella, M., Cerasoli, F., D'Alessandro, P., Console, G., & Biondi, M. (2018a). Coupling GIS spatial analysis and Ensemble Niche Modelling to investigate climate change-related threats to the Sicilian pond turtle *Emys trinacris*, an endangered species from the Mediterranean. *PeerJ*, *6*, e4969.
- Iannella, M., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2018b). Evidences for a shared history for spectacled salamanders, haplotypes and climate. *Scientific reports*, *8*(1), 1-11.
- Jacob, J. P., Percsy, C., de Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., ... & Remacle, A. (2007). *Amphibiens et reptiles de Wallonie*. Aves-Rainne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRNE).
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., Criado, M. G., Arts, G. H. P., Bijlsma, R. J., & Schaminee, J. H. J. (2016). *European red list of habitats: Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. European Union.

- Joger, U., J. C. Isailovic, M. Vogrin, C. Corti, B. Sterijovski, A. Westerström, L. Krecsák, V. P. Mellado, P. Sá-Sousa, M. Cheylan, J. M. Pleguezuelos, and R. Sindaco. 2009. *Vipera ursinii*.
- Korsós, Z., Újvári, B., & Péchy, T. (2000). Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Amphibia-Reptilia*, 21(3), 267-278.
- Kovács, T., Korsós, Z., Reháky, I., Corbett, K., & Miller, P. S. (2002). Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). In *Workshop Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, MN, USA*.
- Langton, T., & Burton, J. A. (1997). *Amphibians and reptiles: conservation management of species and habitats*. Council of Europe.
- Loureiro, A. (Ed.). (2010). *Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal*. Esfera do Caos.
- Lyet, A., Thuiller, W., Cheylan, M., & Besnard, A. (2013). Fine - scale regional distribution modelling of rare and threatened species: bridging GIS Tools and conservation in practice. *Diversity and Distributions*, 19(7), 651-663.
- Marti, O., Braconnot, P., Dufresne, J. L., Bellier, J., Benshila, R., Bony, S., ... & Talandier, C. (2010). Key features of the IPSL ocean atmosphere model and its sensitivity to atmospheric resolution. *Climate Dynamics*, 34(1), 1-26.
- McNeely, J. A. (1992). The sinking ark: pollution and the worldwide loss of biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 1(1), 2-18.
- Mizsei, E., Üveges, B., Vági, B., Szabolcs, M., Lengyel, S., Pfliegler, W. P., ... & Tóth, J. P. (2016). Species distribution modelling leads to the discovery of new populations of one of the least known European snakes, *Vipera ursinii graeca*, in Albania. *Amphibia-Reptilia*, 37(1), 55-68.
- Mizsei, E., Jablonski, D., Roussos, S. A., Dimaki, M., Ioannidis, Y., Nilson, G. Ö. R. A. N., & Nagy, Z. T. (2017). Nuclear markers support the mitochondrial phylogeny of *Vipera ursinii-renardi* complex (Squamata: Viperidae) and species status for the Greek meadow viper. *Zootaxa*, 4227(1), 75-88.

- Mizsei, E., Zinenko, O., Sillero, N., Ferri, V., Roussos, S. A., & Szabolcs, I. M. (2018). The distribution of meadow and steppe vipers (*Vipera graeca*, *V. renardi* and *V. ursinii*): a revision of the New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe. *Basic and Applied Herpetology*, 32.
- Nilson, G., & Andrén, C. (2001). The meadow and steppe vipers of Europe and Asia—the *Vipera* (Acridophaga) *ursinii* complex. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 47(2-3), 87-267.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Péchy, T., Halpern, B., Sós, E., & Walzer, C. (2015). Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*. *International Zoo Yearbook*, 49(1), 89-103.
- Team, R. C. (2016). A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, 2015; Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Reading, C. J., Luiselli, L. M., Akani, G. C., Bonnet, X., Amori, G., Ballouard, J. M., ... & Rugiero, L. (2010). Are snake populations in widespread decline?. *Biology letters*, 6(6), 777-780.
- Santos, X., Brito, J. C., Sillero, N., Pleguezuelos, J. M., Llorente, G. A., Fahd, S., & Parellada, X. (2006). Inferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS: a contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. *Biological Conservation*, 130(3), 416-425.
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P. A., ... & Vences, M. (2014a). Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35(1), 1-31.
- Sillero, N., Oliveira, M. A., Sousa, P., Sousa, F., & Gonçalves-Seco, L. (2014b). Distributed database system of the new atlas of amphibians and reptiles in Europe: the NA2RE project. *Amphibia-Reptilia*, 35(1), 33-39.
- Silva, J. P., Toland J., Jones W., Eldridge J., Hudson T., & E. O'Hara. (2009). LIFE and Europe's reptiles and amphibians: conservation in practice, European Union, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

- Stralberg, D., Matsuoka, S. M., Hamann, A., Bayne, E. M., Sólymos, P., Schmiegelow, F. K. A., ... & Song, S. J. (2015). Projecting boreal bird responses to climate change: the signal exceeds the noise. *Ecological Applications*, 25(1), 52-69.
- Strugariu, A., Zamfirescu, Ș. R., Gherghel, I., Sahlean, T. C., Moraru, V., & Zamfirescu, O. (2011). A preliminary study on population characteristics and ecology of the critically endangered meadow viper *Vipera ursinii* in the Romanian Danube Delta. *Biologia*, 66(1), 175-180.
- Thuiller, W., D. Georges, and R. Engler. 2016. biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.3-7. <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.
- Todd, B. D., Willson, J. D., & Gibbons, J. W. (2010). The global status of reptiles and causes of their decline. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, 47, 67.
- Tomović, L., Crnobrnja-Isailović, J., & Ajtić, R. (2004). A preliminary study of the population ecology of *Vipera ursinii* macrops from eastern Montenegro. *Amphibia-Reptilia*.
- Újvári, B., Madsen, T., Kotenko, T., Olsson, M., Shine, R., & Wittzell, H. (2002). Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Biological Conservation*, 105(1), 127-130
- Watanabe, S., Hajima, T., Sudo, K., Nagashima, T., Takemura, T., Okajima, H., ... & Kawamiya, M. (2011). MIROC-ESM 2010: Model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. *Geoscientific Model Development*, 4(4), 845-872.
- Zamfirescu, S. R., Strugariu, A., Gherghel, I., & Zamfirescu, O. (2011). Human impact on habitats of the meadow viper (*Vipera ursinii*) in eastern Romania. *Cuza" Iasi University, Faculty of Biology, Analele Stiintifice ale Universității „Al. I. Cuza" Iasi, s. Biologie animală*, 57.
- Zamfirescu, Ș. R., Strugariu, A., Zamfirescu, O., & Gherghel, I. (2012). In situ confirmation of the occurrence of the critically endangered Moldavian meadow viper (*Vipera ursinii moldavica*) in the Ciritei Valley (Iași county, Romania).—North-West. *J. Zool*, 8, 378-381.

3.6 Appendice capitolo 3

3a) Set delle diciannove variabili bioclimatiche considerate come variabili predittive (da Worldclim.org), con i loro codici e relativo significato. Le variabili utilizzate per la calibrazione del modello (Pearson's $|r| > 0,85$) sono evidenziate in giallo.

BIO1 = Media della Temperatura Annuale

BIO2 = Escursione Media Diurna (Media mensile (temp max – temp min))

BIO3 = Isotermalità (BIO2/BIO7) *100

BIO4 = Stagionalità della Temperatura (deviazione standard*100)

BIO5 = Temperatura Max del Mese più Caldo

BIO6 = Temperatura Min del Mese più Freddo

BIO7 = Range Temperatura Annuale (BIO5-BIO6)

BIO8 = Temperatura Media del Trimestre più umido

BIO9 = Temperatura Media del Trimestre più secco

BIO10 = Temperatura Media del Trimestre più caldo

BIO11 = Temperatura Media del Trimestre più freddo

BIO12 = Precipitazione Annuale

BIO13 = Precipitazione del Mese più umido

BIO14 = Precipitazione del Mese più secco

BIO15 = Stagionalità delle Precipitazioni (Coefficiente di Variazione)

BIO16 = Precipitazione del Trimestre più umido

BIO17 = Precipitazione del Trimestre più secco

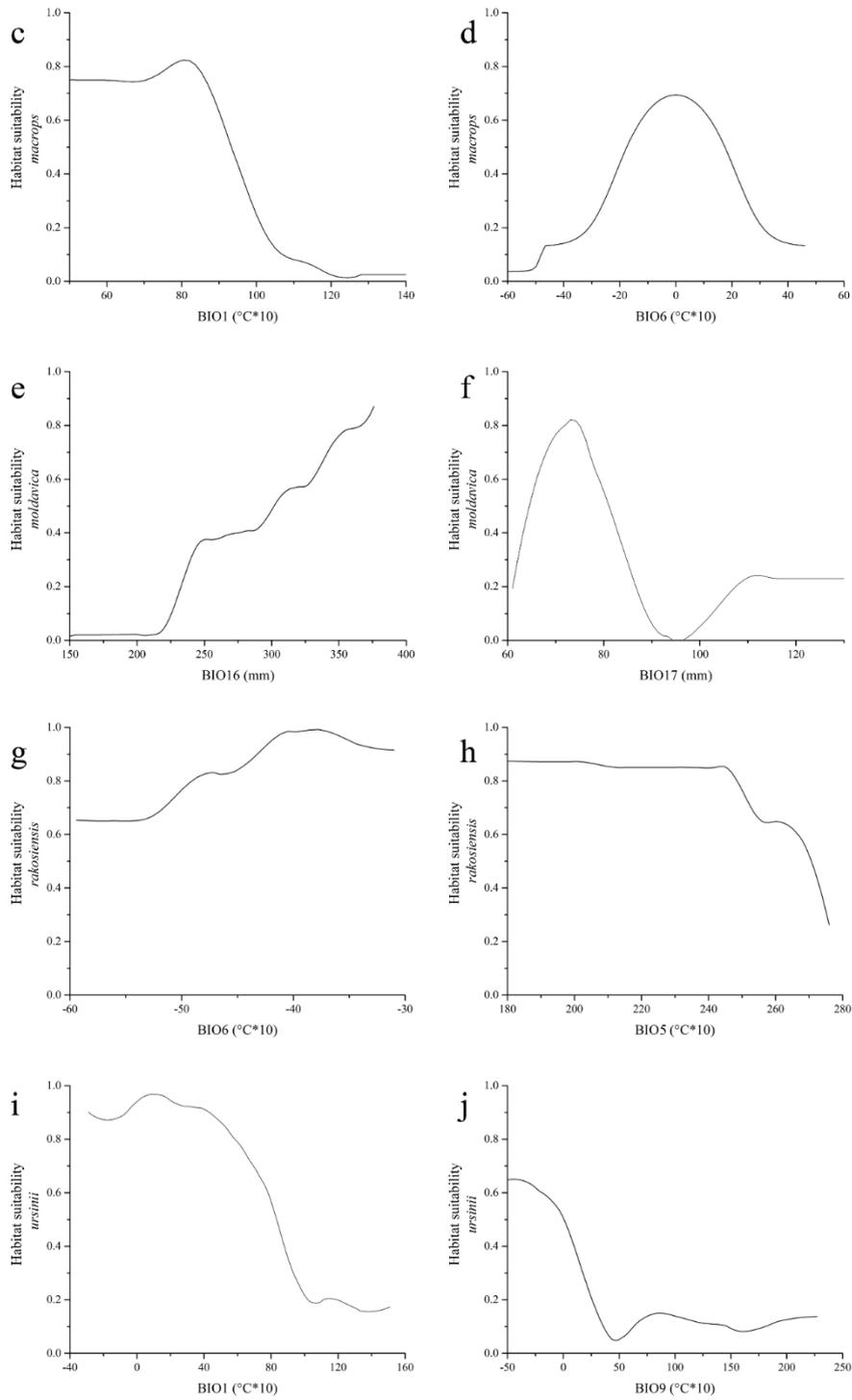
BIO18 = Precipitazione del Trimestre più caldo

BIO19 = Precipitazione del Trimestre più freddo

3b) I modelli costruiti per ciascuna sottospecie di *Vipera ursinii* sono stati parametrizzati come segue:
General Linear Models (GLM): tipo = 'quadratic', livello di interazione =3; Multiple Adaptive Regression Splines (MARS) = tipo = 'quadratic', livello di interazione = 3; Generalized Boosting Model (GBM) = numero di alberi = 10000, interaction depth = 3, cross-validation folds = 10; maxent (MAXENT.Phillips) = maximum iterations = 5000.

La capacità di discriminazione degli ensemble models elaborati per ciascuna sottospecie è stata: TSS = 0,930 e AUC = 0,989 per *V. u. macrops*; TSS = 0,968 e AUC = 0,996 per *V. u. moldavica*; TSS = 0,942 e AUC = 0,988 per *V. u. rakosiensis* e TSS = 0,923 e AUC = 0,992 per *V. u. ursinii*.

3c) – j) Curve di risposta marginali delle due variabili più contributive e ottenute dagli ensemble models per: *Vipera ursinii macrops* (c e d), *V. u. moldavica* (e e f), *V. u. rakosiensis* (g e h) and *V. u. ursinii* (i e j).



3k) Contributo percentuale delle prime due variabili più significative per le quattro sottospecie di *Vipera ursinii*.

Subspecies	Variable code	Contribution (percent)
<i>Vipera ursinii macrops</i>	BIO1	57,1
	BIO6	15,9
<i>Vipera ursinii moldavica</i>	BIO16	20,2
	BIO17	20,0
<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>	BIO6	18,5
	BIO5	14,8
<i>Vipera ursinii ursinii</i>	BIO1	21,6
	BIO9	16,1

Figure 1. Modelli climatici delle idoneità per gli scenari 2050_RCP6.0 e RCP8.5. Mappe dell'idoneità ambientale corrette mediante algoritmo MEDI, applicate alle condizioni climatiche future, per le sottospecie **a** *macrops*, **b** *moldavica*, **c** *rakosiensis* e **d** *ursinii* (in alto: range francese, in basso: quello italiano).

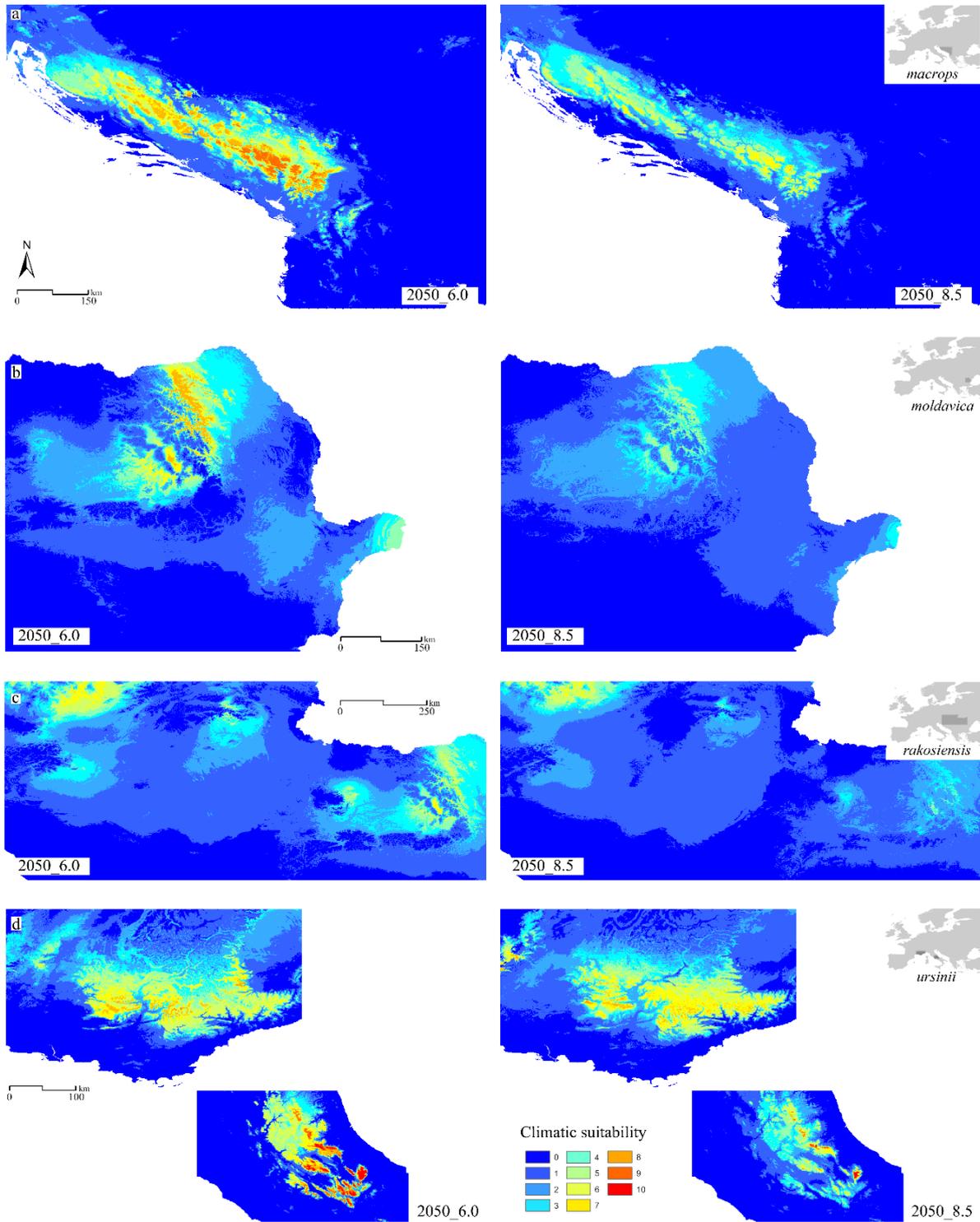
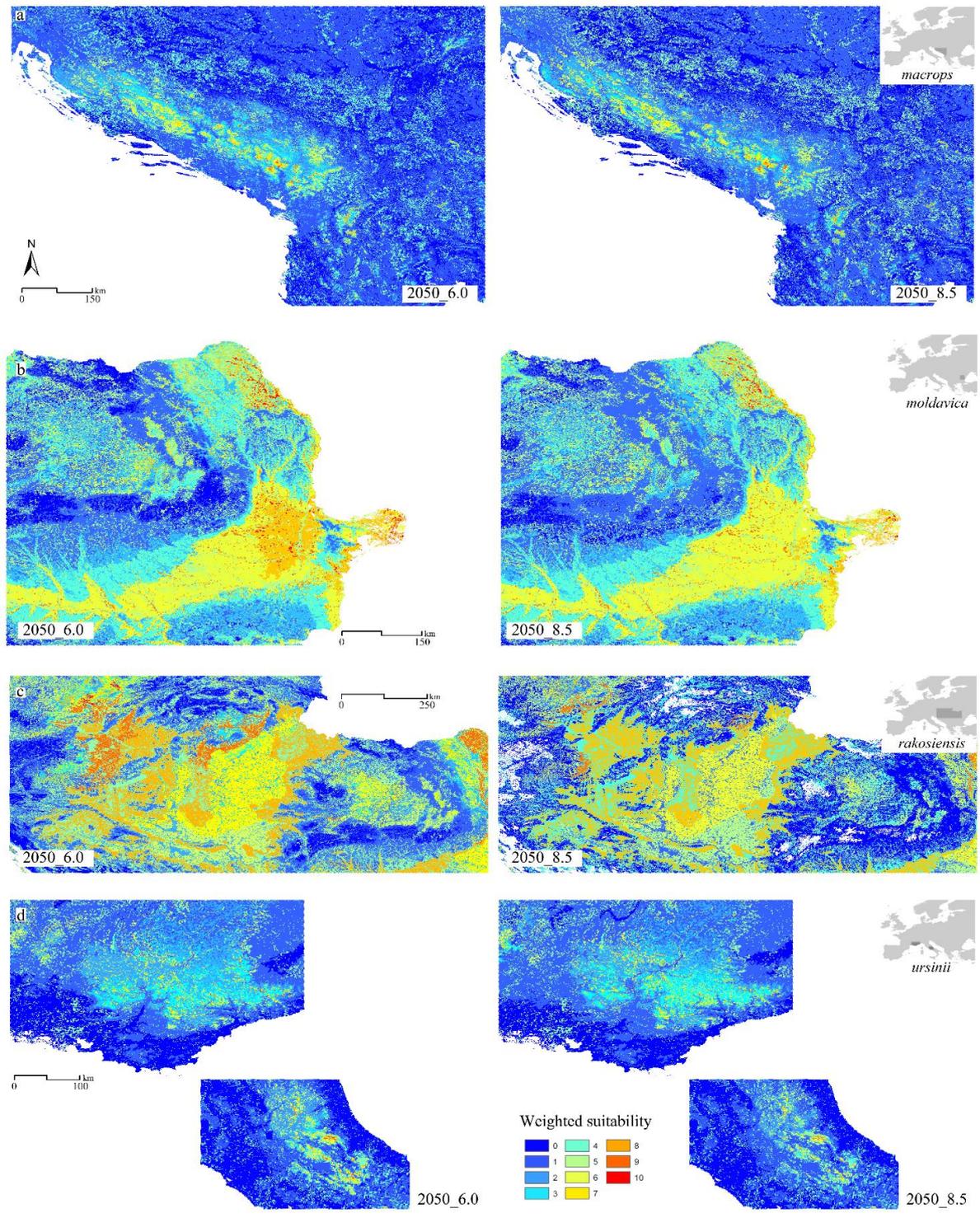


Figura 2. Media pesata delle idoneità degli habitat per gli scenari 2050_RCP6.0 e RCP8.5. Mappe pesate dell'idoneità degli habitat per le sottospecie **a** *macrops*, **b** *moldavica*, **c** *rakosiensis* e **d** *ursinii* (in alto: il range francese, in basso: quello italiano). Le mappe sono mostrate nel datum WGS84, con proiezione assegnata NP-LAEA Europe.



Capitolo 4

Risposta ai cambiamenti climatici di specie di igrofile:

il caso studio del genere *Hydromantes*

Il lavoro riportato in seguito è attualmente in elaborazione e stesura per essere poi sottoposto ad una rivista internazionale di settore. Inoltre, tale ricerca è stata condotta in collaborazione con il Dott. Neftalí Sillero, ricercatore di riferimento dello Spatial Biology Lab, CICGE - Research Center on Geo-Spatial Science della Facoltà di Scienze dell'Università di Porto.

4.1 Introduzione

Gli anfibi sono una delle classi di vertebrati considerata più a rischio negli ultimi due decenni; questi animali stanno subendo, infatti, un notevole declino su scala globale, tanto che per l'International Union of Conservation of Nature (IUCN) il 30% delle specie è in pericolo (Baillie et al. 2004). Per questa ragione rappresentano un importante gruppo di interesse conservazionistico, sia su scala globale che locale (Alford & Richards 1999, Houlahan et al. 2000, Stuart et al. 2004, Aragón et al. 2010, Enriquez-Urzelai et al. 2019). Le minacce che maggiormente colpiscono gli anfibi (es. cambiamento climatico, alterazione e perdita degli habitat, drenaggio delle zone umide e siccità) possono agire simultaneamente, producendo un effetto ancor più grave sulle popolazioni (Araújo et al. 2006). A causa delle loro esigenze fisiologiche, delle limitate capacità di dispersione e della loro peculiare selezione degli habitat, gli anfibi risultano particolarmente sensibili al cambiamento climatico in atto (Blaustein et al. 2010, Grillo & Venora 2011), che rappresenta una minaccia seria per la loro

sopravvivenza, strettamente associata a specifici intervalli di temperatura e umidità (Aragón et al. 2010).

Tra le varie famiglie di anfibi, i Pletodontidi sono gli unici che mostrano una totale assenza di polmoni (Lanza et al. 2007; Pelletier 2015), di conseguenza, respirando solo attraverso la pelle, sono ancora più suscettibili alle condizioni ambientali e necessitano di ambienti freddi e umidi (Chiari et al. 2012). Pertanto, tali vincoli ecologici rendono i Pletodontidi un eccellente indicatore biologico dei cambiamenti climatici, tenendo conto che, come tutti gli anfibi in generale sono caratterizzati da una ridotta capacità di dispersione e una forte fedeltà ai siti (Kozak & Wiens 2006, Chiari et al. 2012, Pelletier 2015).

I Pletodontidi mostrano, inoltre, una distribuzione peculiare, fortemente disgiunta tra il vecchio e il nuovo continente ed è, ancora oggi, fonte di dibattito (Sillero et al. 2014, Shen et al. 2015).

Hydromantes (vedere Wake 2013 per la questione tassonomica) è l'unico genere della famiglia presente nel vecchio continente, insieme al recentemente descritto genere *Karsenia*, del sud-ovest della Corea, di cui è nota una sola specie, *K. koreana* (Min et al. 2005), (Carranza et al. 2008, Sillero et al. 2014, Sparreboom 2014).

Le specie europee del genere *Hydromantes* vivono nelle grotte e nelle cavità; sono definite eutroglofile, seguendo la classificazione ecologica degli animali ipogei (Sket 2008, Howarth & Moldovan 2018). Dunque, utilizzano l'ambiente sotterraneo come rifugio e, quando le condizioni climatiche lo consentono, possono trovarsi anche all'esterno, specialmente per cacciare le prede (Ficetola et al. 2012, Lunghi et al. 2014, Costa et al. 2016). Nell'ambiente epigeo possono essere rinvenuti su sassi, pareti rocciose o tronchi marcescenti (Arntzen 1998, Adams & Nistri 2010).

Solitamente gli ambienti sotterranei sono considerati dei rifugi, specialmente durante il manifestarsi di condizioni climatiche e ambientali avverse, come ad esempio durante le glaciazioni (Forti et al. 1998, Sommer & Nadachowski 2006, Lucati et al. 2020); di conseguenza gli animali che popolano gli ambienti ipogei potrebbero essere meno soggetti alle future alterazioni climatiche e ambientali. Tuttavia, considerando che l'ambiente sotterraneo comprende non solo gli ambienti che possono essere frequentati dall'uomo, come grotte, miniere e cantine, ma anche rifugi più effimeri come fenditure nelle rocce, la lettiera di foglie e tronchi in decomposizione, gli animali eutroglofili, come i geotritoni, potrebbero comunque essere vulnerabili ai cambiamenti climatici globali (Vanni et al. 2007, Lunghi et al. 2020a).

Negli ultimi anni, diverse ricerche hanno accresciuto le conoscenze sui geotritoni europei, concentrandosi soprattutto sulle dinamiche di popolazione, sulla nicchia trofica e sui comportamenti riproduttivi (Chiari et al. 2012, Salvidio 2013, Cimmaruta et al. 2015, Ficetola et al. 2016, Lunghi et al. 2020a, b). Al contrario, sono pochi i lavori che hanno applicato la metodologia degli Ecological Niche Models (ENM) (Ficetola et al. 2016, van Toor et al. 2016, Lunghi et al. 2018) con finalità di conservazione e, in particolare, nessuna ricerca ha applicato tale metodo su tutte e otto le specie di *Hydromantes*.

In questo studio sono stati utilizzati gli ENM quale metodologia efficace per comprendere come il cambiamento climatico potrebbe avere un impatto sui geotritoni europei; in particolare, per indagare come le future condizioni climatiche e le alterazioni dell'uso del suolo potrebbero modificare l'effettiva distribuzione delle specie, nei diversi scenari previsti in futuro.

Inoltre, poiché le specie del genere *Hydromantes* sono severamente protette dalla legge, sia a livello nazionale che internazionale (Direttiva Habitat 43/92/CEE; Rondinini et al. 2013), è stata indagata l'idoneità alla loro conservazione.

4.2 Materiali e metodi

Specie target e area di studio

Per questa indagine sono state selezionate come specie target le otto specie di geotritone del genere *Hydromantes* presenti in Europa, tutte diffuse tra Francia meridionale e l'Italia. In Italia, tre specie sono distribuite nelle regioni peninsulari, *H. strinatii*, *H. ambrosii* e *H. italicus*, le altre cinque specie sono distribuite in Sardegna: *H. flavus*, *H. genei*, *H. imperialis*, *H. sarrabusensis* e *H. supramontis*. Per semplificare, nel testo che segue ogni specie sarà indicata con il proprio epiteto specifico: 'strinatii', 'ambrosii', 'italicus', 'flavus', 'genei', 'imperialis', 'sarrabusensis' e 'supramontis'. Queste specie abitano gli ambienti ipogei, pur non essendone esclusive. Tale preferenza è probabilmente legata alle particolari condizioni abiotiche di questi ambienti, con temperatura e umidità costante, ideali per gli urodela apolmonati.

Le otto specie sono classificate in diverse categorie della Lista Rossa di minaccia della IUCN (2021): *italicus*, *strinatii*, *ambrosii* e *imperialis* sono definite "Quasi minacciata" (Andreone et al. 2009a; Andreone et al. 2009b; Andreone et al. 2009c; Andreone et al. 2009d), *flavus*, *genei* e *sarrabusensis* come "Vulnerabili" (Lecis et al. 2009; Andreone et al. 2009e; Romano & Sindaco, 2009) e *supramontis* come "In pericolo B1ab (iii, v)" (Andreone et al. 2009f).

L'area di studio comprende l'intero range di distribuzione delle otto specie (Figura 1).

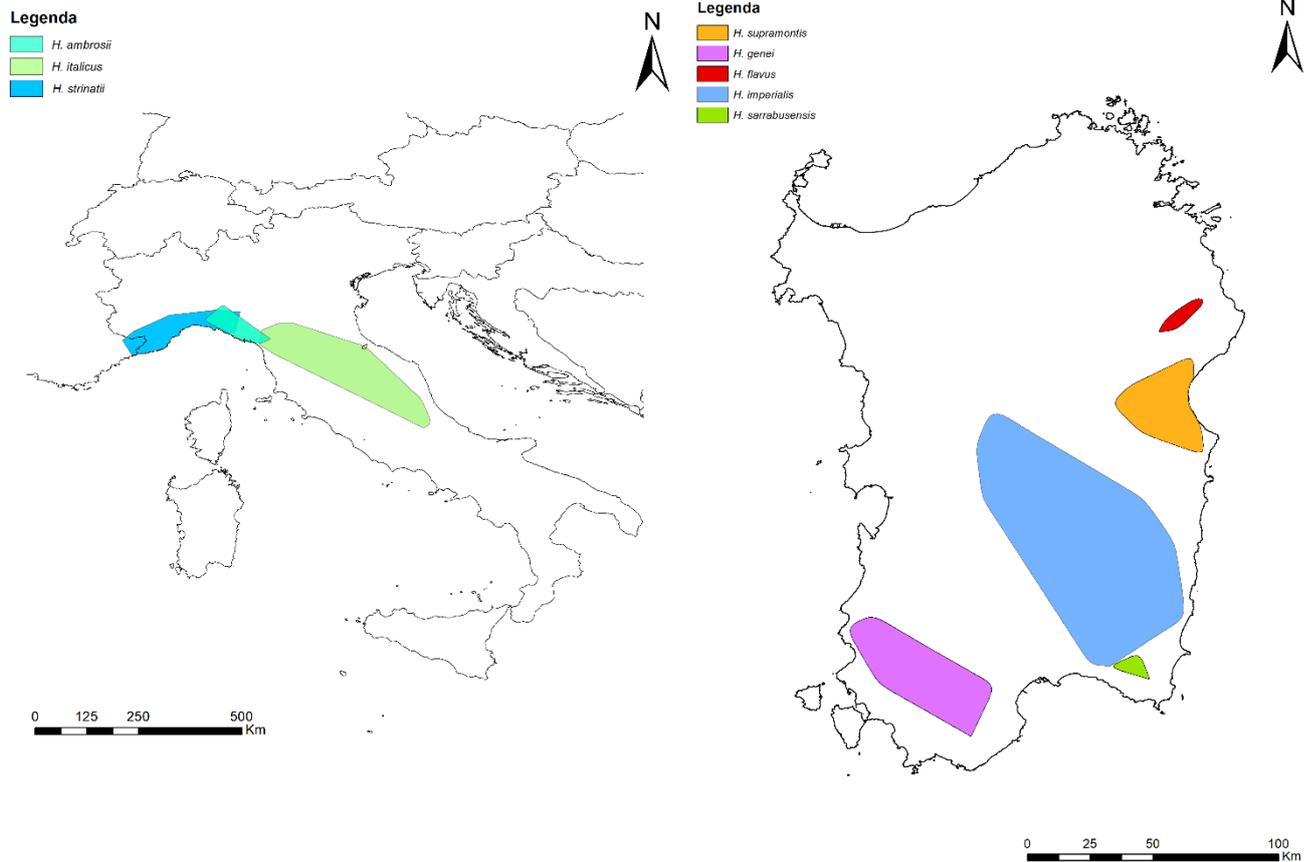


Figura 1. Distribuzioni delle otto specie europee del genere *Hydromantes*. Distribuzioni espresse mediante i minimi poligoni convessi di *ambrosii*, *italicus* e *strinatii* per le regioni peninsulari e *supramontis*, *genei*, *flavus*, *imperialis* e *sarrabusensis* per la Sardegna.

Descrizione dei dati

È stato utilizzato un dataset di 883 punti di presenza, dei quali: 142 relativi a *strinatii*, 197 ad *ambrosii*, 298 a *italicus*, 41 a *flavus*, 62 a *genei*, 80 ad *imperialis*, 16 a *sarrabusensis* e 47 a *supramontis*. Il dataset è stato generato integrando le informazioni bibliografiche, i record museali pubblicati e dati raccolti sul campo. Il dataset è stato inoltre validato con le più recenti ricerche e pubblicazioni riguardanti le specie del genere *Hydromantes* (Lunghi et al. 2018; Lunghi et al. 2020) e con il range di punti di presenza della lista rossa fornito della IUCN. Sono state escluse le località in cui le diverse specie di geotritone sono state traslocate dall'uomo.

Considerando che queste specie sono molto sensibili e rischiano la raccolta illegale a fini terraristici, l'intero dataset utilizzato nelle analisi sarà fornito ai ricercatori e alle organizzazioni riconosciute in seguito a specifica richiesta.

Gap Analysis

La gap analysis è stata effettuata in ArcMap 10.0 (ESRI, Redlands, CA, USA, 2010), ed è stata applicata a tutte le specie prese in esame del genere *Hydromantes*, con l'obiettivo di valutare l'attuale stato di protezione, analizzando la sovrapposizione tra la rete delle aree protette (AP) e i record di presenza delle specie target.

A tale scopo sono stati utilizzati sia i Siti Natura 2000 (Siti di Interesse Comunitario (SIC) e le Zone di Protezione Speciale (ZPS)) che l'Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP) reperito dal Ministero della Transizione Ecologica, già Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Le informazioni spaziali sono state scaricate, in formato vettoriale (shapefile), dai geo-portali del sito della Commissione Europea (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-11/#HABITATS>) per quanto riguarda Siti Natura 2000 e dal sito del dal Ministero della Transizione Ecologica (https://geodati.gov.it/resource/id/m_amte:299FN3:06c67978-18c8-4da7-ff26443d4f700c2d) per i siti EUAP.

Un'ulteriore valutazione dell'attuale stato di protezione è stata effettuata attraverso l'intersezione degli Ecological Niche Models (ENM) (di seguito si riportano i dettagli sui metodi utilizzati per ottenerli) di ciascuna specie target con la rete delle aree protette.

Strutturazione e valutazione del modello

Il dataset di punti di presenza, con precisione GPS, precedentemente descritto è stato utilizzato per l'elaborazione degli ENM. Le 19 variabili bioclimatiche utilizzate, sia per lo scenario "current" (presente) che per quelli futuri (2030, 2050, 2070), sono state scaricate dalla Worldclim repository (versione 2.1) (Fick & Hijmans 2017) ad una risoluzione di 2,5 arc-secondi e sono state utilizzate come variabili predittive.

È stata impiegata una nuova tipologia di scenari CMIP6, i cosiddetti Shared Socio-economic Pathways (SSP), che considera gli effetti delle emissioni di gas serra a seconda delle diverse ipotesi socioeconomiche (es. cambiamenti nell'uso del suolo, intensificazione dell'agricoltura, conflitti tra nazioni, etc.). In particolare, sono stati analizzati due scenari di alterazione climatica e ambientale conseguente all'attività antropica che rappresentano rispettivamente una condizione intermedia e lo scenario peggiore (SSP3-7.0 e SSP5-8.5).

Al fine di testare la multi-collinearità tra le variabili predittive è stata applicato, come metodo computazionale, il "Variance Inflation Factor" VIF (Brauner & Shacham 1998, Legendre 1998, Guisan et al. 2002), calcolato in ambiente R (Team 2016) tramite il pacchetto "usdm" (Naimi et al. 2014). In particolare, è stata utilizzata la funzione "vifstep", in quanto calcola il VIF per tutte le variabili, escludendo quelle con un valore maggiore della soglia, fissata a 10 (Chang & Mastrangelo 2011, Fotheringham & Oshan 2016), ripetendo il processo fino a quando non rimangono solo variabili con un VIF minore della soglia, che corrisponde a variabili senza problemi di correlazione. Il risultato del VIF per la selezione delle variabili predittive è stato integrato con le informazioni ecologiche e fisiologiche ritenute più significative per la specie (Brandt et al. 2017).

Il Moran's I test è stato calcolato in ArcMap 10.0, per ognuna delle specie target, per evitare l'autocorrelazione spaziale tra le località di presenza e dunque per prevenire l'"*overfit*" dei modelli.

Gli Ecological Niche Models sono stati elaborati mediante il pacchetto "biomod2" (Thuiller et al. 2016) in ambiente R (Team 2016) per ottenere gli Ensemble Models (EM), che rappresentano un potente strumento per indagare la distribuzione della specie, basato sulla combinazione pesata dei singoli modelli predittivi. Per comprendere e rappresentare tutti i vari approcci di modellizzazione, sono state scelte le seguenti tecniche di sviluppo dei modelli di distribuzione: Generalized Linear Models (GLM), Gradient Boosting Models (GBM, comunemente noto come BRT), Random Forest (RF) e Maxent; la parametrizzazione di ogni algoritmo è la seguente: General Linear Models (GLM): tipo = "quadratic", livello di interazione = 3; Gradient Boosting Models, anche noto come Boosted Regression Trees (BRT): numero di alberi = 10.000, interaction depth = 3, cross-validation folds = 10; Maxent (MAXENT.Phillips): maximum iterations = 5.000, betamultiplier = 2, seguendo Elith et al. (2011). La calibrazione del modello (Barbet - Massin et al. 2012) è stata effettuata generando dieci set di 1000 pseudo assenze ciascuno, (algoritmo "sre", quantile impostato a 0,95) ed è stata eseguita tramite l'algoritmo 'BIOMOD_Modelling'.

Validazione del Modello e analisi post-modeling

Per ogni ENM e per ogni set di pseudo assenze sono state eseguite 10 sessioni di valutazione, con l'80% dei punti di presenza disponibili utilizzati per calibrare il modello e il restante 20% utilizzato per la validazione del modello stesso, per un totale di 300 modelli per ciascuna specie e di 2400 modelli in totale (300 modelli per otto specie).

La True Skill Statistics (TSS) (Allouche et al. 2006) e l'Area Sottesa dalla Curva (AUC) sono state utilizzate per valutare la capacità di discriminazione dei modelli (Phillips et al. 2006). Dunque, sono stati inclusi nel processo di Ensemble Modeling, solo i modelli che superano una soglia di $TSS > 0,85$ e con $AUC > 0,7$ (Phillips et al. 2006, Iannella et al. 2018).

Il processo di Ensemble Modeling, ottenuto dalla funzione "BIOMOD_EnsembleModelling" (Thuiller et al. 2016), ha calcolato la media pesata delle probabilità "wmean" e il coefficiente di variazione "cv", che sono stati utilizzati per l'elaborazione grafica delle mappe di idoneità degli habitat. Contestualmente sono stati elaborati i modelli di distribuzione al futuro (scenari SSP3-7.0 e 5-8.5), che a loro volta sono stati utilizzati come dati di input per la funzione del pacchetto "biomod2" detta "BIOMOD_RangeSize" (cfr. Capitolo 2). Questo algoritmo calcola le aree che si prevede saranno guadagnate, stabili o perse per ogni scenario SSP/anno, comparando le proiezioni al presente e quelle future. Siccome tale processo necessita la binarizzazione dei dati presenti sulla mappa, è stata applicata la funzione "ecospat.max.tss" del pacchetto R "ecospat" (Cola et al. 2017) per calcolare il valore soglia della binarizzazione.

Le informazioni spaziali risultanti dalla funzione "BIOMOD_RangeSize" sono state elaborate e analizzate in ambiente GIS; in particolare, i files in formato raster delle aree stabili, guadagnate e/o perse sono stati processati attraverso informazioni geografiche relative all'uso del suolo (progetto EUNIS, disponibile ad una risoluzione di 100 m dal portale dell'European Environmental Agency (2021), utilizzando la funzione "Extract values to point" di ArcMap 10.0. Tale processo è stato effettuato al fine di valutare, nei diversi scenari SSP futuri, quali habitat si troveranno nella condizione di perdita o stabilità, per ciascuna stazione di *Hydromantes*. Per ogni habitat considerato sono state incluse le informazioni

riguardanti la categoria di rischio, seguendo il lavoro di Janssen et al. (2016), in modo da inserire nelle analisi un ulteriore dato relativo al rischio legato alle variabili di uso del suolo.

4.3 Risultati

Dall'esclusione dei punti di presenza duplicati, vale a dire le località conteggiate più volte in quanto campionate in anni successivi, il database risulta composto da 617 punti totali, così ripartiti tra le otto specie: 115 per *strinatii*, 77 per *ambrosii*, 262 per *italicus*, 26 per *flavus*, 46 per *genei*, 53 per *imperialis*, 11 per *sarrabusensis* e 28 per *supramontis*.

Intersecando il dataset così ricavato con le aree di distribuzione riportate dalla IUCN, scaricabili dal rispettivo portale, si riscontra che: 24 punti di *strinatii*, 35 di *ambrosii*, 33 di *italicus*, 20 di *imperialis*, 7 di *sarrabusensis* e 12 di *supramontis* si trovano al di fuori del perimetro delineato; mentre nessun punto di presenza ricade al di fuori del range per *flavus* e *genei*.

Il Moran Test riporta i seguenti valori: $I = -0,0183$ (atteso = $-0,011$), $z\text{-score} = 0,7424$ e $p = 0,457$ per *strinatii*; $I = -0,009$ (atteso = $-0,019$), $z\text{-score} = 0,218$ e $p = 0,827$ per *ambrosii*; $I = 0,0460$ (atteso = $-0,005$), $z\text{-score} = 1,559$ e $p = 0,118$ per *italicus*; $I = -0,093$ (atteso = $-0,052$), $z\text{-score} = -0,310$ e $p = 0,756$ per *flavus*; $I = -0,0222$ (atteso = $-0,028$), $z\text{-score} = 0,083$ e $p = 0,933$ per *genei*; $I = -0,124$ (atteso = $-0,022$), $z\text{-score} = -0,775$ e $p = 0,438$ per *imperialis*; $I = -0,215$ (atteso = $-0,166$), $z\text{-score} = 0,130$ e $p = 0,896$ per *sarrabusensis* e $I = -0,201$ (atteso = $-0,047$), $z\text{-score} = -1,072$ e $p = 0,283$ per *supramontis*, mostrando come, per tutte le specie, non ci sia autocorrelazione spaziale tra i punti di occorrenza.

La gap analysis applicata ai Siti Natura 2000 ed EUAP risulta in un diverso grado di protezione a seconda della specie analizzata. In particolare: *strinatii* mostra il 43% delle

località tutelato dai SIC, il 4% dalle ZPS e l'8% dalle EUAP; *ambrosii* il 41% dai SIC, il 16% dalle ZPS e 17% dalle EUAP; *italicus* il 48% dai SIC, il 37% dalle ZPS e il 42% dalle EUAP; *flavus* risulta protetto per il 63% solo dai siti SIC; *genei* per il 37% dai siti SIC, per il 2% dalle ZPS e un altro 2% dalle EUAP; *imperialis* è protetto per il 25% dai SIC, per il 13% dalle ZPS e per l'5% dalle EUAP; *sarrabusensis* è protetto per il 31% dai SIC, per un altro 31% dalle ZPS ma nessuna località protetta dalle EUAP e infine *supramontis* con il 70% dei siti di presenza protetto dai SIC, il 70% dalle ZPS e il 57% dalle EUAP. Talvolta il totale delle percentuali può risultare maggiore del 100%: ciò è dovuto al fatto che molte località presentano un doppio o triplo livello di protezione, dato dalla sovrapposizione dei siti SIC, ZPS e EUAP.

Delle 19 variabili bioclimatiche, otto (BIO01, BIO07, BIO08, BIO11, BIO12, BIO15, BIO16 e BIO19) sono state selezionate come variabili predittive in quanto mostrano un VIF inferiore a 10; le matrici di correlazione utilizzate per selezionare tali variabili, nei due areali di distribuzione (penisola italiana e Sardegna) sono riportate nell'Appendice 4a e 4b.

L'analisi del contributo di ogni singola variabile all'interno degli EM ha mostrato una chiara predominanza delle variabili bioclimatiche associate alle precipitazioni. La stagionalità delle precipitazioni (BIO15), o coefficiente di variazione, è risultata una delle variabili più contributive per tutte e otto le specie, seguita dalla precipitazione del trimestre più umido (BIO16) e dalla precipitazione annuale (BIO12). Le variabili associate alla temperatura che danno un maggior contributo alle specie di geotritone sono invece il range della temperatura annuale (BIO07) e la temperatura media del trimestre più freddo (BIO11).

In Figura 2 sono mostrate le mappe dell'habitat suitability, risultanti dal processo di modellizzazione, nella condizione current per le otto specie del geotritone oggetto di questo studio.

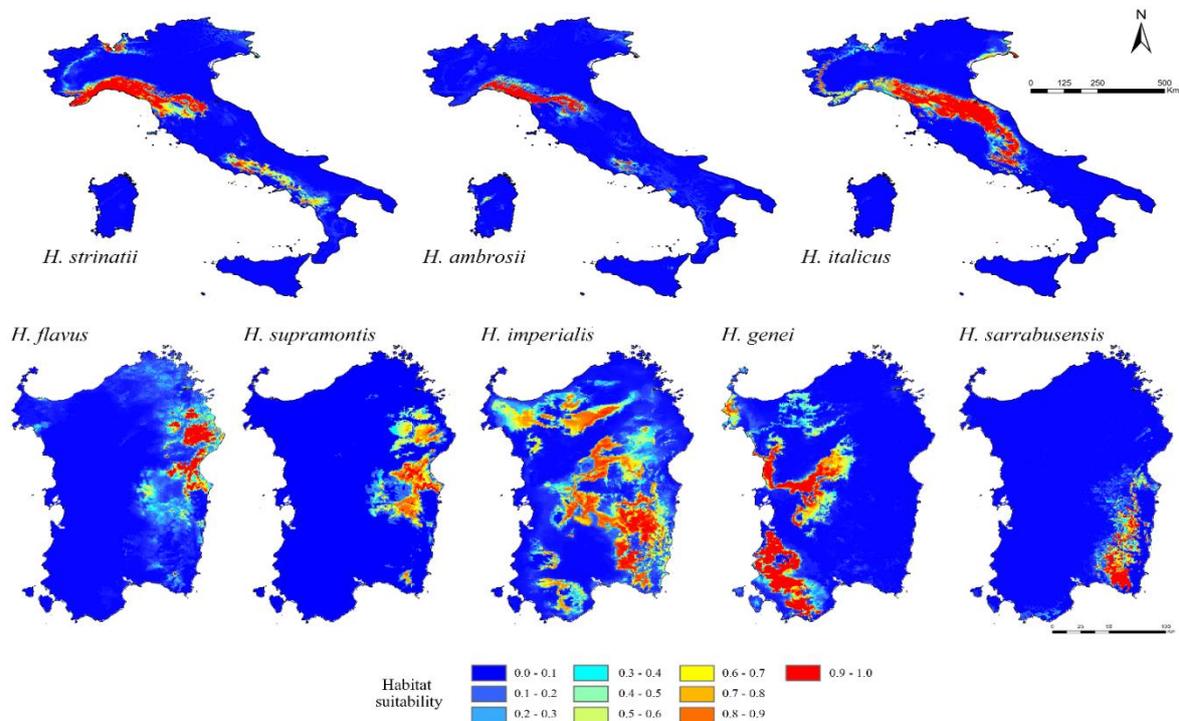


Figura 2. Mappe dell'habitat suitability per le otto specie del genere *Hydromantes* prese in esame.

Le mappe di idoneità degli habitat, risultanti dai modelli di distribuzione, mostrano le risposte delle otto specie di geotritone alle diverse condizioni climatiche e ambientali future e sono rappresentate nella Figura 1 dell'Appendice. In particolare, *strinatii* presenta una riduzione dell'idoneità climatica e ambientale nello scenario SSP3-7.0 2030 rispetto alla condizione current; l'habitat suitability mostra valori medio-alti nella zona in prossimità delle Alpi liguri e medi in quella della Liguria centrale. Si osserva una prima divisione dell'areale in due zone. Nel 2050 si nota un'ulteriore riduzione dei valori dell'idoneità, mentre il 2070 è caratterizzato da una significativa riduzione dell'idoneità, sia in estensione che in valori, con un'intensa perdita di idoneità nell'area delle Alpi liguri. Lo scenario SSP5-8.5 2030 mostra anche in questo caso una riduzione dell'idoneità rispetto alla condizione attuale, che peggiora

nel 2050, in cui si osserva una forte riduzione dell'estensione delle aree di idoneità, soprattutto nelle Alpi liguri e la separazione in due aree previste come idonee. Nel 2070 si osserva un'ulteriore riduzione dell'estensione e dei valori dell'idoneità di *strinatii*.

Una scarsa riduzione dell'idoneità climatica e ambientale è mostrata da *ambrosii* per il 2030 nello scenario SSP3-7.0; riduzione che però va aumentando nel 2050 per portare a una notevole perdita di aree idonee nel 2070, in cui si osservano molti dei punti di presenza in aree a bassa idoneità, soprattutto in prossimità di La Spezia. Nello scenario SSP5-8.5 si osserva una prima diminuzione dell'estensione dell'area idonea per il 2030; l'idoneità ambientale e climatica, pur rimanendo estesa nel 2050, aumenterà verso le aree interne, in zone dove la specie non è presente. Nel 2070 si osserva un'ulteriore perdita delle aree idonee, specialmente nella zona di La Spezia.

Una riduzione delle aree idonee è presentata nel 2030 per lo scenario SSP3-7.0 da *italicus*, soprattutto nel limite sud della sua distribuzione (Italia centrale). Il 2050 mostra un'ulteriore contrazione delle aree idonee, che sembra si concentrino lungo la dorsale appenninica. Nel 2070, si osserva un netto calo dell'estensione e dei valori dell'habitat suitability, specialmente nel limite sud della distribuzione. Rimane una sola zona ad alta idoneità nel nord della Toscana a confine con la Liguria. Nello scenario SSP5-8.5 si osserva una prima riduzione delle aree idonee, lasciando però invariata la suitability della zona dell'appennino tosco-romagnolo per il 2030. Nel 2050, si osserva un primo e intenso calo delle idoneità ambientali; restano due zone a buona idoneità tra Marche e Umbria e in Toscana. Il 2070 mostra una riduzione notevole dell'idoneità climatica e ambientale, che porta alla perdita totale dell'area più a sud della distribuzione. Rimangono due aree disgiunte a medio/bassa idoneità, una nell'appennino tosco-romagnolo, l'altra nell'appennino tosco-emiliano.

Nello scenario SSP3-7.0 proiettato al 2030, *flavus* presenta un'intensa e generale riduzione dell'idoneità degli habitat rispetto alla condizione attuale; si osserva la perdita di idoneità ambientale in particolare nelle località di presenza a nord dell'areale di distribuzione. Nel 2050 tale trend continua e si osserva la totale perdita di idoneità ambientale negli attuali punti di presenza; tendenza che si osserva anche nel 2070. Lo scenario SSP5-8.5 del 2030 mostra delle condizioni molto simili a quelle dello scenario precedente. Nel 2050 scompare l'idoneità nelle località di presenza e si riduce anche nelle aree più a sud. Tale condizione di perdita di idoneità ambientale si osserva anche nel 2070, in cui si verifica solo un leggero ma poco significativo incremento nei valori dell'habitat suitability nella zona del golfo di Orosei, dove la specie non risulta presente.

La specie *supramontis* presenta nello scenario SSP3-7.0 2030 una drammatica riduzione delle idoneità ambientali, soprattutto nella zona sud del golfo di Orosei. Condizione che si ridurrà ancora di più nel 2050. Tale contrazione dell'idoneità ambientale cresce anche nel 2070, portando alla perdita totale delle condizioni idonee alla sopravvivenza della specie. Lo scenario SSP5-8.5 al 2030 mostra una scarsa idoneità nei punti di presenza nella parte centrale dell'areale di distribuzione. Il 2050 riporta una netta perdita di aree idonee in corrispondenza con gli attuali punti di presenza. Nel 2070 la condizione resta per lo più invariata rispetto a quella dello scenario al 2050.

Un incremento dell'idoneità in aree oltre il limite orientale della sua distribuzione è mostrato da *imperialis* nello scenario SSP3-7.0 al 2030. Inoltre, si osserva la perdita di idoneità dei territori a sud e al centro della Sardegna, in cui la specie risulta attualmente presente. Nel 2050 si assiste ad un'ulteriore riduzione dell'estensione dell'area idonea, che risulta sempre più concentrata verso la parte nord e orientale interna dell'isola. Nel 2070 si assiste alla

perdita quasi totale dell'idoneità ambientale nei punti di presenza nella zona corrispondente all'area interna del golfo di Orosei. Lo scenario SSP5-8.5 del 2030 presenta un andamento simile a quello dello scenario SSP3-7.0 con valori più bassi di idoneità ambientale. Nel 2050 la riduzione delle aree idonee aumenta lasciando come area adatta la zona a sud di Nuoro. Infine, nel 2070 l'idoneità si riduce drasticamente in estensione e valori in tutta l'isola.

La specie *genei* manifesta una riduzione dell'area idonea nello scenario and SSP3-7.0, che porta alla separazione in due aree compatibili geograficamente e climaticamente, rompendo però la continuità dell'areale di distribuzione. Si osserva anche l'idoneità ambientale in aree al centro e a nord-ovest dell'isola, dove la specie non è presente. Il 2050 mostra un'ulteriore contrazione dell'estensione delle due aree precedentemente distinte, che continuerà a ridursi anche nel 2070. Lo scenario SSP5-8.5 segue lo stesso andamento di quello 3-7.0 ma con una maggiore intensità, che culmina con la perdita di idoneità nell'areale di distribuzione. Restano a medi valori di idoneità aree non occupate della specie.

La specie *sarrabusensis* mostra una notevole contrazione delle aree idonee nell'attuale distribuzione nello scenario SSP3-7.0 al 2030; tale trend si osserva anche nel 2050 e si intensifica nel 2070. Lo scenario SSP5-8.5 al 2030 mostra un'idoneità quasi nulla nei punti di presenza della specie e anche in tutto il resto dell'isola. Nel 2050 tale condizione rimane pressoché invariata; la previsione per il 2070 mostra una maggior estensione dell'area idonea verso nord, ma con valori bassi.

La funzione "Extract values to point" applicata agli habitat EUNIS e alle otto specie considerate ha restituito i valori percentuali particolarmente diversificati, per brevità riportati nella Figura 3.

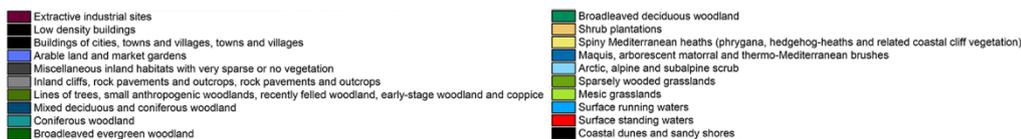
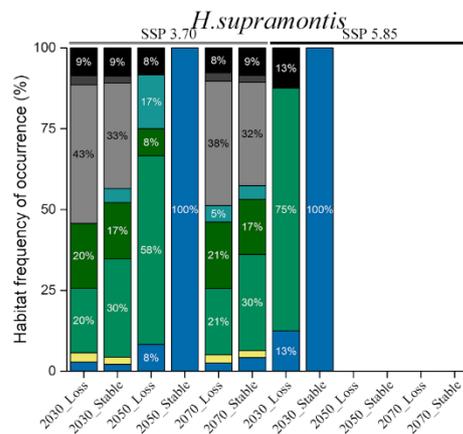
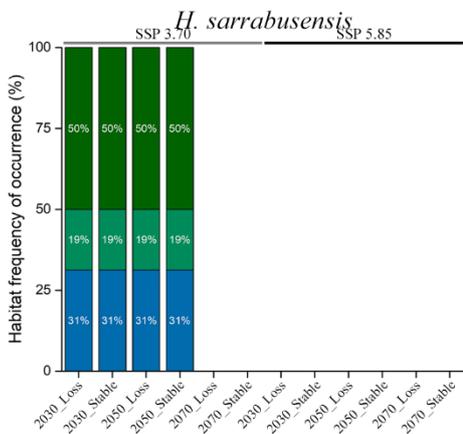
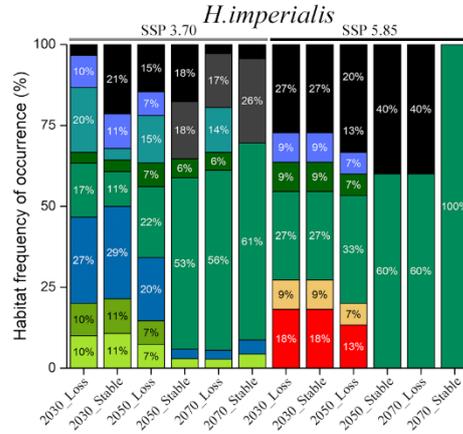
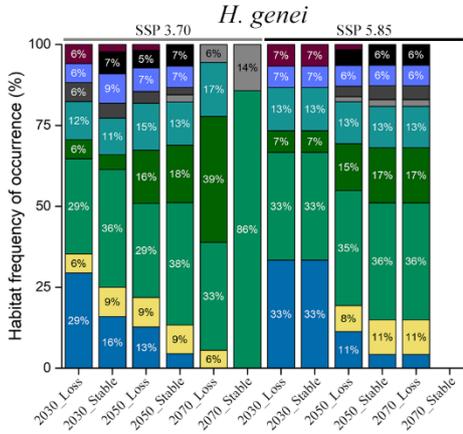
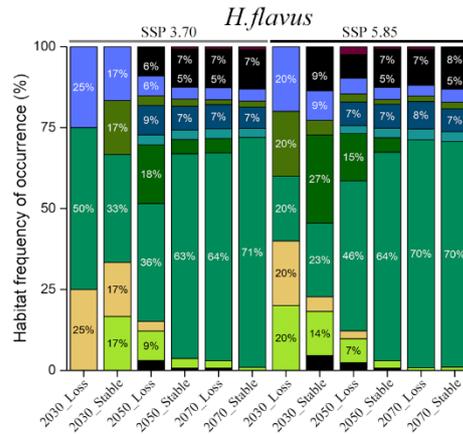
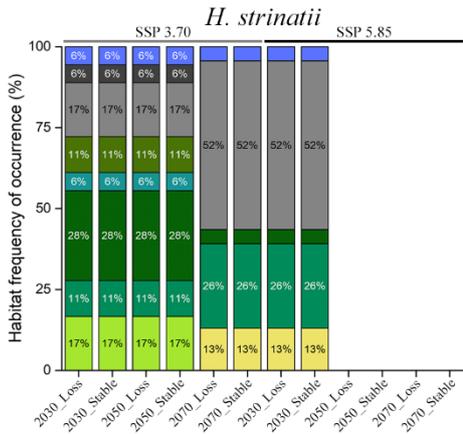
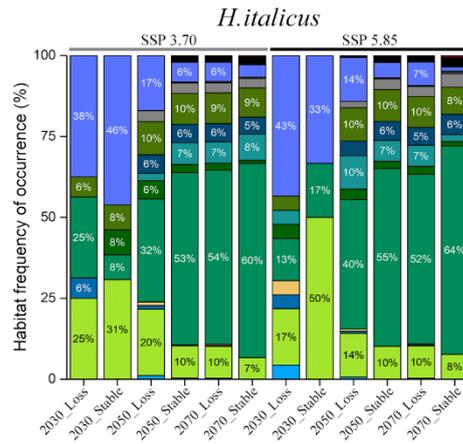
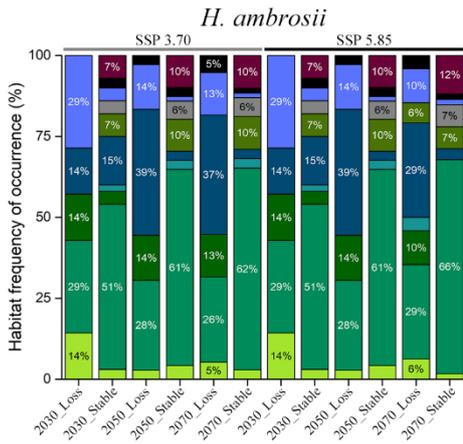


Figura 3. Grafico a barre derivante dalla funzione "Extract values to point" applicata agli Habitat EUNIS per le otto specie target.

Per ogni specie sono riportati i valori percentuali di perdita, stabilità e guadagno di ogni habitat in cui ricadono i punti di presenza, per ogni scenario futuro considerato. Quando non sono presenti i risultati, non è stato possibile effettuare il processo di binarizzazione e la funzione di "Rangesize" a causa dei valori troppo bassi delle soglie.

4.4 Discussione

La gap analysis applicata sia ai Siti Natura 2000 che alle aree EUAP mostra, in generale per tutte le otto specie di *Hydromantes*, una netta prevalenza di protezione da parte dei siti della Rete Natura 2000 e, in particolare, la maggior parte dei punti di presenza risulta tutelata dai SIC.

Analizzando singolarmente le otto specie si nota come *strinatii* risulta protetto per circa la metà dei suoi punti di presenza. La tutela è offerta per la maggior parte delle località dai siti SIC, poi dai siti EUAP e dalle ZPS. Le AP presenti in prossimità dell'areale di questa specie sono numericamente abbondanti ma con dimensioni molto esigue, di conseguenza molte delle località rimangono al di fuori dei confini di tutela, anche quando questi sono molto prossimi alle segnalazioni. Risulta necessario, ai fini conservativi di tale specie, un riassetto dei confini delle AP con l'intento di incrementarne l'area di estensione e includere un maggior numero di punti di presenza.

La specie *ambrosii* è protetta prevalentemente dai siti SIC, seguiti poi dai siti EUAP e infine dalle ZPS; inoltre, nonostante si osservi per alcune località la protezione concomitante di più aree protette, alcuni punti risultano privi di qualsiasi protezione, anche se si trovano molto vicini ai confini di queste ultime, specialmente in prossimità del Parco delle Alpi Apuane. In questa zona si osserva la presenza di AP con confini molto frastagliati che talvolta non coprono l'intero areale di distribuzione della specie, andando ad inficiare sulla sua conservazione.

La specie *italicus*, che mostra l'areale più esteso tra tutte le otto specie, risulta maggiormente tutelato, probabilmente proprio per la più ampia distribuzione e maggiore abbondanza. Anche per questa specie i siti SIC sono quelli che la tutelano maggiormente. Nonostante le

AP in corrispondenza dell'areale siano numerose, la loro ridotta estensione in termini di area causa la mancanza di tutela di tutti i punti di presenza, con molti di questi ricadenti al di fuori di tali confini. Sarebbe auspicabile, per tale specie, il coordinamento tra le aree protette che coprono la catena montuosa appenninica; un progetto concreto potrebbe non solo migliorare la conservazione dei geotritoni, ma anche di un gran numero di altre specie, animali e vegetali che caratterizzano la grande biodiversità degli Appennini.

La protezione della specie *flavus* risulta derivare esclusivamente dai siti SIC, anche se per più della metà dei suoi punti di presenza. Infatti, non risultano presenti in prossimità dell'areale di distribuzione di questa specie, né zone ZPS né EUAP. Esiste solo un sito SIC che però esclude alcune località di occorrenza.

La specie *supramontis* mostra al contrario un buono stato di tutela. Le località sono quasi tutte protette da almeno una categoria di AP: SIC, ZPS o EUAP. Alcune presentano anche un doppio o triplo grado di protezione. Dunque, si evince che dove le aree protette sono presenti la specie sia ben tutelata; dove i confini delle AP non arrivano la conservazione non è garantita, anche se in questo caso sarebbe necessario uno sforzo davvero esiguo per includere i pochi punti di presenza dentro le AP già istituite.

La specie *imperialis* mostra una scarsa protezione da parte di tutte e tre le categorie delle aree protette. Molte località di presenza ricadono infatti al di fuori dei confini delle AP, in alcuni casi anche molto distanti dai confini di queste ultime, in altri più in prossimità ma sempre all'esterno. È evidente in tal caso come sia necessario un riassetto delle aree protette presenti e l'instaurazione di nuove, dove qualsiasi forma di tutela è del tutto assente.

La specie *genei* mostra solo un terzo delle sue località di presenza tutelate da AP, la maggior parte delle quali protetta da siti SIC. Risulta totalmente carente qualsiasi forma di protezione

nell'area che si estende a sud di Fluminimaggiore e a nord di Carbonia, dove la specie è segnalata.

Nonostante *sarrabusensis* presenti un areale davvero ridotto, si osserva anche in questo caso una carenza di tutela. In particolare, la specie risulta protetta solo dai siti Natura 2000, SIC e ZPS; mentre i siti EUAP non sono presenti nell'areale della specie, né in prossimità di quest'ultimo. SIC e ZPS inoltre sono coincidenti, fornendo dunque un doppio grado di tutela alle località che vi ricadono, ma lasciando del tutto sfortunate di protezione circa la metà dei punti di presenza, anche se alcuni si trovano vicini al confine delle AP stesse.

Come spesso evidenziato dalle schede tecniche e suggerito dai ricercatori che si occupano di conservazione e dell'attuazione di piani di gestione, appare evidente l'importanza della progettazione corretta delle aree protette stesse, evitando aree troppo piccole o con forme eccessivamente frastagliate e poco uniformi.

Dall'elaborazione delle proiezioni al futuro, nei diversi scenari SSP, si evince come tutto il genere *Hydromantes* subirà un'intensa riduzione delle aree considerate idonee. In particolare, si osserva come lo scenario SSP 5.8-5 risulti più drastico nella contrazione delle aree idonee rispetto a quello 3.7-0, mostrando come già un minor impatto da parte delle attività umane possa ridurre gli effetti dei cambiamenti climatici e delle alterazioni ambientali.

Inoltre, le otto specie target, essendo anfibi eutroglofili che popolano gli ambienti sotterranei, potrebbero sopravvivere nonostante la riduzione di idoneità ambientale epigea, per quanto numerosi studi abbiano dimostrato che gli effetti del climate change incidano anche nell'habitat ipogeo sebbene con tempistiche più lente (Badino 2004, Mammola & Leroy 2018, Mammola et al. 2018) e specialmente nelle zone più superficiali o prossime all'ingresso

delle cavità. Dunque, se tali specie potrebbero non rischiare l'immediata l'estinzione, avendo l'interno delle cavità sotterranee come rifugio, dovranno comunque adattarsi alla perdita di idoneità ambientale e climatica esterna. Si ricorda, infatti, che nonostante siano anfibi legati agli ambienti ipogei, non ne sono strettamente relegati, anzi molto spesso, nelle stagioni più fredde e umide, frequentano gli habitat esterni, dove le opportunità trofiche sono notevolmente maggiori rispetto a quelle sotterranee (Vanni et al. 2007, Renet et al. 2012). Quindi, se si troveranno impossibilitati dalle condizioni esterne a frequentare l'habitat superficiale, sicuramente dovranno adattarsi e riuscire a sopravvivere con una netta riduzione delle risorse nutritive che attualmente hanno a disposizione. In aggiunta a questo aspetto, si deve considerare che i geotritoni, per la loro peculiare fenologia, ecologia e morfologia, non sono anfibi molto vagili; di conseguenza, nonostante nei vari scenari futuri risultino idonee aree diverse da quelle attualmente occupate e, in alcune circostanze neanche troppo distanti da queste ultime, la possibilità di spostarsi verso le aree a maggiore idoneità è ridotta. Dunque, è elevata la probabilità che questi rimarranno legati agli ambienti ipogei e alle ridotte risorse trofiche presenti in essi.

Il genere *Hydromantes* predilige come habitat epigei quelli forestali, di diversa tipologia come i boschi di latifoglie (G1), i boschi sempreverdi (G2) e le foreste di conifere (G3). Tali habitat, nonostante siano considerati relativamente poco minacciati al momento attuale, sono infatti classificati in media nella categoria "Minima preoccupazione" (LC, *Least Concern*), caratterizzano la maggior parte delle aree in cui si trovano i geotritoni e, raramente, si trovano in buone condizioni. Le minacce più significative che colpiscono le foreste sono la silvicoltura e la deforestazione, con i conseguenti problemi idrogeologici generati; ma anche il pascolo eccessivo, l'alterazione dell'uso del suolo e non ultimo l'inquinamento (Janssen et al. 2016).

Oltre alle foreste, tra gli altri habitat superficiali di elezione del geotritone troviamo le praterie mesiche (E2) e i prati con alberi sparsi (E7) che sono invece classificati come “Vulnerabili” (VU, *Vulnerable*) così come i terreni agricoli e gli orti (I1) classificati come “In pericolo” (*Endangered*, EN). Questi habitat soffriranno una perdita a causa dell’incremento di forme di agricoltura intensive, con il conseguente utilizzo di fertilizzanti chimici, che andranno a sostituire le forme agricole tradizionali e meno impattanti (Janssen et al.2016).

Gli altri habitat epigei occupati dai geotritoni sono le zone estrattive industriali (nel presente lavoro con tale dicitura si identificano le cave e le miniere, codificate con J3); per tali habitat non esiste, ovviamente, una categoria di rischio. In diversi casi, però, tali strutture sono state abbandonate negli ultimi cinquant’anni, con una conseguente colonizzazione da parte di alcune delle specie target. Di conseguenza un’oculata gestione di tali ambienti specifici sarebbe auspicabile.

In conclusione, considerando quanto emerso da questa indagine, si suggerisce che la ricerca si concentri soprattutto sull’elaborazione di strategie di conservazione mirate a trovare misure pratiche di tutela per le AP attualmente stabilite e pianificate per il futuro. Tali misure dovranno essere che siano in grado di conservare non solo gli habitat ipogei ma anche quelli epigei, in modo da garantire la sopravvivenza in toto per il genere *Hydromantes*.

4.5 Bibliografia e sitografia

- Adams, D. C., & Nistri, A. (2010). Ontogenetic convergence and evolution of foot morphology in European cave salamanders (Family: Plethodontidae). *BMC Evolutionary Biology*, *10*(1), 1-10.
- Alford, R. A., & Richards, S. J. (1999). Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual review of Ecology and Systematics*, *30*(1), 133-165.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, *43*(6), 1223-1232.
- Andreone, F.; Edgar P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes italicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20458A9201759. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20458A9201759.en>. A.
- Andreone, F.; Edgar P.; Corti, C.; Cheylan, M.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes strinatii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T59405A11929046. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T59405A11929046.en>. B.
- Andreone, F.; Edgar P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes ambrosii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20454A76525249. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20454A76525249.en>. C.
- Andreone, F.; Lecis, R.; Edgar, P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes imperialis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20457A9201413. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20457A9201413.en>. D.
- Andreone, F.; Lecis, R.; Edgar, P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes genei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20456A9201003. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20456A9201003.en>. E.
- Andreone, F.; Lecis, R.; Edgar, P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes supramontis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20459A9202057. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20459A9202057.en>. F.

- Aragón, P., Lobo, J. M., Olalla-Tárraga, M. Á., & Rodríguez, M. A. (2010). The contribution of contemporary climate to ectothermic and endothermic vertebrate distributions in a glacial refuge.
- Aragón, P., Rodríguez, M. A., Olalla - Tárraga, M. A., & Lobo, J. M. (2010). Predicted impact of climate change on threatened terrestrial vertebrates in central Spain highlights differences between endotherms and ectotherms. *Animal Conservation*, 13(4), 363-373.
- Araújo, M. B., Thuiller, W., & Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33(10), 1712-1728.
- Arntzen, J. W. (1998). Lanza, B., Caputo, V., Nascetti, G., Bullini, L. (1995): Morphologic and genetic studies of the European plethodontid salamanders: taxonomic inferences (genus *Hydromantes*). ISSN 1121-7545, ISBN 88-86041-10-1. 366 pp., 36 tables, 124 figs, half of them in colour. Hard cover. Monografie XVI. Museo Regionale di Scienze Naturali Torino, Torino. Price Lit. 150000, equalling approx. DM 130.-. *Amphibia-Reptilia*, 19(3), 343-344.
- Badino, G. (2004). Cave temperatures and global climatic change. *International Journal of Speleology*, 33(1), 10.
- Baillie, J. E., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (2004). 2004 IUCN red list of threatened species.
- Barbet - Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo - absences for species distribution models: how, where and how many?. *Methods in ecology and evolution*, 3(2), 327-338.
- Blaustein, A. R., Walls, S. C., Bancroft, B. A., Lawler, J. J., Searle, C. L., & Gervasi, S. S. (2010). Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, 2(2), 281-313.
- Brandt, L. A., Benschoter, A. M., Harvey, R., Speroterra, C., Bucklin, D., Romañach, S. S., ... & Mazzotti, F. J. (2017). Comparison of climate envelope models developed using expert-selected variables versus statistical selection. *Ecological Modelling*, 345, 10-20.
- Brauner, N., & Shacham, M. (1998). Role of range and precision of the independent variable in regression of data. *AIChE journal*, 44(3), 603-611.
- Carranza, S., Romano, A., Arnold, E. N., & Sotgiu, G. (2008). Biogeography and evolution of European cave salamanders, *Hydromantes* (Urodela: Plethodontidae), inferred from mtDNA sequences. *Journal of Biogeography*, 35(4), 724-738.
- Chang, Y. C., & Mastrangelo, C. (2011). Addressing multicollinearity in semiconductor manufacturing. *Quality and Reliability Engineering International*, 27(6), 843-854.

- Chiari, Y., Van Der Meijden, A., Mucedda, M., Lourenco, J. M., Hochkirch, A., & Veith, M. (2012). Phylogeography of Sardinian cave salamanders (genus *Hydromantes*) is mainly determined by geomorphology. *PloS one*, 7(3), e32332.
- Cimmaruta, R., Lucente, D., & Nascetti, G. (2015). Persistence, isolation and diversification of a naturally fragmented species in local refugia: the case of *Hydromantes strinatii*. *PloS one*, 10(6), e0131298.
- Di Cola, V., Broennimann, O., Petitpierre, B., Breiner, F. T., d'Amen, M., Randin, C., ... & Guisan, A. (2017). ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, 40(6), 774-787.
- Costa, A., Crovetto, F., & Salvidio, S. (2016). European plethodontid salamanders on the forest floor: local abundance is related to fine-scale environmental factors. *Herpetological Conservation and Biology*, 11(2), 344-349.
- Direttiva Habitat 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:IT:PDF>
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57.
- Enriquez-Urzelai, U., Bernardo, N., Moreno-Rueda, G., Montori, A., & Llorente, G. (2019). Are amphibians tracking their climatic niches in response to climate warming? A test with Iberian amphibians. *Climatic change*, 154(1), 289-301.
- European Environmental Agency. *EUNIS habitat classification*, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>. [Ultima consultazione: gennaio 2021].
- Ficetola, G. F., Pennati, R., & Manenti, R. (2012). Do cave salamanders occur randomly in cavities? An analysis with *Hydromantes strinatii*. *Amphibia-Reptilia*, 33(2), 251-259.
- Ficetola, G. F., Canedoli, C., & Stoch, F. (2019). The Racovitza impediment and the hidden biodiversity of unexplored environments. *Conservation Biology*, 33(1), 214-216.
- Ficetola, G. F., Colleoni, E., Renaud, J., Scali, S., Padoa - Schioppa, E., & Thuiller, W. (2016). Morphological variation in salamanders and their potential response to climate change. *Global change biology*, 22(6), 2013-2024.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1 - km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.

- Forti, G., Cimmaruta, R., Nascetti, G., Lanza, B., & Bullini, L. (1998). Glaciazioni del Quaternario e microevoluzione delle popolazioni continentali del genere *Hydromantes* (Amphibia, Plethodontidae). *Biogeographia—The Journal of Integrative Biogeography*, 19(1).
- Fotheringham, A. S., & Oshan, T. M. (2016). Geographically weighted regression and multicollinearity: dispelling the myth. *Journal of Geographical Systems*, 18(4), 303-329.
- Grillo, O., & Venora, G. (Eds.). (2011). *Biodiversity loss in a changing planet*. BoD—Books on Demand.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, 157(2-3), 89-100.
- Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H., & Kuzmin, S. L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404(6779), 752-755.
- Howarth, F. G., & Moldovan, O. T. (2018). The ecological classification of cave animals and their adaptations. In *Cave ecology* (pp. 41-67). Springer, Cham.
- Iannella, M., Cerasoli, F., D'Alessandro, P., Console, G., & Biondi, M. (2018). Coupling GIS spatial analysis and Ensemble Niche Modelling to investigate climate change-related threats to the Sicilian pond turtle *Emys trinacris*, an endangered species from the Mediterranean. *PeerJ*, 6, e4969.
- IUCN 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <https://www.iucnredlist.org>. Downloaded on [gennaio 2021].
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., Criado, M. G., Arts, G. H. P., Bijlsma, R. J., & Schaminee, J. H. J. (2016). *European red list of habitats: Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. European Union.
- Kozak, K. H., & Wiens, J. (2006). Does niche conservatism promote speciation? A case study in North American salamanders. *Evolution*, 60(12), 2604-2621.
- Lanza, B., Andreone, F., Bologna, M. A., Corti, C., & Razzetti, E. (2007). *Amphibia—Fauna d'Italia*. Edizioni Calderini: Bologna, Italy, 42.
- Lecis, R.; Andreone, F.; Edgar, P.; Corti, C.; Sindaco, R.; Romano, A. 2009. *Speleomantes flavus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T20455A9200640. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T20455A9200640.en>.
- LEGENDRE, P. (1998). Model II regression user's guide, R edition. *R Vignette*, 14.

- Lucati, F., Poignet, M., Miró, A., Trochet, A., Aubret, F., Barthe, L., ... & Ventura, M. (2020). Multiple glacial refugia and contemporary dispersal shape the genetic structure of an endemic amphibian from the Pyrenees. *Molecular Ecology*, *29*(15), 2904-2921.
- Lunghi, E., Manenti, R., Manca, S., Mulargia, M., Pennati, R., & Ficetola, G. F. (2014). Nesting of cave salamanders (*Hydromantes flavus* and *H. italicus*) in natural environments. *Salamandra*, *50*(2), 105-109.
- Lunghi, E., Manenti, R., Mulargia, M., Veith, M., Corti, C., & Ficetola, G. F. (2018). Environmental suitability models predict population density, performance and body condition for microendemic salamanders. *Scientific reports*, *8*(1), 1-11.
- Lunghi, E., Cianferoni, F., Ceccolini, F., Mulargia, M., Cogoni, R., Barzaghi, B., ... & Corti, C. (2018). Field-recorded data on the diet of six species of European *Hydromantes* cave salamanders. *Scientific Data*, *5*(1), 1-7.
- Lunghi, E., Giachello, S., Zhao, Y., Corti, C., Ficetola, G. F., & Manenti, R. (2020a). Photographic database of the European cave salamanders, genus *Hydromantes*. *Scientific Data*, *7*(1), 1-6.
- Lunghi, E., Corti, C., Mulargia, M., Zhao, Y., Manenti, R., Ficetola, G. F., & Veith, M. (2020b). Cave morphology, microclimate and abundance of five cave predators from the Monte Albo (Sardinia, Italy). *Biodiversity data journal*, *8*.
- Mammola, S., & Leroy, B. (2018). Applying species distribution models to caves and other subterranean habitats. *Ecography*, *41*(7), 1194-1208.
- Mammola, S., Goodacre, S. L., & Isaia, M. (2018). Climate change may drive cave spiders to extinction. *Ecography*, *41*(1), 233-243.
- Min, M. S., Yang, S. Y., Bonett, R. M., Vieites, D. R., Brandon, R. A., & Wake, D. B. (2005). Discovery of the first Asian plethodontid salamander. *Nature*, *435*(7038), 87-90.
- Naimi, B., Hamm, N. A., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?. *Ecography*, *37*(2), 191-203.
- Pelletier, T. A. (2015). *Western Plethodon Salamanders as a Model System in Phylogeography*. The Ohio State University.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, *190*(3-4), 231-259.
- de la Crau, E. (2012). Le Spélerpès de Strinati, *Speleomantes strinati* (Allen, 1958) (Amphibia, Urodela, Plethodontidae): répartition des populations autochtones en France et en Principauté de Monaco. *Bull. Soc. Herp. Fr*, *141*, 3-22.

- Romano, A.; Sindaco, R. 2009. *Speleomantes sarrabusensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T135825A4206844. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T135825A4206844.en>.
- Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., & Teofili, C. (2013). Lista rossa IUCN dei vertebrati italiani. *Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 56*.
- Salvidio, S. (2013). Homing behaviour in *Speleomantes strinatii* (Amphibia Plethodontidae): a preliminary displacement experiment. *North-Western Journal of Zoology, 9*(2).
- Shen, X. X., Liang, D., Chen, M. Y., & Mao, R. L. (2015). Enlarged Multilocus Dataset Provides Surprisingly Younger Time of Origin for.
- Sillero, N., Oliveira, M. A., Sousa, P., Sousa, F., & Gonçalves-Seco, L. (2014). Distributed database system of the new atlas of amphibians and reptiles in Europe: the NA2RE project. *Amphibia-Reptilia, 35*(1), 33-39.
- Sket, B. (2008). Can we agree on an ecological classification of subterranean animals?. *Journal of Natural History, 42*(21-22), 1549-1563.
- Sommer, R. S., & Nadachowski, A. (2006). Glacial refugia of mammals in Europe: evidence from fossil records. *Mammal review, 36*(4), 251-265.
- Sparreboom, M. (2014). *Salamanders of the Old World: the salamanders of Europe, Asia and northern Africa*. Brill.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science, 306*(5702), 1783-1786.
- Team, R.C. 2016. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing [Internet]. 2016ISBN 3-900051-07-0. Available from <http://www.R-project.org/Accessed>.
- Thuiller, W.; Georges, D.; Engler, R.; Breiner, F. (2016). biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. *R package version 3*.
- Van Toor, M. L., Newman, S. H., Takekawa, J. Y., Wegmann, M., & Safi, K. (2016). Temporal segmentation of animal trajectories informed by habitat use. *Ecosphere, 7*(10), e01498.
- Vanni, S.; Andreone, F.; Tripepi, S. (2007). Anfibi d'Italia. In: Lanza, B.; Nistri, A.; Vanni, S. (Eds.), Vol. 29, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare; Istituto Superiore per la protezione e la ricerca ambientale, p.456 + 1 CD bilingue.

Wake, D. B. (2013). The enigmatic history of the European, Asian and American plethodontid salamanders. *Amphibia-Reptilia*, 34(3), 323-336.

4.6 Appendice capitolo 4

4a) Set delle diciannove variabili bioclimatiche considerate come variabili predittive (da Worldclim.org), con i loro codici e spiegazioni. Le variabili utilizzate per la calibrazione del modello (Pearson's $|r| > 0,85$) sono evidenziate in giallo.

BIO1 = Media della Temperatura Annuale

BIO2 = Escursione Media Diurna (Media mensile (temp max – temp min))

BIO3 = Isotermalità (BIO2/BIO7) *100

BIO4 = Stagionalità della Temperatura (deviazione standard*100)

BIO5 = Temperatura Max del Mese più Caldo

BIO6 = Temperatura Min del Mese più Freddo

BIO7 = Range Temperatura Annuale (BIO5-BIO6)

BIO8 = Temperatura Media del Trimestre più umido

BIO9 = Temperatura Media del Trimestre più secco

BIO10 = Temperatura Media del Trimestre più caldo

BIO11 = Temperatura Media del Trimestre più freddo

BIO12 = Precipitazione Annuale

BIO13 = Precipitazione del Mese più umido

BIO14 = Precipitazione del Mese più secco

BIO15 = Stagionalità delle Precipitazioni (Coefficiente di Variazione)

BIO16 = Precipitazione del Trimestre più umido

BIO17 = Precipitazione del Trimestre più secco

BIO18 = Precipitazione del Trimestre più caldo

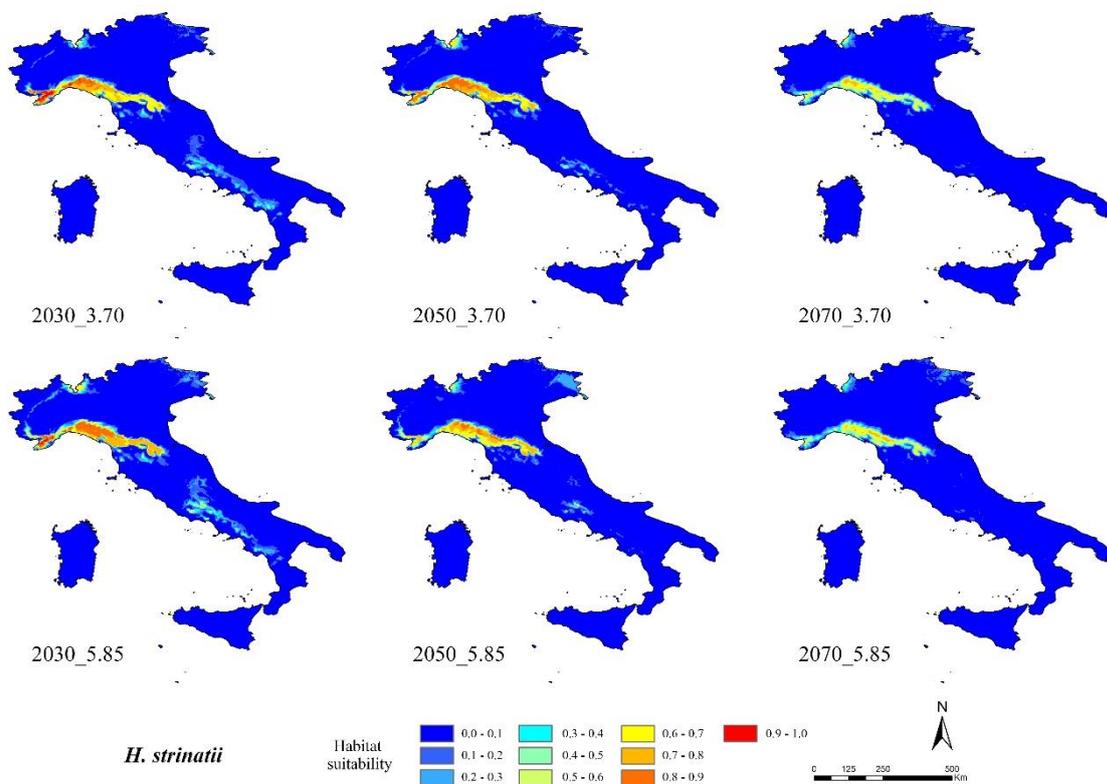
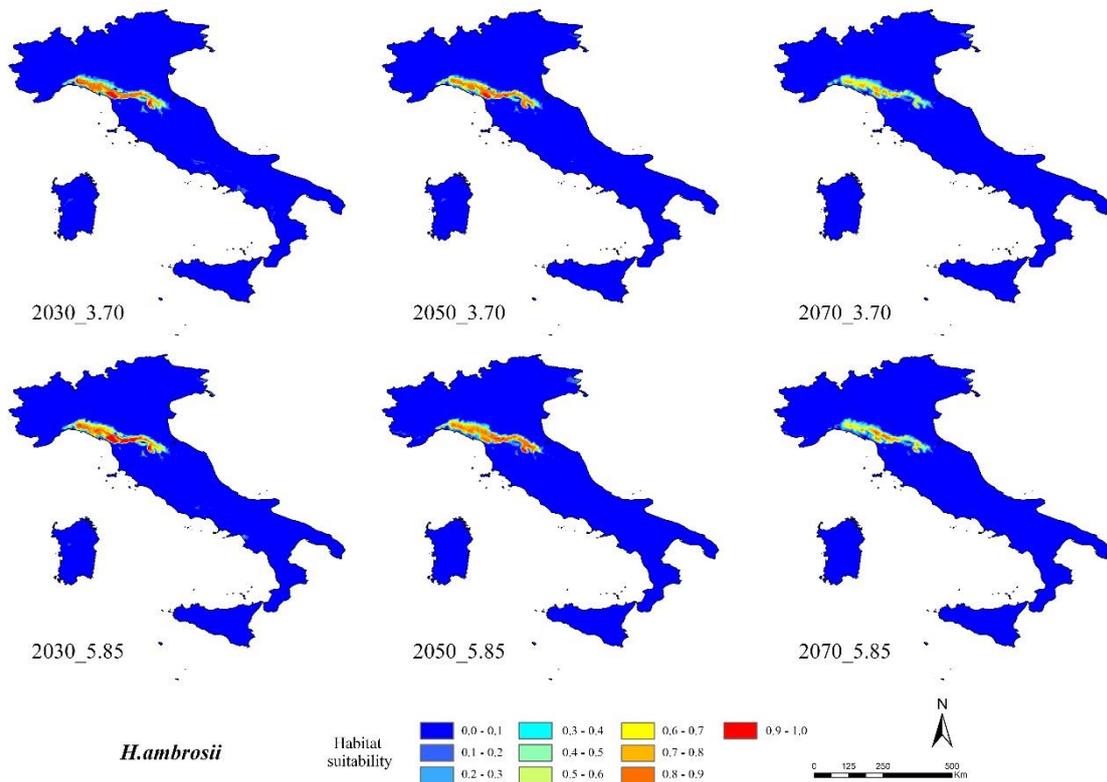
BIO19 = Precipitazione del Trimestre più freddo

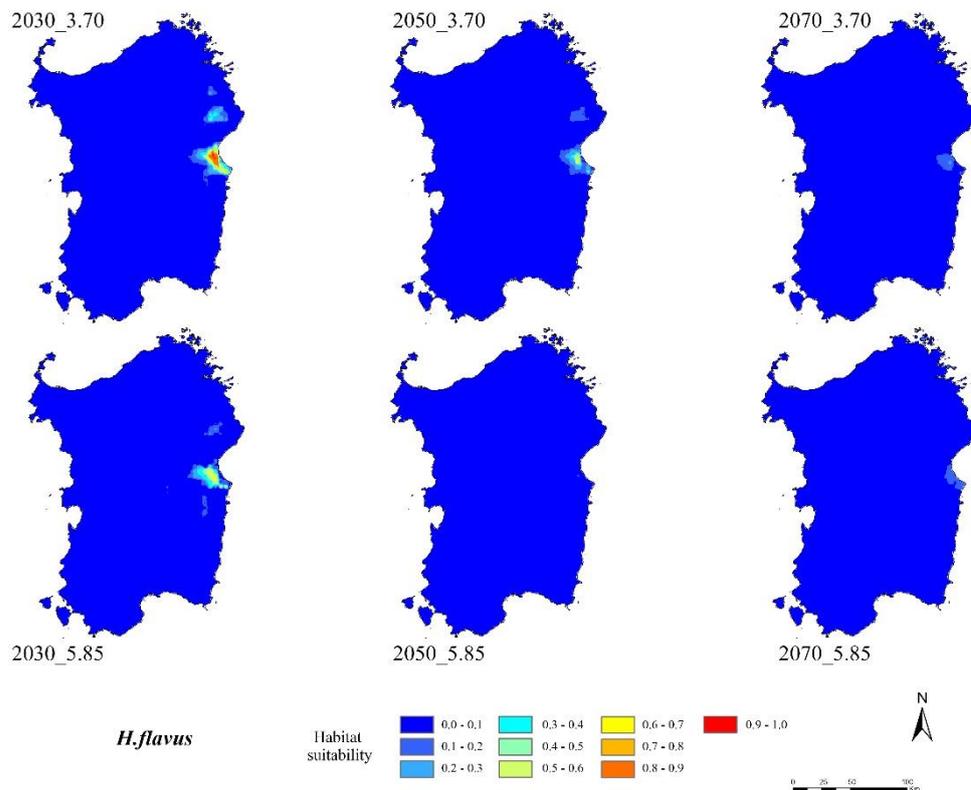
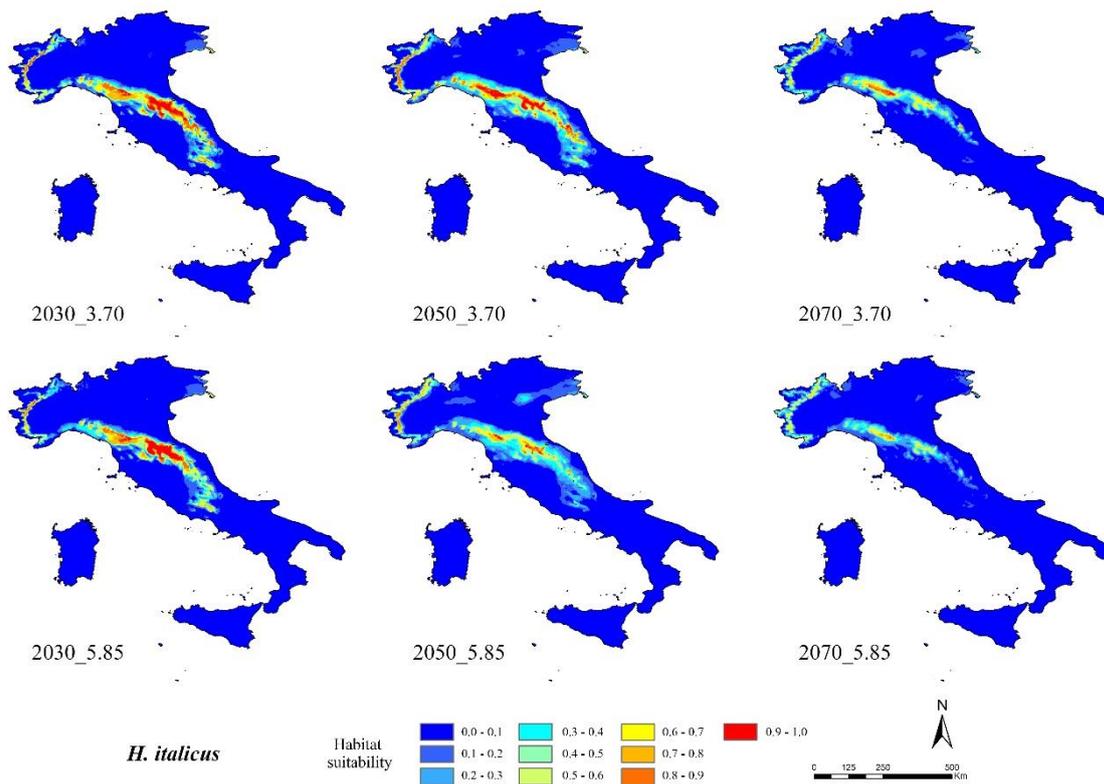
4b) Matrice di correlazione delle variabili per i geotritoni peninsulari e per quelli sardi.

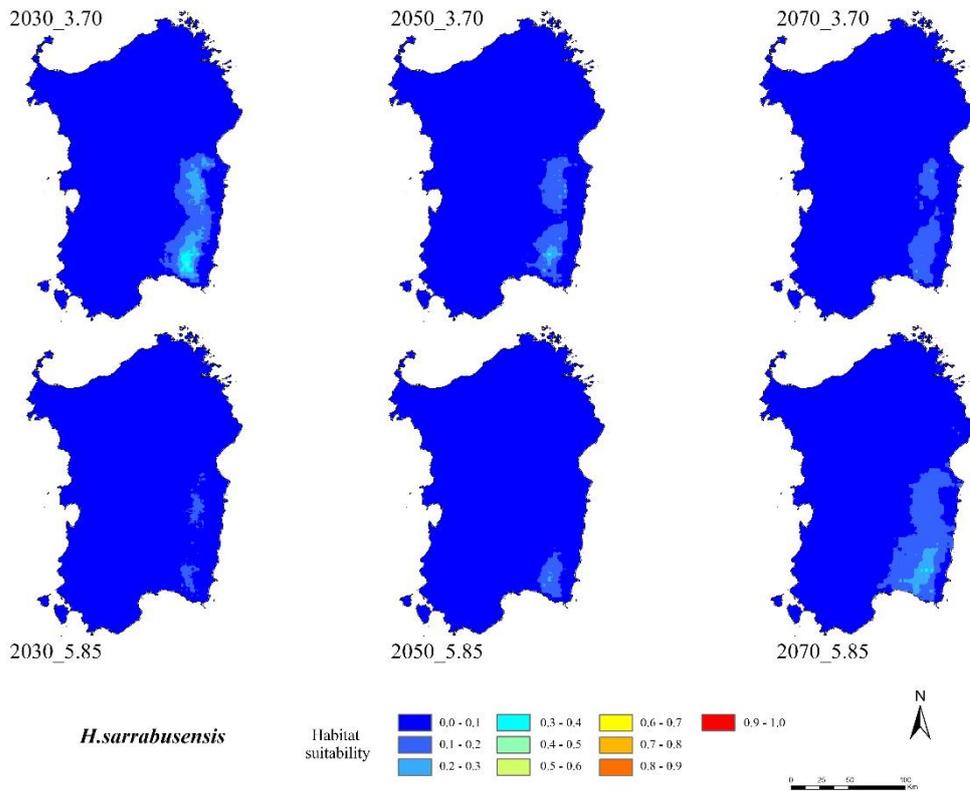
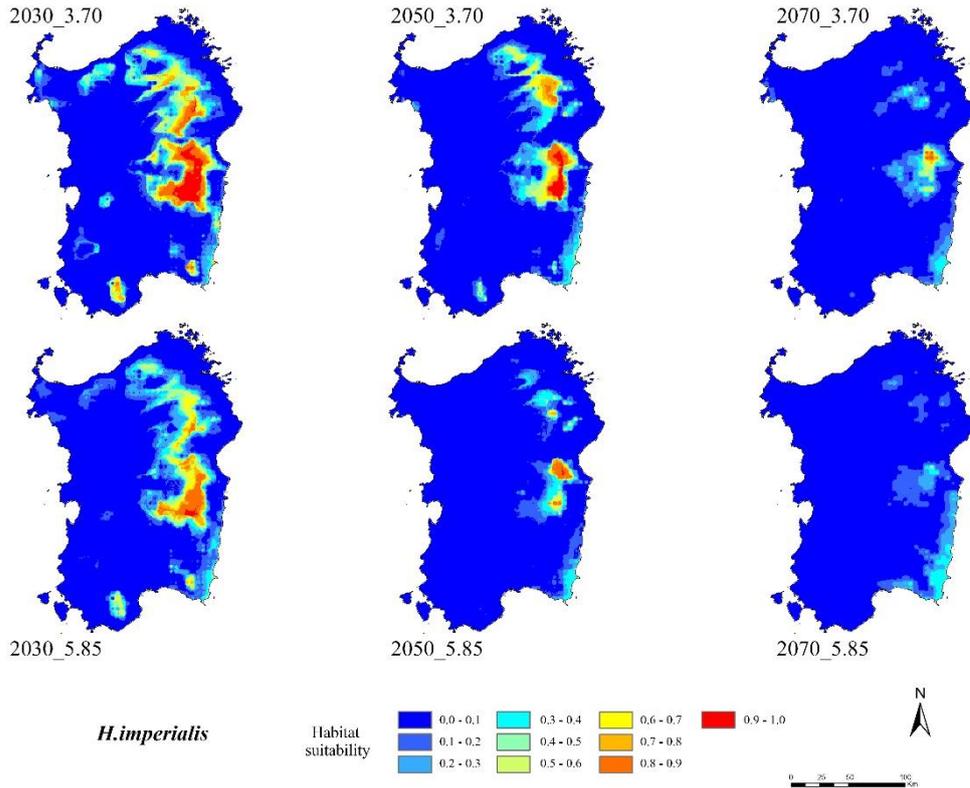
	bio01	bio02	bio03	bio04	bio05	bio06	bio07	bio08	bio09	bio10	bio11	bio12	bio13	bio14	bio15	bio16	bio17	bio18	bio19
bio01	1																		
bio02	0.32513	1																	
bio03	0.5233	0.67496	1																
bio04	-0.10852	0.46799	-0.31444	1															
bio05	0.95195	0.54129	0.51803	0.16589	1														
bio06	0.93242	0.03401	0.47144	-0.4278	0.78812	1													
bio07	0.03232	0.77997	0.07279	0.91169	0.32768	-0.32329	1												
bio08	0.52363	0.4576	0.33274	0.26193	0.57421	0.33564	0.36759	1											
bio09	0.72981	-0.01823	0.41417	-0.48336	0.60036	0.83725	-0.36213	-0.02877	1										
bio10	0.98357	0.40539	0.46285	0.07099	0.98546	0.86048	0.19425	0.56371	0.65042	1									
bio11	0.9621	0.16606	0.56323	-0.37304	0.84311	0.98964	-0.22284	0.40542	0.81896	0.89871	1								
bio12	-0.68339	-0.02992	-0.27668	0.20592	-0.60605	-0.71156	0.16046	-0.40634	-0.56649	-0.65073	-0.70122	1							
bio13	-0.52771	-0.05707	-0.07843	-0.07109	-0.51722	-0.49025	-0.04266	-0.3609	-0.35034	-0.54579	-0.48222	0.85333	1						
bio14	-0.67408	0.01168	-0.43172	0.47835	-0.53873	-0.77341	0.35889	-0.34714	-0.65175	-0.59082	-0.76288	0.84876	0.49425	1					
bio15	0.43737	-0.16386	0.41315	-0.67362	0.24428	0.60728	-0.55658	0.22089	0.47937	0.31584	0.59096	-0.52966	-0.09542	-0.83277	1				
bio16	-0.58369	-0.10209	-0.10816	-0.09916	-0.58274	-0.53036	-0.08184	-0.38196	-0.39036	-0.60731	-0.52656	0.87498	0.97996	0.51925	-0.11237	1			
bio17	-0.65269	0.0206	-0.40782	0.45076	-0.51877	-0.74641	0.34813	-0.39399	-0.58107	-0.57391	-0.73586	0.86698	0.53153	0.98556	-0.84122	0.5456	1		
bio18	-0.8079	0.0518	-0.33611	0.39715	-0.68289	-0.89795	0.32843	-0.13815	-0.85704	-0.74438	-0.87138	0.82532	0.59836	0.83024	-0.5829	0.64235	0.79121	1	
bio19	-0.06303	-0.20987	0.07739	-0.40506	-0.15939	0.08412	-0.37417	-0.54787	0.26488	-0.1326	0.0532	0.51021	0.62947	0.18745	0.08336	0.63538	0.25111	-0.0143	1

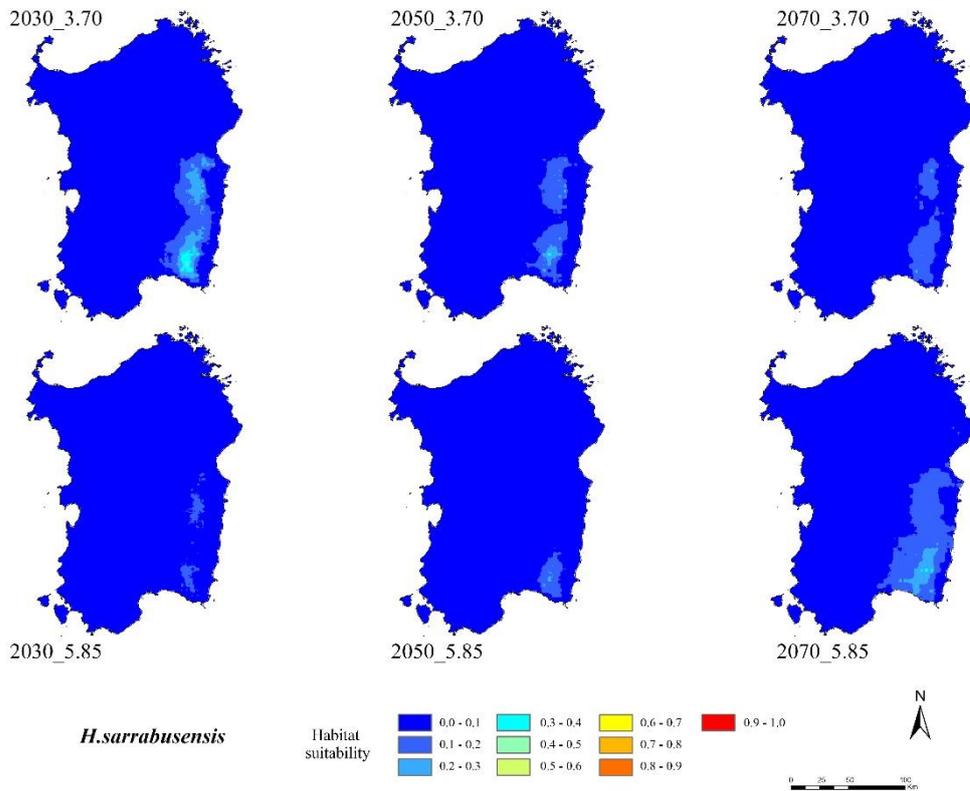
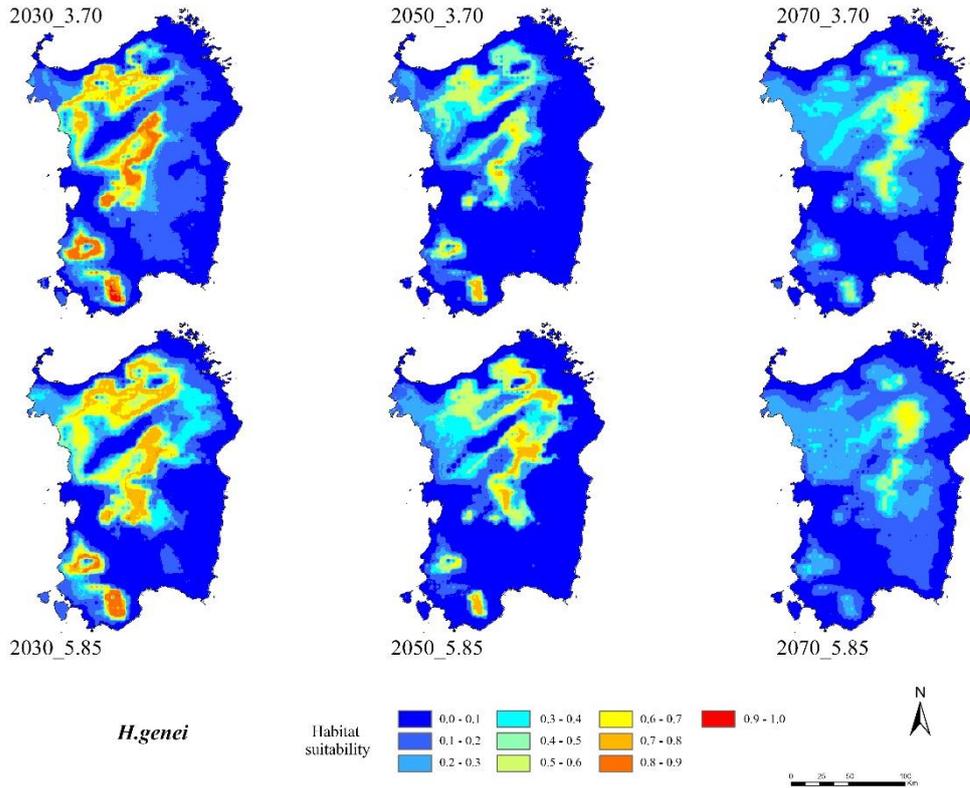
	bio01	bio02	bio03	bio04	bio05	bio06	bio07	bio08	bio09	bio10	bio11	bio12	bio13	bio14	bio15	bio16	bio17	bio18	bio19
bio01	1																		
bio02	0.384	1																	
bio03	0.74864	0.85707	1																
bio04	-0.8469	-0.00709	-0.49891	1															
bio05	0.84849	0.76693	0.88987	-0.46844	1														
bio06	0.97057	0.16838	0.60033	-0.90989	0.71721	1													
bio07	-0.37983	0.66133	0.19345	0.73981	0.15702	-0.57559	1												
bio08	0.90221	0.19712	0.53565	-0.75929	0.71763	0.89884	-0.43173	1											
bio09	0.98186	0.47839	0.77427	-0.73434	0.91705	0.9245	-0.23409	0.89095	1										
bio10	0.98595	0.46837	0.77431	-0.74998	0.91142	0.93351	-0.25345	0.88861	0.99844	1									
bio11	0.99443	0.32583	0.72008	-0.88955	0.8024	0.98219	-0.45037	0.89282	0.96177	0.96808	1								
bio12	-0.80857	-0.20276	-0.50328	0.68397	-0.64838	-0.80283	0.37693	-0.78257	-0.80626	-0.80776	-0.82463	1							
bio13	-0.68048	-0.17411	-0.41739	0.57266	-0.53931	-0.66679	0.31212	-0.651	-0.68309	-0.68425	-0.69998	0.95867	1						
bio14	-0.94194	-0.52283	-0.84285	0.78647	-0.86456	-0.88801	0.24397	-0.78852	-0.92533	-0.93141	-0.93394	0.70938	0.56449	1					
bio15	0.50289	0.443	0.62885	-0.45762	0.50879	0.46041	-0.05546	0.32632	0.46522	0.47509	0.4843	0.02267	0.22087	-0.64757	1				
bio16	-0.66286	-0.15446	-0.39134	0.54956	-0.5283	-0.65437	0.30744	-0.65313	-0.67038	-0.67006	-0.68371	0.97178	0.98402	0.55217	0.22507	1			
bio17	-0.92142	-0.50651	-0.82737	0.78401	-0.83627	-0.87344	0.25652	-0.75613	-0.90391	-0.91238	-0.92763	0.83818	0.72911	0.94581	-0.4805	0.72943	1		
bio18	-0.9592	-0.52734	-0.84887	0.79961	-0.87168	-0.89758	0.24918	-0.81273	-0.94628	-0.95033	-0.95545	0.8021	0.692	0.96923	-0.52609	0.67918	0.97404	1	
bio19	-0.78151	-0.10716	-0.41918	0.68437	-0.58466	-0.79391	0.43906	-0.79077	-0.77304	-0.77386	-0.8011	0.9906	0.94641	0.66477	0.06625	0.96526	0.78835	0.75678	1

Figura 1. Proiezioni al futuro delle otto specie target nei diversi scenari SSP per anno.









Capitolo 5

Confronto fra le specie target e conclusioni

Anfibi e rettili sono due classi di vertebrati di notevole importanza non solo dal punto di vista strettamente biologico: molte società, sia tradizionali che moderne, associano un rilevante interesse estetico e culturale ad anfibi e rettili, sia storicamente che attualmente; l'importante interesse conservazionistico presenta dunque anche diversi valori aggiunti. Tali vertebrati svolgono un ruolo chiave all'interno di diversi ecosistemi naturali, in modalità spesso estremamente diversificate, alcune delle quali non ancora del tutto comprese. Rappresentando una buona porzione della biodiversità presente sul nostro Pianeta, essi rivestono ruoli fondamentali all'interno dei servizi ecosistemici: ad esempio, i rettili sono considerati soprattutto per la loro capacità di disperdere i semi e come fonte di proteine; mentre gli anfibi nel controllo biologico dei parassiti, per la loro utilità quali modelli per la ricerca biomedica, come predatori principali di alcuni ecosistemi terrestri e acquatici, dove hanno un ruolo nel controllo delle popolazioni di invertebrati (Hocking & Babbitt 2014; Song et al. 2010). Studi relativi alla comprensione di altre funzioni ecologiche che coinvolgono anfibi e rettili, e la loro importanza nel fornire servizi ecosistemici chiave, sono ad oggi in corso (Valencia-Aguilar et al. 2013).

In ultimo, varie specie di anfibi e rettili sono state utilizzate come target di numerose ricerche scientifiche in vari settori e alcune sono utilizzate come indicatori biologici (Saber et al. 2017; Priambodo et al. 2019).

La più grande minaccia per le popolazioni di queste due classi è la perdita di habitat (Gardner et al. 2007), che si osserva in maniera impattante soprattutto nelle regioni tropicali, dove si stima che vivano oltre l'80% di tutte le specie di anfibi e rettili (Sala et al. 2000). La perdita

dell'habitat include principalmente la conversione dell'uso dei suoli, nonché varie forme di inquinamento che degradano gli ambienti naturali. Altre minacce sono rappresentate dalla raccolta in natura per scopi di sussistenza o commerciali, l'introduzione di specie esotiche, nonché cause indirette quali flussi elevati di turismo.

Comprendere le conseguenze dell'alterazione dell'habitat per la biodiversità è molto importante, soprattutto perché l'attuale rete delle aree protette è insufficiente per salvaguardare la maggior parte delle specie presenti sul nostro pianeta (Rodrigues et al. 2004); la sopravvivenza di alcune specie dipende strettamente dall'efficacia delle strategie conservative messe in atto per la tutela della biodiversità, in un pianeta sempre più dominato dalla presenza dell'uomo (Gardner et al. 2007; Vandermeer & Perfecto 2007; Lindenmayer & Franklin 2002).

Dunque, la conoscenza approfondita dell'attuale distribuzione di una specie risulta un pilastro fondamentale per la sua conservazione. Tali informazioni, espresse attraverso la pubblicazione di dati geografici accurati, integrate alle tecniche della modellistica ecologica, a loro volta sempre più dettagliate e precise, hanno portato all'elaborazione delle mappe di idoneità ambientale, che sono uno strumento importante per comprendere dove le specie potrebbero stabilirsi o trovare le condizioni più idonee alla loro sopravvivenza. Infatti, come dimostrato da numerose ricerche, la pressione conseguente all'attività umana, così come il cambiamento climatico e l'alterazione dell'uso del suolo, agiscono sulle specie, costringendole a spostarsi, spesso causando una riduzione della biodiversità, dovuta all'impossibilità che hanno alcuni taxa di adattarsi ai cambiamenti repentini (Newbold 2018; Littlefield et al. 2019).

In tal senso risulta molto interessante osservare la risposta di due classi animali molto diverse tra loro, i cui rappresentanti hanno necessità fisiologiche ed ecologiche notevolmente differenti, nonostante condividano le minacce che li colpiscono.

Dal presente lavoro si può osservare come le specie target, *V. ursinii* e quelle appartenenti al genere *Hydromantes*, subiranno una futura perdita di habitat conseguente alle condizioni climatiche non idonee alla loro sopravvivenza che, in base ai modelli, si realizzeranno nelle attuali aree di presenza. La gap analysis mostra come la maggior parte delle aree protette attualmente istituite non sarà in grado di tutelare in maniera efficace le specie.

L'elaborazione degli ENM ha dimostrato come le proiezioni future riportino degli scenari sfavorevoli sia per *V. ursinii* che per le specie considerate appartenenti al genere *Hydromantes*; effetto più marcato negli scenari considerati "peggiori" dal punto di vista delle emissioni di gas serra e dell'andamento socioeconomico futuro.

Considerando che uno degli scopi della Biologia della conservazione è quello di informare sia gli amministratori locali che i consessi politici internazionali delle prospettive in cui si troverà il nostro pianeta nel prossimo futuro, indubbiamente le moderne tecniche di modellistica ecologica hanno permesso di ottenere previsioni accurate che fino a poco tempo fa erano del tutto impensabili.

Auspiciando che le attività di ricerca in questo settore non rimangano confinate alle riviste scientifiche e agli "addetti ai lavori", i risultati di queste ultime potranno essere utilizzati sia su scala globale, come base per l'attuazione dei piani previsti dalle varie convenzioni internazionali sul clima e l'ambiente, sia su scala locale, ad esempio nel miglioramento della gestione delle aree protette. Infatti, come mostrato in questo studio, in alcuni casi è evidente che con uno sforzo minimo da parte degli enti preposti alla gestione delle aree protette, sia

possibile ampliare e/o riorganizzare i confini di queste ultime includendo le località di presenza delle specie a rischio (es. *Vipera ursinii* e *Hydromantes*) oppure favorendone gli spostamenti tramite corridoi (es. *Vipera ursinii*). In tal modo sarà possibile proteggere quelle specie che saranno maggiormente sensibili al cambiamento climatico e all'alterazione ambientale causata dall'uomo, almeno fino al momento in cui non si prenderanno dei provvedimenti più efficaci a livello globale per contrastare e mitigare l'impatto antropico sul pianeta.

5.1 Bibliografia e sitografia

- Gardner, T. A., Barlow, J., & Peres, C. A. (2007). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological conservation*, 138(1-2), 166-179.
- Hocking, D. J., & Babbitt, K. J. (2014). Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological conservation and biology*.
- Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island press.
- Littlefield, C. E., Krosby, M., Michalak, J. L., & Lawler, J. J. (2019). Connectivity for species on the move: supporting climate - driven range shifts. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 270-278.
- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1881), 20180792.
- Priambodo, B., Permana, H., Akhsani, F., Indriwati, S. E., Wangkulangkul, S., Lestari, S. R., & Rohman, F. (2019). Characteristic of water sources in Malang, based on the diversity, community structure, and the role of herpetofauna as bioindicator. *EurAsian Journal of BioSciences*, 13(2), 2279-2283.
- Rodrigues, A. S., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., ... & Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640-643.

- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- Saber, S., Tito, W., Said, R., Mengistou, S., & Alqahtani, A. (2017). Amphibians as bioindicators of the health of some wetlands in Ethiopia. *The Egyptian Journal of Hospital Medicine*, 66(1), 66-73.
- Song, F., Li, B., & Stocum, D. L. (2010). Amphibians as research models for regenerative medicine. *Organogenesis*, 6(3), 141-150.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M., & Ruiz-Agudelo, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9(3), 257-272.
- Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation biology*, 21(1), 274-277.

Ringraziamenti

Desidero per prima cosa ringraziare il Professor Maurizio Biondi, Tutor del mio corso di dottorato, non solo per l'aiuto fornitomi in tutti questi anni e la grande conoscenza che mi ha trasmesso, ma anche per la disponibilità dimostratami durante tutto il percorso.

Un ringraziamento speciale va al Dott. Mattia Iannella, per l'infinito sostegno, l'inesauribile pazienza, la costante disponibilità a dirimere qualsiasi mio dubbio e per la sincera gentilezza e amicizia.

Infine, un ringraziamento sincero a tutti i componenti del laboratorio LACEMOD, pertanto ai Dottori: Francesco Cerasoli, Cristina Mantoni, Walter De Simone, Giorgia Ferella, Michele Di Musciano, Carmelo Gianchino, Valter Di Cecco, Emanuele Berrilli e Matteo Garzia.

Sappiamo tutti che un laboratorio come il nostro non esiste in nessun altro luogo al mondo.

Ultimo ma non meno importante, ringrazio Stefano Volpe, compagno di vita, che ha sopportato il lato oscuro di questo mio percorso di formazione, credendo sempre in me anche quando io stessa ne dubitavo.