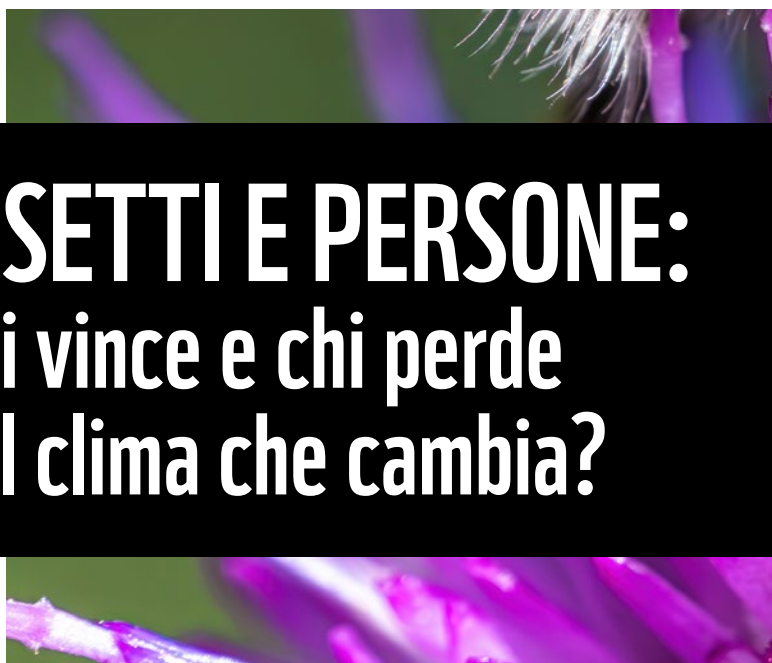




60 ANNI
PER LA NATURA



INSETTI E PERSONE:
Chi vince e chi perde
nel clima che cambia?



INDICE

EXECUTIVE SUMMARY	4
1. Uno stato di emergenza globale: la perdita di biodiversità di invertebrati	5
2. “Chi perde”: il declino degli impollinatori e degli invertebrati dei fiumi danneggia gli ecosistemi e peggiora la vita delle persone	6
3. “Chi vince”: le specie invasive e le esplosioni demografiche incontrollate minacciano la salute e le attività umane	8
4. Conclusioni: Come evitare che la specie umana rischi di essere la vera perdente	11
Raccomandazioni	12



Milesia crabriformis © Serena Magagnoli

WWF Italia ETS
Via Po, 25/c - 00198 Roma
Tel. 06/844971
www.wwf.it
e-mail wwf@wwf.it
©Copyright 2023 WWF Italia ETS
Edizione giugno 2023 - Aggiornato giugno 2026

A cura di Valerio Renzoni.
Si ringraziano per la revisione scientifica: Franco Ferroni, Simona Bonelli, Andrea Agapito, Gianluca Catullo, Marco Galaverni, Massimiliano Varriale.
Supervisione: Mariagrazia Midulla.
Elaborazione grafica: Arimaslab

INTRODUZIONE	14
IL DECLINO DEGLI IMPOLLINATORI: UN ALLARME GLOBALE CON MOLTE ALLERTE LOCALI	18
Farfalle, impollinatori sentinella:	21
il declino della farfalla Apollo (<i>Parnassius apollo</i>) e del piccolo ninfalide montano (<i>Lasiommata petropolitana</i>)	21
Il declino degli apoidei in città: una perdita per gli ecosistemi e per le persone	25
Il progetto LIFE PolliNetwork	28
LA PERDITA DELLE RICCHEZZE IN FONDO AI FIUMI: IL DECLINO DEI PICCOLI INVERTEBRATI DEI FONDALI	30
Il caso del Ticino: la perdita di biodiversità come indice di cattiva gestione della preziosa risorsa idrica	33
DALLE FORESTE ALLE AREE AGRICOLE, FINO AL GIARDINO DI CASA: LE ESPLOSIONI DEGLI INSETTI FITOFAGI	35
Le esplosioni di coleotteri xilofagi che minacciano le foreste di conifere italiane (coleotteri scolitidi)	35
Da Nord a Sud, l'agricoltura italiana alle prese con specie aliene invasive e esplosioni di specie autoctone (i casi dello scarabeo giapponese, della cimice asiatica e della mosca dell'olivo)	38
Un allarme per il verde urbano: il caso della cocciniglia tartaruga	50
UNA QUESTIONE DI SALUTE: IL CAMBIAMENTO CLIMATICO FAVORISCE GLI ARTROPODI DI INTERESSE SANITARIO	52
Vettori a otto zampe: la diffusione delle zecche	52
Malattia di Lyme (borreliosi di Lyme) Cos'è e come si trasmette	60
Ali infette: come il clima aumenta la proliferazione delle zanzare e delle malattie che trasmettono	61
Conclusioni MITIGAZIONE, RIPRISTINO DELLA NATURA, AGROECOLOGIA: LE SOLUZIONI PER IL BENESSERE DEL PIANETA E DELLE PERSONE	66
BIBLIOGRAFIA	69

EXECUTIVE SUMMARY

Insetti e persone: chi vince e chi perde nel clima che cambia?

L'interconnessione tra gli esseri umani, gli animali, le piante e l'ambiente nel suo complesso evidenzia che la mitigazione del cambiamento climatico, la conservazione della biodiversità e il ripristino ecologico sono una priorità per il benessere dell'umanità stessa. A causa delle attività antropiche, una componente fondamentale della biosfera, quella degli invertebrati, sta affrontando una trasformazione senza precedenti che minaccia le basi stesse della vita umana. Questo gruppo animale è coinvolto direttamente e indirettamente nella salute dei cittadini, nella sicurezza alimentare, nella stabilità delle filiere agricole, nella gestione forestale e in numerosissime altre attività umane. Per questo motivo, ripristinare l'equilibrio di queste comunità vuol dire apportare un beneficio non solo al Pianeta, ma soprattutto alle persone. Il report "Insetti e persone: chi vince e chi perde nel clima che cambia?" sintetizza e analizza le evidenze scientifiche sulla trasformazione radicale delle popolazioni di numerose specie di invertebrati -non solo insetti, dunque, il titolo è semplificato a scopo divulgativo - N.d.R.- indotta dal cambiamento climatico e dalle altre conseguenze delle attività antropiche, le quali agiscono spesso in sinergia tra loro: dall'introduzione di specie invasive alla perdita di habitat, dall'utilizzo dei pesticidi all'inquinamento. Il fattore comune sono le attività umane alla base, o meglio, il modo in cui queste attività vengono svolte ad oggi (Fig. 1).

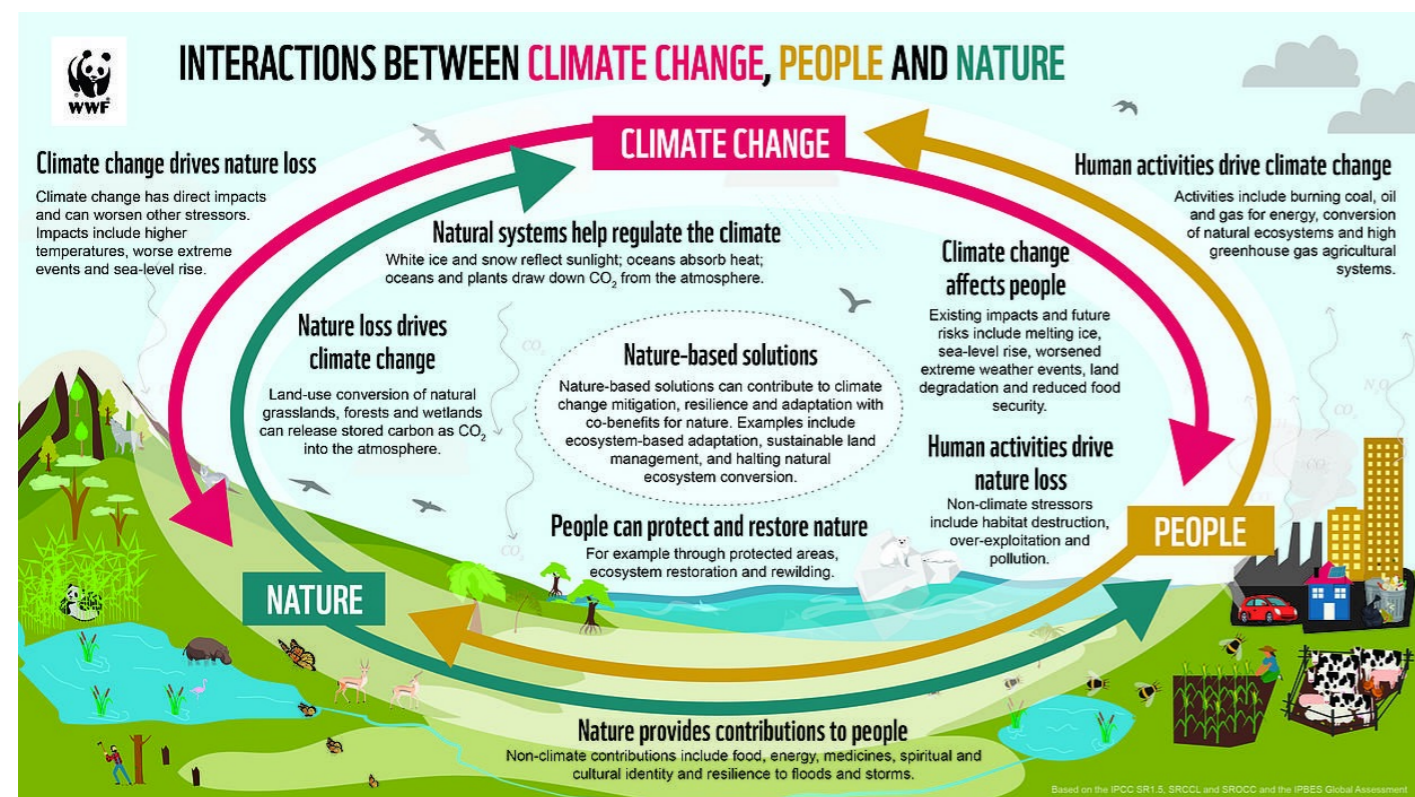


Figura 1: interazioni tra clima, natura e umani (tratto da: "Climate, Nature and our 1.5°C Future: A Synthesis of IPCC and IPBES Reports", WWF, 2019)

1. Uno stato di emergenza globale: la perdita di biodiversità di invertebrati

Alcuni dati globali indicano un **declino** dell'abbondanza **degli invertebrati del 45% dal 1970**. Questo fenomeno è spesso definito "**morte per mille tagli**" ("death by a thousand cuts") (Wagner et al., 2011), puntando la luce sulla sinergia distruttiva tra moltissimi **fattori di origine antropica**, tra cui riscaldamento globale, pesticidi, frammentazione e perdita di habitat, urbanizzazione, inquinamento, specie invasive (Fig. 2). **Gli invertebrati sono fenomenali bioindicatori** degli effetti del cambiamento climatico e di altri fattori antropici: essi, infatti, generano risposte rapide anche se molto diversificate, e spesso complesse da gestire. **Questi meccanismi tendono a favorire pochi "vincitori", ovvero un ristretto gruppo di specie** più generaliste e tolleranti che si adattano meglio e che possono essere molto dannose se incontrollate, **a discapito di tutte le altre specie**, le quali svolgono spesso ruoli fondamentali nel mantenimento dell'equilibrio funzionale degli ecosistemi alla base della vita umana, e che subiscono una frammentazione e riduzione dei loro habitat.

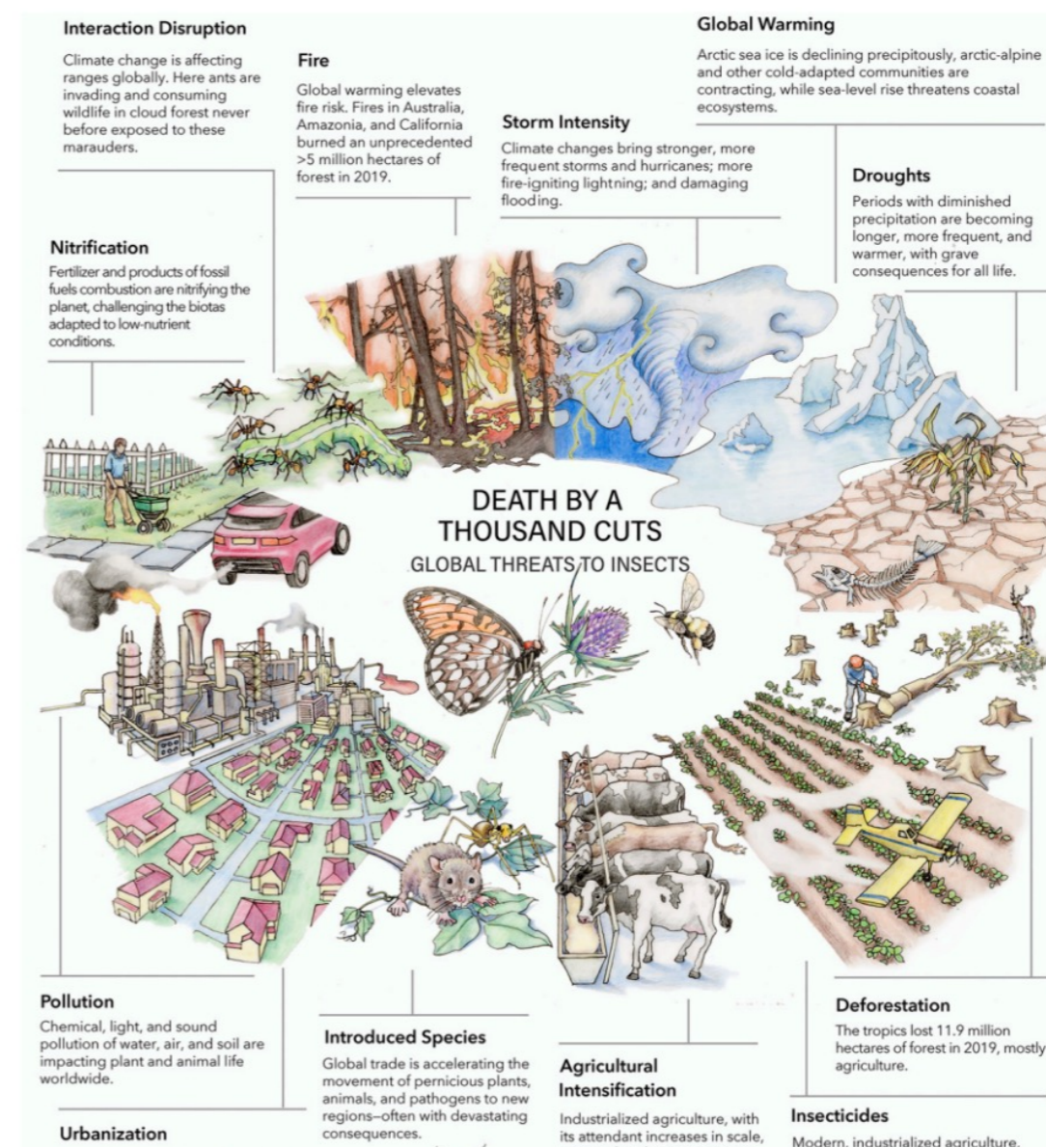


Figura 2: "Morte per mille tagli": Rappresentazione delle minacce globali alla diversità degli insetti. Gli stressori dalle ore 10 alle ore 3 dell'orologio fanno riferimento al cambiamento climatico. (Wagner et al., 2021)

2. “Chi perde”: il declino degli impollinatori e degli invertebrati dei fiumi danneggia gli ecosistemi e peggiora la vita delle persone

2.1 Impollinatori

L'impollinazione delle piante da fiore da parte degli animali, ed in particolare da parte degli insetti, rappresenta un **servizio ecosistemico** di grande valore per l'umanità, non solo dal punto di vista economico (stimato in circa 26 miliardi di dollari in Europa e circa 3 in Italia) ma anche e soprattutto per la salvaguardia della biodiversità delle piante spontanee e coltivate (Bellucci et al., 2021), di cui l'ambiente e le persone beneficiano (Fig. 3).

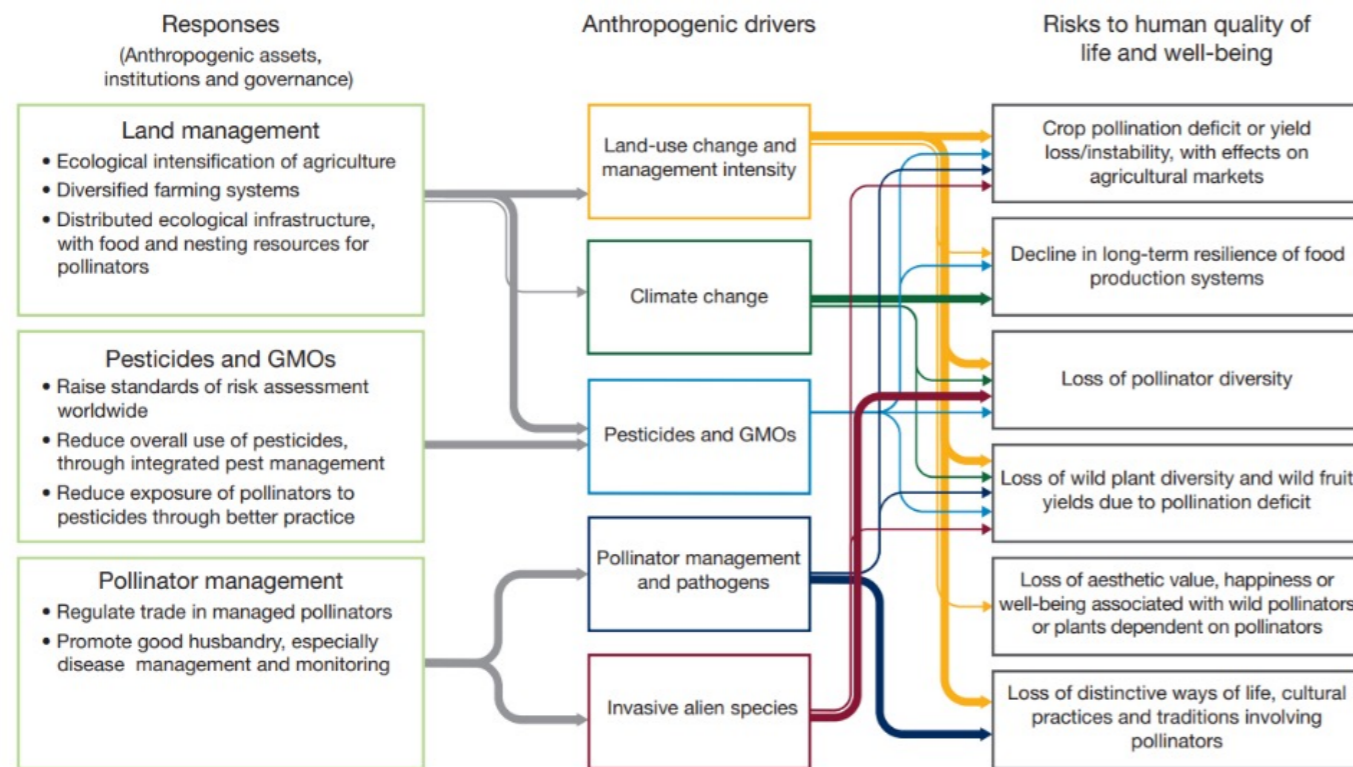


Figura 3: Fattori trainanti (drivers), rischi e risposte al declino degli impollinatori. I fattori del declino degli impollinatori (riquadri centrali) sono correlati ai principali rischi associati a tale declino (riquadri a destra) e al modo in cui questi fattori vengono affrontati da tre importanti serie di risposte (riquadri a sinistra) che ne riducono i rischi. Tratto da Potts et al., 2016

L'ultimo aggiornamento della Lista Rossa europea pubblicato a inizio 2026 ha segnalato che **in Europa ben 172 specie di apoidei (il 10%) sono minacciate di estinzione** (in Pericolo Critico, in Pericolo o Vulnerabili) (Michez et al., 2026). Inoltre, il numero di specie di farfalle europee che rischia l'estinzione è drammaticamente aumentato negli ultimi 15 anni (data del primo report), passando da 9% a 15%: se a queste si includono le specie prossime alla minaccia (“Near Threatened”), il numero di specie di Lepidotteri elencate è il 28%, passando da 81 nel 2010 a 125 nel 2025 su un totale di 441 specie (Van Swaay et al., 2025).

Insetti e persone: chi vince e chi perde nel clima che cambia?

Il declino dei lepidotteri è particolarmente visibile nelle aree montane, soprattutto nell'area geografica del Mediterraneo (di cui *Parnassius apollo* e *Lasiommata petropolitana* sono due casi ben documentati) (Rodder et al., 2021; Bonelli et al., 2021), dove le popolazioni si spostano verso quote maggiori a causa del riscaldamento globale, andando incontro a riduzione e frammentazione del proprio habitat. Anche nel contesto urbano non va meglio: l'espansione delle città combinata al cambiamento climatico, dà origine alle **isole di calore urbane** (UHI: Urban Heat Islands): questi fenomeni, nelle città italiane, possono innalzare le temperature medie fino a 6°C rispetto alle zone rurali circostanti e sono alimentati dall'ampio uso di materiali come cemento e asfalto, che accumulano calore, e dalla riduzione della copertura arborea. In questo contesto, **gli apoidei impollinatori emergono come uno dei gruppi più vulnerabili**, come mostrato anche da uno studio pubblicato nel 2022 condotto nella Città Metropolitana di Milano (Biella et al., 2022), che ha rilevato come la stabilità termica “artificiale” delle città non compensa gli stress fisiologici subiti dalle api selvatiche in presenza di elevate coperture impermeabili. Vari studi evidenziano che **le specie di api più colpite** risultano essere le **api solitarie** o socialmente più primitive, insieme alle api di piccole dimensioni (che possiedono una limitata capacità di dispersione e quindi range di foraggiamento ridotti) e le specie più “specializzate”, in quanto le piante da cui si nutrono possono subire riduzioni o sfasamenti temporali del ciclo biologico a causa del riscaldamento anomalo. La perdita di queste comunità, oltre a costituire un grave dan-

no ambientale, sottrae alle popolazioni umane servizi ecosistemici vitali per la salute e l'equilibrio dei contesti urbani.

2.2 Invertebrati delle acque interne

Il declino dei piccoli invertebrati che popolano i fondali delle nostre acque interne (fiumi, laghi, torbiere, pozze temporanee e permanenti, piccoli corsi d'acqua) rappresenta una delle manifestazioni più critiche dell'attuale crisi ecosistemica, poiché questi organismi sono sentinelle della qualità della risorsa idrica, da cui dipendono benefici vitali per l'umanità inclusi l'approvvigionamento di acqua potabile, la regolazione del clima e dei cicli idrologici, la depurazione naturale, ma anche il supporto ad attività ricreative. Sebbene **i sistemi di acqua dolce** occupino appena lo 0,8% della superficie terrestre, **sostengono una biodiversità sproporzionata**, ospitando circa il 2% delle specie di invertebrati globali (Appeltans et al. 2012). **Questa imponente ricchezza è minacciata** da una moltitudine di pressioni antropiche che interagiscono in sinergia (l'inquinamento, la modificazione dei flussi idrici, il degrado degli habitat e il cambiamento climatico), sostituendo le specie autoctone più sensibili con taxa generalisti, tolleranti e spesso alieni invasivi. Questo fenomeno è chiaramente documentato in diverse regioni d'Europa (Fig. 4) (Worischka et al., 2023). In Italia, **il caso del fiume Ticino** offre un esempio emblematico: la riduzione delle portate estive e i **prelievi eccessivi** per scopi agricoli hanno alterato profondamente la struttura funzionale delle comunità bentoniche,

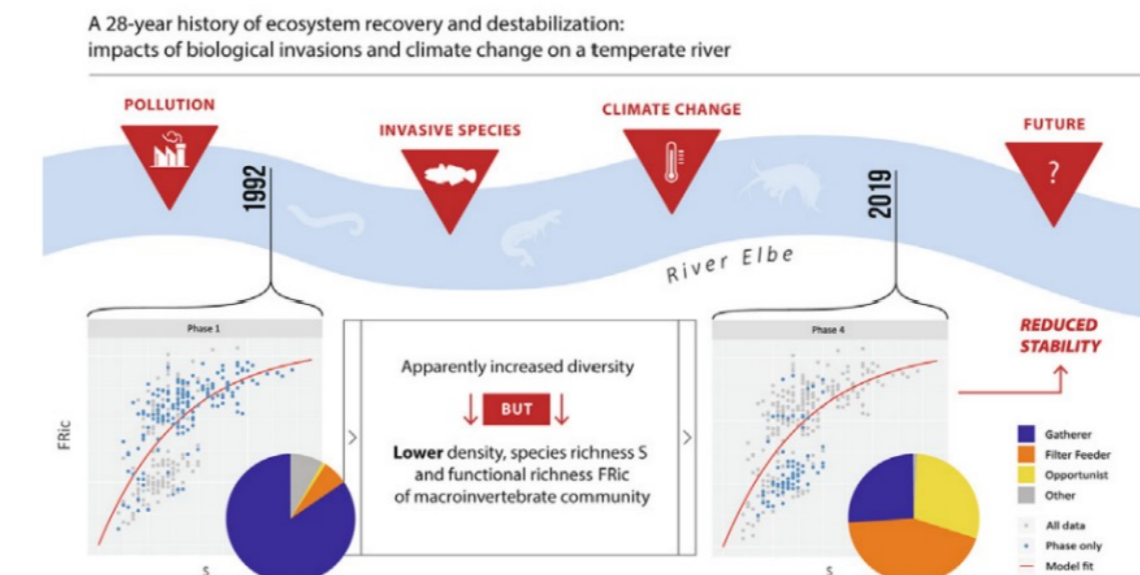


Figura 4: il grafico di Worischka et al., (2023) sul caso del Fiume Elba come rappresentazione grafica del modello di impatti sui fiumi. Vedi il report completo per approfondimento dello studio.

favorendo l'insediamento di **specie aliene ad alto rischio invasivo**, come ad esempio il bivalve *Corbicula fluminea*. Particolarmente critica è la situazione dei sistemi idrografici secondari che spesso fungevano da potenziali “serbatoi di biodiversità” e corridoi ecologici fondamentali ma sono oggetto di manutenzioni aggressive e prelievi insostenibili che ne annullano la funzione di rifugio. Per le persone, questa perdita di biodiversità si traduce **in un rischio sistemico per la sicurezza idrica**: il declino di molluschi, crostacei e insetti acquatici compromette la capacità naturale dei fiumi di autodepurarsi e di processare la materia organica, degradando la qualità dell'acqua necessaria per il consumo umano e l'agricoltura.

3. “Chi vince”: le specie invasive e le esplosioni demografiche incontrollate minacciano la salute e le attività umane

3.1 Dal Nord al Sud Italia foreste, agricoltura e verde urbano minacciati dagli insetti fitofagi

In un contesto di riscaldamento globale accelerato, una stretta cerchia di insetti fitofagi emerge tra i principali “vincitori”: l'innalzamento delle temperature e l'aumento degli eventi meteorologici estremi agiscono, infatti, come veri e propri catalizzatori del ciclo biologico (Skendžić et al., 2021) (Fig. 5), permettendo ad alcune specie autoctone (inizialmente componenti bilanciate degli ecosistemi) di diventare epidemiche, e a specie aliene di colonizzare nuovi territori con una velocità senza precedenti, divenendo ben presto invasive, e costituendo minacce sistemiche per le foreste, l'agricoltura e finanche il verde urbano.

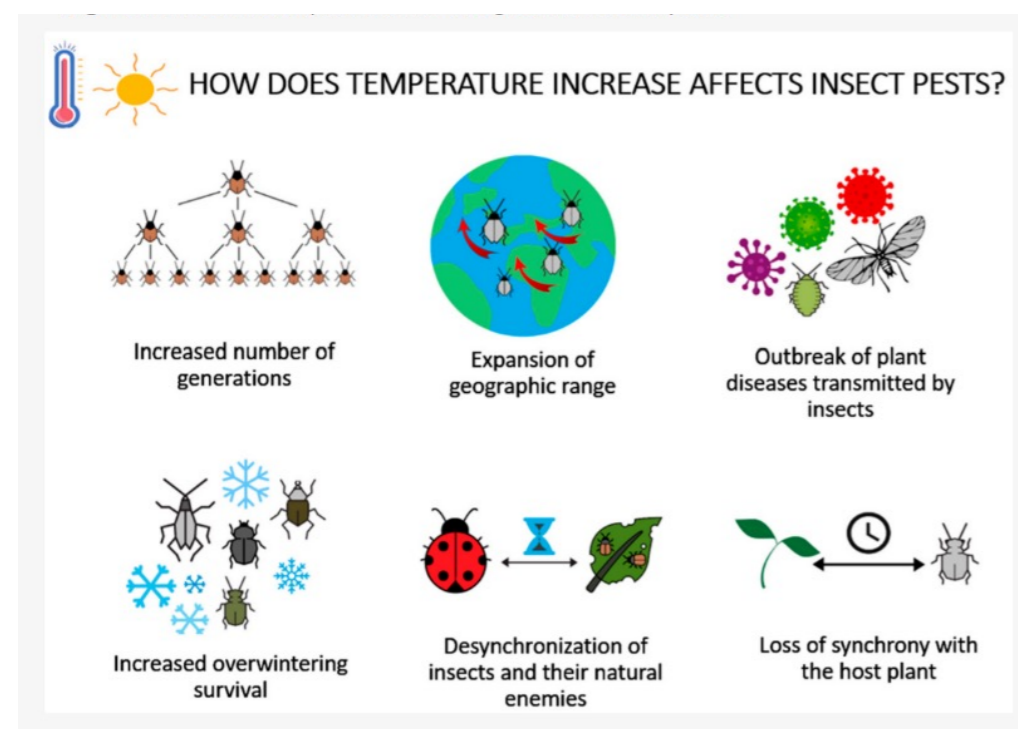


Figura 5: effetti del cambiamento climatico sugli insetti fitofagi infestanti (Skendžić et al. 2021)

Le esplosioni di coleotteri xilofagi che minacciano le foreste di conifere italiane

In ambito forestale, l'esempio più critico è rappresentato dai coleotteri scolitidi, in particolare il **bostrico tipografo** (*Ips typographus*), una specie autoctona che nelle foreste di abete rosso del Nord-Est italiano è passata da una fase endemica a una **epidemic**a a causa della **tempesta Vaia** e delle sue **conseguenze**: infatti, il materiale legnoso abbattuto dalla tempesta ha fornito una **risorsa trofica** immensa, mentre la **siccità** e il **calore** degli anni successivi hanno indebolito le difese delle piante sopravvissute, permettendo inoltre al bostrico di completare fino a tre generazioni annue e di espandersi verso altitudini prima proibitive. Una dinamica simile si osserva nelle **foreste di abete bianco nel Centro-Sud Italia** (Molise), che stanno subendo **attacchi** anomali da parte di **altri scolitidi** del genere Pityokteines, confermando una vulnerabilità forestale diffusa lungo tutta la penisola.

L'agricoltura italiana alle prese con specie aliene invasive e esplosioni di specie autoctone, da Nord a Sud

Dal punto di vista agricolo, in Italia, la proliferazione di specie aliene invasive e l'esplosione di parassiti autoctoni, favorite dal cambiamento climatico e dalla gestione agricola attuale, minacciano la sicurezza alimentare e le attività economiche del settore, a danno (sociale e culturale, oltretutto economico) di interi territori. Nel Nord Italia, ne sono un esempio due specie originarie aliene invasive provenienti dall'estremo oriente, lo **scarabeo giapponese** (*Popillia japonica*), un parassita altamente polifago (circa 300 specie ospiti) e la **cimice asiatica** (*Halyomorpha halys*), anch'essa polifaga (oltre 200 piante ospiti) e diffusa anche in aree del Centro Italia, che hanno gravi conseguenze su frutteti, vigneti, colture da campo, ortaggi, vivai e anche giardini privati. **Il cambiamento climatico sta favorendo l'espansione** di queste specie, permettendo loro di diffondersi rapidamente in nuove aree e di accelerare i cicli di sviluppo (e il numero di generazioni annue) **grazie a inverni più miti e primavere più precoci**. La dif-

fusione dello scarabeo giapponese causa danni che nella sola viticoltura, possono comportare perdite fino a 2.700 euro per ettaro (Straubinger et al., 2023). Con dinamiche simili, la **cimice asiatica** (*Halyomorpha halys*), che si è diffusa rapidamente in tutto il mondo attraverso l'attività commerciale (in particolare container o casse di imballaggio) **causa danni osservabili a meno di tre anni dall'insediamento**, rappresentando una significativa preoccupazione ambientale nonché un rilevante costo gestionale aggiuntivo per i produttori. Infatti, molti insetticidi di sintesi utilizzati contro la cimice asiatica sono risultati **poco efficaci**, non producendo effetti concreti per il contrasto dell'insetto, e addirittura compromettono le strategie di lotta integrata già esistenti, provocando infestazioni secondarie di altre specie, normalmente tenute in controllo naturalmente.

Anche le colture più rappresentative del Mediterraneo affrontano rischi crescenti, come nel caso della **mosca dell'olivo** (*Bactrocera oleae*), specie in questo caso autoctona che il riscaldamento globale sta favorendo, spingendone l'areale verso nord (insieme a quello della pianta ospite) e rendendo idonee aree più continentali, mentre nel Mediterraneo, la maturazione anticipata delle olive causata dal caldo espone i frutti a infestazioni autunnali più intense. Il nutrimento delle larve può causare la caduta prematura delle olive e, se i frutti vengono raccolti, riducono la qualità dell'olio d'oliva spremuto a causa dell'aumento dell'acidità, costituendo una minaccia per l'olivicoltore, in quanto le olive attaccate non solo producono meno olio (una perdita della produzione anche fino al 100%), ma anche di qualità minore (Malheiro et al., 2015).

Un allarme per il verde urbano: il caso della cocciniglia tartaruga

L'impatto degli insetti fitofagi si estende fin dentro le città. Ne è la prova la **cocciniglia tartaruga** (*Toumeyella parvicornis*), una specie invasiva che sta portando al declino i pini domestici di molte città italiane, comprese Roma e Napoli. Nel 2018 *Toumeyella parvicornis* è stata trovata per la prima volta su un pino domestico nella città di Roma e oggi è **ampiamente diffusa**, anche con gravi infestazioni, nel Lazio, Abruzzo, Puglia, Campania, Toscana. **Favorita soprattutto dagli inverni più**

miti degli ultimi anni e dall'assenza di antagonisti naturali (predatori o parassiti), questa cocciniglia non interrompe il proprio ciclo vitale per svernare, compiendo fino a tre generazioni annue danneggiando gravemente l'albero e imbrattando con melata e fumaggini tutto ciò che si trova sotto le chiome dei pini. La diffusione di questi fitofagi si traduce in **importanti disagi per gli abitanti delle città**, che subiscono costi economici e soprattutto la perdita di preziosi servizi ecosistemici (per esempio, l'ombreggiatura offerta dalle stesse chiome dei pini).

3.2 Una questione di salute: il cambiamento climatico favorisce gli artropodi di interesse sanitario

Il cambiamento climatico favorisce anche diverse specie di artropodi di interesse sanitario, rendendo zecche e zanzare minacce crescenti per la salute pubblica globale. In Europa, a causa del riscaldamento in atto, le **zecche**, in particolare la specie **Ixodes ricinus (vettore della malattia di Lyme e dell'encefalite TBE)**, stanno espandendo il proprio areale verso latitudini e altitudini più elevate a causa di inverni più miti che non costituiscono più una barriera climatica. Per l'essere umano, questo si traduce in un **prolungamento della stagione di esposizione** e in un aumento della probabilità di contrarre infezioni batteriche o virali. Le malattie si diffondono con i vettori che le trasmettono, ma questo non è l'unico elemento di cui tenere conto: infatti, l'aumento della temperatura causa anche una significativa riduzione del tempo necessario per l'incubazione dell'agente patogeno. Per esempio, l'impatto della malattia di Lyme negli ultimi anni in Europa è notevole: si parla di una media annuale di 130.000 casi nel periodo 2015-2023 (Davidson et al., 2025). Oltreoceano, analogamente, un caso particolarmente preoccupante è l'espansione della "zecca stella solitaria" (*Amblyomma americanum*), la quale, favorita dal riscaldamento globale, potrebbe diffondere la **sindrome dell'alpha-gal** (un'allergia potenzialmente letale alla carne rossa) anche in territori precedentemente considerati più inospitali.

Anche le **zanzare** stanno beneficiando di **stagioni calde più lunghe e umide e di**

inverni meno rigidi, ampliando il periodo finestra di diffusione delle malattie che possono trasmettere. La temperatura influenza la sopravvivenza degli individui, i tassi di crescita delle popolazioni o anche i comportamenti, come gli intervalli tra i pasti di sangue (frequenza di punture). Inoltre, l'innalzamento delle temperature influenza il ciclo dei virus: può accelerare i tassi di replicazione virale nei vettori. La **malaria** rimane **una delle più grandi sfide per la salute globale**: l'OMS dichiara 282 milioni di casi e 610.000 decessi nel 2024 (circa 9 milioni di casi in più rispetto all'anno precedente), di cui il 95% concentrati nella Regione Africana, dove molte persone a rischio non hanno ancora accesso ai servizi necessari per prevenire, individuare e curare la malattia (World malaria report, 2025). Secondo uno studio del 2021 pubblicato su The Lancet Planetary Health, si prevede che entro il 2070 altri 4,7 miliardi di persone potrebbero essere a rischio di contrarre malattie trasmesse da zanzare, come malaria e dengue (Colón-González et al., 2021). In Europa, specie aliene invasive come la **zanzara tigre (Aedes albopictus)**, arrivate attraverso il commercio internazionale, si sono stabilizzate in 13 paesi, inclusa l'Italia, creando i presupposti per la circolazione locale di virus esotici come **Dengue, Zika e Chikungunya**. Non meno rilevante è il rischio legato a specie autoctone come *Culex pipiens*, responsabile della diffusione del **virus del Nilo Occidentale** (West Nile Virus), il cui rischio di incidenza in Europa potrebbe quintuplicarsi entro il 2060 a seconda dello scenario climatico. Nel 2024, in Italia si sono verificati 460 casi di West Nile Virus, di cui 272 con manifestazione nella forma neuro-invasiva (dati Epicentro, ISS). **La diffusione di queste specie viene facilitata in particolare nelle aree urbane e peri-urbane**, ricche di risorse ambientali e di ospiti umani e di un minor numero di controllori naturali. Inoltre, ricorrono spesso all'irrorazione diffusa di insetticidi portando spesso, inevitabilmente, a un rapido sviluppo di resistenza ai principi attivi e quindi a una sostanziale inefficacia.

4. Conclusioni: Come evitare che la specie umana rischi di essere la vera perdente

Poiché **insetti e altri artropodi** abitano ogni ambiente del Pianeta e **sostengono funzioni vitali** per gli ecosistemi, oltre ad essere coinvolti a tutto tondo nel benessere delle persone (vedasi sicurezza sanitaria, sicurezza alimentare, stabilità delle filiere agricole e di altre attività economiche), l'impatto devastante del cambiamento climatico, che agisce in sinergia con inquinamento e frammentazione degli habitat, rappresenta una sfida prioritaria che richiede il coinvolgimento coordinato di tutti gli stakeholders: decisori politici, ricerca scientifica, organizzazioni della società civile e cittadinanza. La prima cosa da fare è non continuare ad alimentare il riscaldamento globale, vale a dire "transitare fuori dai combustibili fossili". Nel far fronte ai cambiamenti già avvenuti, **la risposta è la partecipazione veramente informata delle persone** all'attuazione delle misure di contrasto e ripristino (Fig. 6).

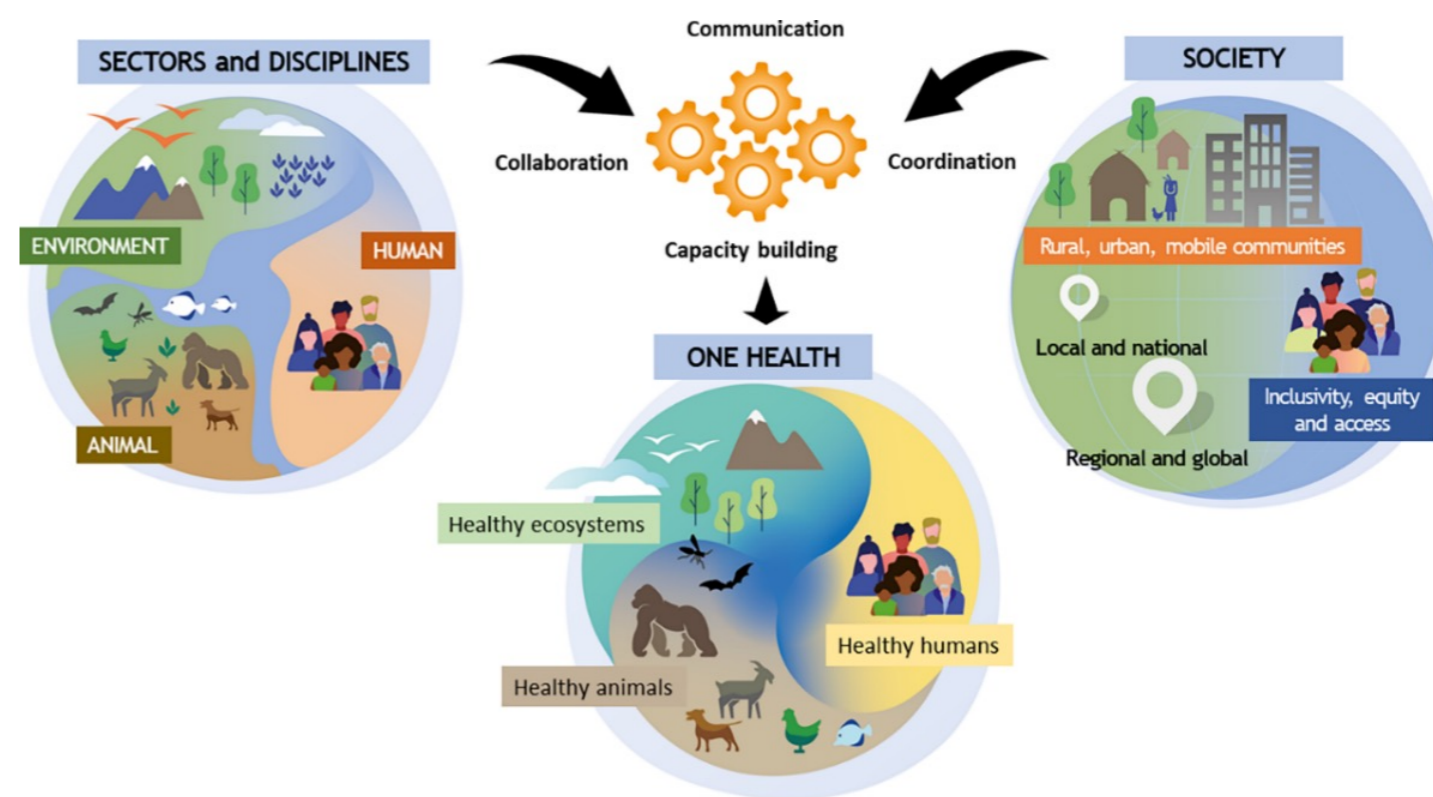


Figura 6: L'interconnessione socio-ecologica tra gli esseri umani, gli altri animali, le piante e l'ambiente nel suo complesso. Il raggiungimento del benessere umano dipende dal raggiungimento del benessere animale e ambientale, in cui un ruolo primario. Raffigurazione tratta da Winkler et al., 2025

Raccomandazioni

Per mitigare questi rischi, il report suggerisce un approccio integrato che prevede:

Mitigazione come Prevenzione: diversi studi citati nel report mostrano che scenari ad alte emissioni portano a un declino degli insetti benefici e a un'espansione maggiormente incontrollata di invertebrati dannosi. Il contrasto al cambiamento climatico attraverso l'abbattimento delle emissioni causate dall'utilizzo dei combustibili fossili è quindi fondamentale, per mantenere la temperatura entro la soglia di +1,5°C e comunque ben al di sotto dei 2°C (come previsto dall'Accordo di Parigi) al fine di scongiurare gli scenari futuri peggiori.

Attuare la normativa europea: È prioritario rispondere alla Nature Restoration Law e alla Strategia UE sulla Biodiversità 2030, che prevede il ripristino di habitat degradati e la rimozione di barriere fluviali oltreché attuare Direttive specifiche come la Direttiva "Acque" (2000/60/CE).

Spingere verso la transizione agroecologica: È necessario ridurre l'uso di pesticidi e promuovere la gestione agroecologica delle colture e la lotta integrata (controllo biologico e chimico naturale), oltreché il ripristino della complessità del paesaggio (siepi, aree incolte) per favorire impollinatori e i predatori naturali dei parassiti.

Adottare un approccio One Health: una strategia interdisciplinare che riconosce la salute umana, animale e ambientale come indissolubilmente interconnesse tra loro. La gestione degli insetti vettori di malattie deve combinare monitoraggio ambientale, coinvolgimento dei cittadini e campagne di informazione e prevenzione verso istituzioni e cittadini, anche per ridurre l'uso inefficiente di insetticidi che genera potenziali resistenze ai principi attivi, ovvero le sostanze chimiche alla base dei pesticidi stessi.

Coinvolgere tutti gli stakeholders: è necessario rafforzare profondamente le coalizioni tra i diversi gruppi di stakeholder e investire nell'educazione sia dei decisori politici che del pubblico, rafforzando la partecipazione informata ai processi decisionali e di attuazione delle politiche di contrasto al cambiamento climatico e di ripristino della natura.

INTRODUZIONE

Il clima globale sta cambiando a causa delle emissioni di gas serra prodotte dall'uso dei combustibili fossili nelle attività umane e continuerà a cambiare durante questo secolo, accelerando in modo marcato in assenza di sforzi globali efficaci. Se le emissioni di gas serra non verranno abbattute a sufficienza per mantenere il riscaldamento al di sotto del 1,5°C, gli effetti sul pianeta e sulle persone potrebbero essere catastrofici. Con un riscaldamento globale più intenso, aumenta la probabilità che vengano superati dei "punti critici di non ritorno" (tipping points)¹, fenomeni che potrebbero portare a cambiamenti improvvisi e irreversibili sul pianeta. Gli effetti del cambiamento climatico sulla biodiversità sono riconosciuti e descritti a tutti i livelli, da quello individuale a quello di comunità, e consistono principalmente in variazioni degli areali di distribuzione dipendenti principalmente dalla temperatura, determinati dalla variazione dei parametri climatici, come precipitazioni, umidità e dai conseguenti cambiamenti degli habitat. Questi effetti, poi, interagiscono fortemente con altri fattori altrettanto determinanti: dalle specie invasive alla perdita di habitat, dall'utilizzo dei pesticidi all'inquinamento. In termini di biodiversità, il declino delle popolazioni implica non solo una minore abbondanza, ma anche una distribuzione geografica più ristretta delle specie, e rappresenta il primo passo verso l'estinzione². Gran parte della responsabilità per la perdita di biodiversità in atto è da attribuire alle attività umane, come la riduzione e frammentazione di habitat, l'espansione e intensificazione agricola, l'industrializzazione e l'urbanizzazione, che complessivamente hanno causato un'alterazione del 30–50% degli ecosistemi naturali alla fine del XX secolo³. Numerosi studi nell'arco della storia recente hanno messo in luce che l'intensificazione agricola sia il principale fattore trainante del declino delle popolazioni in gruppi come uccelli, anfibi e rettili, mammiferi

e insetti. Nei paesaggi rurali di tutto il mondo, la progressiva rimozione degli elementi naturali degli habitat, l'eliminazione dei sistemi naturali di drenaggio e di altre caratteristiche paesaggistiche, e l'uso smodato e ricorrente di fertilizzanti e pesticidi chimici, influenzano negativamente la biodiversità complessiva di queste aree⁴. I dati a disposizione suggeriscono che i tassi di declino e di estinzione e la contrazione degli areali di distribuzione delle specie di invertebrati terrestri sono almeno altrettanto gravi quanto quelli riportati per i vertebrati⁵. Sebbene meno dell'1% delle 1,4 milioni di specie di invertebrati descritte sia stato valutato dall'IUCN in termini di minaccia, circa il 40% di quelle valutate è considerato a rischio⁶. **L'aggiornamento della Lista Rossa europea del 2026 ha segnalato che il 10% delle specie di imenotteri apoidei sono minacciate di estinzione (in Pericolo Critico, in Pericolo o Vulnerabili)⁷. Inoltre, il numero di specie di farfalle europee che rischia l'estinzione è drammaticamente aumentato negli ultimi 15 anni passando dal 9% al 15%: se a queste si includono le specie prossime alla minaccia ("Near Threatened"), il numero di specie elencate è il 28%⁸. Similmente, i dati dell'IUCN sullo stato delle popolazioni di 203 specie di insetti in cinque differenti ordini rivelano che le specie che hanno subito un declino delle loro popolazioni è di gran lunga superiore a quelle che ne hanno visto un aumento (Fig. 7). Numerose ricerche hanno ampiamente dimostrato che i principali fattori di pressione antropica, che sono le cause del declino di molteplici gruppi animali, sono gli stessi che hanno gravi conseguenze anche sugli insetti. Oltreché da questi, a livello locale e regionale gli insetti sono minacciati anche da ulteriori fattori, come l'utilizzo di insetticidi ed erbicidi, sommati a processi legati all'urbanizzazione e inquinamento**

luminoso, i quali agiscono spesso simultaneamente e sinergicamente⁹. Per esempio, va considerato che dei tre miliardi di chilogrammi di pesticidi utilizzati ogni anno¹⁰, solo l'1% agisce in maniera diretta ed efficace sugli insetti target: la quota restante, invece, va ad accumularsi in piante non bersaglio e nelle matrici ambientali (aria, acqua, suolo), facendo sì che le sostanze chimiche immesse permangano nei diversi cicli degli elementi e si accumulino nelle piante¹¹. La non-selettività dei pesticidi provoca effetti tossici sugli organismi non bersaglio e conseguenze disastrose

per la biodiversità di invertebrati¹², ulteriormente stressata dall'effetto del parallelo uso di erbicidi, i quali bersagliando le specie avventizie, provocano ingenti danni alle popolazioni di organismi benefici o specie che dipendono da quelle piante per trovare nutrimento o rifugiarsi¹³: i gruppi di insetti più colpiti, tra cui impollinatori, predatori, parassitoidi, coprofagi, invertebrati edafici, sono spesso benefici e svolgono funzioni cruciali per l'equilibrio degli agroecosistemi¹⁴. In sintesi, per quanto riguarda gli invertebrati, la perdita di biodiversità è tutt'oggi difficile da

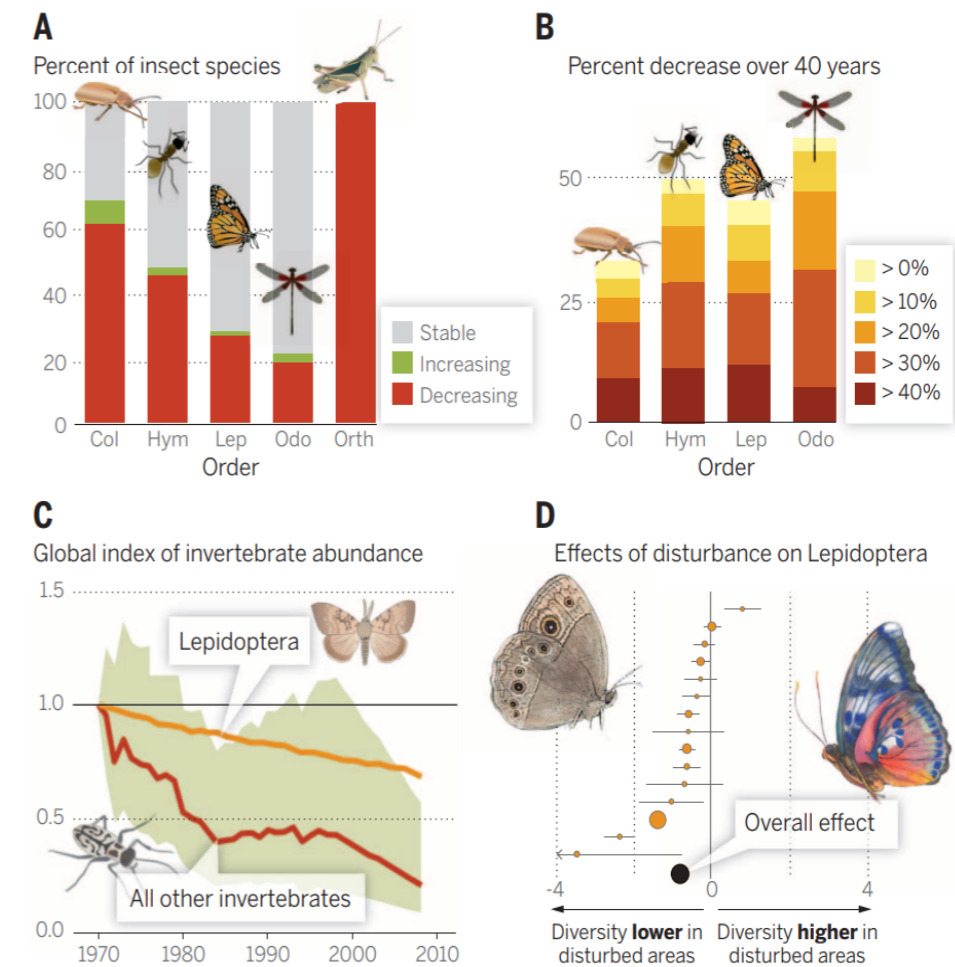


Figura 7: Evidenze del declino nell'abbondanza degli invertebrati.

(A) Tra tutti gli insetti con tendenze di popolazione documentate dalla IUCN, il 33% è in diminuzione, con una forte variazione tra gli ordini. (B) Le tendenze tra gli insetti del Regno Unito (con colori che indicano la percentuale di diminuzione su 40 anni) mostrano che il 30–60% delle specie per ordine presenta una riduzione degli areali. (C) A livello globale, un indice compilato dei cali delle popolazioni di invertebrati negli ultimi 40 anni indica un declino complessivo del 45%, sebbene il calo dei Lepidotteri sia meno grave rispetto ad altri taxa. (D) Una meta-analisi degli effetti delle perturbazioni antropiche sui Lepidotteri, il taxon di invertebrati meglio studiato, evidenzia un declino complessivo considerevole nella diversità di questo gruppo. (Dirzo et al., 2014))

1 WWF (2024) Living Planet Report 2024 – A System in Peril. WWF, Gland, Switzerland.

2 Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 325(1228), 469-477.

3 Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *science*, 277(5325), 494-499.

4 Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.

5 Collen, B., Böhm, M., Kemp, R., & Baillie, J. E. (2012, June). Spineless: status and trends of the world's invertebrates. Zoological Society of London.

6 Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.

7 European Commission: Directorate-General for Environment, Michez, D., Boustani, M., Sentil, A., Benrezkallah, J. et al., *European red list of bees – Measuring the pulse of European biodiversity*, Publications Office of the European Union, 2026

8 Van Swaay, C., Warren, M., Ellis, S., Clay, J., Bellotto, V., Allen, D.J. and Trotter, A. (2025). Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of Butterflies. Brussels, Belgium: European Commission

9 Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.

10 Hayes, T. B., & Hansen, M. (2017). From silent spring to silent night: Agrochemicals and the anthropocene. *Elem Sci Anth*, 5, 57.

11 Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., ... & Phung, D. T. (2021). Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International journal of environmental research and public health*, 18(3), 1112.

12 Dudley, N., Attwood, S. J., Goulson, D., Jarvis, D., Bharucha, Z. P., & Pretty, J. (2017). How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems?. *Biological Conservation*, 209, 449-453.

13 Zhang, W., & Swinton, S. M. (2009). Incorporating natural enemies in an economic threshold for dynamically optimal pest management. *Ecological Modelling*, 220(9-10), 1315-1324.

14 Van der Sluijs, J. P. (2020). Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current opinion in environmental sustainability*, 46, 39-42.

stimare, soprattutto data la complessità delle sue cause e la loro modalità di interazione: non a caso molti scienziati parlano di “una morte per mille tagli” (“Death by a thousand cuts”) (Fig. 8)¹⁵. Per comprendere al meglio questo fenomeno in atto è necessario esaminare gli impatti sui vari gruppi di invertebrati in termini ecologici, di abbondanza, di biomassa totale, ma anche dal punto di vista morfo-funzionale e fisiologico. A livello globale, i dati relativi a 452 specie di invertebrati di diversi ordini indicano che c'è stato un calo complessivo dell'abbondanza dal 1970 al 2010 pari al 45% (Fig. 7c)⁶. Concentrandosi solo sui Lepidotteri (farfalle e falene), per i

quali sono disponibili i dati più completi, ci sono prove evidenti di un calo dell'abbondanza a livello globale che ammonta al 35% in 40 anni. Gli insetti di ordini distinti dai Lepidotteri hanno subito un calo considerevolmente maggiore, indicando che le stime del declino degli invertebrati basate solo sui dati relativi ai Lepidotteri sono prudenti (Fig. 7C). Per questo, in varie regioni del mondo, i ricercatori stanno stimando in maniera approfondita il declino degli insetti dovuto alle attività antropiche a livello locale. Uno studio condotto in Germania nel 2017 ha documentato un calo del 76% della biomassa totale di insetti volanti nell'arco di 27

anni¹⁶. Contemporaneamente, un gruppo di ricercatori in Porto Rico¹⁷ ha registrato che il declino della biomassa totale di invertebrati nelle foreste è compreso tra il 78% e il 98% nell'arco di 36 anni, con perdite annuali superiori al 2%¹⁸. Tale declino, sostengono gli autori, è stato determinato soprattutto dal cambiamento climatico. Come sottolineato in precedenza, i fattori di stress antropico sono molti, ma nessuno di questi è così diffuso geograficamente o così incline a interagire con tutti gli altri fattori come il cambiamento climatico¹⁹. Gli invertebrati fungono da importanti indicatori degli effetti del cambiamento climatico e di altri fattori di impatto antropico: per questo, una vastissima letteratura scientifica ha già evidenziato come negli insetti, ma anche in altri gruppi di invertebrati (vedi le zecche cui questo report dedicherà un capitolo), vi siano generalmente risposte rapide anche se molto diversificate alle variazioni abiotiche poste in essere dal cambiamento climatico. Tali risposte seguono tre tendenze principali, fra loro diverse:

- la proliferazione di insetti da sempre presenti in una determinata area geografica, ma caratterizzati storicamente da popolazioni contenute, dato un clima non favorevole alla loro crescita. Con temperature più alte, l'aumento dell'umidità e la scomparsa di molti predatori naturali, queste specie hanno iniziato a diffondersi e a crescere in abbondanza;
- la modifica degli areali di distribuzione delle specie autoctone, con spostamenti in latitudine verso nord e di risalita in altitudine per effetto dell'aumento delle temperature. Le specie di alta quota risultano essere le più vulnerabili, con la frammentazione degli habitat che ne limita la possibilità di spostamento.

L'arrivo di diverse specie aliene che, portate in Italia tramite gli scambi commerciali, grazie al cambiamento climatico trovano ambienti più idonei alla loro permanenza, divenendo rapida-

mente invasive.

Solitamente questi meccanismi, che impattano in maniera fortemente negativa sulla stragrande maggioranza delle comunità di insetti e di conseguenza anche sui servizi ecosistemici che esse offrono (vedere ad esempio gli impollinatori²⁰), tendono a favorire un ristretto gruppo di specie più generaliste e tolleranti, che si adattano bene alle nuove condizioni climatiche e riescono quindi a diffondersi ampliando il proprio areale geografico.

Tra queste, le specie invasive, già favorite dalla potenziale assenza di limiti naturali, risultano spesso ulteriormente avvantaggiate dal cambiamento climatico e dagli effetti delle sue interazioni con altre concause antropogeniche, come l'uso del suolo, o l'inquinamento. Tenendo conto che gli insetti hanno colonizzato quasi la totalità degli ambienti, dall'acqua al suolo, dalle foreste ai contesti agricoli fino alle aree urbane, è evidente come un cambiamento nelle strutture e nelle dinamiche ecologiche di queste comunità abbia un impatto enorme non solo sul pianeta, ma anche sulla vita delle persone: dalla salute all'economia passando per l'agricoltura, fino agli aspetti più piccoli della vita quotidiana. L'obiettivo di questo report è raccontare come il cambiamento climatico, insieme ad altri fattori antropici, stiano influenzando alcuni gruppi o comunità di invertebrati, sfavorendone soprattutto alcuni, spesso quelli che svolgono ruoli fondamentali per l'equilibrio funzionale degli ecosistemi, e avvantaggiandone solamente poche specie che risultano spesso essere molto dannose per l'ambiente e per l'uomo se incontrollate. Comprendere l'importanza degli insetti come indicatori degli effetti del cambiamento climatico, ma anche come uno dei migliori alleati del Pianeta e delle persone, il più importante dal punto di vista faunistico, se non altro per numero di specie, è cruciale per sollecitare, promuovere e quindi attuare le migliori politiche di gestione per una vera e reale co-esistenza.

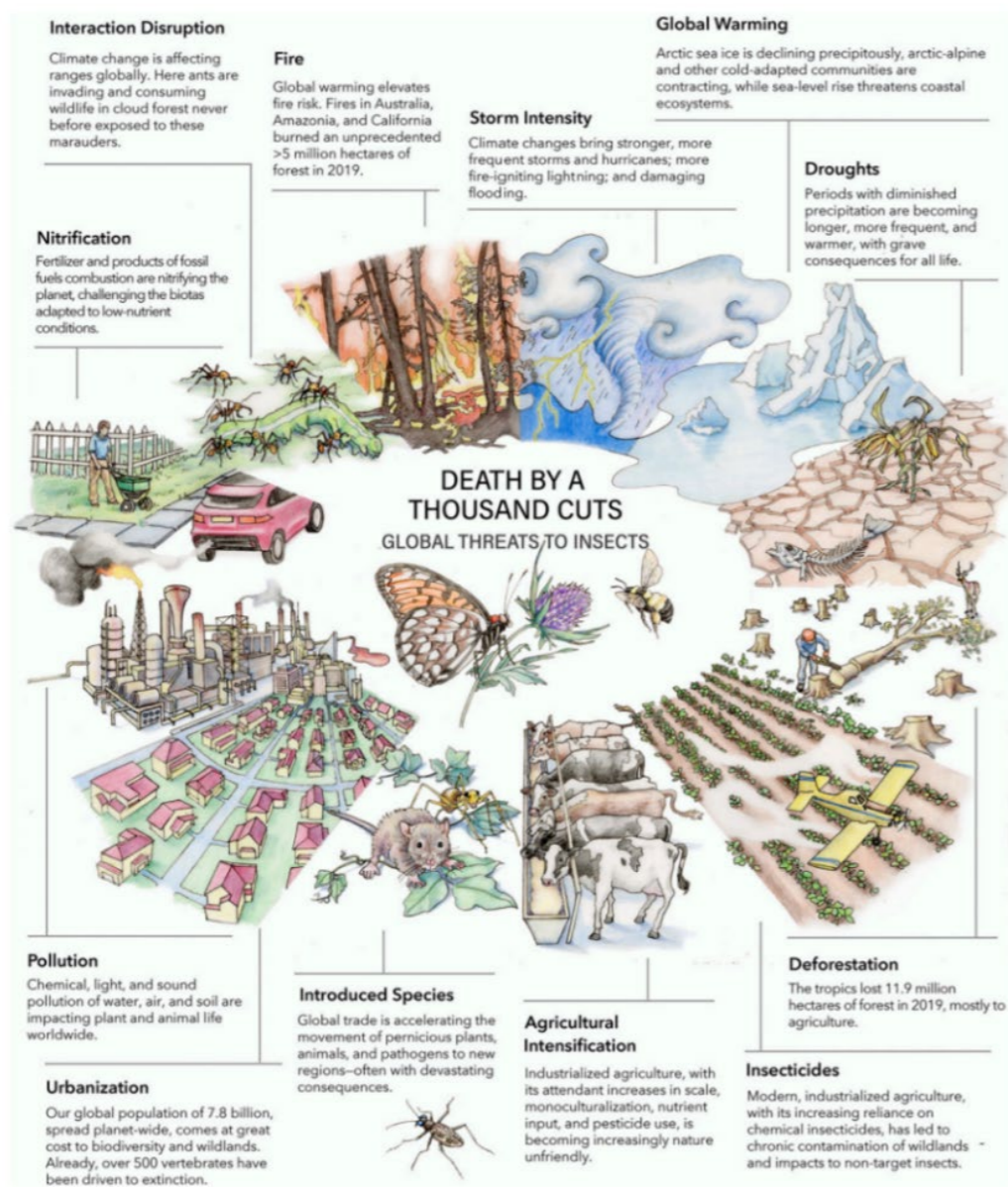


Figura 8: “Morte per mille tagli”: Rappresentazione delle minacce globali alla diversità degli insetti. Gli stressori dalle ore 10 alle ore 3 dell'orologio fanno riferimento al cambiamento climatico. (Wagner et al., 2021)

15 Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.

16 Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS one*, 12(10), e0185809.

17 Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), E10397-E10406.

18 Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.

19 Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., ... & Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), eaai9214.

20 Marshman, J., Blay-Palmer, A., & Landman, K. (2019). Anthropocene crisis: climate change, pollinators, and food security. *Environments*, 6(2), 22.

IL DECLINO DEGLI IMPOLLINATORI: UN ALLARME GLOBALE CON MOLTE ALLERTE LOCALI

Quasi il 90% delle specie di piante da fiore selvatiche e il 75% delle specie di interesse agrario nel mondo dipendono dall'impollinazione operata da animali²¹. Gli impollinatori e i servizi ecosistemici ad essi collegati, di cui l'uomo e l'ambiente beneficiano, sono gravemente minacciati: l'ultimo aggiornamento della Lista Rossa europea pubblicato a inizio 2026 ha segnalato che in Europa ben 172 specie di imenotteri apoidei (il 10%) sono minacciate di estinzione (in Pericolo Critico, in Pericolo o Vulnerabili)²². Inoltre, il numero di specie di farfalle europee che rischia l'estinzione è drammaticamente aumentato negli ultimi 15 anni (data del primo report), passando da 9% a 15%: se a queste si includono le specie prossime alla minaccia ("Near Threatened"), il numero di specie elencate è il 28%, passando da 81 nel 2010 a 125 nel 2025 su un totale di 441 specie²³.

Questo declino è dovuto a diverse pressioni che interagiscono tra loro: la distruzione e il degrado degli habitat; l'inquinamento, le specie aliene invasive (anch'esse favorite dal cambiamento climatico); gli agenti patogeni²⁴ (Fig. 9).

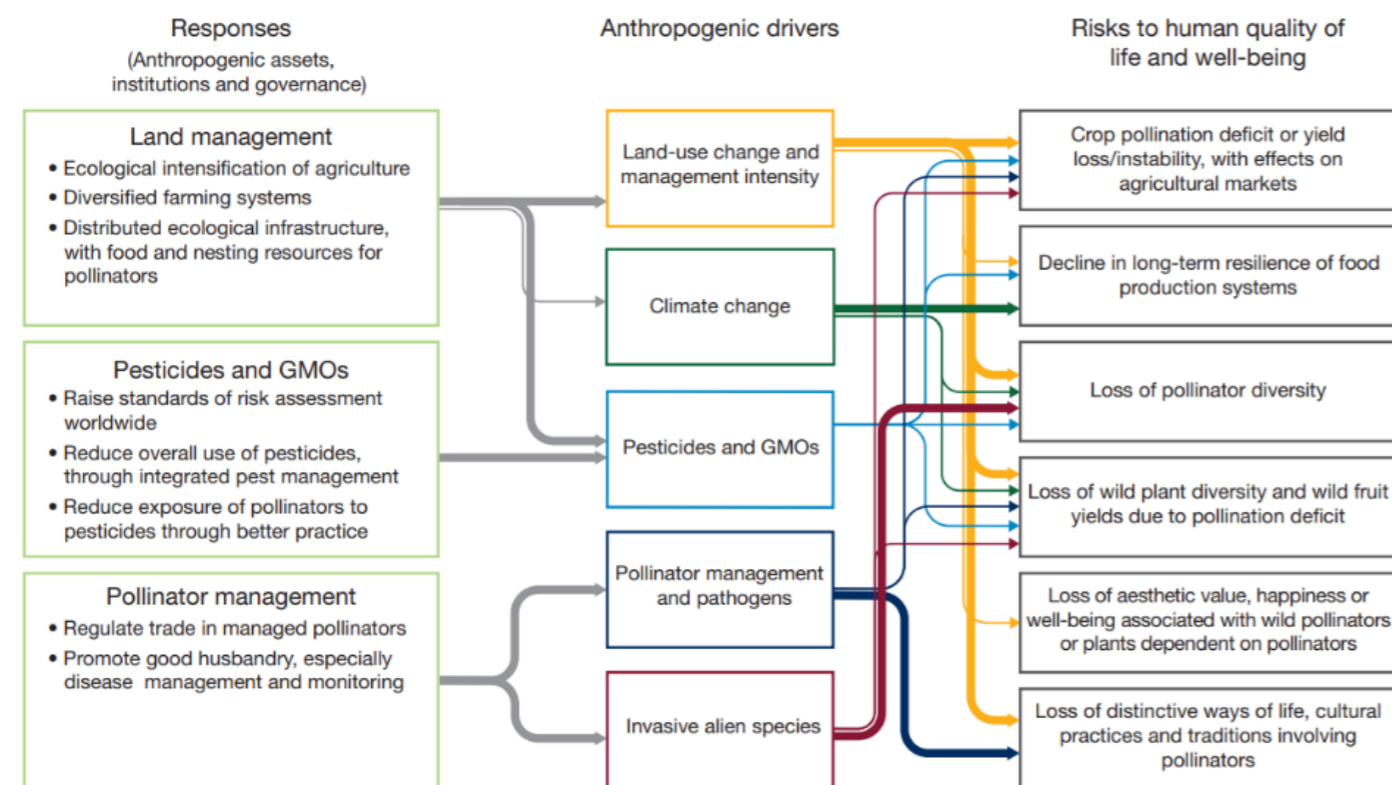


Figura 9: Fattori trainanti (drivers), rischi e risposte al declino degli impollinatori. I fattori del declino degli impollinatori (riquadri centrali) sono correlati ai principali rischi associati a tale declino (riquadri a destra) e al modo in cui questi fattori vengono affrontati da tre importanti serie di risposte (riquadri a sinistra) che ne riducono i rischi. Tratto da Potts et al., 2016

21 Bellucci, V., Piotto, B., & Sili, V. (2021). Piante e insetti impollinatori: Un'alleanza per la biodiversità. ISPRA, serie e rapporti, 350, 2021.
 22 European Commission: Directorate-General for Environment, Michez, D., Boustani, M., Sentil, A., Benrezkallah, J. et al., *European red list of bees – Measuring the pulse of European biodiversity*, Publications Office of the European Union, 2026
 23 Van Swaay, C., Warren, M., Ellis, S., Clay, J., Bellotto, V., Allen, D.J. and Trottet, A. (2025). Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of Butterflies. Brussels, Belgium: European Commission
 24 Potts, S. G., Imperatriz Fonseca, V., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production

A questi, si aggiunge il cambiamento climatico, che agisce, ancora una volta, da moltiplicatore dei problemi, interagendo con ognuno degli altri fattori (oltre ad avere un impatto diretto): uno studio che ha esaminato 2.000 specie europee di insetti ha stabilito che l'alterazione di alcuni parametri climatici (come la temperatura media stagionale, le temperature massime e minime o l'umidità relativa) causata dal cambiamento climatico, ha significativamente modificato la loro fenologia, alterando le fasi del ciclo vitale di queste specie in rapporto al clima, con la conseguenza di una fornitura stagionale dei servizi di impollinazione anticipata²⁵. Tale variazione ha comportato una differente sovrapposizione spaziale e temporale tra impollinatori e fioritura, rendendo più complessa l'interazione tra le comunità di impollinatori e di piante impollinate

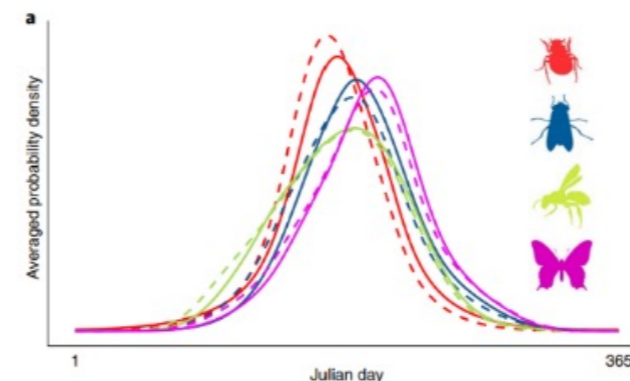


Figura 10: A) Variazioni della fenologia all'interno degli ordini tra il 1980 (linee continue) e il 2016 (linee tratteggiate) per ordini: Coleotteri (rosso), Ditteri (blu), Imenotteri (verde chiaro) e Lepidotteri (magenta). (Duchenne et al. 2020)

diminuendo, quindi, la disponibilità di risorse trofiche per questi insetti (Fig. 10). È quanto sta accadendo per esempio negli ultimi anni in centro Italia, dove le piante erbacee stanno mostrando un'anticipazione della stagione di fioritura e un minor indice pollinico annuale (API)²⁶. In generale, una pressione intensa dovuta alla combinazione tra cambiamento climatico e utilizzo del suolo potrebbe ridurre le dimensioni delle popolazioni di impollinatori, in particolare per le specie che sono specializzate in determinati habitat o che hanno scarsa capacità di dispersione. Questo si tradurrebbe in una semplificazione

delle comunità di impollinatori, ma anche delle piante con cui essi interagiscono, con un conseguente impoverimento generale degli habitat²⁷, dominati sempre di più da specie di impollinatori più mobili e generaliste in termini ecologici. Ad esempio, uno studio a lunghissimo termine (120 anni!) pubblicato su Science che ha preso in esame la struttura della comunità di impollinatori connessi a una specie di pianta selvatica ha rivelato che una combinazione di cambiamento climatico e dell'uso del suolo ha ridotto il numero di specie di impollinatori, influenzando la struttura della rete e portando a una riduzione delle visite ai fiori (Fig. 11)²⁸.

Identificare in maniera specifica come il cambiamento climatico impatti sugli impollinatori è complesso, perché questo non si limita ad intervenire sugli aspetti ecologici. Gli scienziati, che si sono già posti questa domanda, suggeriscono che esso intervenga a tutti i livelli della biodiver-

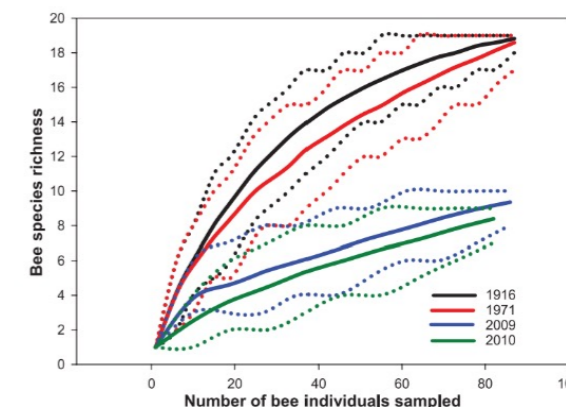


Figura 11: La ricchezza di specie (linee continue) e gli intervalli di confidenza (linee tratteggiate) delle specie di api che visitano Claytonia virginica era più del doppio nel 1916 e nel 1971 rispetto al 2009 e al 2010. Burkle et al., 2013

sità degli impollinatori: genetico, interspecifico e di comunità (Fig. 12). Un gruppo di ricercatori ha evidenziato che tale complessità potrebbe potenzialmente portare a trascurare determinati impatti, portando a sottostimare la reale pressione esercitata dal cambiamento climatico²⁹. Aspetti ancora poco misurati e conosciuti sono la β diversità e l'uniformità delle specie, o l'omogeneizzazione genetica di queste specie determinata dal clima

25 Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe. *Nature Ecology & Evolution*, 4(1), 115–121
 26 Sofia, G., Emma, T., Veronica, T., & Giuseppe, F. (2017). Climate change: consequences on the pollination of grasses in Perugia (Central Italy). A 33-year-long study. *International journal of biometeorology*, 61(1), 149–158.
 27 Settele, J., Bishop, J., & Potts, S. G. (2016). Climate change impacts on pollination. *Nature Plants*, 2(7), 1–3.
 28 Burkle, L. A., Marlin, J. C., & Knight, T. M. (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339(6127), 1611–1615.
 29 Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Science of the Total Environment*, 775, 145788.

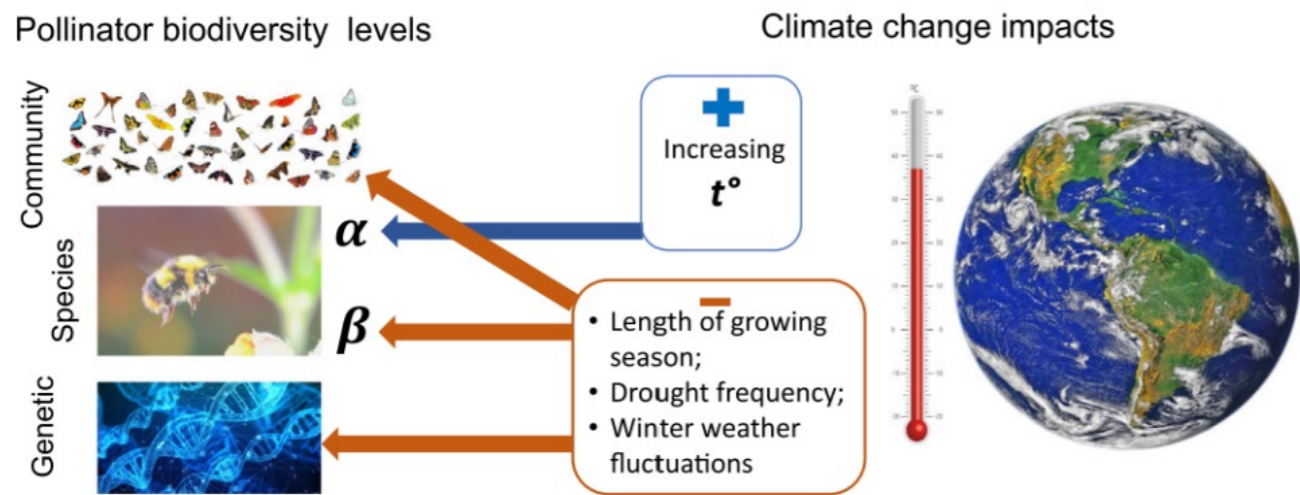


Figura 12: Impatto del cambiamento climatico sui 3 livelli di biodiversità di impollinatori, Graphical abstract di Vasiliev et al., 2021

Proprio su queste basi, la ricerca suggerisce che gli impatti negativi del cambiamento climatico sulla biodiversità degli impollinatori sono molto probabilmente enormemente sottovalutati. Questo è particolarmente visibile nelle aree montane, di cui l'Italia è ricca: quelle dell'area geografica del Mediterraneo, infatti, sono hot-spot di biodiversità, in cui sono particolarmente presenti specie relitte, un tempo più ampiamente distribuite durante le fasi più fredde del tardo Quaternario e che ora sono confinate alle altitudini più elevate. In queste aree, anche un aumento moderato della temperatura può causare significativi cambiamenti nella composizione delle comunità e nella ricchezza di specie³⁰. Diversi effetti del cambiamento climatico, per esempio, sono stati documentati per le farfalle montane, inclusi spostamenti verso altitudini più elevate³¹ e un'espansione generale delle specie termofile e generaliste, in parallelo con una diminuzione di quelle più specializzate³². **Senz'altro, tra gli insetti, le farfalle sono un modello utile per studiare l'impatto del cambiamento climatico, poiché generalmente tendono ad avere una nicchia (climatica ed ecologica) relativamente ristretta: questo aspetto, unito a caratte-**

ristiche biologiche come un certo grado di specializzazione nella scelta delle piante nutrici, la mobilità e la breve durata di vita, rendono le farfalle un indicatore ideale che risponde rapidamente alle variazioni degli habitat. Molte specie di farfalle che abitano ambienti freddi avevano una distribuzione più ampia durante l'ultimo massimo glaciale e, nell'attuale periodo interglaciale, si sono spostate verso latitudini più alte e/o verso aree montane isolate. Quando queste popolazioni si spostano verso quote più elevate a causa del riscaldamento globale, vanno incontro a riduzione e frammentazione del loro habitat. Nel breve termine, quindi, uno spostamento in altitudine potrebbe anche avere un effetto positivo su una data popolazione, poiché a quote elevate l'intensità d'uso del suolo è generalmente inferiore rispetto ai territori in pianura, ma a lungo termine il cambiamento climatico porterà a una riduzione delle aree idonee³³.

Farfalle, impollinatori sentinella: il declino della farfalla Apollo (*Parnassius apollo*) e del piccolo ninfalide montano (*Lasiommata petropolitana*)

Uno dei casi più famosi e studiati è senz'altro quello di *Parnassius apollo* (L., 1758), un papilionide relittuale dell'era glaciale caratteristico delle regioni subalpine (dove frequenta preferibilmente macereti montani e pascoli rocciosi, relativamente secchi) con distribuzione centro-asiatico-europeo-mediterranea ed è diffuso su tutti i principali massicci montuosi europei e dell'Asia Centrale, tra i 500 e 2.500 m di quota. In Italia è ampiamente distribuito lungo tutta la catena alpina, mentre diventa più localizzato nell'Appennino e in Sicilia.



Figura 13: Adulto di *Parnassius apollo*. <https://www.leps.it/indexjs.htm?SpeciesPages/ParnasApollo.htm>

Questo lepidottero papilionide ha un'apertura alare tra 50-80 mm, con colorazione di fondo bianca con spolveratura scura, più marcata nelle femmine. Le ali anteriori presentano alcune grosse macchie nere e con bordo alare ialino, mentre quelle posteriori con due grandi ocelli

rossi contornati di nero più o meno pupillati di bianco³⁴ (Fig. 13). *Parnassius apollo* presenta una generazione all'anno, con le larve di primo stadio che si sviluppano durante l'estate, ma svernano chiuse all'interno del guscio dell'uovo e si schiudono l'anno successivo, di solito all'inizio di marzo, spesso sotto il manto nevoso. Numerose osservazioni sull'alimentazione delle larve indicano diverse specie del genere *Hylotelephium* e *Sedum* come piante nutrici, anche se con una forte preferenza per due specie in particolare, ovvero *Hylotelephium telephium* ((L.) H. Ohba, 1977) e/o *Sedum album* (L., 1753)³⁵. Le popolazioni europee di *Parnassius apollo* sono distribuite localmente nelle pianure e negli altopiani dai paesi nordici (Scandinavia, Siberia occidentale) a quelli mediterranei come Italia, Grecia e Spagna. Le popolazioni delle pianure dell'Europa occidentale e orientale soffrono principalmente la frammentazione e l'isolamento, mostrando una tendenza generale al declino³⁶. La farfalla si è estinta in diversi paesi dell'Europa orientale: Bielorussia, Lettonia, Repubblica Ceca³⁷ e Ucraina, mentre nell'Europa occidentale (Germania, Francia, Spagna) è stato segnalato un forte declino (> 30%), in particolare delle popolazioni di pianura. Tale declino è probabilmente causato da un aumento della distruzione e della perdita del suo habitat di riferimento, dovuto allo sviluppo di infrastrutture e al contemporaneo abbandono dei pascoli, il quale ha portato a una transizione di molte aree verso la foresta, inducendo una riduzione degli habitat di *Parnassius apollo* e molti altri insetti

30 Viterbi, R., Cerrato, C., Bionda, R., & Provenza, A. (2020). Effects of temperature rise on multi-taxa distributions in mountain ecosystems. *Diversity*, 12(6), 210.

31 Rödder, D., Schmitt, T., Gros, P., Ulrich, W., & Habel, J. C. (2021). Climate change drives mountain butterflies towards the summits. *Scientific Reports*, 11(1), 14382.

32 Bonelli, S., Cerrato, C., Barbero, F., Boiani, M. V., Buffa, G., Casacci, L. P., ... & Balletto, E. (2021). Changes in alpine butterfly communities during the last 40 years. *Insects*, 13(1), 43.

33 Hülber, K., Kuttner, M., Moser, D., Rabitsch, W., Schindler, S., Wessely, J., ... & Dullinger, S. (2020). Habitat availability disproportionately amplifies climate change risks for lowland compared to alpine species. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01113.

34 <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/parchi-natura2000/sistema-regionale/fauna/fauna-minore/invertebrati/insetti/schedario/apollo-parnassius-apollo>

35 Nakonieczny, M., Kedziorski, A., & Michalczyk, K. (2007). Apollo butterfly (*Parnassius apollo* L.) in Europe—its history, decline and perspectives of conservation. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(1), 56-79.

36 Nadler, J., Bonelli, S., Dapporto, L., Karaçetin, E., Lukhtanov, V., López Munguira, M., Micevski, N., Settele, J., Tzortzakaki, O., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. & van Swaay, C. 2021. *Parnassius apollo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16249A122600528.

37 Maes, D., Verovnik, R., Wiemers, M., Brosens, D., Beshkov, S., Bonelli, S., ... & Warren, M. S. (2019). Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of insect conservation*, 23(2), 301-330.

delle praterie. D'altra parte, anche se le zone elevate (Alpi, Pirenei, Massiccio Centrale) sono più sensibili al cambiamento climatico, causando uno spostamento altitudinale delle farfalle alpine, esse hanno sempre rappresentato un rifugio sicuro per la specie nella parte meridionale dell'areale³⁸: queste popolazioni dell'Europa meridionale (come gli Appennini e il Peloponneso), risultano, quindi, particolarmente interessanti a causa del loro isolamento dalle popolazioni nell'Europa centrale, motivo per cui gli sforzi di conservazione dovrebbero concentrarsi anche e soprattutto su queste popolazioni geneticamente isolate, al fine di preservare e proteggere la loro diversità genetica. È per tutte le ragioni sopraelencate che *Parnassius apollo* è presente da sempre in tutte le liste rosse internazionali: è stato ad esempio il primo invertebrato incluso nell'Allegato II della CITES, la convenzione che disciplina il commercio delle specie di fauna e flora in pericolo di estinzione. Inoltre, fa parte dell'allegato IV (specie di interesse comunitario che richiede una protezione rigorosa) della Direttiva Habitat 92/43/CEE ed è riportata anche nell'Appendice II della Convenzione di Berna come specie che necessita di una rigorosa protezione. Secondo l'IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura), *Parnassius apollo* è classificata come specie "a rischio minimo" (least concern) soprattutto grazie alla sua ampia distribuzione e a un tasso di declino inferiore al 15% nell'ultimo decennio³⁸. Per questo, pur non essendo una specie in pericolo di estinzione nel complesso del suo intero areale, risultano esserlo invece molte delle popolazioni a livello locale, soprattutto per il loro isolamento e l'esigua consistenza, nonché per la forte minaccia generata dall'attuale cambiamento climatico. Il cambiamento climatico sta infatti avendo impatti significativi su questa farfalla, in particolare a causa dell'aumento delle temperature e dei cambiamenti negli habitat. Tali cambiamenti stanno causando una ritirata verso latitudini e altitudini più elevate, nonché modifiche nei tempi di schiusa delle larve e nell'emersione degli adulti: in alcune regioni, come le Alpi francesi, è stato osservato un anticipo nella schiusa delle larve, probabilmente a

causa del riscaldamento globale³⁹. Le larve di *Parnassius apollo* sono abbondantemente influenzate da parametri climatici come temperatura e umidità: esse sono ben adattate a basse temperature ambientali, anche inferiori a 0 °C, anche grazie alla pigmentazione scura della loro cuticola che permette un rapido riscaldamento al sole per la necessaria attività metabolica: questo tratto biologico è considerato fondamentale negli habitat montani, dove la temperatura massima giornaliera supera raramente i 15 °C durante la fase di sviluppo larvale⁴⁰. Tuttavia, le larve sono altamente sensibili all'umidità: infatti, nei giorni freddi e piovosi rallentano l'alimentazione e riducono significativamente la locomozione. Di conseguenza, lunghi periodi di piogge intense, specialmente se combinati con basse temperature ambientali, rallentano gravemente lo sviluppo larvale e aumentano i tassi di mortalità. Allo stesso tempo, temperature superiori a 40°C possono aumentare significativamente la mortalità larvale, rendendo le larve più soggette all'attacco di agenti patogeni³⁹. Anche la stagione di volo degli adulti ne è influenzata: in particolare, eventi di primavera anticipate, o addirittura di "false primavere" (un periodo caldo anticipato seguito da un ritorno del freddo), sempre più ricorrenti, possono causare un declino delle popolazioni, come osservato alla fine degli anni '80 (sempre in Francia) e riportato dallo studio sopracitato. Ciò che è stato osservato è che poiché i maschi emersi dalle pupe anticipatamente, e generalmente prima delle femmine, non hanno potuto accoppiarsi a causa dell'assenza di queste; successivamente, all'emersione delle femmine dopo il periodo di freddo, solo un numero limitato di queste è riuscita a riprodursi con successo, poiché erano sopravvissuti solamente pochi maschi³⁵. Inoltre, l'aumento delle temperature, poi, influenza direttamente anche gli habitat di montagna dove vive *Parnassius apollo*. Le farfalle alpine, infatti, sono tra le specie più minacciate a causa della riduzione della disponibilità di habitat e dello spostamento fenologico dalle piante ospiti, da cui dipendono per il loro ciclo vitale, dovuto al cambiamento climatico. La crescita larvale di *Parnassius apollo*, strettamente dipendente da

alcune specie del genere *Hylotelephium* e *Sedum*, la rende quindi un modello ideale per gli studi sugli effetti del cambiamento climatico su specie di impollinatori di alta quota. Una delle principali minacce per questo papilionide è la perdita di habitat dovuto all'abbandono dei prati, habitat tipici in cui vive, e del processo di rimboschimento naturale generato da diverse concause che ha portato la riduzione della presenza di questi ambienti aperti in molti territori del suo areale. In questo contesto, l'aumento delle temperature promuove l'espansione delle foreste, chiudendo aree aperte di importante valore di conservazione per molte specie di invertebrati. Le proiezioni future dell'idoneità

elevate, risultando in certe aree circoscritte alle sole zone cacuminali. Per una sua adeguata conservazione sarebbe opportuno limitare le pratiche di riforestazione degli ambienti aperti e sarebbe necessario attuare pratiche per la conservazione degli habitat pratici, per evitare che processi naturali di avanzamento del bosco siano contenuti a favore dei prati-pascoli dove questa farfalla è presente⁴². Infine, un altro fattore di minaccia per questa farfalla è dato dalla pressione generata dal disturbo antropico, soprattutto nelle aree con un'importante vocazione turistica. In primis, per via della presenza di infrastrutture: per esempio, sono riportati casi di influenza sulla mortalità degli adulti

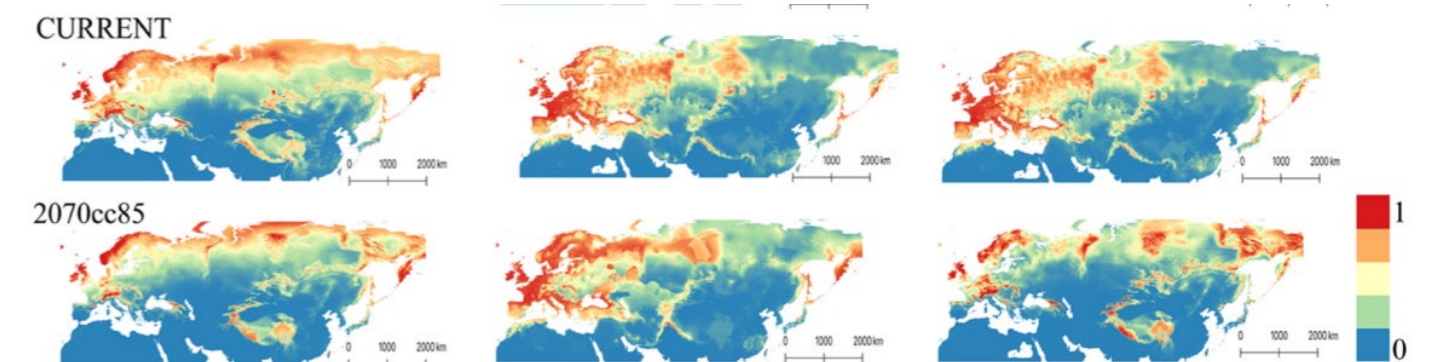


Figura 14: L'idoneità dell'habitat per *Parnassius apollo*, le sue piante ospiti e un modello combinato pianta/insetto, rappresentata da una scala cromatica dal blu (bassa) al rosso (alta). I modelli mostrano chiaramente una richiesta climatica atlantica per le piante ospiti, che evitano la Siberia centrale e settentrionale, mentre la farfalla predilige un clima continentale. (Sbaraglia et al. 2023)

dell'habitat del *Parnassius apollo*, stimate per gli anni 2050 e 2070 in base a scenari di emissioni di gas serra intermedie ed elevate⁴¹, mostrano risultati preoccupanti soprattutto sotto lo scenario ad alte emissioni. Lo studio ha stimato un'espansione sostanziale dell'areale durante i periodi freddi del passato (come l'ultimo Massimo Glaciale, ~22.000 anni fa) e contrazioni nei periodi più caldi. Per il futuro, i modelli di distribuzione della specie indicano che, se le emissioni di gas serra non verranno seriamente ridotte, la perdita di habitat sarà sostanziale, con un generale spostamento della specie verso quote più elevate e una progressiva frammentazione e riduzione dell'habitat idoneo. (Fig. 14). In Appennino, ad esempio, per questa ragione e per il naturale avanzare del bosco dovuto all'abbandono delle montagne, gli ambienti tipici dell'apollo si sono notevolmente ridotti come superficie e spostati a quote decisamente più

dovuti al traffico veicolare, e inoltre, alla presenza di piste da sci (e tutti i processi di gestione ad esse associati) che impattano fortemente sulle piante nutrici³⁵. A questo, si aggiunge che il carisma della specie ha sempre generato grande interesse e curiosità nelle persone, che hanno adottato un eccessivo prelievo di esemplari a fini meramente collezionistici: un fattore ulteriore di minaccia, soprattutto nel caso di ridotte popolazioni locali³⁵. Per tali ragioni, *Parnassius apollo* è oggetto di importanti sforzi di conservazione: ne è un esempio il progetto Life Apollo 2020. L'obiettivo di questo progetto europeo è stato quello di ricreare le popolazioni di *Parnassius apollo* in 3 aree funzionali: Sudeti e Bianchi Carpazi nella bioregione Continentale e rafforzare la popolazione austriaca nella bioregione Alpina. oltre ad almeno 38 "stepping stone sites" per garantire i corridoi di migrazione della specie tra i nuovi siti. Il progetto è il primo a

38 Massolo, A., Fric, Z. F., & Sbaraglia, C. (2022). Climate Change Effects on Habitat Suitability of a Butterfly in the Past, Present, and Future: Biotic Interaction between *Parnassius Apollo* and Its Host Plants. *University of Pisa*.

39 Descimon, H., Bachelard, P., Boitier, E., & Pierrat, V. (2005, December). Decline and extinction of *Parnassius apollo* populations in France—continued. In *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe* (pp. 114-115). Pensoft.

40 <https://parnassius-apollo.life/the-effect-of-climate-change-on-the-apollo-butterfly>

41 Sbaraglia, C., Samraoui, K. R., Massolo, A., Bartoňová, A. S., Konvička, M., & Fric, Z. F. (2023). Back to the future: Climate change effects on habitat suitability of *Parnassius apollo* throughout the Quaternary glacial cycles. *Insect Conservation and Diversity*, 16(2), 231-242.

42 <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/parchi-natura2000/sistema-regionale/fauna/fauna-minore/invertebrati/insetti/schedario/apollo-parnassius-apollo>

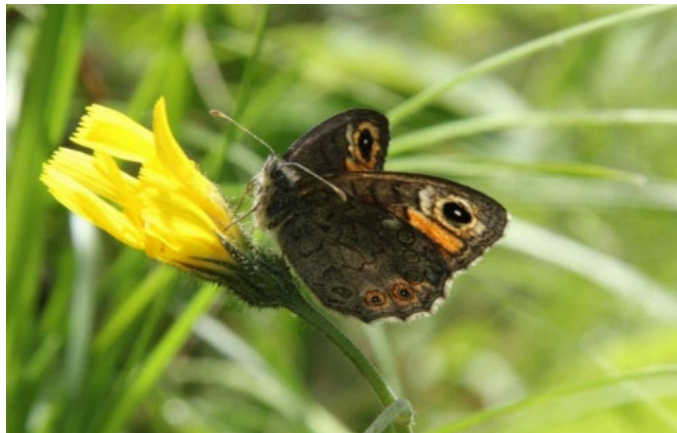


Figura 15: *Lasiommata petropolitana* (Crediti: <https://www.farfalitalia.it/sito/980/index.php>)

implementare azioni pilota per lo sviluppo futuro delle popolazioni nelle bioregioni attraverso la ricreazione delle popolazioni in Polonia e Repubblica Ceca e il rafforzamento della popolazione austriaca, puntando al miglioramento della qualità dell'habitat della specie (ad esempio proteggendo gli habitat riproduttivi e le aree di alimentazione), creando corridoi ecologici (stepping stone sites), sensibilizzando gli stakeholder sulla conservazione e il mantenimento degli habitat e della specie e quindi rafforzamento del coinvolgimento sociale nella protezione della specie⁴³. In conclusione, essendo *Parnassius apollo* una specie ben conosciuta da scienziati e cittadini, potrebbe fungere da specie bandiera per altre specie meno note che beneficerebbero delle stesse misure di conservazione, che devono mirare a preservare habitat di pianura e di alta quota necessari alla specie nel suo ampio areale di distribuzione⁴⁴.

Un altro caso studiato in Italia è quello delle popolazioni appenniniche di *Lasiommata petropolitana* (Fabricius, 1787) (Fig. 15): in Italia, la distribuzione di questo ninfalide è simile a quella di altre specie di farfalle ampiamente diffuse nelle Alpi e nell'Europa continentale. Ma negli Appennini della Penisola, le popolazioni sono limitate a poche zone montane e quindi isolate geneticamente dalle altre, rappresentando in alcuni casi dei veri e propri endemismi. In particolare, *Lasiommata petropolitana* è stata rilevata negli Appennini solo sui massicci dei

Monti della Laga, del Gran Sasso e dei Monti Marsicani⁴⁵, in genere a quote elevate tra i 1500 e i 2200 metri⁴⁶. Una ricerca pubblicata del 2022⁴⁷ ha evidenziato che questa farfalla potrebbe scomparire completamente entro il 2060 se le attuali tendenze climatiche non cambieranno (Fig. 16).

La progressiva scomparsa della popolazione appenninica di *Lasiommata petropolitana* potrebbe rappresentare una delle prime estinzioni locali documentate per una farfalla europea causata dal cambiamento climatico. Sebbene la perdita non implicherebbe una diminuzione significativa della diversità genetica a livello continentale, avrebbe conseguenze ecologiche e biogeografiche significative. La perdita di *Lasiommata petropolitana* negli Appennini (insieme a quella di altre farfalle orofile) dovuta al cambiamento climatico potrebbe essere concausa di un processo di impoverimento della biodiversità negli ecosistemi di alta quota, già stressati fortemente dal cambiamento climatico, compromettendo anche i servizi ecosistemici forniti da un numero ristretto di specie di farfalle presenti in questi habitat. Tra questi, da non sottovalutare è anche il valore culturale di queste farfalle: specie molto carismatiche che spesso fungono da attrattori turistici all'interno delle aree protette. Come evidenziano gli autori dello studio, la loro sopravvivenza risulta essere prioritaria, quindi, anche per l'offerta turistica dei territori in cui sono presenti, come nel caso del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga.

43 <https://parnassius-apollo.life/>

44 Sbaraglia, C., Samraoui, K. R., Massolo, A., Bartoňová, A. S., Konvička, M., & Fric, Z. F. (2023). Back to the future: Climate change effects on habitat suitability of *Parnassius apollo* throughout the Quaternary glacial cycles. *Insect Conservation and Diversity*, 16(2), 231-242.

45 Balletto E, Bonelli S, Cassulo LA (2007) Insecta Lepidoptera Papilionoidea. In: Rufo S, Stoch F (eds.) Checklist and distribution of the Italian Fauna. 10,000 terrestrial and freshwater species. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2° serie, Sez. Scienze della Vita, Vol. 17, Verona, pp. 257-261

46 <https://www.iucn.it/scheda.php?id=-1662973159>

47 Bonifacino, M., Pasquali, L., Sistri, G., Menchetti, M., Santini, L., Corbella, C., ... & Dapporto, L. (2022). Climate change may cause the extinction of the butterfly *Lasiommata petropolitana* in the Apennines. *Journal of Insect Conservation*, 26(6), 959-972.

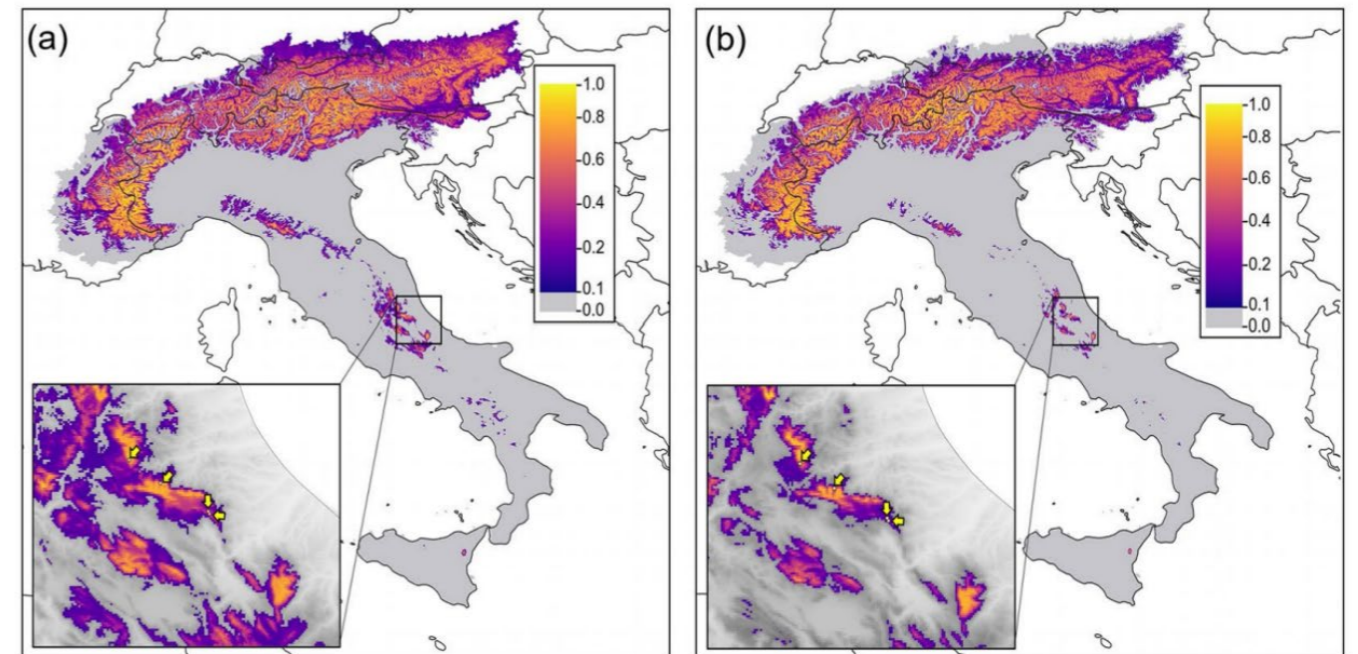


Figura 16: I grafici (a) e (b) mostrano rispettivamente la distribuzione attuale (1980–2021) e futura (2041–2060) di *Lasiommata petropolitana*. I colori rappresentano la probabilità di presenza della specie, con valori compresi tra 0 e 1. (Bonifacino et al, 2022)

Il declino degli apoidei in città: una perdita per gli ecosistemi e per le persone

Il cambiamento climatico combinato con l'urbanizzazione porta le città ad avere temperature più elevate rispetto alle aree non urbanizzate circostanti: questo fenomeno, noto come "effetto isola di calore urbana" (Urban Heat Island, UHI) porta le città Italiane ad avere aumenti di temperature di anche 6°C⁴⁸. Questo fenomeno è dovuto sia all'impermeabilizzazione del suolo (tramite l'utilizzo di materiali come cemento e asfalto), che agisce come accumulatore di calore, sia alla perdita di copertura arborea. Queste due azioni intensificano l'aumento delle temperature e quindi l'impatto del cambiamento climatico. Anche in questo contesto, le comunità di insetti rispondono in maniera molto diversificata, con specie più tolleranti o addirittura poche specie che risultano favorite, e la maggior parte che invece risultano impattate negativamente dalle nuove condizioni ambientali. Tra quest'ultime, in primis, ci sono gli apoidei impollinatori (Fig. 17).

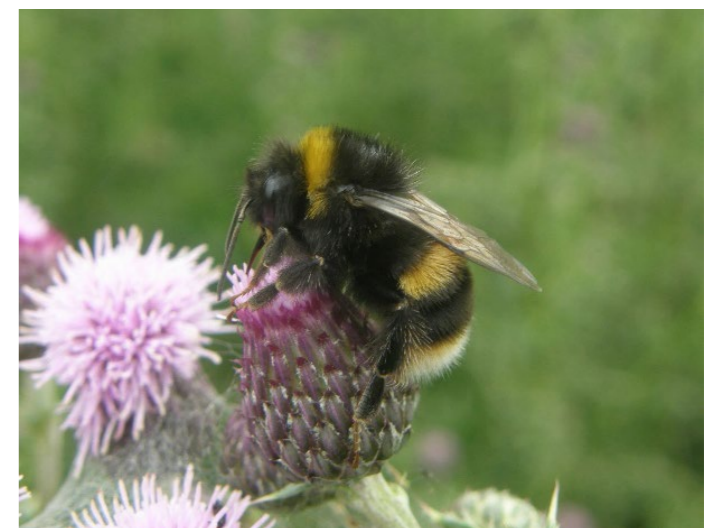


Figura 17: *Bombus terrestris*, apoideo. <https://bwars.com/bee/apidae/bombus-terrestris>

Non a caso, esistono diversi studi sugli impatti del cambiamento climatico e di altri fattori di disturbo sugli apoidei in ambiente urbano. In Italia, un'importante ricerca in questo senso è stata effettuata nell'area della Città Metro-

48 <https://www.cnr.it/it/comunicato-stampa/13573/isole-di-calore-uno-studio-ne-rileva-l-intensita-in-tutti-i-capoluoghi-di-regione-italiani>

politana di Milano e pubblicata nel 2022⁴⁹. I ricercatori hanno voluto valutare le risposte ecologiche di alcuni gruppi di impollinatori (apoidei e sirfidi) rispetto a un gradiente di urbanizzazione che tenesse conto delle variabili climatiche, della presenza di aree verdi (e delle dimensioni di queste) e della disponibilità di risorse floreali (nettare). Quello che hanno rilevato è che gli impollinatori sono meno abbondanti dove il clima è meno variabile tra le stagioni: questo dato, sostengono gli autori, suggerisce che l'idea per cui gli impollinatori siano favoriti da un ambiente urbano stabile non è probabilmente sempre vera. Questa ipotesi concorda con quanto evidenziato da un altro studio fisiologico effettuato in precedenza, che ha mostrato come le api selvatiche siano colpite negativamente da temperature eccessivamente elevate in aree con copertura impermeabile alta⁵⁰. È stato dimostrato, infatti, che l'effetto isola di calore impatta notevolmente gli apoidei non solo a livello tassonomico, ma anche dal punto di vista dei tratti funzionali degli apoidei, quali morfologia, fisiologia e comportamento (Fig. 18). Uno studio pubblicato nel 2023 da ricercatori italiani raccoglie diverse informazioni su questi aspetti⁵¹, con

l'obiettivo di mettere in evidenza come l'effetto isola di calore possa influenzare i tratti funzionali essenziali degli apoidei nelle città. Gli autori ipotizzano che questi impatti negativi possano essere particolarmente pesanti soprattutto per le specie solitarie o socialmente primitive e con poca capacità di dispersione (in particolare le specie di minore dimensione, che spesso hanno una distanza di foraggiamento minore rispetto alle specie di grandi dimensioni); ulteriormente a ciò, le specie con nicchie trofiche più specializzate, e quindi legate a un numero limitato di piante, potrebbero essere più colpite se le poche specie vegetali da loro utilizzate subissero una riduzione o uno sfasamento temporale con i loro impollinatori a causa dell'effetto isola di calore. Infine, lo studio sottolinea come non vada sottovalutato l'effetto letale delle temperature: per esempio, a una temperatura dell'aria di 35°C, la temperatura toracica dei bombi in volo raggiunge quasi i 45°C, un valore prossimo al limite letale⁵². Tali effetti letali sono e saranno sempre più frequenti nelle città, rese roventi dalle ondate di calore sempre più comuni a causa del cambiamento climatico.

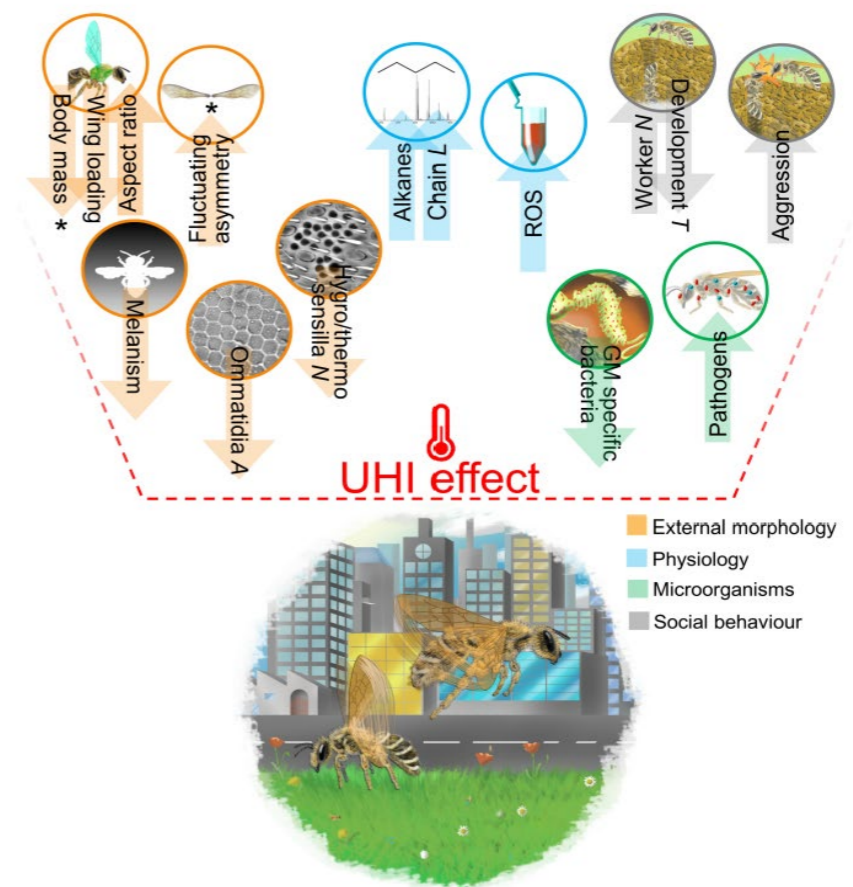


Figura 18: Rappresentazione schematica degli impatti proposti da Polidori et al., 2023 dell'effetto "isola di calore urbana" sui tratti funzionali delle api. Una freccia rivolta verso l'alto indica un effetto positivo dell'UHI sul tratto, mentre una freccia rivolta verso il basso indica un effetto negativo.

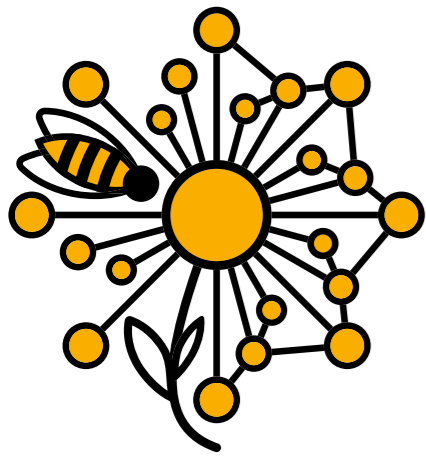


49 Biella, P., Tommasi, N., Guzzetti, L., Pioltelli, E., Labra, M., & Galimberti, A. (2022). City climate and landscape structure shape pollinators, nectar and transported pollen along a gradient of urbanization. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1586-1595.

50 Burdine, J. D., & McCluney, K. E. (2019). Differential sensitivity of bees to urbanization-driven changes in body temperature and water content. *Scientific Reports*, 9(1), 1643.

51 Polidori, C., Ferrari, A., Ronchetti, F., Tommasi, N., & Nalini, E. (2023). Warming up through buildings and roads: what we know and should know about the Urban Heat Island effect on bees. *Frontiers in Bee Science*, 1, 1269600.

52 Heinrich, B. (2004). *Bumblebee economics*. Harvard University Press.



LIFE PolliNetwork

Cofinanziato da:



Il progetto LIFE PolliNetwork

La strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030 ha fissato l'obiettivo generale di invertire la diminuzione del numero e della diversità degli impollinatori entro il 2030 iscrivendolo nel quadro di una serie di impegni e obiettivi finalizzati al ripristino della natura nell'UE. Essa ha istituito inoltre la piattaforma dell'UE sulla biodiversità, nell'ambito della quale è stato creato un gruppo di lavoro per gli impollinatori quale principale piattaforma di governance per l'iniziativa a favore degli impollinatori. Altre iniziative che rientrano nel quadro del Green Deal europeo, come la strategia "Dal produttore al consumatore", il piano d'azione per l'inquinamento zero, la strategia per le foreste e la strategia di adattamento ai cambiamenti climatici, contribuiscono a contrastare le minacce che gravano sugli impollinatori. Le pressioni che subiscono le popolazioni di impollinatori in diversi paesaggi e usi del suolo interagiscono tra loro amplificando ulteriormen-

te gli impatti nocivi. Pertanto, è necessario che le azioni volte ad attenuare tali impatti non siano adottate isolatamente, ma coordinate tra i settori e pianificate in modo adeguato per garantire coerenza, sinergie ed efficacia in termini di costi. Le zone protette e una gestione adeguata del territorio sono la chiave di volta attorno a cui deve ruotare la conservazione della ricca diversità delle specie di impollinatori e su cui dovrebbero impennarsi attività di ripristino strategicamente pianificate, per garantire agli impollinatori aree adeguate di habitat ben collegati tra loro e di alta qualità. Per contrastare la frammentazione degli habitat occorre un approccio integrato nei confronti dei paesaggi naturali e culturali. L'obiettivo può essere conseguito attraverso una rete strategicamente pianificata di tratti di habitat che, insieme, formino un'infrastruttura verde interconnessa in tutto il paesaggio, estendendosi attraverso regioni biogeografiche e amministrative. Questi corri-

doi ecologici per gli impollinatori — denominati "Buzz Lines" — consentirebbero alle specie di muoversi alla ricerca di cibo, rifugio e luoghi di nidificazione e riproduzione. Funterebbero altresì da rotte migratorie per le specie colpite dai cambiamenti climatici, sostenendo in tal modo gli sforzi di adattamento. Per contribuire all'attuazione della Strategia europea ed arrestare il declino degli insetti impollinatori è stato approvato nel 2025, nell'ambito del Programma LIFE dell'Unione Europea, il progetto LIFE PolliNetwork, il più ambizioso progetto italiano per la conservazione di apoidei, farfalle diurne e sirfidi, i principali gruppi di insetti impollinatori. Il progetto mira a contribuire all'attuazione dell'iniziativa europea per gli impollinatori, migliorando le conoscenze sul loro declino, sulle cause e le conseguenze, migliorando lo status di conservazione dei tre gruppi principali di impollinatori, affrontando le cause prioritarie del loro declino, mobili-

tando la società e promuovendo la pianificazione e la cooperazione strategiche a tutti i livelli. L'intuizione del progetto LIFE PolliNetwork è semplice quanto efficace: creare un network costituito da aree e corridoi ecologici, questi ultimi funzionali a trasformare le infrastrutture che punteggiano e attraversano l'Italia — strade, ferrovie, stazioni elettriche — in corridoi ecologici dove gli impollinatori possano nutrirsi, riprodursi e quindi muoversi in sicurezza tra le aree anche per adattarsi agli effetti del cambiamento climatico. Oltre ai margini di strade e binari, il progetto interesserà aree adibite a stazioni elettriche, le Oasi protette del WWF e aziende agricole, creando una vera e propria rete nazionale di habitat favorevoli per gli impollinatori. 88 ettari di territorio verranno ripristinati entro il 2030 in 10 regioni italiane (Piemonte, Lombardia, Trentino, Toscana Marche, Umbria, Lazio, Campania, Basilicata, Sicilia). Il progetto, coordinato da WWF Italia coinvolge partner

strategici come Anas, Rete Ferroviaria Italiana (RFI), entrambe società del Gruppo FS, Terna e Rete Italia (TRI), le aziende agricole aderenti a Copagri metteranno a disposizione i terreni per la realizzazione degli interventi di ripristino della natura, mentre le Università Alma Mater Studiorum - Università di Bologna (UNIBO), Università degli Studi di Torino (UNITO) e Università di Pisa (UNIPI) guideranno il monitoraggio scientifico per la verifica degli effetti sui tre gruppi di impollinatori. ISPRA produrrà documenti tecnici per la redazione del Piano di Azione Nazionale per gli impollinatori e criteri per l'individuazione delle aree strategiche per la loro conservazione. TeamDev Ecosystem avrà il compito di progettare e realizzare un sistema digitale DSS per fornire il supporto tecnologico che guiderà gli operatori nella progettazione degli interventi di ripristino della natura. Il progetto sarà realizzato anche con un contributo economico del Ministero dell'Ambiente e della Sicu-

rezza Energetica (MASE) e della Fondazione CARIPLO. Il monitoraggio scientifico verrà effettuato con transetti permanenti per misurare l'aumento del numero di specie e l'incremento delle loro popolazioni anche oltre la scadenza del progetto: per questa attività l'obiettivo è un incremento, nei 60 mesi di progetto, tra il 10% e il 30% del numero di specie impollinatori monitorati. Inoltre, verrà svolta un'intensa attività di formazione con workshop per tecnici e gestori delle aree interessate da infrastrutture, operatori di aree protette e agricoltori. I cittadini verranno coinvolti in eventi di *Citizen Science* di monitoraggio e si svolgeranno attività educative per 5.000 tra docenti e studenti ed un contest per gli istituti tecnici-agrari. Il progetto punterà poi sulla gestione delle pressioni e delle minacce e la verifica di presenza di specie protette attraverso il controllo delle specie aliene invasive di insetti che danneggiano gli impollinatori autoctoni.

Cofinanziato dall'Unione Europea. Tuttavia, le opinioni espresse appartengono esclusivamente agli autori e non riflettono necessariamente quelle dell'Unione Europea o del CINEA. Né l'Unione Europea né l'autorità di erogazione possono essere ritenute responsabili di tali opinioni.



LA PERDITA DELLE RICCHEZZE IN FONDO AI FIUMI: IL DECLINO DEI PICCOLI INVERTEBRATI DEI FONDALI

I sistemi di acque dolci, pur occupando solo lo 0,8% della superficie terrestre⁵³, sono habitat ricchissimi di specie rispetto all'area che occupano: infatti, compongono circa il 2% (150.000 specie stimate in 17 phyla)⁵⁴ dei circa 6,7 milioni di specie di invertebrati globali, a confronto con circa il 16% (1,1 milioni di specie stimate)⁵⁵ nell'infinitamente più esteso ambiente marino. L'elevata biodiversità degli invertebrati negli ecosistemi acquatici di acqua dolce riflette in parte la grande varietà di habitat disponibili per la colonizzazione di questi ambienti, che variano dai piccoli stillicidi sulle pareti rocciose con comunità di specie uniche, ai grandi sistemi fluviali con antichi bacini; miriadi di laghi e zone umide, come le torbiere alpine o le pozze permanenti o temporanee di pianura, che offrono un'ampia gamma di habitat lenticivi. Inoltre, anche i sistemi sotterranei possono ospitare invertebrati troglobii (cavernicoli), spesso appartenenti a specie a distribuzione altamente ristretta e con diverse specie endemiche⁵⁶. Le attività umane generano numerose potenziali minacce alla biodiversità globale delle acque dolci, che possono essere raggruppate in cinque categorie: sfruttamento eccessivo, inquinamento delle acque, modificazione dei flussi idrici, distruzione o degrado dell'habitat, invasione da parte delle specie esotiche. A queste, si aggiungono (e vi interagiscono) i cambiamenti ambientali su scala globale, anch'essi di natura antropica: in primis, il cambiamento climatico, il riscaldamento globale ad esso connesso e le

variazioni nei regimi di precipitazioni e deflussi, nonché lo sversamento di nutrienti come azoto e fosforo⁵⁷. L'inquinamento, per esempio, rappresenta un problema diffuso: sebbene in alcuni paesi industrializzati siano stati compiuti notevoli progressi nella riduzione dell'inquinamento da fonti puntuali domestiche e industriali, restano crescenti le minacce dovute all'arricchimento eccessivo di nutrienti⁵⁸, inquinamento da pesticidi e da microplastiche. La perdita e il degrado degli habitat, è invece causato da una serie di fattori interagenti: tra gli impatti diretti sull'ambiente acquatico si annovera per esempio l'escavazione della sabbia fluviale, mentre tra quelli indiretti ci sono i cambiamenti all'interno del bacino idrografico causati da processi esterni, come ad esempio avviene per la deforestazione che è generalmente associata a modifiche nel deflusso superficiale e ad un aumento del carico di sedimenti fluviali, che possono determinare alterazioni dell'habitat come erosione delle rive, degrado della vegetazione ripariale presente sulle sponde e intasamento dei fondi fluviali⁵⁷. Tutti questi effetti combinati e interagenti, generati dalle minacce antropiche appena citate hanno portato a declini di popolazione e riduzioni di areale delle specie delle acque dolci a livello globale. Per esempio, il Living Planet Report 2024 pubblicato da WWF, tramite l'analisi dell'indice LPI (Living Planet Index, un indice che viene calcolato sulla base dei trend demografici di quasi 35.000 popolazioni e di 5.495 specie di anfibi, uccelli, pesci, mammiferi e rettili) ha

evidenziato che tra i vertebrati la perdita di biodiversità più forte si è registrata nelle acque dolci, riflettendo la crescente pressione esercitata sugli habitat e sulle specie di questi ambienti (diminuzione del 85%)⁵⁹. Per quanto riguarda i macroinvertebrati delle acque interne, la situazione risulta essere molto complessa, essendo questi una comunità particolarmente ampia per numero di specie e ambienti colonizzati. I macroinvertebrati di acqua dolce sono ampiamente utilizzati come bioindicatori⁶⁰ perché oltre a essere generalmente comuni e abbondanti, forniscono risposte rapide misurabili agli stress ambientali e permettono di comprendere in che modo i fenomeni sopradescritti impattano sugli ecosistemi e le specie che li abitano. Si tratta di un gruppo altamente diversificato di organismi in cui ogni specie si è adattata in condizioni idrologiche e trofiche molto variabili. Un corpo idrico non compromesso, infatti, contiene comunemente decine di taxa, che rappresentano un'ampia gamma di preferenze di habitat, nicchie ecologiche e strategie di adattamento. Le comunità di macroinvertebrati sono molto diversificate e comprendono migliaia di specie appartenenti a vari gruppi, come i Crostacei (Anfipodi e Isopodi) e gli Insetti (Coleotteri, Ditteri, Eterotteri, Odonati, Neurotteri, Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri) (Fig. 19), i Molluschi (Gasteropodi e Bivalvi), gli Anellidi, i Nematodi,



Fig. 19: larve di invertebrati delle acque interne, alla base di questi ecosistemi (crediti: <https://www.eurac.edu/it/magazine/la-vita-dei-fiumi>)

i Platelminti. La comunità di macroinvertebrati bentonici svolge ruoli trofici fondamentali, rappresentando una componente essenziale dei produttori secondari e collegando le risorse di materia organica ai livelli trofici superiori⁶¹. Le pressioni antropiche stanno generando declini significativi di diversi gruppi di questa comunità. Per esempio, a livello globale, un'analisi effettuata su 1.428 specie di molluschi di acqua dolce, che rappresenta circa un quarto della diversità globale del gruppo, mostra che il 30% delle specie è minacciato d'estinzione. Un esempio molto noto è quello che è accaduto in Nord America, dove un terzo delle specie di quella che un tempo era la comunità di molluschi d'acqua dolce più diversificata al mondo (il bacino di Mobile Bay, nel sud-est degli USA) è stato portato all'estinzione a causa della regolazione dei flussi e dell'alterazione degli habitat circostanti⁵⁷. Queste tendenze sono concordi con quelli rilevati da ricerche precedenti: il 40% dei bivalvi è estinto o in via di estinzione⁶², mentre tra i decapodi, il 32% dei granchi⁶³ e la stessa percentuale di gamberi⁶⁴. Anche il cambiamento climatico ha un impatto particolarmente intenso sulla composizione delle comunità bentoniche fluviali di invertebrati: la temperatura dell'acqua è uno dei principali fattori abiotici che regolano la struttura e il funzionamento degli ecosistemi acquatici, e la sua alterazione può avere effetti significativi sulle comunità biologiche, per questo il riscaldamento globale ha impatti significativi su questi ambienti. A questo, vanno aggiunti gli effetti dei drastici cambiamenti dei regimi idrologici causati dall'aumento della frequenza e dell'intensità degli eventi estremi (siccitosi e alluvionali) che incidono anch'essi profondamente sulle biocenosi dei corsi d'acqua e delle aree limitrofe. In Europa, uno studio effettuato sui grandi fiumi in Francia ha evidenziato che a causa dell'aumento delle temperature delle acque, sta avvenendo una transizione nelle comunità bentoniche da specie tipiche di acque lotiche verso specie più generaliste e tolleranti, spesso

53 Dawson, M. N. (2012). Species richness, habitable volume, and species densities in freshwater, the sea, and on land. *Frontiers of Biogeography*, 4(3).

54 Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.

55 Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., ... & Costello, M. J. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current biology*, 22(23), 2189-2202.

56 Collier, K. J., Probert, P. K., & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 817-837.

57 Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.

58 Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.

59 WWF (2024) Living Planet Report 2024 – A System in Peril. WWF, Gland, Svizzera.

60 Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators: Using organisms to measure. *Nature*, 3, 8-13.

61 Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in stream ecology, volume 1* (pp. 413-433). Academic Press.

62 Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810(1), 1-14.

63 Cumberlidge, N., Ng, P. K., Yeo, D. C., Magalhães, C., Campos, M. R., Alvarez, F., ... & Ram, M. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142(8), 1665-1673.

64 Richman, N. I., Böhm, M., Adams, S. B., Alvarez, F., Bergey, E. A., Bunn, J. J., ... & Collen, B. (2015). Multiple drivers of decline in the global status of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidea). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 20140060.

invasive⁶⁵. Uno studio a lungo termine condotto su un tratto del corso superiore del fiume Elba in Germania⁶⁶ nell'arco di 28 anni ha evidenziato che la ricchezza e la struttura funzionale della comunità di macroinvertebrati bentonici si sono

di stress antropogenici, ne amplifica gli effetti complessivi. Nel caso dei macroinvertebrati bentonici, ad esempio, il cambiamento climatico si sovrappone ad altre pressioni rilevanti, come la gestione non sostenibile delle risorse idriche da

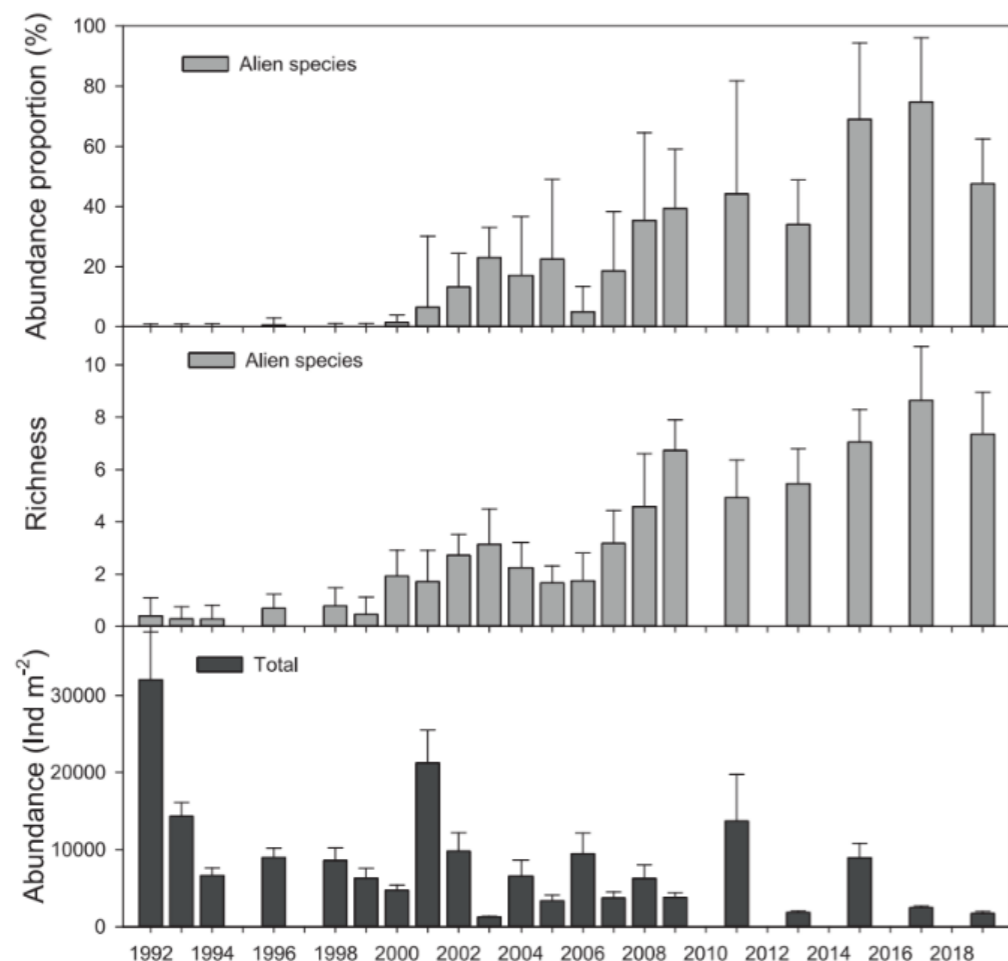


Figura 20: sviluppo della comunità macroinvertebrata bentonica nel fiume Elba (0-65 km). A) abbondanza percentuale di specie aliene, B) ricchezza di specie aliene; C) abbondanza totale di macroinvertebrati (Worischka et al., 2023)

profondamente trasformate, con una riduzione della diversità di specie e un aumento significativo delle specie invasive, rendendo l'ecosistema ancora più vulnerabile agli stress futuri (Fig. 20). Un altro fenomeno particolarmente impattante causato dal cambiamento climatico è la frequenza di eventi estremi come siccità o precipitazioni intense, le quali potrebbero portare a grandi variazioni repentine della comunità bentonica, riducendone di molto la capacità di ripristino⁶⁷. La letteratura scientifica evidenzia che il cambiamento climatico non si limita agli impatti diretti, ma, interagendo con altri fattori

parte dell'uomo, aggravandone ulteriormente le conseguenze sulle comunità biologiche. In particolare, l'aggravarsi dei periodi di magra naturali (dovuti a periodi prolungati di siccità), è stato segnalato come uno dei principali effetti idrologici con gravi ripercussioni sulle comunità di macroinvertebrati bentonici dei fiumi (Fig. 21).

65 Flourey, M., Usseglio-Polatera, P., Ferreol, M., Delattre, C., & Souchon, Y. (2013). Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global change biology*, 19(4), 1085-1099.

66 Worischka, S., Schöll, F., Winkelmann, C., & Petzoldt, T. (2023). Twenty-eight years of ecosystem recovery and destabilisation: Impacts of biological invasions and climate change on a temperate river. *Science of the Total Environment*, 875, 162678.

67 Daufresne, M., Bady, P., & Frugot, J. F. (2007). Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia*, 151(3), 544-559.

A 28-year history of ecosystem recovery and destabilization: impacts of biological invasions and climate change on a temperate river

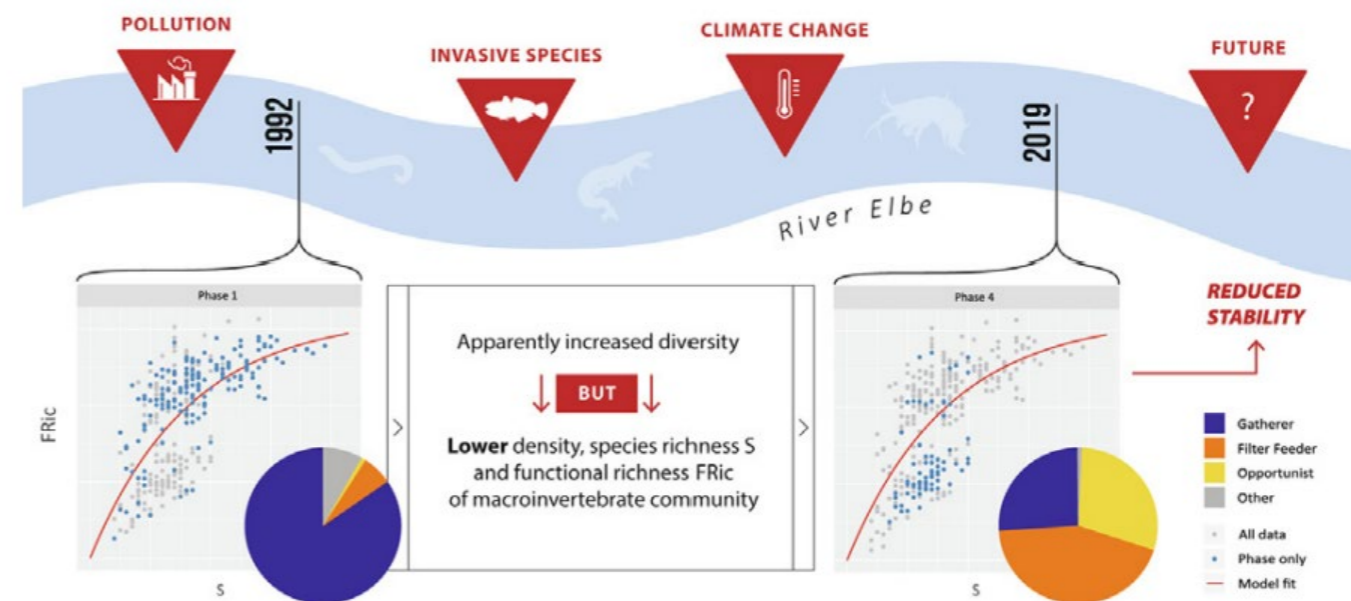


Figura 21: il grafico di Worischka et al., (2023) sul caso del Fiume Elba come rappresentazione grafica del modello di impatti sui fiumi

Il caso del Ticino: la perdita di biodiversità come indice di cattiva gestione della preziosa risorsa idrica

Uno studio condotto nel 2021 sul Fiume Ticino⁶⁸, un grande fiume di pianura dell'Italia nord-occidentale, ha documentato, tramite l'analisi di 77 anni di dati idrologici, un aumento della durata e dell'intensità dei periodi di bassa portata, un fenomeno associato al cambiamento climatico e ulteriormente aggravato dalle derivazioni idriche antropiche, con conseguenze significative sulla comunità di macroinvertebrati bentonici. Queste caratteristiche idrologiche hanno modificato le caratteristiche strutturali e funzionali della comunità bentonica: infatti, gruppi più specialisti sono stati sfavoriti a favore di taxa più generalisti. Inoltre, nel caso specifico di fiumi regolati che nascono da laghi naturali, come la parte lacuale del fiume Ticino, la gestione della portata può influire anche sull'ecosistema lacustre, principalmente sulle zone ripariali,

poiché le variazioni della portata determinano variazioni importanti del livello dell'acqua del lago⁶⁹. A ciò si aggiunge la forte pressione legata alle specie invasive. Un'altra ricerca effettuata sul sistema idrografico secondario del Ticino nella Lombardia Sud-Occidentale ha riportato che il 17% degli animali raccolti appartengono a sei specie macrobentoniche aliene l'anfipode *Gammarus roeselii* (Gervais, 1835), i gasteropodi *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), *Potamopyrgus antipodarum* (J. E. Gray, 1843) e *Pseudosuccinea columella* (Say, 1817), il bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) e il patelliforme *Ferrissia fragilis* (Tyon 1863). Inoltre, lo studio ha evidenziato come il potenziale invasivo di tutte le specie considerate è aumentato tenendo conto delle previsioni sui cambiamenti climatici, indipendentemente dal livello di rischio

68 Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., & Quadroni, S. (2021). Climate change and water exploitation as co-impact sources on river benthic macroinvertebrates. *Water*, 13(19), 2778.

69 Wantzen, K.M.; Rothhaupt, K.-O.; Mörtl, M.; Cantonati, M.; Tóth, L.G.-; Fischer, P. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: An urgent issue. In *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; Volume 204, pp. 1-4.

assegnato, con *Corbicula fluminea* e *Pseudosuccinea columella*, entrambe classificate come “ad alto rischio”⁷⁰. Questi dati supportano l’ipotesi già avanzata da altri autori rispetto al ruolo del sistema idrografico secondario di un bacino fluviale come via preferenziale di dispersione delle specie aliene verso aree vicine⁷¹. In realtà, i sistemi idrografici secondari svolgono un ruolo cruciale per gli ecosistemi fluviali, fungendo da rifugio per molte specie di invertebrati. Infatti, tali ecosistemi rivestono ancora un ruolo importante nel connettere diverse aree naturali, favorendo lo scambio genetico tra popolazioni e fungendo così da “serbatoio di biodiversità”⁷⁰: nel complesso, possono essere considerati come validi habitat di stepping-stone (corridoio ecologico) per numerosi organismi, nonostante la sua importanza ecologica sia generalmente molto sottovalutata⁷². Questi sistemi sono solitamente costituiti da reti di corsi d’acqua seminaturali di diverse dimensioni e origine, con alvei ghiaioso-sabbiosi, abbondante vegetazione acquatica e fasce di vegetazione ripariale. Si tratta spesso di ambienti di piccole dimensioni, isolati e circondati da aree ad alto impatto antropico, quali superfici agricole o zone urbanizzate⁷⁰. Inoltre, la fauna bentonica viene regolarmente compromessa, soprattutto nella rete idrica secondaria dalle operazioni di “manutenzione” che non tengono in alcun conto delle specificità di fiumi, canali, fossi. Queste aree risultano quindi essere fortemente impattate da prelievi insostenibili che impoveriscono le comunità dei corsi d’acqua. La causa principale è data dai continui prelievi per l’agricoltura, parallelamente a una diffusa modifica dei sistemi fluviali da parte delle infrastrutture agricole (ad esempio dighe per l’irrigazione, o la costruzione di argini per proteggere i campi alluvionali) e urbane come la distruzione o l’alterazione delle zone umide, la riduzione della connettività tra laghi, fiumi e aree costiere e la modifica dei flussi sedimentari⁷³. Comprendere la composizione e il funzionamento delle comunità di macroinvertebrati bentonici diventa quindi un aspetto cruciale per progettare una corretta gestione idrica dei fiumi e dei laghi. In conclusione, prevenire gli effetti

del cambiamento climatico e degli altri fattori di impatto antropico che interagiscono con esso è fondamentale per conservare l’equilibrio di un ecosistema che fornisce un contributo fondamentale quale la risorsa idrica. Ai fini della conservazione è necessario anzitutto che nel breve termine l’Italia e gli altri paesi Europei rispondano pienamente alla Direttiva 200/60/CE (Direttiva “Acque”), che fissa l’obiettivo del 100% degli ecosistemi di acqua dolce dell’UE “in buona salute” entro il 2027. Questo obiettivo è ancor più urgente perché risulta essere strettamente legato all’adattamento al cambiamento climatico. Nel medio e lungo termine, è cruciale il raggiungimento del target definito dalla Strategia Europea per la Biodiversità al 2030, che richiede di tutelare gli ecosistemi di acqua dolce e le funzioni naturali dei fiumi. La Strategia fissa l’obiettivo di ripristinare il libero flusso di almeno 25.000 km di fiumi entro il 2030, rimuovendo le barriere obsolete e ripristinando le pianure alluvionali e le zone umide. Anche la Legge sul Ripristino della Natura recentemente approvata va in questo senso, imponendo l’obbligo di rimuovere le barriere fluviali, al fine di contribuire alla naturale connettività longitudinale e laterale dei fiumi. In attuazione di ciò è necessario, ad esempio, rimuovere le barriere fluviali per fare in modo che almeno i 25 mila chilometri di fiumi prefissati siano rinaturalizzati entro il 2050.

70 Paganelli, D., Pandolfi, A., Sconfietti, R., Marchini, A., & Vilizzi, L. (2018). Potential invasiveness by non-indigenous macrozoobenthos in the secondary hydrographic system of a temperate-climate river catchment. *Ecological Indicators*, 88, 274-281.

71 Grabowski, M., Krzywozniak, P., Rewicz, T., Mamos, T., Bacela-Spychalska, K., & Wattier, R. (2017). *Gammarus roeselii* Gervais, 1835 (Gammariidae) in Western and Central Europe: post-glacial colonisation or human mediated introduction. *Biodivers J*, 8, 525-526.

72 Havel, J. E., Lee, C. E., & Vander Zanden, J. M. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes?. *BioScience*, 55(6), 518-525.

73 Cazzolla Gatti, R. (2016). Freshwater biodiversity: a review of local and global threats. *International Journal of Environmental Studies*, 73(6), 887-904.

DALLE FORESTE ALLE AREE AGRICOLE, FINO AL GIARDINO DI CASA: LE ESPLOSIONI DEGLI INSETTI FITOFAGI

Le esplosioni di coleotteri xilofagi che minacciano le foreste di conifere italiane (coleotteri scolitidi)



Figura 22: *Ips typographus* (sinistra); gallerie create allo scolitide nell’abete rosso per nutrimento e riproduzione (destra).
Crediti: <https://rfs.org.uk/news-list/five-surprising-things-about-ips-typographus/>

In Italia le foreste si ritrovano ad affrontare crescenti sfide legate ai disturbi biotici e abiotici, quali invasioni di specie aliene, malattie legate a patogeni e insetti fitofagi infestanti. Tutti questi fenomeni sono drasticamente esacerbati dalle variazioni delle condizioni ambientali dovute al cambiamento climatico. In questo scenario, le esplosioni demografiche degli insetti rivestono un ruolo centrale nelle dinamiche naturali legate al cambiamento climatico. Ad esempio, negli ultimi anni si sta assistendo a una massiccia proliferazione di coleotteri scolitidi (Curculionidae: Scolytinae) a carico delle foreste di conifere, in particolare di abeti. Tra i più noti alle cronache c’è senz’altro il bostrico tipografo (*Ips typographus*) (Fig. 22), una specie autoctona (da sempre presente nelle foreste di conifere europee) che sta mettendo a durissima prova da diversi anni le foreste di abete rosso (*Picea abies*) dell’Italia nord-orientale⁷⁴. In realtà, il bostrico tipografo è ben noto nell’Europa Centrale da decenni, come è altrettanto nota l’influenza che il cambiamento climatico ha su di esso. Non a caso, la comunità scientifica riconosce quest’insetto come il maggior fattore di disturbo del cambiamento climatico nelle foreste europee⁷⁵ ⁷⁶. In un sistema in equilibrio, il bostrico svolge una funzione ecologica importante: fa parte infatti dei coleotteri xilofagi, che si nutrono di legno (prediligendo quello morto o marcescente) svolgendo un ruolo cruciale nel ciclo del carbonio e nella decomposizione

74 https://milano.repubblica.it/cronaca/2023/03/02/news/bostrico_tipografo_insetto_lombardia_siccita_danni-390261548/

75 Sommerfeld, A., Rammer, W., Heurich, M., Hilmers, T., Müller, J., & Seidl, R. (2021). Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe?. *Journal of Ecology*, 109(2), 737-749.

76 Thom, D., Rammer, W., Laux, P., Smiatek, G., Kunstmann, H., Seibold, S., & Seidl, R. (2022). Will forest dynamics continue to accelerate throughout the 21st century in the Northern Alps?. *Global Change Biology*, 28(10), 3260-3274.

della materia organica. Essi, insieme a funghi, batteri, e altri insetti, trasformano il legno morto in sostanze più semplici, rendendole disponibili per altri organismi e reintegrandole, quindi, nel ciclo della materia organica. **Il caso del bostrico tipografo in Italia è il classico esempio di un equilibrio ecosistemico che viene interrotto da un evento climatico estremo e che fatica a ripristinarsi a causa degli effetti del cambiamento climatico.** Alla fine di ottobre del 2018, la tempesta “Vaia”, il ciclone extratropicale che ha colpito i boschi delle Regioni Italiane nord-orientali (in particolare Lombardia, Veneto, Trentino-Alto Adige e Friuli-Venezia Giulia) con venti che hanno raggiunto punte di 200 km/h⁷⁷, ha abbattuto milioni di alberi, la maggior parte dei quali di abete rosso (Fig. 23). In ecosistemi forestali sani, disetanei, gli eventi estremi possono avere effetti positivi favorendo la rigenerazione della biocenosi, ma

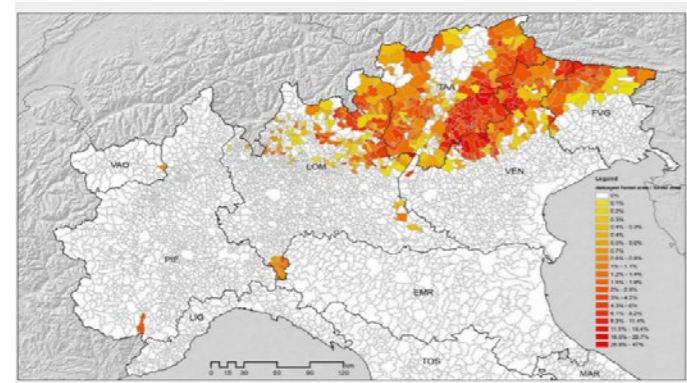


Figura 23: Percentuale di superficie forestale distrutta dalla tempesta Vaia. Chirici et al., 2019

la crescita della popolazione del bostrico tipografo può determinare un impatto economico non sostenibile. Il materiale legnoso devastato costituisce un'enorme quantità di risorsa trofica disponibile per il bostrico tipografo, che ha così la possibilità di riprodursi in modo incontrollato, innescando un circolo vizioso e aumentando il suo potenziale danno agli abeti rossi ancora vivi. Nel caso del bostrico tipografo, il cambiamento climatico non è stato soltanto la causa di innesco del passaggio dalla fase endemica alla fase epidemica (per mezzo della tempesta Vaia), ma anche un fattore determinante nella stabiliz-

zazione (e nell'intensificazione) di quest'ultima fase. In particolare, l'innalzamento delle temperature e i prolungati e ripetuti periodi di siccità intensa in atto negli anni successivi, hanno contribuito fortemente all'aumento della mortalità degli alberi⁷⁸. Infatti, in questo contesto, le piante sopravvissute alla tempesta sono diventate estremamente vulnerabili, da un lato perché notevolmente indebolite dallo stress ambientale dovuto al cambiamento climatico (caldo e siccità) e dall'altro per la grande pressione esercitata dalla diffusione dell'insetto. La siccità causa un abbassamento dei sistemi di difesa degli abeti rossi, oltreché un importante stress idrico, indebolendoli e rendendoli vulnerabili all'attacco dell'insetto. Vastissime peccete hanno iniziato a presentare alberi completamente disseccati, con il colore delle chiome che vira repentinamente dal verde scuro, al giallo, fino al rosso ruggine. L'insetto, scavando un fitto reticolo di gallerie sotto la corteccia degli alberi per nutrirsi e riprodursi, interrompe il flusso linfatico e li fa seccare in piedi. Come altre specie della stessa famiglia con ecologia simile, questo scolitide presenta un numero di generazioni annuali dipendente dal gradiente altitudinale (e quindi, di temperatura): al di sopra di una determinata quota (ca. 1500 m.s.l.m) è univoltino (una generazione annua), ma al di sotto di essa è in grado di portare a completamento due o addirittura tre generazioni negli anni più caldi (bivoltinismo/trivoltinismo)⁷⁹. L'aumento delle temperature dovuto al cambiamento climatico sta di fatto abbassando questa quota, favorendo l'espansione geografica dell'insetto, oltre che intervenendo sulle temperature minime, divenute certamente più favorevoli per il superamento della stagione avversa (svernamento)⁸⁰ (Fig. 24).

In questo senso, risultano fondamentali non solo le politiche di controllo e gestione, ma anche e soprattutto quelle di prevenzione delle cause, ovvero del cambiamento climatico. È quello che suggeriscono gli scienziati, alcuni dei quali hanno già effettuato studi di scenario sull'impatto positivo delle politiche di mitigazione del cambiamento

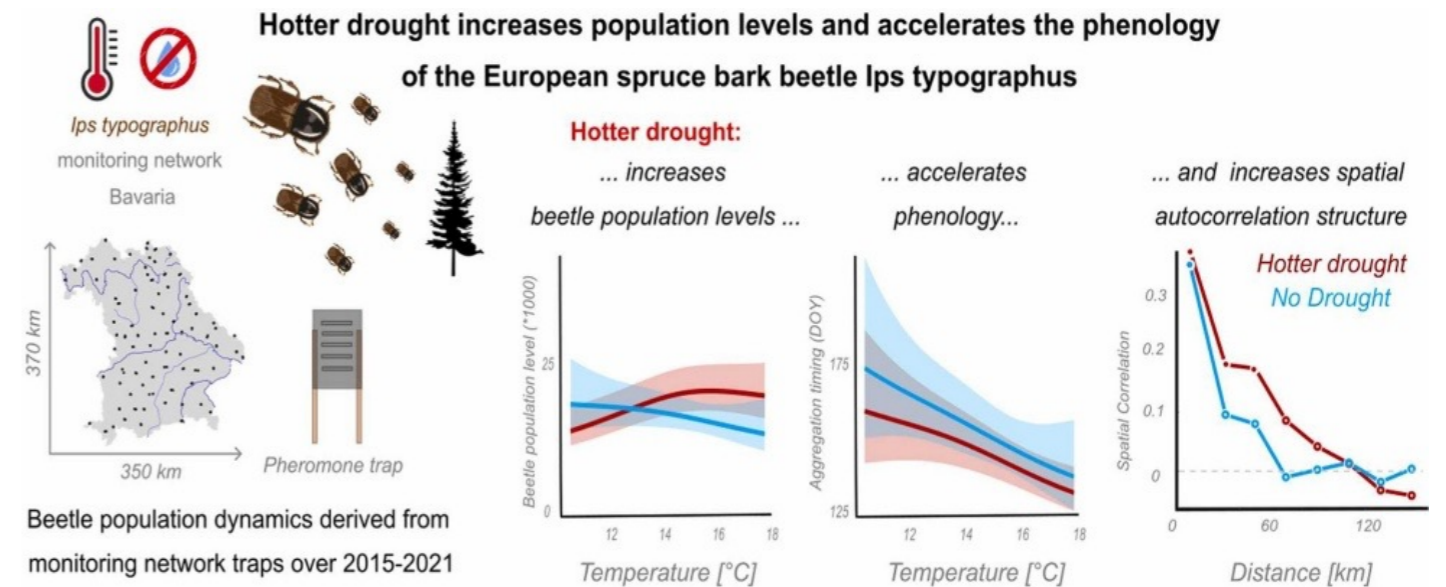


Figura 24: il cambiamento climatico, con aumento di temperature e periodi prolungati di siccità, accelera la fenologia del bostrico tipografo. Potterf et al., 2025 (Graphical abstract)

climatico sulla diffusione del bostrico tipografo, come per esempio fatto in Svizzera (Fig. 25)⁸¹. Le esplosioni demografiche di coleotteri scolitidi, anche autoctoni, e la loro intensificazione conseguente al cambiamento climatico stanno mettendo a dura prova le foreste di conifere non solo al Nord, ma in tutta Italia. È stato rilevato recentemente, infatti, che anche le foreste di abete bianco (*Abies alba*) stanno subendo

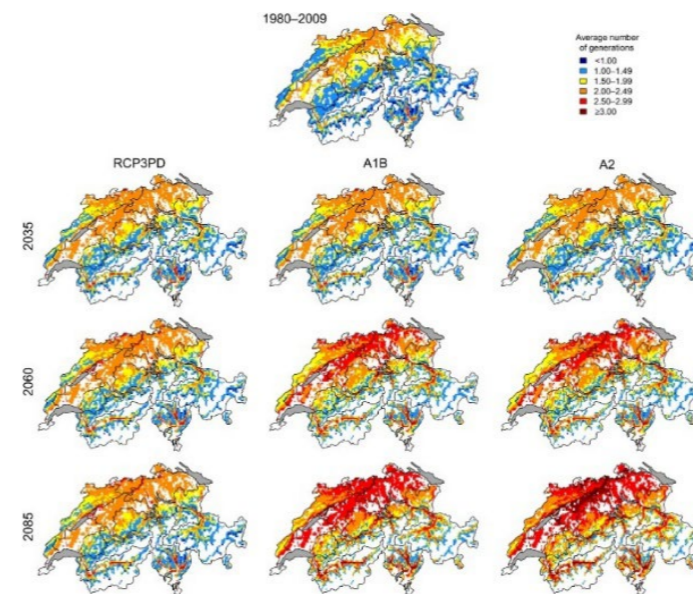


Figura 25: Numero medio di generazioni del bostrico dell'abete rosso in Svizzera con il clima attuale, in alto (media dal 1980 al 2009) e secondo gli scenari emissivi RCP3PD (sinistra, riduzione drastica delle emissioni), A1B (centro, scenario medio) e A2 (destra, scenario a alte emissioni) per tre periodi temporali (media di 30 anni centrata intorno al 2035, 2060 e 2085). Jakoby et al., 2019

ingenti danni a causa dell'attività anomala di scolitidi del genere *Pityokteines* spp. Le foreste di abete bianco in Italia si estendono per quasi 70.000 ettari⁸². Le avversità che possono danneggiare le abetine sono molteplici: stress legati agli effetti del cambiamento climatico, in particolare temperature e frequenti periodi di siccità prolungata, sono tutte condizioni favorevoli alla presenza di insetti fitofagi che approfittano dello stato precario degli abeti, come appunto i coleotteri scolitidi. Uno studio pubblicato all'inizio del 2025⁸³ ha evidenziato come nell'ultimo anno lo scolitide *Pityokteines curvidens* (E.F. Germar, 1823) stia iniziando a diffondersi in maniera preoccupante nelle abetine del Molise, a partire da quella della Riserva di Collemeluccio (Isernia), la quale rientra nella Rete Natura 2000 come Zona di Protezione Speciale (ZPS) e Zona Speciale di Conservazione (ZSC). Come sottolinea la ricerca, le prime segnalazioni di deperimento a carico dell'abete bianco nella riserva risalgono a luglio 2024; a seguito di una ricognizione effettuata nel settembre del 2024 è stato poi possibile constatare la presenza di *Pityokteines curvidens* su diversi individui in stato di deperimento o recentemente morti. Poiché il cambiamento climatico continua ad aggravare la vulnerabilità delle foreste, l'importanza di una gestione forestale adeguata e del controllo dei parassiti con metodi ecologici diventa sempre

77 Chirici, G., Giannetti, F., Travaglini, D., Nocentini, S., Francini, S., D'Amico, G., ... & Marchetti, M. (2019). Forest damage inventory after the "Vaia" storm in Italy. *Forest@*, 16(1), 3-9.

78 Potterf, M., Frühbrodt, T., Thom, D., Lemme, H., Hahn, A., & Seidl, R. (2025). Hotter drought increases population levels and accelerates phenology of the European spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forest Ecology and Management*, 585, 122615.

79 Wermelinger, B., Epper, C., Kenis, M., Ghosh, S., & Holdenrieder, O. (2012). Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology*, 136, 212-224.

80 Faccoli, M. (2009). Effect of weather on *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae) phenology, voltinism, and associated spruce mortality in the southeastern Alps. *Environmental entomology*, 38(2), 307-316.

81 Jakoby, O., Lischke, H., & Wermelinger, B. (2019). Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global change biology*, 25(12), 4048-4063.

82 Gasparini, P., Di Cosmo, L., Floris, A., & De Laurentis, D. (2022). *Italian National Forest Inventory—Methods and Results of the Third Survey: Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio—Metodi e Risultati della Terza Indagine* (p. 576). Springer Nature.

83 Parisi, F., Marchetti, M., Faccoli, M., Ruzzier, E., Lasserre, B., & Ottaviano, M. (2025). Infestation of *Pityokteines curvidens* (German, 1823) (Curculionidae: Scolytinae) in Silver fir Forests of Molise (Southern Italy). *Ecologica Montenegrina*, 81, 119-125.

più importante, per l'ambiente ma anche per le persone che vivono in questi contesti (e non solo). Allo stesso modo, è sempre più evidente l'importanza della prevenzione, e quindi del contenimento dell'aumento delle temperature,

Da Nord a Sud, l'agricoltura italiana alle prese con specie aliene invasive e esplosioni di specie autoctone (i casi dello scarabeo giapponese, della cimice asiatica e della mosca dell'olivo)

Popillia japonica, lo scarabeo giapponese che divora il nord Italia

La globalizzazione del trasporto commerciale e delle persone ha facilitato la diffusione di specie alloctone invasive in tutto il mondo. In particolare, gli insetti alloctoni invasivi rappresentano una minaccia che può non solo influire sulla biodiversità locale e globale, ma anche causare ingenti danni economici e sociali. Non a caso, esse sono ritenute uno dei cinque principali fattori di cambiamento ambientale con il maggiore impatto globale⁸⁴. Venendosi a trovare in condizioni climatiche più favorevoli rispetto al passato a causa dell'innalzamento generale della temperatura dovuto al cambiamento climatico, e trovandosi in assenza di regolatori demografici naturali coevoluti, le specie di insetti alloctoni infestanti (pest) tendono non solo a stabilizzarsi facilmente, ma subiscono, inoltre, un'accelerazione dei loro cicli di sviluppo, con conseguente aumento del numero di generazioni annue⁸⁵ (Fig. 26). In

affinché questi ecosistemi possano attuare con più facilità le loro risposte di ripristino dell'equilibrio.

questo contesto, molte specie alloctone invasive modificano l'equilibrio funzionale degli ecosistemi e di conseguenza i servizi ecosistemici che essi forniscono, alterando il ciclo dei nutrienti e la struttura degli habitat, interferendo sulle dinamiche ecologiche preesistenti, introducendo o modificando numerose relazioni patogeno/ospite⁸⁶. Questo fenomeno, inoltre, è particolarmente evidente negli organismi vegetali degli attuali sistemi di produzione, che sottoposti al cambiamento climatico e all'intensificarsi degli eventi estremi, subiscono condizioni di stress abiotici anomali per intensità, frequenza e durata⁸⁷. A causa di tali condizioni di crescita, le piante sviluppano un'aumentata vulnerabilità agli agenti patogeni e infestanti, in particolare di specie fitofaghe aliene, potenzialmente dannose e invasive⁸⁸. Infatti, Gli effetti del cambiamento climatico, in termini di aumento delle temperature, cambiamento nella quantità e distribuzione delle precipitazioni, siccità, aumento dei livelli di anidride carbonica e ozono, possono avere una ripercussione su incidenza e gravità delle malattie e influenzare la stessa coevoluzione

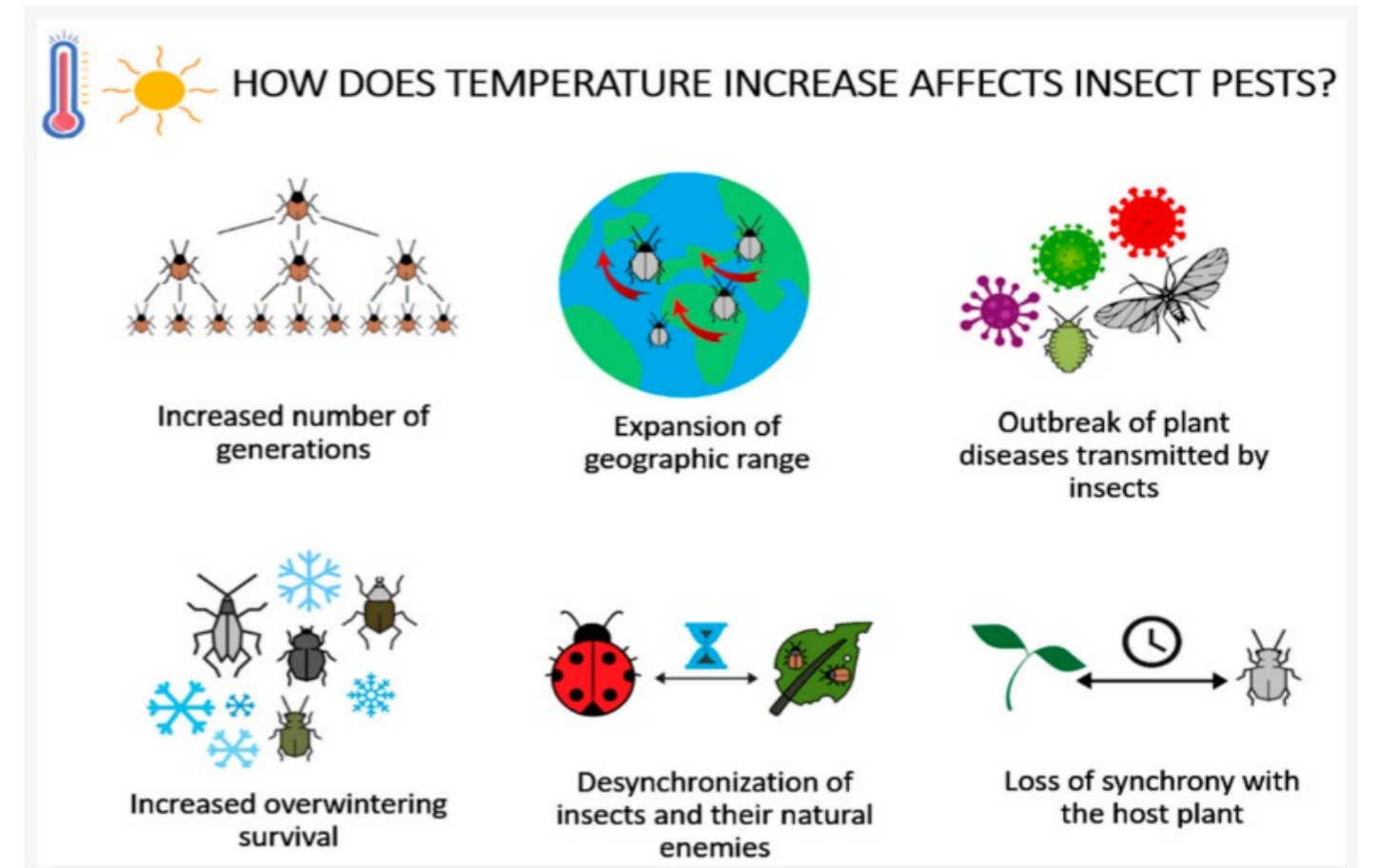


Figura 26: effetti del cambiamento climatico sugli insetti fitofagi infestanti (Skendzic et al. 2021) diti: <https://fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/insetti-e-acari/popillia-japonica>

delle piante e dei loro patogeni^{89 90}. Non dobbiamo dimenticare, inoltre, che la temperatura può influenzare direttamente la degradazione delle molecole chimiche, modificando indirettamente penetrazione, traslocazione, persistenza e meccanismo d'azione di molti fungicidi sistemici. Poi, questo fenomeno comporta danni ingenti ai sistemi agricoli, minacciando in modo significativo la sicurezza e la qualità alimentare. L'IPBES ha stimato che il costo economico globale annuale attribuibile alle specie alloctone invasive equivale a oltre 400 miliardi di dollari⁹¹. Diviene evidente, quindi, la necessità di strategie di gestione integrate per affrontare gli impatti causati dalle specie alloctone invasive, in particolare nel contesto di un clima che cambia⁹². L'Europa, da lungo tempo centro e crocevia di popolazioni e commercio, ha storicamente visto l'introduzione di tantissime (migliaia) specie alloctone in diversi paesaggi agricoli in tutto il continente.

Questo fenomeno è particolarmente presente nella Pianura Padana in Italia,⁹³ favorito dal fatto che questa è un'area geografica fortemente caratterizzata da intensa attività agricola e traffico commerciale.



Figura 27: Danni da Popillia Japonica. Crediti: <https://fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/insetti-e-acari/popillia-japonica>

84 Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.S.; Ngo, H.T.; Agard, J.; Arneth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S.H.M.; Chan, K.M.A.; et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 2019, 366, eaax3100.
85 Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K., ... & Whittaker, J. B. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global change biology*, 8(1), 1-16.
86 Montagnani, C.; Gentili, R.; Brundu, G.; Caronni, S.; Citterio, S. Accidental Introduction and Spread of Top Invasive Alien Plants in the European Union through Human-Mediated Agricultural Pathways: What Should We Expect? *Agronomy* 2022, 12, 423.
87 Raza, A., Razaq, A., Mehmood, S. S., Zou, X., Zhang, X., Lv, Y., & Xu, J. (2019). Impact of climate change on crops adaptation and strategies to tackle its outcome: A review. *Plants*, 8(2), 34.
88 Skendžić, S., Zovko, M., Živković, I. P., Lešić, V., & Lemić, D. (2021). The impact of climate change on agricultural insect pests. *Insects*, 12(5), 440.

89 Eastburn, D. M., McElrone, A. J., & Bilgin, D. D. (2011). Influence of atmospheric and climatic change on plant-pathogen interactions. *Plant pathology*, 60(1), 54-69.
90 Crowl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky, G., & Lugo, A. E. (2008). The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 238-246.
91 Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Truong, T. R., Bacher, S., Galil, B. S., ... & Vandvik, V. (2023). IPBES invasive alien species assessment: summary for policymakers. *IPBES*.
92 WHO. *A Health Perspective on the Role of the Environment in One Health*; WHO Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark, 2022
93 Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, 23(1), 23.

Tra queste, negli ultimi dieci anni è diventato prioritario un coleottero scarabeide originario del Giappone, considerato una delle specie invasive che ha causato danni enormi nelle zone dove si è diffuso: *Popillia japonica* (Newman, 1841) (Fig. 27). Nella maggior parte dei territori appartenenti al suo areale nativo in Giappone, il ciclo vitale si completa in un anno, ad esclusione di alcune aree in cui è stato osservato uno sviluppo biennale per circa il 25% degli individui. Negli Stati Uniti si osservò che la maggior parte degli individui si sviluppava entro 12 mesi in Pennsylvania e New Jersey⁹⁴, come in Massachusetts, dove circa il 90% degli individui completava lo sviluppo entro 1 anno, ma circa il 10% impiegava 2 anni⁹⁵. In Europa e in Italia, il ciclo vitale si completa in un anno⁹⁶. Tutto il ciclo biologico di *Popillia Japonica* è strettamente dipendente dalla temperatura: dall'emergenza degli adulti, al successivo accoppiamento, all'ovideposizione e fino allo sviluppo larvale variano con la latitudine e da anno ad anno in base alla temperatura dell'area di riferimento⁹⁷. Generalmente, gli adulti vivono per 30-45 giorni ed emergono in estate (giugno-luglio) e volano o si arrampicano per nutrirsi delle foglie nella parte superiore delle piante ospiti arbustive, prima di spostarsi successivamente sugli alberi: tendono ad aggregarsi per nutrirsi e accoppiarsi su singole piante ospiti, per cui alcune vengono pesantemente infestate, mentre altre piante vicine della stessa specie non vengono attaccate⁹⁸. Gli adulti possono volare e lo fanno durante le giornate calde e soleggiate, quando le temperature sono comprese tra 29°C e 35°C.⁹⁹ In Italia, sebbene il picco degli adulti si registri in luglio, alcuni possono essere attivi fino a settembre e raramente anche in ottobre⁹⁶. Dopo l'accoppiamento, le femmine scavano nel suolo fino a 10 cm per deporre fino a sei uova per volta, successivamente escono dal suolo per nutrirsi, e poi vi ritornano per deporre nuovamente, fino a una

media di 50 uova totali. Le temperature minime, oltretutto i parametri fisici e chimici del suolo (ovvero la temperatura e la composizione) sono fondamentali per questo stadio, tenendo conto che le uova non sono resistenti al freddo e la loro vitalità diminuisce a temperature inferiori a 10°C, sette giorni a 0°C portano a una mortalità sostanzialmente pari al 100% delle uova⁹⁷. Le larve si nutrono di materiale in decomposizione e poi delle radici di diverse graminacee, colture orticole e da campo, e piante ornamentali, negli strati superiori (fino a 7,5 cm) del suolo¹⁰⁰, per questo possono risultare molto più abbondanti in prati dei giardini, pascoli e campi da golf, in quanto aree molto ricche di erba. Il terzo stadio larvale (l'ultimo) è solito scavare più in profondità e sverna a 10-20 cm di profondità, presumibilmente proprio per evitare temperature più fredde o di congelamento. In primavera, con il riscaldamento del suolo, le larve risalgono a profondità più superficiali, dove formano una camera in cui si impupano ed emergono a metà estate per ripetere il ciclo¹⁰¹. Nei casi in cui lo sviluppo richieda 2 anni, il secondo e il terzo stadio larvale svernano rispettivamente durante il primo e il secondo inverno, che è la stagione sfavorevole¹⁰². Nel 1961 alcuni ricercatori, nel tentativo di individuare possibili aree idonee in Europa esclusero che la regione mediterranea fosse adatta all'insediamento di questo coleottero a causa della mancanza di piogge estive. Allo stesso tempo, anche l'insediamento nell'Europa settentrionale fu definito meno probabile a causa delle temperature estive troppo basse. Le condizioni climatiche più adatte all'insediamento in Europa furono identificate nella Francia centrale, nella Germania meridionale, e in parti di Svizzera, Austria, Repubblica Ceca, Ungheria, Polonia, Romania e Slovacchia, dove le piogge estive sono abbondanti e la temperatura favorevole¹⁰³. In Europa, la presenza di *Popillia japonica* era conosciuta unicamente in Portogallo

(nelle Isole Azzorre) fino al 2014, quando è stata rinvenuta per la prima volta nel continente proprio in Italia, nel Parco del Ticino. *Popillia japonica* è un pest altamente polifago, in grado di nutrirsi di oltre 300 specie ospiti di ben 79 famiglie diverse¹⁰⁴. Le larve si nutrono delle radici delle Poaceae (graminacee), con gravi conseguenze sui campi sportivi e sui prati perenni, ma, in assenza di radici, possono sopravvivere anche su substrati ricchi di materia organica; gli adulti, invece, si nutrono di qualsiasi componente delle piante (fogliame, fiori e frutti) di molte specie vegetali nei frutteti, nei vigneti, nei vivai e anche nei giardini privati¹⁰⁴. Questa caratteristica fa di *Popillia japonica* una specie invasiva particolarmente pericolosa per gli insetti autoctoni, come osservato negli Stati Uniti per la farfalla monarca (*Danaus plexippus* (L. 1758)), le cui larve si nutrono esclusivamente delle foglie di piante erbacee del genere *Asclepias* sp.: la florivoria degli adulti di *Popillia japonica* ha ridotto la produzione di semi e quindi la riproduzione di queste piante, riducendo le risorse alimentari per questa specie di farfalla già in via di estinzione¹⁰⁵. Oltre ciò, il danno prodotto da *Popillia japonica* provoca un'importante riduzione della resa e della commerciabilità di piante destinate a diversi settori: dai prodotti agricoli alle piante ornamentali, fino alla qualità dei frutti, come è particolarmente evidente nella vite e, di conseguenza, sul vino da essa ottenuto: ne è testimone l'Italia, dove alcuni autori hanno riscontrato che le uve di Nebbiolo e Erbaluce infestate dal coleottero presentino una quantità di fenoli maggiore di quelle sane¹⁰⁶. **Recentemente è stato stimato che le infestazioni da *Popillia japonica* nei vigneti dell'Italia settentrionale potrebbero causare ingenti perdite economiche per gli agricoltori del settore vitivinicolo, con una riduzione del reddito netto fino a 2.700 euro per ettaro**¹⁰⁷, dovute principalmente all'aumento dei costi di manodopera, alla riduzione delle rese e alle spese aggiuntive per le misure di controllo del parassita. Ad oggi, la disponibilità di piante ospiti e le condizioni



Figura 28: Diffusione di *Popillia Japonica* in Italia (Servizio Fitosanitario Nazionale, www.protezionedellepiante.it/popillia-japonica/)

climatiche sono estremamente adatte all'insediamento di questo coleottero nella maggior parte degli Stati membri dell'UE. Per tale ragione, a causa dell'elevato rischio fitosanitario a esso associato, *Popillia japonica* è stata inclusa nella lista degli organismi nocivi da quarantena rilevanti per l'Unione Europea (Allegato II, parte B), del Regolamento (UE) 2019/2072, che stabilisce misure per prevenire l'introduzione e la diffusione di tali organismi nel territorio dell'Unione, e nella lista degli organismi da quarantena prioritari per le piante nel conseguente Regolamento attuativo (UE) 2019/1702. Nonostante le azioni di contenimento delle amministrazioni ai vari livelli, la specie ha comunque progressivamente colonizzato nuove aree in Italia: la sua presenza è ancora principalmente limitata alle regioni Piemonte e Lombardia (Fig. 28), ma si stima che questi territori equivalgano a meno dell'1% dei potenziali territori europei idonei¹⁰⁸. I recenti studi prevedono che entro il 2050, a causa degli effetti del cambiamento climatico e dell'uso del suolo, la specie espanderà il suo areale di distribuzione fino a occupare tra il 45 e il 50% di tutti i territori europei idonei¹⁰⁸. Tra questi effetti, **il fattore che impatterà maggiormente sulla diffusione di *Popillia japonica* è l'aumento**

94 King, J. L. (1931). The present status of the established parasites of *Popillia japonica* Newman. *Journal of Economic Entomology*, 24(2), 453-462.
95 Vittum PJ, 1986. Biology of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in eastern Massachusetts. *Journal of Economic Entomology*, 79, 387-391.
96 EPPO. (2016). PM 9/21 (1) *Popillia japonica*: procedures for official control. *EPPO Bulletin*, 46, 543-555.
97 Fleming, W. E. (1972). *Biology of the Japanese beetle* (No. 1449). US Department of Agriculture.
98 Campbell, J. M., Sarazin, M. J., & Lyons, D. B. (1989). *Canadian beetles (Coleoptera) injurious to crops, ornamentals, stored products, and buildings* (pp. 491-pp).
99 Kreuger, B., & Potter, D. A. (2001). Diel feeding activity and thermoregulation by Japanese beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) within host plant canopies. *Environmental entomology*, 30(2), 172-180.
100 Metcalf, R. L., & Metcalf, R. A. (1992). Destructive and useful insects. Their habits and control.
101 EFSA Panel on Plant Health (PLH), Bragard, C., Dehnen-Schmutz, K., Di Serio, F., Gonthier, P., Jacques, M. A., ... & MacLeod, A. (2018). Pest categorisation of *Popillia japonica*. *Efsa Journal*, 16(11), e05438.
102 Vittum PJ, 1986. Biology of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in eastern Massachusetts. *Journal of Economic Entomology*, 79, 387-391.
103 Bourke, P. A. (1961). Climatic aspects of the possible establishment of the Japanese beetle in Europe.

104 Potter, D. A., & Held, D. W. (2002). Biology and management of the Japanese beetle. *Annual review of entomology*, 47(1), 175-205.
105 Baker, A. M., & Potter, D. A. (2018). Japanese beetles' feeding on milkweed flowers may compromise efforts to restore monarch butterfly habitat. *Scientific Reports*, 8(1), 12139.
106 Selli, S., Perestrelo, R., Kelebek, H., Sevindik, O., Travaglia, F., Coisson, J. D., ... & Bordiga, M. (2023). Impact of Japanese beetles (*Popillia japonica* Newman) on the chemical composition of two grape varieties (Nebbiolo and Erbaluce) grown in Italy. *Food Research International*, 165, 112575.
107 Straubinger, F. B., Venus, T. E., Benjamin, E. O., & Sauer, J. (2023). Private management costs of *Popillia japonica*: a study of viticulture in Italy. *Frontiers in Insect Science*, 3, 1176405.
108 Della Rocca, F., & Milanesi, P. (2022). The new dominator of the world: Modeling the global distribution of the Japanese beetle under land use and climate change scenarios. *Land*, 11(4), 567.

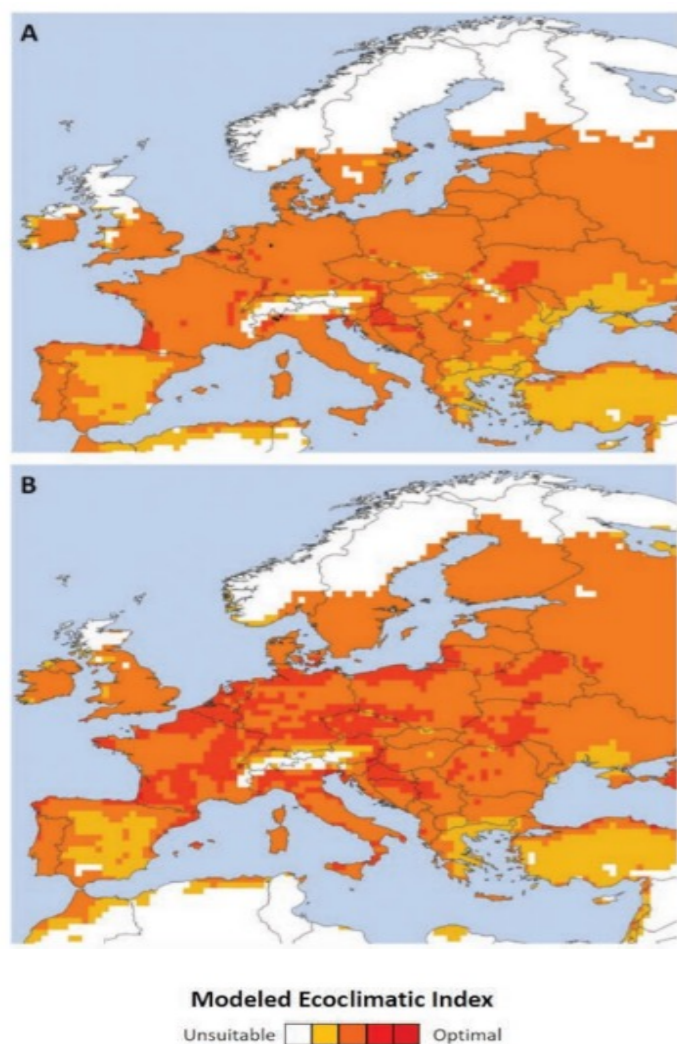


Figura 29: Aree climaticamente idonee per *Popillia japonica* in Europa, basate sul clima attuale (A) e su proiezioni climatiche utilizzando lo scenario emissivo cd. "worst case scenario" per il 2050. (Kistner-Thomas, E. J. (2019).)

della temperatura annuale, che genera un aumento delle aree con il numero minimo di gradi di temperatura necessari per completare lo sviluppo da larva ad adulto e accelerare il numero di generazioni annue¹⁰⁹. Gli scienziati stanno studiando i possibili scenari di diffusione di questa specie in relazione all'intensità del cambiamento climatico e quindi, delle sue cause (scenari di emissione di GHG) evidenziando diverse regioni a rischio crescente ed emergente da parte di *Popillia japonica*, le quali dovrebbero essere prese in considerazione regolarmente nelle indagini in corso sulla biosicurezza preventiva e la gestione dei parassiti (Fig. 29)

109 Kistner-Thomas, E. J. (2019). The potential global distribution and voltinism of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) under current and future climates. *Journal of Insect Science*, 19(2), 16.

110 Gutierrez, A. P., Ponti, L., & Cossu, Q. A. (2009). Effects of climate warming on olive and olive fly (*Bactrocera oleae* (Gmelin)) in California and Italy. *Climatic Change*, 95(1), 195-217.

111 Crovetto, A., Quaglia, F., Loi, G., Rossi, E., Malfatti, P., Chesi, F., ... & Paparatti, B. (1982). Influence of temperature and humidity on the development of the immature stages of *Dacus oleae* (Gmelin).

112 Girolami, V. (1981). Studies on the biology and population ecology of *Dacus oleae* (Gmelin). 1. Influence of environmental abiotic factors on the adult and on the immature stages.

Il controllo della *Popillia japonica* richiede un approccio integrato. Le strategie più efficaci includono la protezione delle chiome con reti antinsetto, la rimozione manuale al mattino presto e l'uso di specifici insetticidi biologici. È possibile intervenire sulle larve nel terreno (tra fine estate e primavera) usando il batterio *Bacillus thuringiensis* o funghi entomopatogeni come *Beauveria bassiana*. Per gli adulti, l'olio di neem agisce come repellente naturale. L'utilizzo di insetticidi chimici, che possono essere autorizzati per le infestazioni gravi, dovrebbe essere vietato per evitare danni alle api e agli insetti impollinatori. Importante adottare buone pratiche agronomiche agroecologiche per una efficace prevenzione, come ridurre le annaffiature tra giugno e agosto, poiché uova e larve sono sensibili alla disidratazione ed eseguire lavorazioni del terreno in primavera o autunno aiuta a distruggere le larve nel suolo.

La piccola mosca dell'olivo che sta danneggiando gli uliveti del Mediterraneo

La mosca dell'olivo (*Bactrocera oleae* (Rossi, 1790)) è un dittero tefritide e costituisce la principale avversità con cui devono fare i conti gli olivicoltori. Questa specie è endemica nelle regioni olivicole del bacino del Mediterraneo e del Medio Oriente e presenta un ciclo biologico strettamente legato all'età e alla disponibilità delle olive¹¹⁰ (Fig. 30). Inoltre, il ciclo biologico di questo insetto, in tutte le sue fasi, è strettamente influenzato dalle variabili climatiche: in particolare, è noto che temperatura e umidità dell'aria sono in grado di modificarne le capacità di sviluppo e di accoppiamento, sia sul fronte dell'ovideposizione che della crescita delle larve¹¹¹. È evidente, quindi, come un cambiamento di questi parametri possa modificare profondamente la dinamica della popolazione di questa mosca e la sua interazione con gli olivi¹¹² (*Olea europaea* (L. 1753)). La mosca dell'olivo



Figura 30: ovideposizione di *Bactrocera oleae* (<https://civr.ucr.edu/invasive-species/olive-fruit-fly>)

compie il suo ciclo vitale esclusivamente sulle drupe (frutti) della pianta. Il ciclo, come per tutti gli insetti olometaboli (cioè quelli che attuano una metamorfosi completa, passando da larva ad adulto attraverso uno stadio intermedio di pupa, durante il quale subiscono una trasformazione radicale), si suddivide in quattro fasi principali: uovo, larva (in tre stadi), pupa e adulto. Le femmine di *Bactrocera oleae* sono solite deporre singole uova in frutti non ancora attaccati, ma possono anche verificarsi attacchi multipli come risposta a una disponibilità di frutti limitata¹¹⁰. Una volta individuato il frutto, la femmina depone l'uovo all'interno, subito sotto l'epicarpo, garantendo alle larve l'accesso diretto al cibo subito dopo la schiusa: queste, infatti, si nutrono del mesocarpo dell'oliva, scavando gallerie all'interno del frutto durante i loro spostamenti¹¹³. Il nutrimento delle larve può causare la caduta prematura delle olive e, se i frutti vengono raccolti, riducono la qualità dell'olio d'oliva spremuto a causa dell'aumento dell'acidità, costituendo una minaccia per l'olivicoltore, in quanto le olive attaccate non solo producono meno olio (una perdita della produzione anche fino al 100%), ma anche di qualità minore¹¹³. I frutti deiscendenti caduti al suolo, inoltre,

svolgono un ruolo importante nella dinamica popolazionale della mosca, poiché gli stadi immaturi al loro interno continuano il loro sviluppo durante l'inverno¹¹⁴: è stato ampiamente registrato, infatti, che *Bactrocera oleae* sverna solitamente come pupa sia al suolo che all'interno dei frutti infestati, ma in condizioni climatiche miti anche gli adulti possono svernare adottando una dormienza riproduttiva facoltativa che permette poi di rimanere attivi tutto l'anno nella chioma¹¹⁵. Una singola femmina depone in media da 10 a 40 uova al giorno, raggiungendo anche un totale di 500 uova nell'arco della sua vita¹¹⁶. Se le temperature scendono sotto gli 8°C o se superano i 30°-32°C le femmine smettono di deporre le uova e al contempo queste risultano non vitali¹¹⁷: le condizioni ottimali per l'ovideposizione, infatti, sono in un range di temperatura compreso tra i 20 e i 28°C. La larva, una volta schiusa, si sviluppa in tre stadi successivi, nutrendosi della polpa dell'oliva per un periodo variabile tra i dieci e i quindici giorni¹¹⁸. Questo stadio è molto sensibile all'umidità relativa e alle alte temperature, che possono portare a elevata mortalità. Dopo aver raggiunto la terza età, la larva si impupa all'interno del frutto o nel terreno sottostante: questa fase dura mediamente sette-dieci giorni in estate, ma può estendersi oltre i quarantacinque giorni in condizioni di freddo¹¹³. Infine, l'adulto emerge e può vivere tra le quattro e le otto settimane, nutrendosi, contrariamente alle larve, da fonti alimentari diversificate, come la melata prodotta da altri insetti, nettare e polline delle piante disponibili, essudati dei frutti, così come di feci di uccelli o batteri e lieviti¹¹⁹. Il range termico di sviluppo dell'insetto è piuttosto ampio, già sopra i 9°C il metabolismo della mosca si attiva e l'insetto inizia a crescere, anche se molto lentamente. Ad una media di 24°C, invece, si massimizza il ciclo biologico, che in soli ventuno-venticinque giorni porta un uovo a dare origine ad un adulto. Si tratta quindi di

113 Malheiro, R., Casal, S., Baptista, P., & Pereira, J. A. (2015). A review of *Bactrocera oleae* (Rossi) impact in olive products: From the tree to the table. *Trends in Food Science & Technology*, 44(2), 226-242.

114 Kapatos, E. T., & Fletcher, B. S. (1984). The phenology of the olive fly, *Dacus oleae* (Gmel.) (Diptera, Tephritidae), in Corfu. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, 97(1-5), 360-370.

115 Katsikogiannis, G., Kavrouidakis, D., Tscheulin, T., & Kizos, T. (2023). Population dynamics of the olive fly, *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae), are influenced by different climates, seasons, and pest management. *Sustainability*, 15(19), 14466.

116 Zalom, F. G., Burrack, H. J., Bingham, R., Price, R., & Ferguson, L. (2004, September). Olive fruit fly (*Bactrocera oleae*) introduction and establishment in California. In *V International Symposium on Olive Growing 791* (pp. 619-627).

117 Tsitsipis, J. A. (1977). An improved method for the mass rearing of the olive fruit fly, *Dacus oleae* (Gmel.) (Diptera, Tephritidae). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, 83(1-4), 419-426.

118 Genç, H., & Nation, J. L. (2008). Maintaining *Bactrocera oleae* (Gmelin.) (Diptera: Tephritidae) colony on its natural host in the laboratory. *Journal of Pest Science*, 81(3), 167-174.

119 Daane, K. M., & Johnson, M. W. (2010). Olive fruit fly: managing an ancient pest in modern times. *Annual review of entomology*, 55(1), 151-169.

temperature piuttosto comuni in tutto il Centro e il Sud Italia durante la primavera e nei mesi di settembre e ottobre. Tra 20°C e 30°C l'insetto si sviluppa e si riproduce rapidamente e in modo efficiente. Le soglie critiche minime e massime sono rispettivamente di 8°C e 35°C: in generale, lo sviluppo si arresta, la mortalità aumenta a temperature più estreme e l'attività riproduttiva si interrompe sotto i 15 °C o con temperature sopra i 35 °C¹²⁰, soglia oltre la quale la mortalità giovanile è quasi totale¹²⁰. Queste situazioni ormai non sono più così inusuali nel Sud Italia: per esempio, in Sicilia negli ultimi anni si sono avute temperature molto superiori ai 40°C, arrivando al record europeo di 48,8°C registrato a Siracusa nell'agosto 2021. Il caldo intenso, in parte sopportato dall'olivo, può essere dunque un alleato di chi coltiva gli ulivi, che però dovrà gestire la presenza dell'ospite in autunno, quando le temperature scendono. Infatti, nel momento in cui le temperature ritornano a determinare le condizioni ideali (tra 20° e 30° C), l'accoppiamento degli adulti e la deposizione delle uova nelle drupe si intensifica: per questo, molti agricoltori tendono ad anticipare la raccolta delle olive in modo da sottrarre queste ultime agli attacchi della mosca¹²¹. Naturalmente, il cambiamento climatico non influisce solo sulla mosca, ma sull'intero ecosistema olivicolo. La temperatura rappresenta il principale fattore che regola la fenologia dell'olivo: infatti, questa pianta tipicamente non può resistere a temperature inferiori a -8°C per più di una settimana¹²². Al contrario, temperature estive molto elevate possono limitarne le prestazioni produttive, soprattutto quando vengono superati i 30°C¹²³, e ridurne anche il tasso fotosintetico quando si superano i 40°C¹²⁴. Un'analisi climatologica complessiva sull'intero bacino del Mediterraneo indica che le aree di coltivazione dell'olivo sono

vincolate da una soglia minime del mese più freddo (temperatura media di gennaio) e del mese più caldo (temperatura media di luglio), con temperature medie mensili ottimali per la sua coltivazione centrate rispettivamente intorno ai 7°C e 25°C¹²⁵. L'incremento atteso delle temperature dovuto al riscaldamento globale potrebbe allungare la stagione di crescita, comportando anche cambiamenti nei tempi fenologici dell'olivo, in particolare nella fioritura, con potenziali impatti negativi. Inoltre, temperature più elevate ed evapotraspirazione aumentata accelerano la maturazione dei frutti, richiedendo raccolte anticipate, sebbene a livelli di maturità inferiori¹²⁶. Infine, essendo "l'accumulo di freddo" fondamentale per il processo di induzione floreale dell'olivo, un periodo insufficiente di freddo può comportare una bassa allegazione (il passaggio da fiore a frutto), con conseguenze negative sulle rese finali, poiché alcune varietà di olivo producono gemme e frutti deformi in tali circostanze¹²⁷. In particolare, un recente studio ha evidenziato che incrementi di temperatura di 2-3°C possono ridurre la resa in olio del 15-20% nelle cultivar più sensibili¹²⁸. Parallelamente a ciò, anche la qualità dell'olio può risentirne: temperature elevate durante l'invasione favoriscono fenomeni ossidativi e riducono la concentrazione dei composti fenolici, fondamentali per le proprietà nutrizionali e organolettiche¹²⁹. Un altro fattore climatico molto importante sono le precipitazioni: sebbene circa il 90% degli ulivi coltivati nel bacino del Mediterraneo cresca principalmente in condizioni asciutte, in quanto si tratta di una specie tollerante alla siccità, la sua distribuzione nelle zone aride è comunque (tipicamente) limitata da precipitazioni annue inferiori a 350 mm¹³⁰, e la disponibilità idrica è quindi una risorsa fondamentale per migliorare le rese finali. Proprio per

evitare gli stress idrici, gli olivicoltori sono soliti adottare pratiche gestionali come sesti d'impianto (disposizione geometrica delle alberature) larghi e potature intense, per evitare potenziali gravi stress idrici. Questo evidenzia il ruolo chiave svolto dalle precipitazioni nella redditività economica di questa coltura, non solo nelle estati tipicamente secche delle aree di coltivazione¹³¹. Infatti, una irregolare disponibilità idrica nei mesi primaverili può compromettere l'allegazione fino al 30%, incidendo quindi sulla resa finale. Insomma, per comprendere a pieno gli effetti del cambiamento climatico sulla mosca dell'olivo, non si può prescindere da un'analisi di sistema, che tenga in considerazione la pianta coltivata (olivo), il fitofago dannoso (mosca) e i parametri climatici che intervengono su di essi sia direttamente, che indirettamente tramite la sua pianta ospite, avendo mosca e olivo una

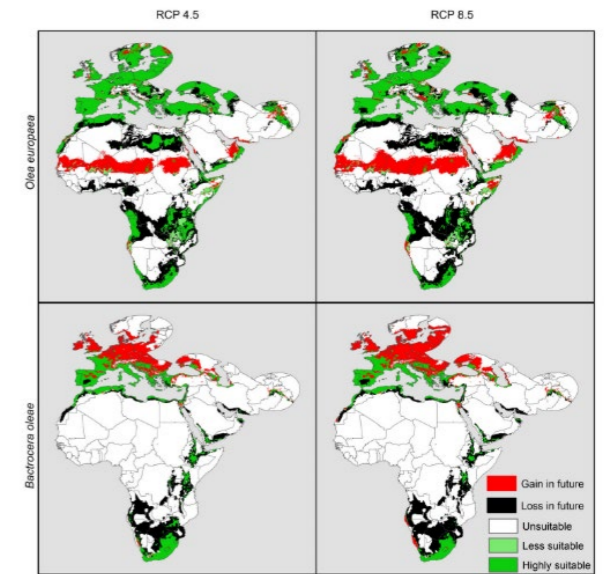


Figura 32: mappe che mostrano il cambiamento dell'idoneità per *Olea aeuropaea* (ulivo) e *Bactrocera oleae* (mosca dell'olivo) di diverse aree in Europa ed Africa, con particolare riferimento al Mediterraneo, allo stato attuale e secondo modelli crescenti di emissioni (rispettivamente RCP 4.5- intermedio; RCP 8.5 alte emissioni). Legenda: Rosso: aumento di idoneità, nero: riduzione di idoneità (Ashraf et al., 2021)

diversa tolleranza alle variazioni climatiche. Uno studio pubblicato nel 2022¹³² ha cercato di comprendere gli impatti del cambiamento climatico sulle future distribuzioni di *Olea europaea* e *Bactrocera oleae* in Europa, Medio Oriente e Africa (EMEA), tenendo conto delle possibili interazioni interspecifiche. Le previsioni modellistiche suggeriscono un doppio rischio crescente di danni alle cultivar di ulivo da parte di *Bactrocera oleae*, in particolare nella regione mediterranea. Da un lato, una potenziale tendenza alla diminuzione della distribuzione di *Olea europaea* sensu lato nell'area di studio sotto scenari climatici futuri. Dall'altro, un aumento del potenziale distributivo geografico della mosca: i paesi idonei per *Bactrocera oleae* nelle condizioni climatiche attuali sono Sudafrica, Etiopia, Francia, Spagna e le regioni costiere dei paesi mediterranei; in condizioni future, quest'area dovrebbe spostarsi e ampliarsi verso latitudini più elevate (cioè Polonia, Regno Unito, Germania, Francia e Irlanda), mentre dovrebbe scomparire dai paesi dell'Africa meridionale. In tali previsioni, la distribuzione di *Bactrocera oleae* segue un modello del classico spostamento verso nord, con un aumento dell'abbondanza nella regione mediterranea europea, e una diminuzione nell'Africa meridionale in entrambi gli scenari futuri (Fig. 31,32)¹³².

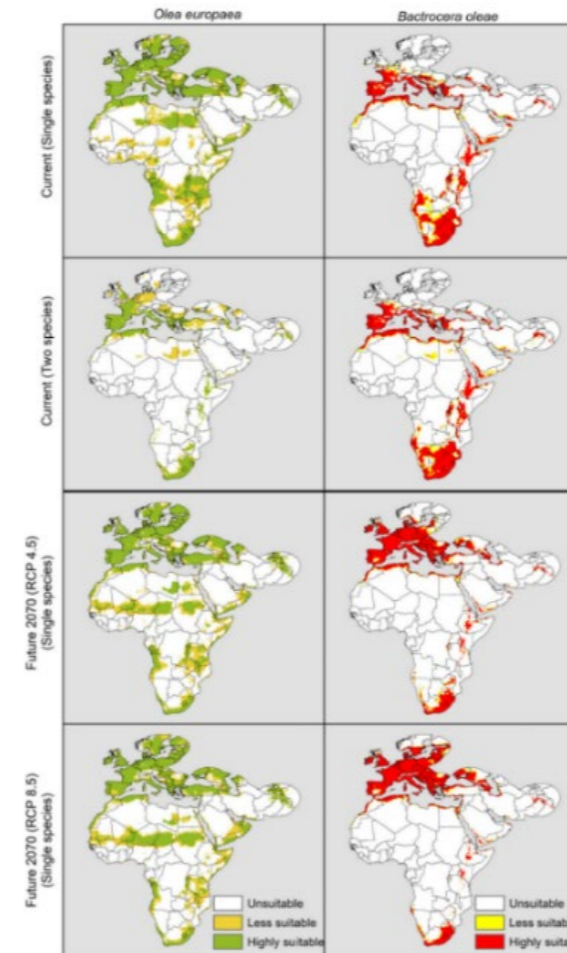


Figura 31: mappe che identificano l'idoneità per *Olea aeuropaea* (ulivo) e *Bactrocera oleae* (mosca dell'olivo) di diverse aree in Europa ed Africa, con particolare riferimento al Mediterraneo, allo stato attuale e secondo modelli crescenti di emissioni (rispettivamente RCP 4.5- intermedio; RCP 8.5 alte emissioni) (Ashraf et al., 2021)

120 Wang, X. G., Johnson, M. W., Daane, K. M., & Nadel, H. (2009). High summer temperatures affect the survival and reproduction of olive fruit fly (Diptera: Tephritidae). *Environmental entomology*, 38(5), 1496-1504.

121 <https://agronotizie.imagelinenetwork.com/difesa-e-diserbo/2024/08/19/mosca-dell-olivo-cosi-la-temperatura-influisce-sugli-attacchi/84339>

122 Palliotti, A., & Bonghi, G. (1996). Freezing injury in the olive leaf and effects of mefluidide treatment. *Journal of Horticultural Science*, 71(1), 57-63.

123 Koubouris, G. C., Metzidakis, I. T., & Vasilakakis, M. D. (2009). Impact of temperature on olive (*Olea europaea* L.) pollen performance in relation to relative humidity and genotype. *Environmental and Experimental Botany*, 67(1), 209-214.

124 Mancuso, S., & Azzarello, E. (2002). Heat tolerance in olive. *Advances in horticultural science [rivista dell'ortoflorofutticoltura italiana]*, 16 (N. 3-4), 2002, 1000-1006.

125 Palliotti, A., & Bonghi, G. (1996). Freezing injury in the olive leaf and effects of mefluidide treatment. *Journal of Horticultural Science*, 71(1), 57-63.

126 Dag, A., Harlev, G., Lavev, S., Zipori, I., & Kerem, Z. (2014). Optimizing olive harvest time under hot climatic conditions of Jordan Valley, Israel. *European journal of lipid science and technology*, 116(2), 169-176.

127 Fraga, H., Moriondo, M., Leolini, L., & Santos, J. A. (2020). Mediterranean olive orchards under climate change: A review of future impacts and adaptation strategies. *Agronomy*, 11(1), 56.

128 Martins, S., Pereira, S., Dinis, L. T., & Brito, C. (2024). Enhancing olive cultivation resilience: sustainable long-term and short-term adaptation strategies to alleviate climate change impacts. *Horticulturae*, 10(10), 1066.

129 <https://agronotizie.imagelinenetwork.com/difesa-e-diserbo/2025/07/11/olivo-la-mosca-si-adatta-al-clima-che-cambia/87619>

130 Ponti, L., Gutierrez, A. P., Ruti, P. M., & Dell'Aquila, A. (2014). Fine-scale ecological and economic assessment of climate change on olive in the Mediterranean Basin reveals winners and losers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5598-5603.

131 Moriondo, M., Ferrise, R., Trombi, G., Brilli, L., Dibari, C., & Bindi, M. (2015). Modelling olive trees and grapevines in a changing climate. *Environmental Modelling & Software*, 72, 387-401.

132 Ashraf, U., Chaudhry, M. N., & Peterson, A. T. (2021). Ecological niche models of biotic interactions predict increasing pest risk to olive cultivars with changing climate. *Ecosphere*, 12(8), e03714.

L'utilizzo di questi modelli basati sull'analisi di variabili climatiche utili a prevedere gli effetti del cambiamento climatico sull'interazione tra piante e insetti fitofagi funge, quindi, da strumento fondamentale per la comprensione di questi meccanismi. Per esempio, Luigi Ponti, Primo Ricercatore del Centro di Ricerche Casaccia di Enea, ha sviluppato e applicato dei modelli (PBDM: physiologically based demographic modeling) che simulano la dinamica di popolazione della mosca utilizzando come input i dati meteorologici giornalieri delle aree di riferimento, per analizzare l'impatto del cambiamento climatico sulla mosca in Andalusia, una delle regioni olivicole più importanti del Mediterraneo¹³³. Questo modello è in grado di analizzare le interazioni tra l'insetto, la pianta ospite e l'ambiente, e considera ogni fase del ciclo di vita sia della mosca che della pianta di olivo, elaborandole per prevedere dove si verificheranno le condizioni favorevoli per l'attività dell'insetto. In tal modo, il PBDM permette di simulare quotidianamente l'evoluzione delle popolazioni di mosca e lo sviluppo dell'olivo. In Andalusia è stata osservata, per esempio, la riduzione generalizzata delle infestazioni di mosca, particolarmente evidente nelle province più produttive di Jaén, Cordova e Siviglia, oltre a un anticipo della fioritura di oltre trenta giorni entro fine secolo con uno scenario ad elevate emissioni di gas serra¹³³. Uno degli aspetti innovativi della ricerca è l'integrazione di dati dell'uso del suolo ad alta risoluzione (fino a 300 metri) e 23 variabili climatiche arrivando ad elaborare un indice di previsione tre volte più preciso consentendo simulazioni affidabili e dettagliate, anche su aree vaste¹³⁴. L'utilizzo di questi modelli può essere quindi un efficace strumento di supporto al meccanismo decisionale e operativo per la definizione di strategie di monitoraggio, e soprattutto, contenimento, della mosca dell'olivo. La difesa contro la mosca dell'olivo può essere di tipo preventivo, contro gli adulti, o di tipo curativo, contro le larve. Il monitoraggio degli adulti è imprescindibile, tramite le catture settimanali e la determinazione dell'infestazione attiva nelle drupe (sommatoria

di uova e larve giovani vive di 1° e 2° età presenti al loro interno) per verificare il superamento o meno della soglia di intervento¹³⁵. La difesa preventiva è costituita da pratiche a basso impatto ambientale, con lo scopo di ridurre le popolazioni della mosca (di ogni generazione) prima delle ovideposizioni sulle olive e del conseguente sviluppo di larve giovani: tra queste vi sono trappole a base di feromoni, l'uso di polveri di roccia o l'uso di rame, insetticidi e repellenti di origine naturale, trappole a cattura di massa¹³⁶. A livello agronomico, poi, risulta molto utile applicare pratiche agroecologiche: è possibile, ad esempio, gestire gli oliveti senza lavorazioni meccaniche del suolo e senza uso di erbicidi, lasciando i residui della vegetazione dopo lo sfalcio sulla superficie del terreno. Sono pratiche che favoriscono la presenza di insetti predatori della mosca dell'olivo, come evidenziato per i carabidi¹³⁷, ma questo potrebbe valere anche per coleotteri stafilinidi e per imenotteri parassitoidi, anch'essi ottimi alleati in quanto controllori biologici della mosca¹³⁶. Tecniche di biocontrollo adottate in Puglia per contrastare la *Xylella fastidiosa* hanno dimostrato di essere efficaci anche per contenere la mosca dell'olivo (*Bactrocera oleae*), utilizzando un prodotto registrato come concime secondo il Dlgs 75/2010 e successive modifiche. Si tratta di una miscela di microelementi, quali rame (solfato di rame pentaidrato, 2%) e zinco (solfato di zinco eptaidrato, 4%) legati all'acido citrico monoidrato, che agisce sulle larve inibendo il loro sviluppo. L'efficacia di questa tecnica di biocontrollo è stata verificata in campo direttamente dagli agricoltori che praticano olivicoltura biologica e meriterebbe un approfondimento attraverso una ricerca scientifica partecipata, che potrebbe essere un esempio concreto di co-creazione della conoscenza tra agricoltori e ricercatori accademici, attuando uno dei 18 principi dell'agroecologia. Questi metodi di lotta biologica sono metodi molto efficaci, in grado di contenere la diffusione della mosca evitando l'utilizzo di pesticidi chimici di sintesi.

La cimice asiatica (*Halyomorpha halys*) che distrugge i frutteti e le colture del Centro - Nord Italia



Figura 33: Cimice asiatica, *Halyomorpha halys*. <https://gd.eppo.int/taxon/HALYHA/photos>

La cimice asiatica *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) è un insetto alieno invasivo altamente dannoso, si è diffuso dai suoi areali nativi in Asia nel Nord America che in Europa rispettivamente negli anni '90 e 2000 (Fig. 33). In Italia è stata registrata per la prima volta nel 2012¹³⁸. Il suo areale originario comprende Cina, Giappone, Corea e Taiwan, ma si sta diffondendo rapidamente in tutto il mondo, in particolare attraverso l'attività commerciale¹³⁹, in particolare container marittimi o casse da imballaggio, spesso contenenti adulti svernanti¹⁴⁰, ma anche sui ponti delle navi e in altri carichi, tra cui macchinari, mobili e automobili trasportati. La dinamica di invasione delle popolazioni della cimice asiatica è complessa e per questo da attenzionare: diversi studi in Europa hanno evidenziato sia popolazioni invasive precedentemente introdotte che hanno generato con successo invasioni secondarie all'interno dell'Euro-

pa (un fenomeno noto come effetto bridgehead, "testa di ponte"), sia la presenza di invasioni multiple provenienti dall'Asia ancora in corso¹⁴¹. *Halyomorpha halys* si nutre e danneggia oltre 200 piante ospiti, tra cui colture da campo, ortaggi, alberi fruttiferi e ornamentali. In Europa, dove l'insetto è diffuso in ben 27 paesi¹⁴², è stato individuato un elenco di 51 specie di piante ospiti appartenenti a 32 famiglie vegetali¹⁴³, sia di piante autoctone che non autoctone. In Italia, dove non ha predatori naturali noti, attacca frutteti e colture orticole (per esempio pomodori e peperoni) ed erbacee (per esempio mais e soia) provocando ingenti danni. Sono coinvolte piante di ogni forma biologica, dalle erbacee perenni fino ad alberi e arbusti legnosi. In particolare, le piante ornamentali legnose forniscono risorse per gli adulti che emergono dai siti di svernamento, oltre a costituire fonti di alimentazione e riproduzione della cimice durante l'intera stagione di crescita. I danni dovuti all'alimentazione causano depressioni e infossature che possono deformare il frutto durante il suo sviluppo, oltreché il potenziale aborto prematuro delle strutture fruttifere (o il mancato sviluppo dei semi in colture come mais e soia). Danni simili si verificano anche negli ortaggi da frutto come pomodori e peperoni, sebbene più frequentemente verso la fine della stagione¹⁴⁴. Il cambiamento climatico sta favorendo l'espansione di questa specie, permettendole di diffondersi rapidamente in nuove aree e di accelerare i cicli di sviluppo (e il numero di generazioni annue) grazie a inverni più miti e primavere più precoci. Nelle aree recentemente invase con condizioni ambientali favorevoli, come il Nord Italia¹⁴⁵, che consentono lo sviluppo di due generazioni all'anno, sono stati osservati gravi danni a meno di tre anni dall'insediamento della cimice. In tal senso, diversi studi hanno già dimostrato come l'intera fenologia (lo sviluppo, la sopravvivenza, numero di generazioni, la

133 Ponti, L., Gutierrez, A. P., Giannakopoulos, C., Varotsos, K. V., Nevado, J. L., Feria, S. L., ... & Sanderson, M. (2024). Prospective regional analysis of olive and olive fly in Andalusia under climate change using physiologically based demographic modeling powered by cloud computing. *Climate Services*, 34, 100455.

134 <https://www.media.enea.it/comunicati-e-news/archivio-anni/anno-2023/agricoltura-da-enea-sistema-di-previsione-per-pianificare-la-raccolta-delle-olive.html>

135 https://www.ersa.fvg.it/cms/aziende/monitoraggi/organismi/schede/06_Bactrocera-oleae-Mosca-dellolivo.html

136 Giacalone, C. (2011). Il controllo di *Bactrocera oleae* (Rossi) e di altri carpofagi negli oliveti biologici in Sicilia e Sud Africa.

137 Albertini, A., Pizzolotto, R., & Petacchi, R. (2017). Carabid patterns in olive orchards and woody semi-natural habitats: first implications for conservation biological control against *Bactrocera oleae*. *BioControl*, 62(1), 71-83.

138 Maistrello, L., Dioli, P., Vaccari, G., Nannini, R., Bortolotti, P., Caruso, S., ... & Bariselli, M. (2014). Primi rinvenimenti in Italia della cimice esotica *Halyomorpha halys*, una nuova minaccia per la frutticoltura. *ATTI Giornate Fitopatologiche*, 1, 283-288.

139 Haye, T., Garipey, T., Hoelmer, K., Rossi, J. P., Streito, J. C., Tassus, X., & Desneux, N. (2015). Range expansion of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*: an increasing threat to field, fruit and vegetable crops worldwide. *Journal of Pest Science*, 88(4), 665-673.

140 Hoebeke, E. R., & Carter, M. E. (2003). *Halyomorpha halys* (Stål) (Heteroptera: Pentatomidae): a polyphagous plant pest from Asia newly detected in North America.

141 Garipey, T. D., Haye, T., Fraser, H., & Zhang, J. (2014). Occurrence, genetic diversity, and potential pathways of entry of *Halyomorpha halys* in newly invaded areas of Canada and Switzerland. *Journal of pest science*, 87(1), 17-28.

142 Claerebout, S., Haye, T., Olafsson, E., Pannier, E., & Bultot, J. (2018). Premières occurrences de *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) pour la Belgique et actualisation de sa répartition en Europe (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae). *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*, 154, 205-227.

143 Haye, T., Wyniger, D., & Garipey, T. A. R. A. (2014). Recent range expansion of brown marmorated stink bug in Europe.

144 Haye, T. GLOBAL PEST STATUS OF *HALYOMORPHA HALYS* AND IMPACT OF ITS ASSOCIATED PARASITOIDS. *ACCADEMIA NAZIONALE ITALIANA DI ENTOMOLOGIA*.

145 Maistrello, L., Vaccari, G., Caruso, S., Costi, E., Bortolini, S., Macavei, L., ... & Dioli, P. (2017). Monitoring of the invasive *Halyomorpha halys*, a new key pest of fruit orchards in northern Italy. *Journal of Pest Science*, 90(4), 1231-1244.

densità e la dimensione della popolazione), così come il comportamento di svernamento di *Halyomorpha halys*, dipendono molto dalla temperatura. Nel suo areale originario la specie ha perlopiù una o due generazioni annue¹⁴⁶ mentre nell'Italia settentrionale è quasi sempre bivoltina (due generazioni annue)¹⁴⁷. L'aumento delle temperature dovuto al riscaldamento globale può influenzare negativamente la sopravvivenza degli adulti, ma nel complesso, il clima più caldo e variabile è un fattore chiave che facilita la diffusione invasiva di questo insetto. Uno studio ha evidenziato che le condizioni termiche favorevoli della Slovenia occidentale, al confine con l'Italia (Nova Gorica), con temperature medie mensili di 12°C in aprile e 16°C in maggio, hanno consentito la precoce fuoriuscita degli adulti dai rifugi invernali e l'inizio anticipato dell'ovideposizione da metà a fine maggio. Successivamente, lo sviluppo delle ninfe è stato favorito dalle alte temperature estive di giugno e luglio, che hanno accelerato la diffusione degli adulti da metà luglio in poi¹⁴⁸. Lo studio è in linea con i risultati di una ricerca precedente in Italia, dove è stato osservato che a causa delle condizioni primaverili più calde, la prima ovideposizione è avvenuta già a metà maggio e i nuovi adulti sono emersi all'inizio di luglio, mentre in Svizzera l'ovideposizione non iniziava prima della metà di giugno e i nuovi adulti non comparivano prima dell'inizio di agosto, quando il fotoperiodo era già in diminuzione (<15 h)¹⁴⁷. Oltre alla temperatura, che rappresenta il principale fattore di influenza dello sviluppo della cimice, anche il fotoperiodo è un fattore cruciale nel determinare il modello di sviluppo di questo insetto, costituendo il principale segnale per la diapausa: infatti, è stato evidenziato che solo gli adulti di prima generazione sviluppati in condizioni di giornate lunghe (fotoperiodo >15 h)¹⁴⁹ siano in grado di arrivare alla seconda generazione e che gli adulti della seconda generazione non comparsi prima di metà settembre, quando il fotoperiodo era già

inferiore a 13 h di luce, non mostrando comportamenti riproduttivi ma entrando immediatamente in diapausa¹⁴⁸. La temperatura svolge un ruolo cruciale anche nel superamento della stagione sfavorevole e quindi nella mortalità complessiva invernale: essendo *Halyomorpha halys* una specie intollerante al freddo, l'esposizione a basse temperature durante l'inverno e gli episodi di gelate primaverili estreme possono contribuire fortemente ad aumentare la mortalità complessiva della specie; in particolare, i tassi di sopravvivenza diminuiscono quando le temperature scendono a -5°C¹⁵⁰. Inoltre, inverni molto rigidi possono ridurre significativamente la fecondità delle femmine¹⁵⁰; quindi, temperature aumentate che rendono gli inverni più miti intervengono anche da questo punto di vista. Tenendo conto di tutti gli effetti sopradescritti, risulta evidente come un clima più favorevole possa determinare fortemente le dinamiche di popolazione della specie, consentendo alla cimice asiatica di colonizzare meglio e più velocemente nuove aree. Una ricerca ha osservato, infatti, come il riscaldamento globale in atto stia spingendo verso nord la specie, prevedendo un significativo aumento degli areali idonei in tutta Europa. Nello specifico, nel contesto di uno scenario climatico futuro "business as usual", cioè in cui non avverranno le adeguate misure di mitigazione delle emissioni, il potenziale areale di *Halyomorpha halys* si espanderà di molto verso nord, con una contrazione nei limiti meridionali del suo intervallo termico, suggerendo che complessivamente la minaccia di invasione per l'Europa aumenterà notevolmente (Fig. 34)¹⁵¹. Nel complesso, la cimice asiatica ha mostrato stagioni di crescita più lunghe, una maggiore crescita della popolazione in primavera e più generazioni potenziali all'anno, ma allo stesso la crescita estiva è risultata fortemente ridotta in tutte le località rappresentative tranne una. Pertanto, l'effetto del cambiamento climatico su *Halyomorpha halys* è complesso, con impatti sia positivi che negativi e variabili nello

spazio e nel tempo, ma più in generale a nuove aree idonee possono corrispondere potenziali nuove infestazioni. Questo studio è in linea con una ricerca precedente (del 2017) che approfondisce l'analisi in Europa evidenziando anche alcune situazioni locali (Fig. 35). Questa ricerca¹⁵² riporta che l'espansione verso Nord potrebbe determinare un'importante diminuzione dell'idoneità climatica nella Spagna meridionale entro la fine del secolo, mentre Modena, situata in una delle principali regioni frutticole europee, diventerà marginale a causa dell'aumento delle temperature estive, che risulterebbero oltre la soglia termica superiore della specie. Tuttavia, gran parte dei territori della regione Emilia-Romagna rimarranno idonei, in particolare nelle aree a est di Modena, dove abbondano frutteti e vigneti¹⁵³. L'autore dello studio evidenzia che poiché la cimice asiatica è in grado di spostarsi per oltre 5 km al giorno, è plausibile che questa si disperda da aree come Modena durante l'estate, alla ricerca di rifugi temporanei in ambienti più freschi, soprattutto boschi e zone montane. In questo modo, le regioni orticole italiane rimarranno probabilmente a rischio da *Halyomorpha halys* anche in futuro, ma il timing e l'intensità delle infestazioni varieranno probabilmente a seconda della tipologia di habitat¹⁵². Considerati gli scenari climatici futuri, gli studi indicano un aumento dei rischi per l'Europa, in concomitanza con l'attuale rischio di ulteriore diffusione. Per tali ragioni, i Paesi europei po-

trebbero e dovrebbero valutare quali misure di biosicurezza adottare per ridurre la diffusione della cimice asiatica nel continente. Nelle aree in cui si è insediata e sta causando danni alle colture, le applicazioni di insetticidi sono aumentate di diverse grandezze, rappresentando una significativa preoccupazione ambientale nonché un rilevante costo gestionale aggiuntivo

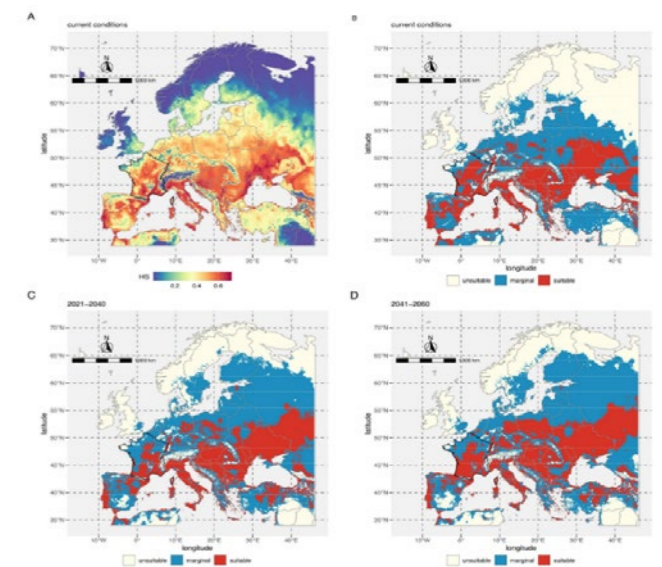


Figura 34: Distribuzione geografica potenziale della cimice asiatica *Halyomorpha halys*. Realizzata da Streito et al., 2021. (Rosso: idonei, Blu: idonei marginali, Bianco: non idonei) (A) Idoneità climatica stimata in base alle condizioni climatiche attuali. (B) Idoneità climatica riclassificata secondo le condizioni climatiche attuali. (C) Idoneità climatica riclassificata per il periodo 2021–2040. L'idoneità climatica sottostante è un consenso derivato dalle proiezioni del modello con 6 modelli di circolazione globale. (D) Idoneità climatica riclassificata per il periodo 2041–2060. L'idoneità climatica sottostante è un consenso derivato dalle proiezioni del modello con 6 modelli di circolazione globale e i percorsi socioeconomici condivisi SSP245.

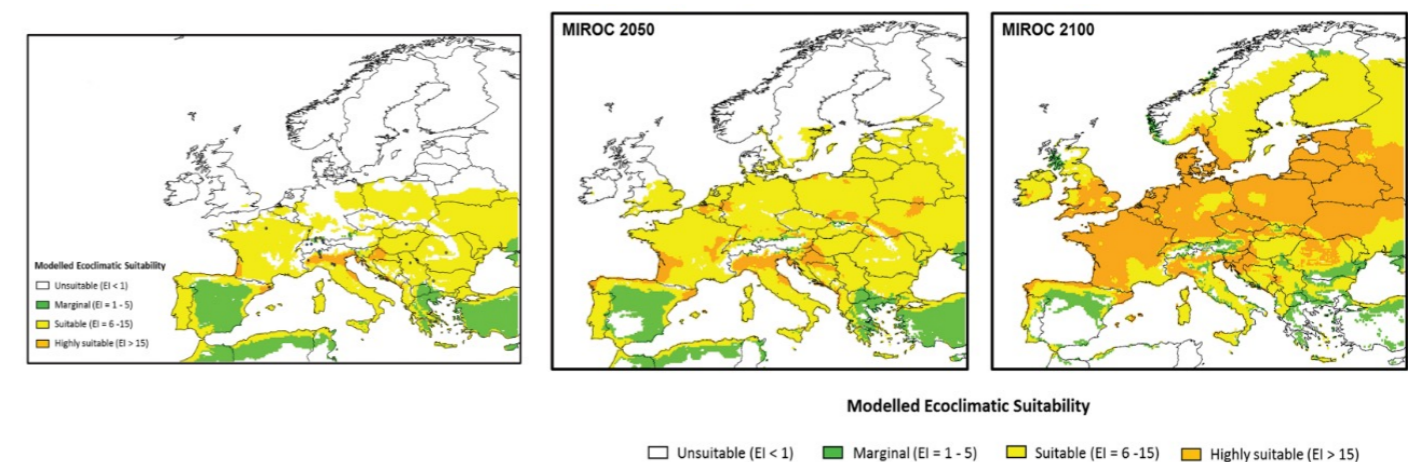


Figura 35: sinistra, Idoneità delle aree in base alle attuali condizioni climatiche. Centro e Destra: Idoneità climatica dei territori europei per *Halyomorpha halys* secondo lo scenario emissivo A2 SRES (scenario "business as usual", con scarse politiche di mitigazione) per il 2050 e il 2100. Arancione: altamente idonea; Giallo: idonea; Verde: idoneità marginale; Bianco: non idonea. Kistner et al., 2017

146 Lee, D. H., Short, B. D., Joseph, S. V., Bergh, J. C., & Leskey, T. C. (2013). Review of the biology, ecology, and management of *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) in China, Japan, and the Republic of Korea. *Environmental entomology*, 42(4), 627-641.

147 Costi, E., Haye, T., & Maistrello, L. (2017). Biological parameters of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*, in southern Europe. *Journal of Pest Science*, 90(4), 1059-1067.

148 Rot, M., Maistrello, L., Costi, E., & Trdan, S. (2022). Biological parameters, phenology and temperature requirements of *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) in the Sub-Mediterranean climate of Western Slovenia. *Insects*, 13(10), 956.

149 Haye, T., Abdallah, S., Garipey, T., & Wyniger, D. (2014). Phenology, life table analysis and temperature requirements of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*, in Europe. *Journal of Pest Science*, 87(3), 407-418.

150 Scaccini, D., Vanishvili, L., Tirello, P., Walton, V. M., Duso, C., & Pozzebon, A. (2020). Lethal and sub-lethal effects of low-temperature exposures on *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) adults before and after overwintering. *Scientific Reports*, 10(1), 15231.

151 Streito, J. C., Chartois, M., Pierre, É., Dusoulier, F., Armand, J. M., Gaudin, J., & Rossi, J. P. (2021). Citizen science and niche modeling to track and forecast the expansion of the brown marmorated stinkbug *Halyomorpha halys* (Stål, 1855). *Scientific reports*, 11(1), 11421.

152 Kistner, E. J. (2017). Climate change impacts on the potential distribution and abundance of the brown marmorated stink bug (Hemiptera: Pentatomidae) with special reference to North America and Europe. *Environmental Entomology*, 46(6), 1212-1224.

153 Maistrello, L., Dioli, P., Bariselli, M., Mazzoli, G. L., & Giacalone-Forini, I. (2016). Citizen science and early detection of invasive species: phenology of first occurrences of *Halyomorpha halys* in Southern Europe. *Biological invasions*, 18(11), 3109-3116.

per i produttori¹⁵⁴. Infatti, molti insetticidi di sintesi utilizzati contro la cimice asiatica hanno un'efficacia poco affidabile: spesso, queste sostanze che producono un effetto di knock-down (abbattimento) seguito dalla raccolta fisica degli insetti, risultano poco efficaci contro le popolazioni di fine stagione (che sono quelle responsabili dei danni maggiori) ma soprattutto, è stato dimostrato che questi trattamenti frequenti e non selettivi hanno compromesso le strategie di lotta integrata già in atto, provocando focolai di pest secondari che normalmente erano tenuti sotto controllo dagli agenti naturali di biocontrollo¹⁵⁴. Per questo, le migliori strategie di contenimento dovrebbero prevedere l'integrazione di diverse tecniche: l'installazione di barriere fisiche (che in parte garantiscono che gli insetti non entrino nel frutteto), l'uso di trappole di cattura a feromoni (anche se hanno ancora un raggio d'azione ridotto, intorno ai 10 m), l'integrazione di pratiche agroecologiche (come l'attento uso dello sfalcio) e il biocontrollo da parte di altri organismi. Per esempio, se collocate con i tempi giusti (ovvero prima dello svernamento) le maglie delle reti antigrandine (solitamente 4x7 mm) creano un primo "livello" di barriera sufficiente ad impedire un'entrata diretta degli adulti, e sono integrabili con maglie antinsetto (4x4mm) che prevengono efficacemente l'entrata delle ninfe a partire dalla seconda età¹⁵⁵. Il controllo biologico può essere un'arma potente che richiede però un approccio precauzionale rigoroso se le specie antagoniste sono anch'esse specie alloctone ed una notevole preparazione tecnica di chi applica questi metodi, oltre ad un importante coordinamento a livello territoriale di tutti gli stakeholders. Nel caso della cimice asiatica *Halyomorpha halys*, si sta sperimentando in diverse regioni italiane il rilascio con metodo inoculativo (rilasci stagionali di piccole quantità ripetuti nel tempo) dell'imenottero *Trissolcus japonicus* (Ashmead, 1904), un imenottero scelionidae che è stato evidenziato essere il parassitoide più abbondante (ed attualmente efficace) della cimice in Cina,

con azioni di biocontrollo di discreto successo¹⁵⁶. Il biocontrollo con specie antagoniste aliene risponde essenzialmente alle pressanti richieste del mondo agricolo di trovare soluzioni semplici e rapide ai danni causati dalle specie aliene invasive, ma le specie antagoniste aliene sono spesso inefficaci o possono determinare ulteriori impatti negativi sugli ecosistemi, diventando la classica cura peggiore del male. La soluzione ideale resta il ripristino della complessità degli ecosistemi per aumentare la loro resilienza nel medio e lungo termine e mettere in atto tutte le azioni possibili per prevenire la diffusione delle specie aliene e prevenire i danni alle colture da reddito.

Un allarme per il verde urbano: il caso della cocciniglia tartaruga

Le specie invasive di insetti tendono spesso a presentare una buona capacità dispersiva, tratto che favorisce il loro successo nell'espansione dell'areale. L'innalzamento delle temperature legato al cambiamento climatico può ulteriormente facilitare questa espansione, aumentando l'idoneità climatica di nuovi territori per tali specie. È il caso, per esempio, della cocciniglia tartaruga (*Toumeyella parvicornis* Cockerell) (Fig. 36) che da 10 anni è arrivata in Italia e sta devastando i pini in ambiente urbano (oltreché le pinete mediterranee). In Europa è stata rinvenuta per la prima volta nell'autunno 2014 in Campania (a Napoli e comuni limitrofi)¹⁵⁷. Nel 2018 *Toumeyella parvicornis* è stata rinvenuta per la prima volta su un pino domestico nella città di Roma e oggi è ampiamente diffusa, anche con gravi infestazioni, in oltre trenta comuni del Lazio (attaccando anche migliaia di pini della Tenuta Presidenziale di Castel Porzia-



Figura 36: Colonia di femmine di *Toumeyella parvicornis* (<https://gd.eppo.int/taxon/TOUMPA/photos>)

no¹⁵⁸), oltreché in altre regioni come Abruzzo, Puglia, Toscana¹⁵⁹. Questa cocciniglia è in grado di compiere più generazioni in un anno e nei paesi con clima temperato e mediterraneo come il nostro non interrompe il ciclo per svernare, raggiungendo anche 3 generazioni annue nel Sud Italia¹⁶⁰. Le condizioni climatiche e l'assenza di antagonisti naturali sono condizioni molto favorevoli per questa cocciniglia, che sta facendo registrare delle vere e proprie invasioni di difficile contenimento. **L'insetto attacca le chiome dei pini che vengono ricoperte di melata e fumaggini, oltre a contribuire al declino della pianta, sono causa, in ambiente urbano, di forti disagi per tutto ciò che viene "imbrattato" sotto le chiome dei pini attaccati. I ricercatori hanno stabilito che i maggiori fattori di diffusione di *Toumeyella parvicornis* sono le temperature medie annue più alte e l'isotermia (basso gap tra le temperature stagionali, ovvero inverni miti), una caratteristica peculiare delle aree costiere mediterranee¹⁶¹.** Per

questo motivo, gli stessi autori suggeriscono che sarebbe fondamentale studiare, anche per questa specie, le potenziali aree idonee alla sua diffusione in base agli effetti sulle temperature dei diversi scenari di cambiamento climatico, che tende ad innalzare le temperature medie e ad aumentare l'isotermia.

154 Leskey, T. C., Lee, D. H., Short, B. D., & Wright, S. E. (2012). Impact of insecticides on the invasive *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae): analysis of insecticide lethality. *Journal of Economic Entomology*, 105(5), 1726-1735.

155 Andreis, D., Anfora, G., Berti, M., Chiesa, S., Corradini, S., Eriksson, A., ... & Zapponi, L. (2019). *Cimice asiatica: biologia, diffusione e controllo in Provincia di Trento* (Vol. 4, No. 4). Fondazione Edmund Mach.

156 Zapponi, L., Mazzoni, V., Rossi Stacconi, M. V., & Anfora, G. (2021). *Lotta biologica alla cimice asiatica: azione ed interazioni tra antagonisti esotici ed autoctoni* (Vol. 8, No. 8). Fondazione Edmund Mach.

157 Garonna, A. P., Scarpato, S., Vicinanza, F., & Espinosa, B. (2015). First report of *Toumeyella parvicornis* (Cockerell) in Europe (Hemiptera: Coccidae). *Zootaxa*, 3949(1), 142-146.

158 <https://www.rainews.it/tgr/lazio/articoli/2024/08/riforestazione-della-pineta-di-castel-porziano-nella-tenuta-presidenziale-roma-ca6cd109-849e-4c04-ade8-0d47b9175ffa.html>

159 <https://www.rivistasherwood.it/t/fitofagi-fitopatogeni/cocciniglia-tartaruga-pini.html>

160 EFSA Panel on Plant Health (PLH), Bragard, C., Baptista, P., Chatzivassiliou, E., Di Serio, F., Gonthier, P., ... & MacLeod, A. (2022). Pest categorisation of *Toumeyella parvicornis*. *EFSA Journal*, 20(3), e07146.

161 Di Sora, N., Mannu, R., Rossini, L., Contarini, M., Gallego, D., & Speranza, S. (2023). Using species distribution models (SDMs) to estimate the suitability of European Mediterranean non-native area for the establishment of *Toumeyella parvicornis* (Hemiptera: Coccidae). *Insects*, 14(1), 46.

UNA QUESTIONE DI SALUTE: IL CAMBIAMENTO CLIMATICO FAVORISCE GLI ARTROPODI DI INTERESSE SANITARIO

Vettori a otto zampe: la diffusione delle zecche

Le zecche sono noti vettori di patologie che possono colpire anche l'uomo, costituendo oggetto di studi e di azioni di prevenzione e contrasto da parte delle istituzioni scientifiche e politi-

che di tutto il mondo. In quanto ectoparassiti ematofagi, le zecche sono specie vettori di una varietà di agenti patogeni, tra cui protozoi, virus, batteri e nematodi¹⁶², considerati responsabili di numerose malattie. Si dividono in due grandi famiglie: Argasidae (zecche molli) e Ixodidae (zecche dure): quest'ultime, in particolare, sono il gruppo più numeroso e più significativo dal punto di vista medico. Complessivamente, circa il 10% delle specie conosciute di zecche (circa 900) agisce come vettore di un'ampia gamma di patogeni che colpiscono gli animali e l'uomo¹⁶³. Le zecche e le malattie che queste trasmettono (TBDs: tick-borne diseases) sono molto sensibili al cambiamento climatico e ai suoi effetti. Le principali caratteristiche influenzate direttamente dalle alterazioni climatiche includono il tasso di sopravvivenza degli individui, la durata del ciclo di sviluppo e l'attività di ricerca dell'ospite¹⁶⁴. Un innalzamento delle temperature in determinate regioni potrebbe creare nuove condizioni climatiche favorevoli (tra le altre, stagioni sfavorevoli come gli inverni resi più miti e una maggior umidità relativa) per le zecche presenti, aumentando la loro sopravvivenza, velocizzando i cicli vitali e prolungandone la stagione di attività (Fig. 37). Va tenuto conto, poi, di alcuni effetti indiretti del cambiamento climatico e delle sue interazioni con altri fenomeni in atto: per esempio, la disponibilità di ospiti (abbondanza e diversità su vari livelli) è un fattore cruciale in

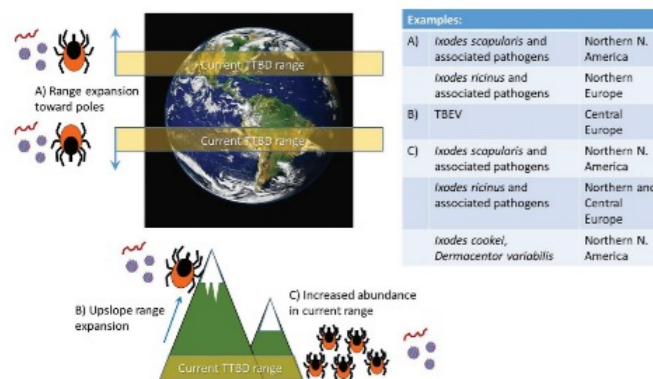
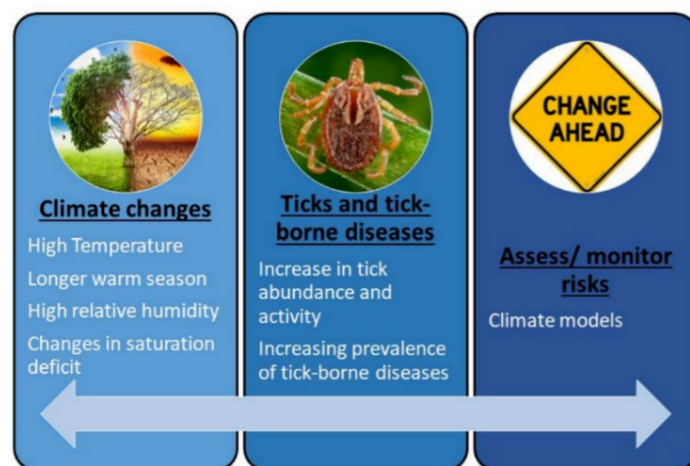


Figura 37: A, B, C: risposte delle popolazioni di zecche all'innalzamento delle temperature (spostamento verso i poli e risalita altitudinale, aumento dell'abbondanza nei range attuali) (Ogden et al., 2020). D, sotto: fattori e meccanismi di influenza del cambiamento climatico sulle zecche e strategie di monitoraggio e previsione (Voyiatzaki et al., 2022)

162 Sonenshine, D. E., & Roe, R. M. (Eds.). (2014). *Biology of ticks volume 2* (Vol. 2). Oxford university press.

163 Jongejans, F., & UILENBERG, G. (2004). The global importance of ticks. *Parasitology*, 129(S1), S3-S14.

164 Gray, J. S., Dautel, H., Estrada-Peña, A., Kahl, O., & Lindgren, E. (2009). Effects of climate change on ticks and tick-borne diseases in Europe. *Interdisciplinary perspectives on infectious diseases*, 2009(1), 593232.



Figura 37: Tre stadi di *Ixodes ricinus*. Da sinistra a destra: larva, ninfa, adulto maschio e femmina

termini di prevalenza dei patogeni nelle popolazioni di zecche. Si ipotizza che un'elevata biodiversità e un'alta densità di popolazione degli ospiti riducano significativamente la prevalenza dei patogeni nella popolazione di zecche, diminuendo la co-alimentazione di molte zecche insieme sullo stesso ospite infetto, e quindi il rischio di moltiplicazione dell'infezione¹⁶⁵. Finora, gli studi sugli effetti potenziali del cambiamento climatico sulle malattie trasmesse da zecche hanno evidenziato che l'aumento delle temperature può determinare un'espansione dell'incidenza di queste malattie (seguendo la distribuzione delle zecche) su due direttrici: latitudinale, verso i poli, e altitudinale, verso le aree montane. Inoltre, si evidenzia sempre più spesso un aumento dell'abbondanza di zecche in molte delle aree attualmente endemiche¹⁶⁶. La diffusione delle malattie trasmesse da zecche, in sostanza, è guidata da diversi fattori (compreso il

cambiamento climatico), principalmente conseguenti alle attività umane. In diverse regioni del mondo, per esempio, i cambiamenti nell'uso del suolo dovuti alle attività agricole hanno portato a un generale abbandono delle aree montane, solitamente seguito da una riforestazione naturale; un fenomeno frequente, per esempio, nelle Alpi orientali. A sua volta, l'abbandono delle terre stimola un incremento degli animali selvatici, come gli ungulati, che può favorire la presenza di zecche¹⁶⁷. Gli ungulati selvatici sono abbondanti nell'Italia settentrionale e sono noti per essere gli ospiti preferenziali per il nutrimento e la riproduzione delle zecche, in particolare per *Ixodes ricinus*. In Europa, le malattie trasmesse dalle zecche che si presentano più comunemente nell'uomo sono la borreliosi di Lyme (LB) e l'encefalite da zecca (TBE), con *Ixodes ricinus* come principale, anche se non unica, specie vettore. *Ixodes ricinus* è la zecca più abbondante e

165 Medlock, J. M., Hansford, K. M., Bormane, A., Derdakova, M., Estrada-Peña, A., George, J. C., ... & Van Bortel, W. (2013). Driving forces for changes in geographical distribution of *Ixodes ricinus* ticks in Europe. *Parasites & vectors*, 6(1), 1.

166 Ogden, N. H., Ben Beard, C., Ginsberg, H. S., & Tsao, J. I. (2021). Possible effects of climate change on ixodid ticks and the pathogens they transmit: predictions and observations. *Journal of Medical Entomology*, 58(4), 1536-1545.

167 Grassi, L., Drigo, M., Zelená, H., Pasotto, D., Cassini, R., Mondin, A., ... & Menandro, M. L. (2023). Wild ungulates as sentinels of flaviviruses and tick-borne zoonotic pathogen circulation: An Italian perspective. *BMC veterinary research*, 19(1), 155.

diffusa in Europa¹⁶⁶ (Fig. 38)¹⁶⁸: si tratta di una specie di grande rilevanza per la salute umana in quanto è vettore, oltre ai già citati batterio *Borrelia burgdorferi*, che causa la malattia di Lyme, e virus dell'encefalite da zecca (TBE), di una serie di altri importanti patogeni come *Anaplasma phagocytophilum*, *Francisella tularensis*, batteri del genere *Rickettsia*, protozoi del genere *Babesia*¹⁶⁵. In Europa *Ixodes ricinus* è largamente diffusa, ha infatti un areale geografico che si estende lungo la Scandinavia, le isole britanniche, l'Europa centrale, la Francia, la Spagna, l'Italia, i Balcani e l'Europa orientale¹⁶⁹. Negli ultimi decenni, in Europa è stata osservata un'espansione dell'areale di questa zecca ixodide verso latitudini e altitudini più elevate, dove in precedenza era assente¹⁶⁵. Poiché questa trascorre la maggior parte della sua vita nell'ambiente esterno, la sua presenza e abbondanza è fortemente influenzata dalle caratteristiche microclimatiche degli habitat di riferimento, quali temperatura, deficit di saturazione, umidità e durata del giorno: tali parametri influiscono su diversi aspetti della specie: ecologici, fisiologici, metabolici, comportamentali¹⁷⁰. In particolare, le temperature elevate determinano un aumento del numero di individui nelle popolazioni e un

prolungamento del tempo di interazione tra le zecche e esseri umani, anche perché l'inizio e la cessazione dell'attività di ricerca di *Ixodes ricinus* sono fortemente correlati alla temperatura. Inoltre, l'umidità relativa deve essere superiore al 70-80% per consentire il comportamento di ricerca delle zecche e la loro sopravvivenza. Per iniziare la ricerca dell'ospite, *Ixodes ricinus* richiede un'umidità relativa superiore al 45% e una temperatura di almeno 7-8°C¹⁷⁰. Per tali ragioni, diverse osservazioni effettuate principalmente nell'Europa centrale hanno rilevato che queste zecche sono inattive durante l'inverno (da metà novembre a metà febbraio), mentre cercano attivamente ospiti da marzo a ottobre; in autunno, invece, le ninfe e gli adulti sono più sensibili al calo di temperatura ed entrano in diapausa¹⁷¹. Infine, le temperature minime invernali che consentono la funzione metabolica di *Ixodes ricinus* sono comprese tra -5°C e -10°C, rendendo tale soglia il limite di sopravvivenza delle zecche¹⁷². Nel complesso, quindi, appare evidente come l'aumento della temperatura influisca sulle zecche, indicando come l'aumento dell'attività di *Ixodes ricinus* durante tutto l'anno sia influenzato dalle variazioni conseguenti al cambiamento climatico. È stato osservato che

tale influenza comporti anzitutto un aumento della distribuzione della specie dal punto di vista latitudinale e altitudinale. Nella Svezia centrale, per esempio, l'aumento della popolazione della specie è stato attribuito alla diffusione verso nord della fauna (zecche comprese) e della flora degli ultimi 30 anni, attribuita agli inverni sempre più caldi causati dal riscaldamento globale, i quali non costituiscono più una barriera climatica per la zecca¹⁷³: in passato, la latitudine massima in cui era presente *Ixodes ricinus* era 61° N, oggi, invece, si trova a latitudini fino a 66° N, occupando interamente la costa del Mar Baltico, le valli fluviali settentrionali e i grandi laghi settentrionali¹⁷⁰. Uno studio del 2022, che ha proiettato la diffusione di questa specie (insieme alla diffusione di altre due specie di zecche ixodidi di interesse sanitario del genere *Dermacentor*) in diverse condizioni di cambiamento climatico dovute ai possibili scenari di futuri di emissioni, ha evidenziato come la diffusione della zecca sarà più ampia nello scenario socioeconomico peggiore, ovvero quello in cui le politiche di abbattimento delle emissioni saranno blande e poco efficaci (Fig. 39)¹⁷⁴.

Naturalmente, le malattie si diffondono con i vettori che le trasmettono e soprattutto con i loro ospiti, ma questo non è l'unico elemento di cui tenere conto. È caratteristico, infatti, che l'aumento della temperatura causi una significativa riduzione del tempo necessario per l'incubazione dell'agente patogeno e per il ciclo di vita del vettore.¹⁷⁵ La borreliosi di Lyme è la malattia più comunemente trasmessa dalle zecche all'uomo in Europa, e *Ixodes ricinus* ne è il principale vettore. Quest'infezione di origine batterica colpisce prevalentemente la pelle, le articolazioni, il sistema nervoso e gli organi interni. Può manifestarsi con sintomi gravi, persistenti e, se non viene curata, assume un decorso cronico. I

primi sintomi si manifestano con una macchia rossa che si espande lentamente dal punto di attacco della zecca. Nel medio termine (da settimane ma anche fino a mesi dopo) si possono sviluppare disturbi neurologici precoci che poi possono cronicizzare: in tal caso, a distanza di mesi o anni dall'infezione, è caratterizzata da alterazioni a carico dell'apparato muscolo-scheletrico, del sistema nervoso centrale, della cute e dell'apparato cardiovascolare¹⁷⁶. Come ampiamente descritto, l'abbondanza di ninfe e adulti infetti è il più importante fattore che definisce il rischio di trasmissione dei patogeni all'uomo ed è fortemente influenzato dalle condizioni climatiche che stanno cambiando, come umidità e temperatura¹⁷⁷. Il rischio di trasmissione della malattia di Lyme segue quindi l'andamento dell'attività delle zecche, con la massima possibilità di infezione che si verifica durante il periodo più caldo dell'anno, da maggio a settembre, con un picco a luglio¹⁷⁸. L'aumento della prevalenza della malattia negli ultimi anni in Europa è notevole: nel decennio 1990-2010, in Europa sono stati registrati più di 360.000 casi¹⁷⁹; attualmente, però, l'incidenza continua ad aumentare, con una media annuale di 130.000 casi nel periodo 2015-2023¹⁸⁰. In Italia, ormai notoriamente presente da 40 anni, soprattutto nel Nord-Est (proprio a causa, principalmente di *Ixodes ricinus*), è diffusa, anche se in minor parte, anche al Centro-Sud (sempre con altre specie del genere *Ixodes* sp.), con più di tre quarti dei casi considerati non importati¹⁸¹. Gli studi, quindi, evidenziano bene come la malattia di Lyme rimarrà un'importante questione sanitaria per il futuro, anche in conseguenza del cambiamento climatico. Un'altra malattia trasmessa dalle zecche in Europa che risente dei cambiamenti climatici è la TBE, meglio nota come encefalite da zecca. Lo studio dell'evolu-

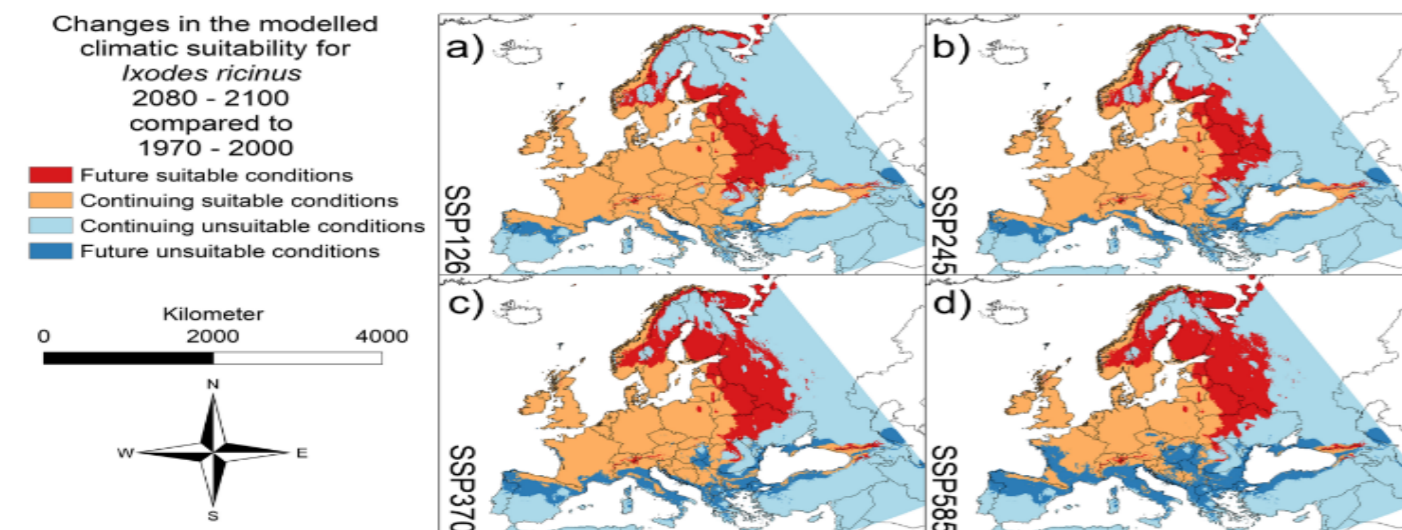


Figura 39: Cambiamenti futuri previsti per *Ixodes ricinus* fino al 2081-2100 secondo diversi scenari socioeconomici (SSPs) realizzati da Cunze et al., 2022: dal migliore, A, al peggiore, in cui le politiche di contrasto al cambiamento climatico saranno blande, C. A) SSP 126. B) SSP 245. C) SSP 370. D) SSP 585

168 Medlock, J. M., Hansford, K. M., Vaux, A. G., Cull, B., Gillingham, E., & Leach, S. (2018). Assessment of the public health threats posed by vector-borne disease in the United Kingdom (UK). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2145.

169 European Centre for Disease Prevention and Control and European Food Safety Authority. Tick maps [internet]. Stockholm: ECDC; 2023. Available from: <https://ecdc.europa.eu/en/disease-vectors/surveillance-and-disease-data/tick-maps>

170 Voyiatzaki, C., Papailia, S. I., Venetikou, M. S., Pouris, J., Tsoumani, M. E., & Papageorgiou, E. G. (2022). Climate changes exacerbate the spread of *Ixodes ricinus* and the occurrence of Lyme borreliosis and tick-borne encephalitis in Europe—how climate models are used as a risk assessment approach for tick-borne diseases. *International journal of environmental research and public health*, 19(11), 6516.

171 Daniel, M., Malý, M., Danielová, V., Kříž, B., & Nuttall, P. (2015). Abiotic predictors and annual seasonal dynamics of *Ixodes ricinus*, the major disease vector of Central Europe. *Parasites & Vectors*, 8(1), 478.

172 Alasmari, S., & Wall, R. (2021). Metabolic rate and resource depletion in the tick *Ixodes ricinus* in response to temperature. *Experimental and Applied Acarology*, 83(1), 81-93.

173 Tälleklint, L., & Jaenson, T. G. (1998). Increasing geographical distribution and density of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in central and northern Sweden. *Journal of medical entomology*, 35(4), 521-526.

174 Cunze, S., Glock, G., Kochmann, J., & Klimpel, S. (2022). Ticks on the move—climate change-induced range shifts of three tick species in Europe: current and future habitat suitability for *Ixodes ricinus* in comparison with *Dermacentor reticulatus* and *Dermacentor marginatus*. *Parasitology research*, 121(8), 2241-2252.

175 Semenza, J. C., & Suk, J. E. (2018). Vector-borne diseases and climate change: a European perspective. *FEMS microbiology letters*, 365(2), fnx244.

176 <https://www.epicentro.iss.it/zecche/borreliosi>

177 Gilbert, L. (2010). Altitudinal patterns of tick and host abundance: a potential role for climate change in regulating tick-borne diseases?. *Oecologia*, 162(1), 217-225.

178 Petruilionienė, A., Radzišauskienė, D., Ambrozaitis, A., Čaplinskas, S., Paulauskas, A., & Venalis, A. (2020). Epidemiology of Lyme disease in a highly endemic European zone. *Medicina*, 56(3), 115.

179 Marrama-Rakotoarivony, L., Sudre, B., Bortel, W. V., Warns-Petit, E., & Zeller, H. (2014). Surveillance report: annual epidemiological report: emerging and vector-borne diseases 2014.

180 Davidson, A., Davis, J., Brestrich, G., Moisi, J. C., Jodar, L., & Stark, J. H. (2025). Lyme Borreliosis Incidence Across Europe, 2015–2023: A Surveillance-Based Review and Analysis. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*.

181 Trevisan, G., Ruscio, M., Cinco, M., Nan, K., Forgiione, P., Di Meo, N., ... & Bonin, S. (2023). The history of Lyme disease in Italy and its spread in the Italian territory. *Frontiers in Pharmacology*, 14, 1128142.

zione di questa malattia è di fondamentale importanza poiché è considerata una delle malattie neurologiche più gravi trasmesse dai morsi di zecca in Europa e poiché ha un impatto significativo sulla salute pubblica in determinate regioni geografiche. Il virus dell'encefalite da zecca è trasmesso da 11 specie di zecche, di cui due sono le principali (*Ixodes ricinus* e *Ixodes persulcatus*)¹⁸². Le condizioni ambientali necessarie per la trasmissione di questo virus sono quelle di un clima temperato, con buoni livelli di umidità e di temperatura¹⁸³. Per questo, in Europa centrale un clima più caldo è considerato responsabile dell'aumento della prevalenza della TBE. Gli aumenti delle temperature, infatti, soprattutto se interpretati a livello stagionale, agiscono in diversi modi sulla diffusione della malattia. Anzitutto, il riscaldamento globale, rendendo gli inverni più miti, provoca l'estensione del periodo di attività delle zecche durante i mesi invernali. In primavera, solitamente, il numero di infezioni è inferiore rispetto alla stagione estiva: ciò si spiega con il fatto che le temperature primaverili più basse possono essere un fattore inibitorio per la replicazione del virus, soprattutto dopo le basse temperature invernali, il quale non raggiunge la carica virale minima necessaria per la manifestazione clinica della malattia. In questo modo, quindi, la stagione estiva e autunnale sono quelle più favorevoli per il rischio di trasmissione dell'encefalite dopo una possibile puntura di zecca¹⁸⁴. In questo senso, un aumento delle temperature influenza la durata delle fluttuazioni cicliche del virus: questo perché quella che dovrebbe essere la normale riduzione delle temperature in autunno è uno dei fattori che solitamente limitano il pasto di sangue simultaneo delle larve non infette e delle ninfe infette di *Ixodes ricinus*¹⁸⁵. Infine, non sono da sottovalutare le conseguenze sulle zecche derivanti dagli eventi meteorologici estremi: per esempio, uno studio effettuato in Repubblica Ceca¹⁸⁴ ha mostrato un'importante correlazione tra l'incidenza della TBE e gli eventi climatici estremi avvenuti in Europa nel 2003. A

differenza degli altri anni (precedenti e successivi), durante la primavera-estate si sono verificati più casi per un dato numero di zecche in cerca di ospiti rispetto all'estate-autunno. Questa anomalia è probabilmente conseguenza, sostengono gli autori, delle alluvioni record dell'agosto 2002 nell'Europa centrale seguite da un periodo estremamente secco da marzo alla fine di settembre 2003, nel quale le temperature hanno superato le medie mensili trentennali di 2,9-4,1°C. In conclusione, il cambiamento climatico ha un forte impatto sulla trasmissione delle malattie trasmesse dalle specie di zecche, influenzando le interazioni zecca-ospite-agente patogeno sia attraverso l'aumento della temperatura che tramite i cambiamenti nella distribuzione e nella frequenza delle precipitazioni. Questo meccanismo vale chiaramente non solo per l'Europa, ma si manifesta a livello globale. In America, un caso curioso e allo stesso tempo particolarmente preoccupante è quello di *Amblyomma americanum* (Fig. 40), nota come "lone star tick" (zecca stella solitaria) per l'evidentissimo punto bianco presente centralmente sullo scudo dorsale delle femmine¹⁸⁶. A questa specie di zecca è associata l'insorgenza della sindrome dell'alpha-gal, comunemente nota come allergia alla carne rossa. La sindrome dell'alpha-gal (AGS) è una condizione allergica caratterizzata da un'ipersensibilità potenzialmente letale mediata dall'immunoglobulina E (IgE) a un oligosaccaride (alpha-gal) presente nella maggior parte dei tessuti dei mammiferi non primati e nei prodotti da questi derivati, come il latte, altri prodotti lattiero-caseari e addirittura alcuni prodotti farmaceutici. La zecca *Amblyomma americanum* può indurre la sindrome da alfa-gal introducendo questo oligosaccaride (assunto da precedenti mammiferi ospiti) nei tessuti umani attraverso la saliva espulsa durante il pasto, sensibilizzando così il sistema immunitario umano. Diffusa soprattutto negli stati orientali degli USA, la sindrome ha visto crescere esponenzialmente il numero di casi sospetti negli Stati Uniti, da 24 nel 2009, a



Figura 40: Femmina adulta di *Amblyomma americanum*. Crediti: <https://www.cdc.gov/ticks/about/where-ticks-live.html>

oltre 34.000 nel 2019¹⁸⁷. Come segnala il Centers for Disease Control & Prevention (CDC), l'agenzia federale delegata al controllo della sanità pubblica americana, il numero di casi reali potrebbe essere di molto superiore (le stime parlano di 90.000 – 450.000 casi dal 2010). Quindi, se l'incidenza della malattia continuerà a crescere in linea con l'espansione dell'areale geografico della zecca, lo stesso CDC sottolinea che sarà fondamentale l'adozione rapida di misure sinergiche di salute pubblica, tra cui l'educazione della comunità sulla prevenzione, per ridurre il rischio di contrarre l'AGS, l'educazione degli operatori sanitari per migliorare la diagnosi e la gestione tempestiva e una migliore sorveglianza, per aiutare il processo decisionale in materia di salute pubblica¹⁸⁸. Il ruolo del cambiamento climatico nella diffusione di *Amblyomma americanum* è fondamentale, considerando che le basse temperature sono uno dei fattori limitanti per questa specie: esiste infatti una soglia minima di temperatura, al di sotto della quale le popolazioni di zecche non

possono sopravvivere, poiché le condizioni non le permettono di completare il ciclo vitale prima di morire¹⁸⁹: non a caso, diversi studi in America stanno valutando, ai fini della prevenzione, i possibili scenari di diffusione della zecca verso Nord a seguito dell'aumento delle temperature dovuto al cambiamento climatico¹⁹⁰ (Fig. 41). **Purtroppo, anche il resto del mondo (Europa ed Italia comprese), potrebbe conoscere nei prossimi anni questa zecca, che a causa dell'intensa attività commerciale globale potrebbe raggiungere aree geografiche finora "inospitali", rese idonee dalle nuove condizioni climatiche favorevoli dovute all'aumento globale delle temperature causato dal cambiamento climatico.** Una recente ricerca ha studiato l'espansione geografica di questa specie di zecca in 4 possibili scenari secondo un gradiente di cambiamento climatico dipendente dalle politiche di mitigazione che verranno attuate. Lo studio evidenzia che, nelle condizioni climatiche previste da qui a fine secolo, le aree

182 Amicizia, D., Domnich, A., Panatto, D., Lai, P. L., Cristina, M. L., Avio, U., & Gasparini, R. (2013). Epidemiology of tick-borne encephalitis (TBE) in Europe and its prevention by available vaccines. *Human vaccines & immunotherapeutics*, 9(5), 1163-1171.

183 Petri, E., Gniel, D., & Zent, O. (2010). Tick-borne encephalitis (TBE) trends in epidemiology and current and future management. *Travel medicine and infectious disease*, 8(4), 233-245.

184 Daniel, M., Danielová, V., Fialová, A., Malý, M., Kříž, B., & Nuttall, P. A. (2018). Increased relative risk of tick-borne encephalitis in warmer weather. *Frontiers in cellular and infection microbiology*, 8, 90.

185 Randolph, S. E., Green, R. M., Peacey, M. F., & Rogers, D. J. (2000). Seasonal synchrony: the key to tick-borne encephalitis foci identified by satellite data. *Parasitology*, 121(1), 15-23.

186 Rochlin, I., Egizi, A., & Lindström, A. (2022). The original scientific description of the lone star tick (*Amblyomma americanum*, Acari: Ixodidae) and implications for the species' past and future geographic distributions. *Journal of Medical Entomology*, 59(2), 412-420.

187 Hollingsworth, B. D., Wiener, M., Giandomenico, D. A., Commins, S. P., & Boyce, R. M. (2025). Environmental risk and Alpha-gal Syndrome (AGS) in the Mid-Atlantic United States. *PLOS Climate*, 4(4), e0000528.

188 Thompson JM, Carpenter A, Kersh GJ, Wachs T, Commins SP, Salzer JS. Geographic Distribution of Suspected Alpha-gal Syndrome Cases — United States, January 2017–December 2022. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep* 2023;72:815–820. DOI: <http://dx.doi.org/10.15585/mmwr.mm7230a2>

189 Linske, M. A., Williams, S. C., Stafford III, K. C., Lubelezyk, C. B., Henderson, E. F., Welch, M., & Teel, P. D. (2019). Determining effects of winter weather conditions on adult *Amblyomma americanum* (Acari: Ixodidae) survival in Connecticut and Maine, USA. *Insects*, 11(1), 13.

190 Sagurova, I., Ludwig, A., Ogden, N. H., Pelcat, Y., Dueymes, G., & Gachon, P. (2019). Predicted northward expansion of the geographic range of the tick vector *Amblyomma americanum* in North America under future climate conditions. *Environmental Health Perspectives*, 127(10), 107014.

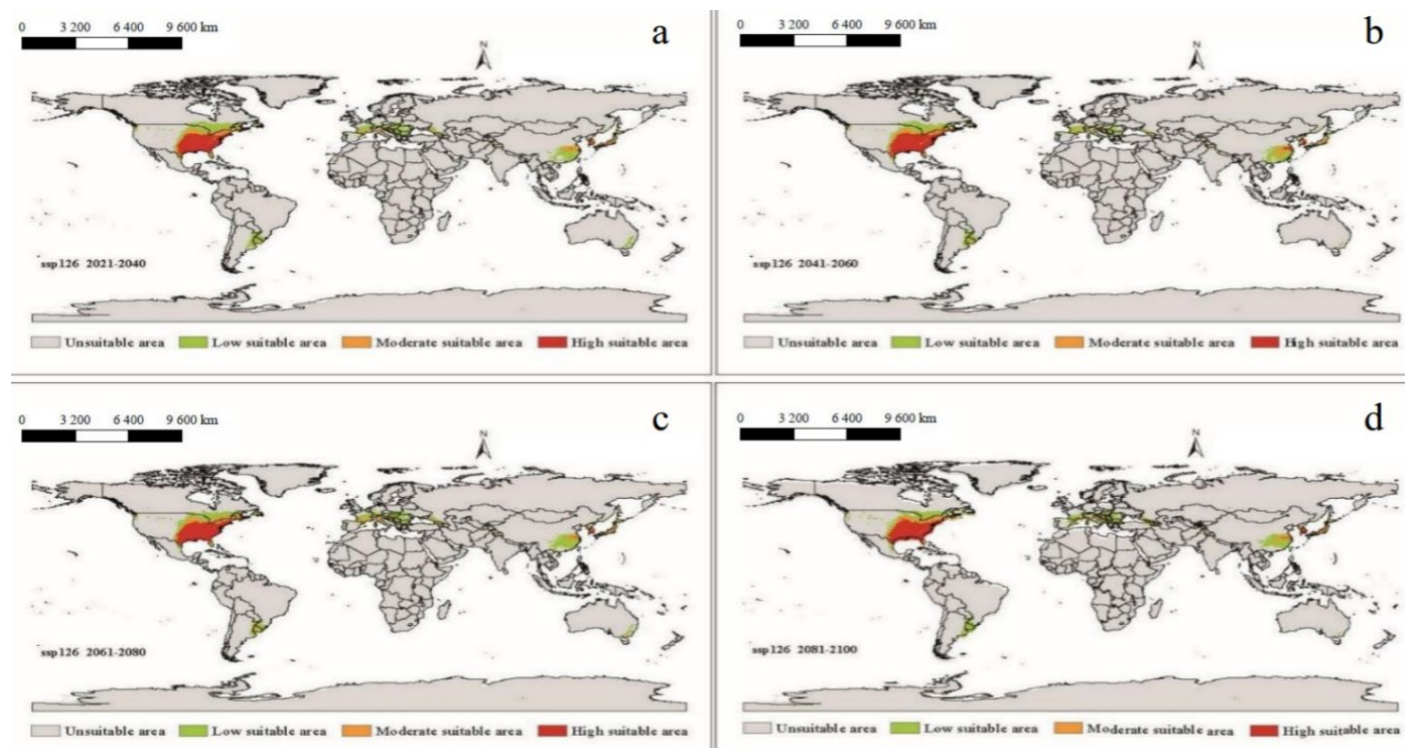


Figura 41: Localizzazione geografica della soglia termica inferiore per la sopravvivenza di *Amblyomma americanum* durante i periodi 1971–2000, 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2100, secondo gli scenari RCP4.5 (scenario a basse emissioni) e RCP8.5 (scenario ad alte emissioni). È evidente la differenza di diffusione latitudinale verso Nord e altitudinale verso alte quote (Sagurova et al., 2019)

adatte alla presenza dell'*Amblyomma americanum* nel mondo nei quattro scenari climatici saranno decisamente più ampie rispetto alle aree idonee attuali, con un tasso di aumento che varia dal 63,42% per gli scenari più sostenibili al 117,11% degli scenari peggiori, ovvero quelli in

cui le politiche di mitigazione delle emissioni di gas serra saranno più deboli (Fig. 42)¹⁹¹. **Nello specifico, lo scenario più coerente con le politiche di riduzioni attuali, del tutto insufficienti, prevede una variazione massima delle aree idonee globali del 100% (un raddoppio!) rispetto alla situazione attuale.** Risulterà fondamentale lavorare su misure di prevenzione e di quarantena globali per *Amblyomma americanum*, a causa dell'espansione del suo potenziale areale di distribuzione, in particolare in Asia, Nord America ed Europa centrale e mediterranea, Italia compresa.

La necessità di un monitoraggio costante della diffusione geografica delle zecche e della contestuale situazione epidemiologica è di grande importanza, poiché le malattie trasmesse dalle zecche, influenzate dal cambiamento climatico, non costituiscono solo una minaccia futura, ma già intervengono nel presente. Per il contenimento non è raro che le amministrazioni adottino strategie che prevedono l'uso massivo di pesticidi o di tecnologie mirate agli ospiti delle zecche (anch'esse comprendenti una componente chimica insetticida). Diversi studi negli ultimi anni stanno mostrando che molto spesso queste strategie risultano poco efficaci: una ricerca

effettuata in America ha evidenziato come potrebbe essere necessario che il controllo mirato agli ospiti roditori di una specie di zecca dovrebbe raggiungere quasi il 100% degli ospiti residenti per diversi anni consecutivi di trattamento, al fine di ottenere livelli di riduzione desiderabili delle ninfe in cerca di ospiti¹⁹². Senza un'adeguata conoscenza della composizione della comunità di ospiti in un'area trattata, che tenga conto delle dinamiche stagionali e annuali delle popolazioni ospiti, sarà improbabile poter valutare in modo conclusivo l'efficacia di tali interventi. In conclusione, è necessario che i dati raccolti da questi monitoraggi siano utilizzati per la definizione di politiche di gestione che abbiamo un approccio One Health e che, soprattutto, nell'ottica di una gestione integrata delle zecche (ITM, Integrated tick management) prevedano la realizzazione di campagne di comunicazione volte a incrementare la conoscenza e la consapevolezza della popolazione sulle diverse specie di zecche presenti nei territori, nonché sui patogeni che possono trasmettere e sui vertebrati serbatoio, ma soprattutto sulle misure preventive contro le punture di zecche infettive e l'eventuale gestione di potenziali casi.

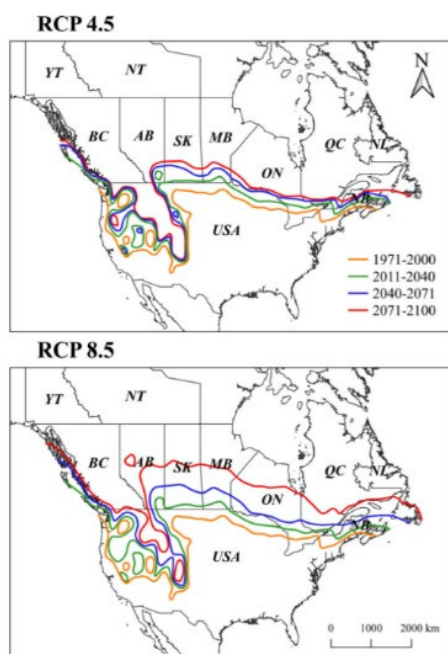


Figura 42: Distribuzione potenziale delle aree idonee alla presenza di *Amblyomma americanum* a livello globale, secondo le condizioni climatiche dello scenario ad alte emissioni SSP5–8.5, durante diversi periodi del XXI secolo: (a) 2021–2040, (b) 2041–2060, (c) 2061–2080, (d) 2081–2100 (Ma et al, 2021)

¹⁹¹ Ma, D., Lun, X., Li, C., Zhou, R., Zhao, Z., Wang, J., ... & Liu, Q. (2021). Predicting the potential global distribution of *Amblyomma americanum* (Acari: Ixodidae) under near current and future climatic conditions, using the maximum entropy model. *Biology*, 10(10), 1057.

¹⁹² Jordan, R. A., & Schulze, T. L. (2019). Ability of two commercially available host-targeted technologies to reduce abundance of *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) in a residential landscape. *Journal of medical entomology*, 56(4), 1095-1101.

Malattia di Lyme (borreliosi di Lyme)

Cos'è e come si trasmette

La malattia di Lyme è un'infezione batterica multisistemica causata da spirochete del complesso *Borrelia burgdorferi sensu lato*. In Europa i principali agenti patogeni sono *Borrelia afzelii* e *Borrelia garinii*, mentre *B. burgdorferi sensu stricto* è più tipica del Nord America ed è comunque presente anche in alcune aree europee.

La trasmissione avviene attraverso la puntura di zecche dure del genere *Ixodes* (in particolare *Ixodes ricinus*), che si infettano nutrendosi del sangue di animali come roditori e ungulati selvatici (cervi). Il rischio di trasmissione aumenta quanto più a lungo la zecca rimane attaccata alla pelle, ed è generalmente basso nelle prime ore dopo la puntura.

Sintomi e manifestazioni cliniche

La malattia di Lyme presenta una evoluzione tipicamente suddivisa in fasi, sebbene non sempre nettamente distinguibili.

- **Fase precoce localizzata (giorni–settimane):** il segno clinico più caratteristico è l'*eritema migrante*, una lesione cutanea arrossata che si espande progressivamente dal punto della puntura e che compare in circa il 60–80% dei casi. Possono essere presenti anche sintomi aspecifici simil-influenzali (febbre, affaticamento, cefalea, mialgie).
- **Fase precoce disseminata (settimane–mesi):** in assenza di trattamento l'infezione può interessare più organi e apparati, con comparsa di paralisi del nervo facciale, meningite linfocitaria, disturbi della conduzione cardiaca (cardite di Lyme), artralgie migranti e mialgie.
- **Fase tardiva (mesi–anni):** può manifestarsi con artrite cronica, soprattutto a carico del ginocchio, neuroborreliosi tardiva e lesioni cutanee come l'acrodermatite cronica atrofica, più frequente in Europa.

Il trattamento standard consiste nella somministrazione di **antibiotici** e risulta efficace nella grande maggioranza dei casi, soprattutto se iniziata precocemente.

In Europa la borreliosi di Lyme è la più frequente malattia trasmessa da zecche e l'ECDC segnala una **tendenza generale all'espansione geografica** legata a cambiamenti climatici, uso del suolo e dinamiche faunistiche.

In **Italia**, la malattia **non è soggetta a un sistema di notifica obbligatoria nazionale uniforme**, e questo rende complessa una stima precisa dell'incidenza e del suo andamento temporale. Le informazioni disponibili, provenienti da studi regionali, dati di sorveglianza entomologica e analisi dell'ISS, indicano una **endemìa stabile con possibili aumenti locali**, in particolare nelle regioni del Nord e nelle aree montane e collinari.

Come si previene

Il modo più semplice per prevenire la malattia di Lyme è evitare le punture di zecca attraverso abbigliamento protettivo, repellenti e controlli accurati del corpo e degli animali domestici. Importante anche riconoscere i primi sintomi (eritema).

Fonti

European Centre for Disease Prevention and Control (ECDC) – *Factsheet on Lyme borreliosis* [[ecdc.europa.eu](https://www.ecdc.europa.eu)]

ECDC – *Borreliosis (Lyme disease)*, EpiPulse [[ecdc.europa.eu](https://www.ecdc.europa.eu)]

Centers for Disease Control and Prevention (CDC) – *Lyme Disease: Symptoms, Treatment, Chronic Symptoms* [[cdc.gov](https://www.cdc.gov)], [[cdc.gov](https://www.cdc.gov)], [[cdc.gov](https://www.cdc.gov)]

Istituto Superiore di Sanità (ISS), EpiCentro – *Borreliosi di Lyme* [[epicentro.iss.it](https://www.epicentro.iss.it)], [[epicentro.iss.it](https://www.epicentro.iss.it)]

Ali infette: come il clima aumenta la proliferazione delle zanzare e delle malattie che trasmettono

Le malattie trasmesse dalle zanzare (ditteri culicidi) si stanno diffondendo in tutto il mondo, e in particolare in Europa, anche a causa del cambiamento climatico. Questi insetti sono tra i principali vettori di numerose malattie umane: le femmine di molte specie di zanzara, che attuano la strategia del “pasto di sangue” per fornire le proteine necessarie per lo sviluppo e la maturazione delle uova, possono infettarsi acquisendo agenti patogeni (virus, parassiti) nutrendosi del sangue di una persona o di animali infetti. Successivamente, questi patogeni si moltiplicano e si diffondono nel suo organismo. La zanzara infetta, pungendo una persona sana, può nuovamente iniettare i patogeni tramite la saliva, trasferendo così la malattia. È il caso di molte malattie come virus Dengue, Chikungunya e Zika, febbre West-Nile e Malaria. Poiché il cambiamento climatico ha generato (e continua a farlo) condizioni e stagioni calde e umide, il periodo della finestra di diffusione delle malattie trasmesse dalle zanzare risulterà ampliato e favorirà la nascita di focolai delle malattie sempre più frequenti e complessi da affrontare. La temperatura è un fattore fondamentale che influenza molti aspetti nel ciclo vitale delle zanzare: la sopravvivenza degli individui in tutte le fasi del ciclo vitale, i tassi di crescita delle popolazioni e i comportamenti, come gli intervalli tra i pasti di sangue. Inoltre, l'innalzamento delle temperature influenza il ciclo dei virus: può accelerare i tassi di replicazione virale nei vettori e aumentare la frequenza dell'interazione vettore-ospite, aumentando in ultima analisi i tassi di puntura¹⁹³. Secondo uno studio del 2022 pubblicato su The Lancet Plane-

tary Health, si prevede che entro il 2070 altri 4,7 miliardi di persone potrebbero essere a rischio di contrarre malattie trasmesse da vettori quali malaria e dengue¹⁹⁴. Secondo l'ultimo rapporto mondiale sulla malaria dell'OMS, la malaria rimane una delle più grandi sfide per la salute globale, con una stima di 282 milioni di casi e 610.000 decessi nel 2024 (circa 9 milioni di casi in più rispetto all'anno precedente). La Regione Africana continua ad affrontare la crisi maggiore, con solo 11 paesi che rappresentano circa due terzi dei casi e dei decessi globali. Circa il 95% delle affezioni e dei decessi si è verificato nella regione africana, dove molte persone a rischio non hanno ancora accesso ai servizi necessari per prevenire, individuare e curare la malattia¹⁹⁵. In Europa, queste malattie sono attualmente importate (nel caso della malaria, quasi esclusivamente) tuttavia la presenza di specie di zanzare vettore compatibili, unita all'elevato numero di collegamenti internazionali (viaggi e trasporti commerciali) da e verso le aree endemiche, le rende potenzialmente emergenti o riemergenti nel contesto europeo. Molte MBDs (Mosquito-borne diseases) sono considerate emergenti o riemergenti. La febbre da virus Dengue è aumentata drasticamente e sta allargando il suo areale di distribuzione in Africa, America, Asia e Oceania. La febbre del virus Dengue era limitata principalmente nelle regioni tropicali e subtropicali, poiché le temperature notturne gelide, assenti in quei territori, uccidono le larve e le uova delle zanzare vettori. Nel 2025, si contano più di 3,6 milioni di casi di Dengue nel mondo in quasi 100 paesi, concentrati soprattutto in Sud America e Africa Sub-Sahariana¹⁹⁶ Il cambia-

193 Kilpatrick, A. M., Meola, M. A., Moudy, R. M., & Kramer, L. D. (2008). Temperature, viral genetics, and the transmission of West Nile virus by *Culex pipiens* mosquitoes. *PLoS pathogens*, 4(6), e1000092.

194 Colón-González, F. J., Sewe, M. O., Tompkins, A. M., Sjödin, H., Casallas, A., Rocklöv, J., ... & Lowe, R. (2021). Projecting the risk of mosquito-borne diseases in a warmer and more populated world: a multi-model, multi-scenario intercomparison modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 5(7), e404-e414.

195 World malaria report 2025: addressing the threat of antimalarial drug resistance. Geneva: World Health Organization; 2025. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

196 <https://www.ecdc.europa.eu/en/dengue-monthly>

mento climatico sta causando stagioni calde più lunghe e gelate meno frequenti, le quali hanno fatto sì che questa malattia virale sia diventata quella che si diffonde più rapidamente al mondo. Infine, il virus West-Nile (WNV), dalla metà degli anni '90, ha intensificato la sua frequenza e gravità con un conseguente ampliamento della sua diffusione geografica, soprattutto dopo la sua introduzione in America nel 1999¹⁹⁷. Al momento, il virus è considerato la principale causa di encefalite virale in tutto il mondo¹⁹⁸. Un ruolo primario nella diffusione di queste malattie è giocato dall'esplosione demografica di specie invasive di zanzare, che sta creando nuovi scenari epidemiologici che potrebbero portare alla circolazione locale di malattie considerate esotiche. Un esempio è quello di *Aedes albopictus* (Skuse, 1894) (conosciuta comunemente come zanzara tigre) (Fig. 43), un vettore di Dengue, Chikungunya e Zika. In Europa, questa specie di zanzara è arrivata nei primi anni '80 e da allora ha rapidamente ampliato il suo areale in numerosi paesi. Attualmente la zanzara tigre (*Aedes albopictus*), portatrice della febbre Dengue, si è insediata stabilmente in 13 paesi europei: Austria, Bulgaria, Croazia, Francia, Germania, Grecia, Ungheria, Italia, Malta, Portogallo, Romania, Slovenia e Spagna¹⁹⁹. Tra le altre specie aliene invasive in Europa figurano altre potenziali vettori di malattie, come *Aedes aegypti* (L., 1762), *Aedes japonicus* (Theobald, 1901), *Aedes atropalpus* (Daniel William Coquillett, 1902) e *Aedes koreikus* (Edwards, 1917). L'espansione dagli areali originari di *Aedes aegypti* (in Africa) e *Aedes albopictus* (in Asia) è stata accelerata di molto da due fattori in particolare: in primis, il passaggio dalla zoofilia all'antropofilia, ovvero hanno smesso di pungere solo gli animali iniziando a preferire gli umani. Questo mutamento delle abitudini alimentari ha permesso alle zanzare di trarre vantaggio dall'enorme incremento demografico umano, garantendo loro un'enorme disponibilità di ospiti potenziali. Il secondo fattore è l'adattamento



Figura 43: *Aedes albopictus* (crediti: <https://www.ecdc.europa.eu/en/disease-vectors/facts/mosquito-factsheets/aedes-albopictus>)

alla riproduzione in contenitori e spazi in ambienti domestici o peridomestici²⁰⁰. Infatti, sebbene la loro breve autonomia di volo ne limiti la dispersione autonoma (non hanno grandi range), la crescita esponenziale della popolazione umana e quella del commercio internazionale ha consentito la loro diffusione a livello globale²⁰¹. In particolare, il commercio di alcuni articoli (come, ad esempio, pneumatici e piante in vaso), che possono fungere da piccoli serbatoi temporanei di acqua piovana, ha fornito potenziali habitat per lo sviluppo delle larve acquatiche di queste zanzare e ha portato alla diffusione intercontinentale delle loro uova, le quali hanno la particolarità di essere più resistenti all'essiccamento rispetto a quelle di altre specie di culicidi. Inoltre, nel caso di *Aedes albopictus*, le uova sono in grado di entrare nello stato di diapausa (una fase di arresto o importante rallentamento spontaneo dello sviluppo per il superamento della stagione sfavorevole), potendo persistere anche durante gli inverni, troppo freddi per la sopravvivenza degli adulti²⁰². Mentre le varie vie di importazione intercontinentale sono ben descritte, i processi alla base della diffusione intracontinentale sono ancora da comprendere appieno, nonostante sia ormai appurato il ruolo chiave del riscaldamento globale. Una ricerca pubblicata sulla rivista "Nature microbiology"²⁰¹ ha studiato le proiezioni di diffusione globale delle zanzare *Aedes albopictus* ed *Aedes aegypti* in base ai diversi

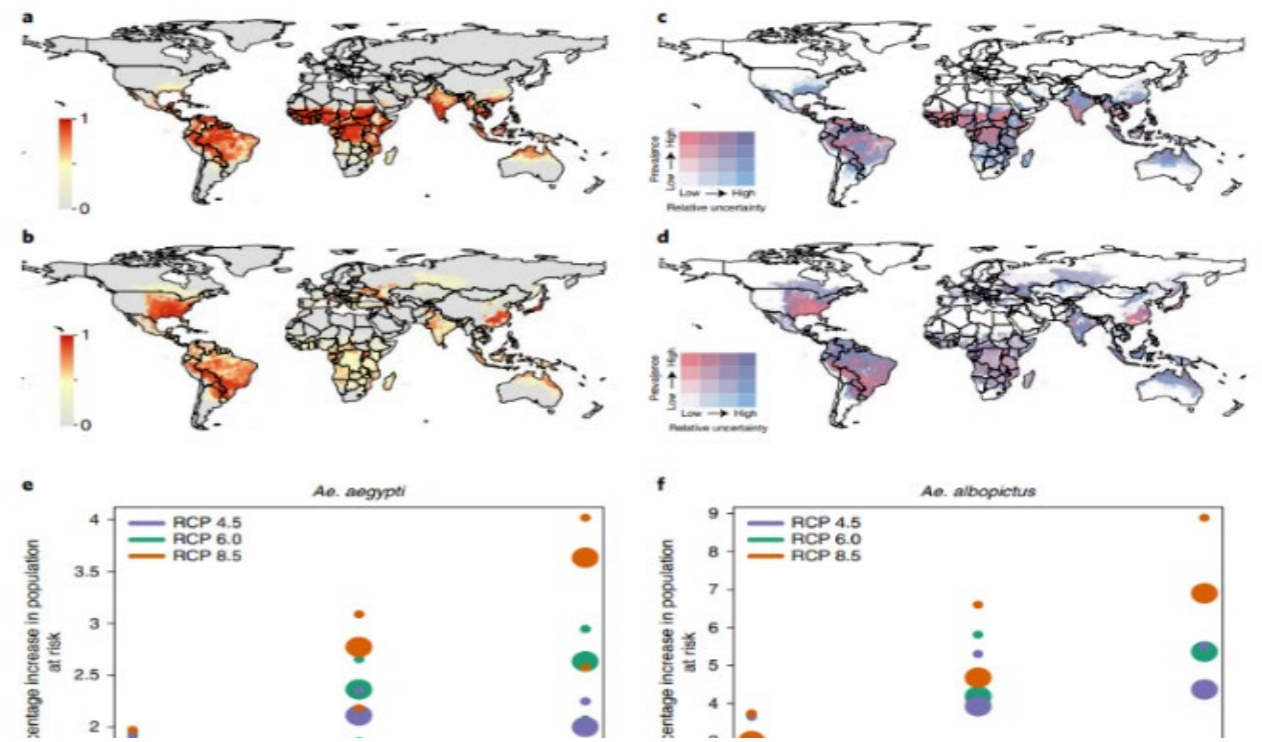


Figura 44: Distribuzione geografica globale prevista di *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus*. a–b: Distribuzione di *A. aegypti* (a) e *A. albopictus* (b) nel 2050 secondo lo scenario climatico intermedio RCP 6.0. e–f: Popolazione globale prevista per le aree idonee per *A. aegypti* (e) e *A. albopictus* (f), secondo tre scenari climatico: conservativo (RCP 4.5, viola), intermedio (RCP 6.0, verde) e peggiore (RCP 8.5, arancione).⁴² Si noti l'aumento della popolazione a rischio in base al peggioramento dello scenario di emissione. (Kremer et al., 2019)

scenari di cambiamento climatico, legati alle possibili politiche di mitigazione delle emissioni che verranno attuate: il risultato dello studio evidenzia che **si prevede un'espansione significativamente maggiore delle aree idonee, e di conseguenza delle persone a rischio (soprattutto tra il 2050 e il 2080), se le emissioni non verranno ridotte (Fig. 44)**. Ma le specie esotiche non sono le uniche da attenzionare: anche le specie autoctone di zanzare sono ampiamente coinvolte nella trasmissione delle malattie in Europa. È il caso della febbre West-Nile (WNV), una malattia emergente, in particolare in Italia. Nel 2024, sono stati segnalati in Italia 460 casi confermati di infezione da West Nile Virus di cui 272 si sono manifestati nella forma neuro-invasiva²⁰³. Nel 2025, a luglio l'ISS ha segnalato i primi casi divisi tra Piemonte, Emilia-Romagna, Lazio²⁰⁴ e Veneto²⁰⁵. Questa arbovirosi è trasmessa principalmente dalle zanzare del genere *Culex* sp. (Fig. 45), ampiamente diffuse nella nostra penisola. L'attenzione del pubblico si sta concentrando sempre più su questa malattia, poiché le cause



Figura 45: *Culex pipiens*, vettore autoctono di West Nile Virus. Crediti: <https://www.izsvnezie.it/vettori-west-nile-culex-pipiens-specie-zanzara-piu-coinvolta-italia/>

della sua diffusione sono ancora sconosciute, anche se il cambiamento climatico è considerato un fattore primario, come già osservato per altre malattie infettive. **I risultati di un recente studio (2023) mostrano un aumento fino a 5 volte del rischio di virus del Nilo occidentale (WNV) per il periodo 2040-2060 in Europa, a seconda della regione geografica e dello scenario climatico,**

197 Kramer, L. D., Ciota, A. T., & Kilpatrick, A. M. (2019). Introduction, spread, and establishment of West Nile virus in the Americas. *Journal of medical entomology*, 56(6), 1448-1455.

198 Chancey, C., Grinev, A., Volkova, E., & Rios, M. (2015). The global ecology and epidemiology of West Nile virus. *BioMed research international*, 2015(1), 376230.

199 <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/aedes-albopictus-current-known-distribution-may-2024>

200 Powell, J. R. & Tabachnick, W. J. History of domestication and spread of *Aedes aegypti*—a review. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 108 (Suppl. 1), 11–17 (2013).

201 Kraemer, M. U., Reiner Jr, R. C., Brady, O. J., Messina, J. P., Gilbert, M., Pigott, D. M., ... & Golding, N. (2019). Past and future spread of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*. *Nature microbiology*, 4(5), 854-863.

202 Armbruster, P. A. (2016). Photoperiodic diapause and the establishment of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in North America. *Journal of medical entomology*, 53(5), 1013-1023.

203 https://www.epicentro.iss.it/westnile/bollettino/Bollettino_WND_2024_18.pdf

204 <https://www.rainews.it/articoli/2025/07/west-nile-a-fondi-morta-una-donna-di-82-anni-colpita-dal-virus-d5b3d512-194d-4d51-b73d-25794c625be8.html>

205 <https://www.epicentro.iss.it/westnile/aggiornamenti>

rispetto al periodo 2000-2020²⁰⁶, con un aumento percentuale di aree terrestri europee idonee che potrebbe variare dal 15% al 30%, mettendo a rischio da 161 a 244 milioni di persone. In tutti gli scenari, l'Europa occidentale (Italia compresa) sembra essere quella che dovrà affrontare il maggiore aumento del rischio di epidemie di WNV (Fig. 46 e 47).

In questi scenari, caratterizzati dalla diffusione sempre più ampia di zanzare vettrici invasive in nuove aree che viene facilitata dal riscaldamento globale nonché dall'aumento della loro presenza e abbondanza (in particolare nelle aree urbane e peri-urbane che dispongono di un'ampia gamma di risorse ambientali e di un minor numero di predatori²⁰⁷), le autorità preposte al controllo delle zanzare ricorrono spesso all'irrorazione diffusa di insetticidi per gestire e ridurre la loro densità di popolazione²⁰⁸. L'aumento dell'uso degli insetticidi porta inevitabilmente a una sovraesposizione ai principi attivi, la quale causa a sua volta un aumento dei livelli di resistenza agli insetticidi stessi²⁰⁹. Il rapido sviluppo della resistenza agli insetticidi contenenti le molecole più frequentemente utilizzate, insieme agli effetti letali e potenzialmente subletali sulle specie non bersaglio (come gli impollinatori) che questi possono provocare, rappresenta un ostacolo di grande importanza per un controllo che sia efficace, ma soprattutto sostenibile per gli ambi-

enti e per tutte le specie che li abitano, persone comprese. Inoltre, recenti prove sottolineano che l'uso di insetticidi per gestire le popolazioni di zanzare negli ambienti urbani è scarsamente efficace²⁰⁸. A questo, va sommato il potenziale effetto congiunto del riscaldamento globale e della crescente resistenza agli insetticidi sviluppata dalle zanzare vettrici: per esempio, uno studio pubblicato nel 2018 sulla rivista *Malaria Journal* ha evidenziato come la temperatura abbia un effetto non trascurabile sull'efficacia degli insetticidi utilizzati contro importanti vettori africani della malaria [*Anopheles arabiensis* (Patton, 1905) e *Anopheles funestus* (Giles 1900)]²¹⁰. Lo stesso discorso vale per i principi attivi dei repellenti: i risultati di una recente ricerca pubblicata all'inizio del 2025,²¹¹ evidenziano che alcuni repellenti potrebbero offrire una minore protezione dalle zanzare quando le temperature ambientali superano una determinata soglia, questo perché i recettori delle zanzare che vengono attivati da alcune sostanze chimiche sono gli stessi che rilevano le soglie critiche di calore: quando attivati, tali canali innescano tipicamente comportamenti di evitamento da parte dell'individuo. I ricercatori hanno scoperto che un'esposizione costante delle zanzare a temperature ambientali superiori alla soglia di attivazione termica (nel caso dello studio, *Aedes aegypti*, corrispondente a 26°C) potrebbero essere meno sensibili ai repellenti antagonisti

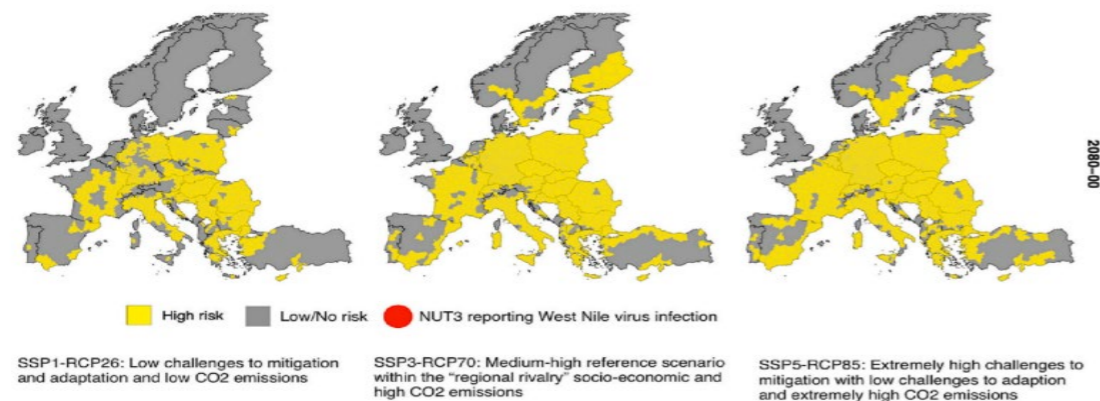


Figura 46: Mappe di rischio del West Nile virus secondo scenari di cambiamento climatico. Aree a rischio WNV previste per ciascuno scenario climatico, al 2080. Disponibili anche al 2040 nell'articolo originale. Il modello classifica le regioni come a "Rischio elevato" (giallo) e a "Rischio basso o assente" (grigio) (Farooq et al., 2023)

206 Farooq, Z., Sjödin, H., Semenza, J. C., Tozan, Y., Sewe, M. O., Wallin, J., & Rocklöv, J. (2023). European projections of West Nile virus transmission under climate change scenarios. *One Health*, 16, 100509.
 207 Wilke, A. B., Chase, C., Vasquez, C., Carvajal, A., Medina, J., Petrie, W. D., & Beier, J. C. (2019). Urbanization creates diverse aquatic habitats for immature mosquitoes in urban areas. *Scientific reports*, 9(1), 15335.
 208 Stoddard, P. K. (2018). Managing *Aedes aegypti* populations in the first Zika transmission zones in the continental United States. *Acta Tropica*, 187, 108-118.
 209 Liu, N. (2015). Insecticide resistance in mosquitoes: impact, mechanisms, and research directions. *Annual review of entomology*, 60, 537-559.
 210 Glunt, K. D., Oliver, S. V., Hunt, R. H., & Paaijmans, K. P. (2018). The impact of temperature on insecticide toxicity against the malaria vectors *Anopheles arabiensis* and *Anopheles funestus*. *Malaria journal*, 17(1), 131.
 211 Park, Y., & Piermarini, P. M. (2025). Heat activation desensitizes *Aedes aegypti* transient receptor potential ankyrin 1 (AaTRPA1) to chemical agonists that repel mosquitoes. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 209, 106326.

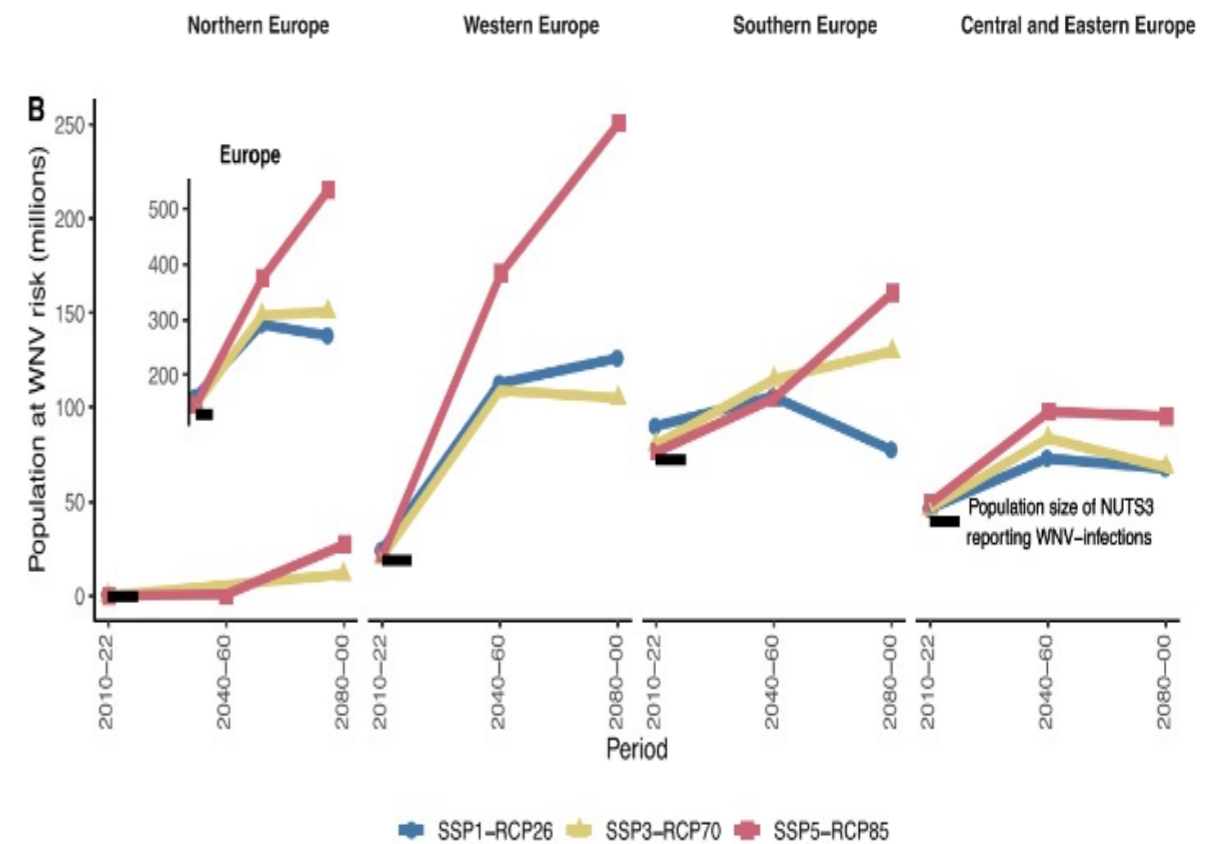


Figura 47: B) Confronto delle stime della popolazione a rischio secondo ciascuno scenario climatico, stratificate per regioni europee (inserto centrale: Europa totale). Blu: drastica riduzione delle emissioni; giallo: medie emissioni; rosso: emissioni alte. Modificata da: (Farooq et al., 2023)

di questi canali, e di conseguenza attuare in maniera significativamente minore il comportamento di evitamento. Gli autori concludono che tale fenomeno può avere importanti implicazioni nell'utilizzo di repellenti per zanzare, soprattutto durante eventi di calore estremo, che stanno diventando più comuni a causa del cambiamento climatico globale. In conclusione, valutare adeguatamente l'impatto complessivo della gestione del controllo sulle zanzare nel contesto ecologico delle condizioni dettate dal cambiamento climatico risulta essere una sfida cruciale del presente e del futuro. Nel complesso, tenuto conto degli effetti del cambiamento climatico e delle sfide che questi comportano in termini di gestione e controllo dei vettori, è più che mai evidente la necessità urgente di sviluppare programmi di controllo preventivo e a lungo termine basati su criteri solidi di Integrated Vector Management, un approccio strategico al controllo dei vettori che ottimizza l'uso delle risorse e che combina interventi in più settori, tra cui la gestione ambientale, la riduzione e la gestione dei potenziali

habitat, il controllo biologico, il controllo chimico (di origine naturale, ad esempio attraverso l'uso dei biorepellenti) e soprattutto il coinvolgimento della comunità, tutto all'interno di un solido quadro politico, normativo e legislativo scientificamente fondato²¹².

212 Benelli, G., Wilke, A. B., Bloomquist, J. R., Desneux, N., & Beier, J. C. (2021). Overexposing mosquitoes to insecticides under global warming: A public health concern?. *Science of The Total Environment*, 762, 143069.

Conclusioni

MITIGAZIONE, RIPRISTINO DELLA NATURA, AGROECOLOGIA: LE SOLUZIONI PER IL BENESSERE DEL PIANETA E DELLE PERSONE

L'interconnessione socioecologica è il legame sistemico e bidirezionale che unisce esseri umani, animali, piante e ambiente. Essendo noi stessi parte integrante degli ecosistemi, le nostre attività modificano costantemente l'equilibrio globale, rendendo necessaria una visione in cui la sopravvivenza di ogni specie dipende dal benessere dell'intera biosfera. L'interconnessione socioecologica nel suo complesso evidenzia che la mitigazione del cambiamento climatico, la conservazione della biodiversità e il ripristino ecologico sono una priorità per il benessere dell'umanità²¹³. Insetti ed altri artropodi hanno colonizzato tutti gli ambienti: prati, foreste, fiumi, laghi e l'ambiente urbano. Da loro dipende il benessere del Pianeta ma anche delle persone, sotto molteplici punti di vista: sono coinvolti direttamente e indirettamente nella salute dei cittadini, la sicurezza alimentare, la stabilità delle filiere agricole, la gestione forestale e in numerose altre attività umane. Per questi motivi l'impatto che il cambiamento climatico sta avendo sull'equilibrio delle comunità degli insetti, in sinergia con altri fattori di origine antropica come inquinamento, frammentazione degli habitat, diffusione di specie invasive, è un'emergenza che è prioritario gestire intervenendo sulle diverse cause e in maniera intersettoriale, coinvolgendo diversi settori economici, industriali o sociali. Sono necessari approcci, strategie e figure professionali non limitati a un singolo ambito, ma in grado di creare connessioni e sinergie tra discipline differenti. Molti degli studi citati in questo report evidenziano che scenari ad alte emissioni, ovvero quelli business-as-usual, portano solitamente a un'espansione incon-

trollata di invertebrati potenzialmente dannosi. In tal senso, il contrasto al cambiamento climatico attraverso la riduzione delle emissioni causate dall'utilizzo dei combustibili fossili è una precondizione essenziale per la prevenzione di questi fenomeni. Per questo motivo, **mitigare vuol dire prevenire**: è prioritario attuare la transizione energetica per limitare rapidamente il riscaldamento globale al di sotto della soglia di +1.5°C, scongiurando in tal modo gli scenari più pericolosi. Insieme alla mitigazione è fondamentale avviare programmi operativi per l'adattamento al cambiamento climatico, per aumentare la resilienza degli ecosistemi e delle comunità delle specie. In Europa, **il Regolamento 1991/2024 sul ripristino della natura** ha un enorme potenziale per l'adattamento al cambiamento climatico, prevedendo di ripristinare tutti gli ecosistemi in un cattivo stato di conservazione, per proteggerci dagli eventi meteorologici estremi e per affrontare le crisi della biodiversità e del clima. Tuttavia, il successo e l'impatto trasformativo di questa normativa, che ha ricevuto un forte sostegno da parte di scienziati, organizzazioni della società civile, imprese, dipendono dalla sua effettiva attuazione da parte degli Stati membri. Il Regolamento europeo richiede la redazione di Piani nazionali di ripristino che descrivono dettagliatamente gli obiettivi e come raggiungerli, garantendo il coinvolgimento in tutte le fasi di tutti gli stakeholders interessati. Per questo, gli Stati membri della UE devono pubblicizzare adeguatamente le prime bozze dei loro Piani di ripristino e svolgere delle consultazioni pubbliche durante l'intero processo di definizione e promuovere approcci

dal basso verso l'alto, che favoriscano la cooperazione tra tutti i soggetti interessati. La consultazione pubblica del nostro Piano nazionale di ripristino si è conclusa il 9 giugno 2026 e l'iter per la sua approvazione finale è prevista entro l'estate 2027 (N.d.R.: prorogata al 24 Giugno). Dall'analisi della proposta di Piano elaborata dai Ministeri dell'Ambiente e dell'Agricoltura, con il supporto tecnico dell'ISPRA, risulta evidente la sua scarsa ambizione, con la raccolta di azioni e interventi già avviati e pochi ulteriori impegni per il futuro. L'assenza di interesse per una efficace attuazione del Regolamento UE 1991/2024 da parte dei nostri decisori politici rischia di essere il principale ostacolo per la prevenzione e soluzione di molti problemi determinati dall'impatto del cambiamento climatico sulle comunità degli insetti, descritti in questo rapporto. Per rispondere alle sfide della perdita di biodiversità e del clima che cambia servono strategie integrate in tutti i settori, che vadano a contrastare i maggiori impatti provocati dalle attività antropiche. In particolare, l'agricoltura, il settore produttivo maggiormente vulnerabile dagli effetti della relazione tra cambiamento climatico e insetti, richiede un radicale cambio di paradigma per promuovere una **transizione agroecologica con il ripristino della complessità degli agroecosistemi**. È necessario garantire che almeno il 10% della superficie agricola utilizzata sia destinata alla conservazione della natura per sostenere i servizi ecosistemici indispensabili per mantenere anche le produzioni delle colture da reddito. Il ripristino della natura con il recupero di habitat degradati e la creazione di corridoi ecologici in grado di

ridurre la loro frammentazione è la strategia vincente per aumentare la resistenza e la resilienza delle popolazioni degli insetti ed altri artropodi al cambiamento climatico, come prevede il progetto LIFE PolliNetwork. Uno studio pubblicato a dicembre 2025²¹⁴ ha evidenziato che l'uso di pesticidi e la perdita di habitat sono i principali fattori antropici del declino delle api selvatiche. Tuttavia, l'importanza relativa di questi fattori di stress e il loro impatto combinato sulle comunità di api composte da specie con caratteristiche diverse, come la dimensione del corpo o la strategia di nidificazione, rimane sconosciuta. Analizzando dati delle comunità di api selvatiche in 681 campi coltivati su tre continenti, i ricercatori hanno riscontrato che sia le carenze alimentari locali sia la diminuzione degli habitat semi-naturali nei paesaggi circostanti hanno influenzato negativamente l'abbondanza e la ricchezza di specie nei campi coltivati, mentre i pesticidi hanno ulteriormente ridotto la diversità funzionale e filogenetica. La disponibilità di habitat semi-naturali non ha protetto gli insetti da questi effetti negativi dei pesticidi e non sono state identificate caratteristiche specifiche che rendono le api selvatiche più vulnerabili a uno dei due fattori. I risultati di questa ricerca evidenziano la necessità urgente di ridurre gli effetti dell'uso di pesticidi e sottolineano che la conservazione e il ripristino degli habitat seminaturali favoriscono con successo le api selvatiche, ma sono strategie insufficienti per mitigare le perdite di impollinatori causate dai pesticidi. Questo studio conferma la necessità di agire contemporaneamente su tutte le pressioni e minacce che possono determinare impatti neg-

213 Winkler, A. S., Brux, C. M., Carabin, H., das Neves, C. G., Häslér, B., Zinsstag, J., ... & Amuasi, J. H. (2025). The Lancet One Health Commission: harnessing our interconnectedness for equitable, sustainable, and healthy socioecological systems. *The Lancet*, 406(10502), 501-570.

214 Knauer, A., Adhikari, S., Andersson, G.K.S. et al. Pesticides and habitat loss additively reduce wild bees in crop fields. *Nat Ecol Evol* 10, 95-104 (2026). <https://doi.org/10.1038/s41559-025-02924-z>

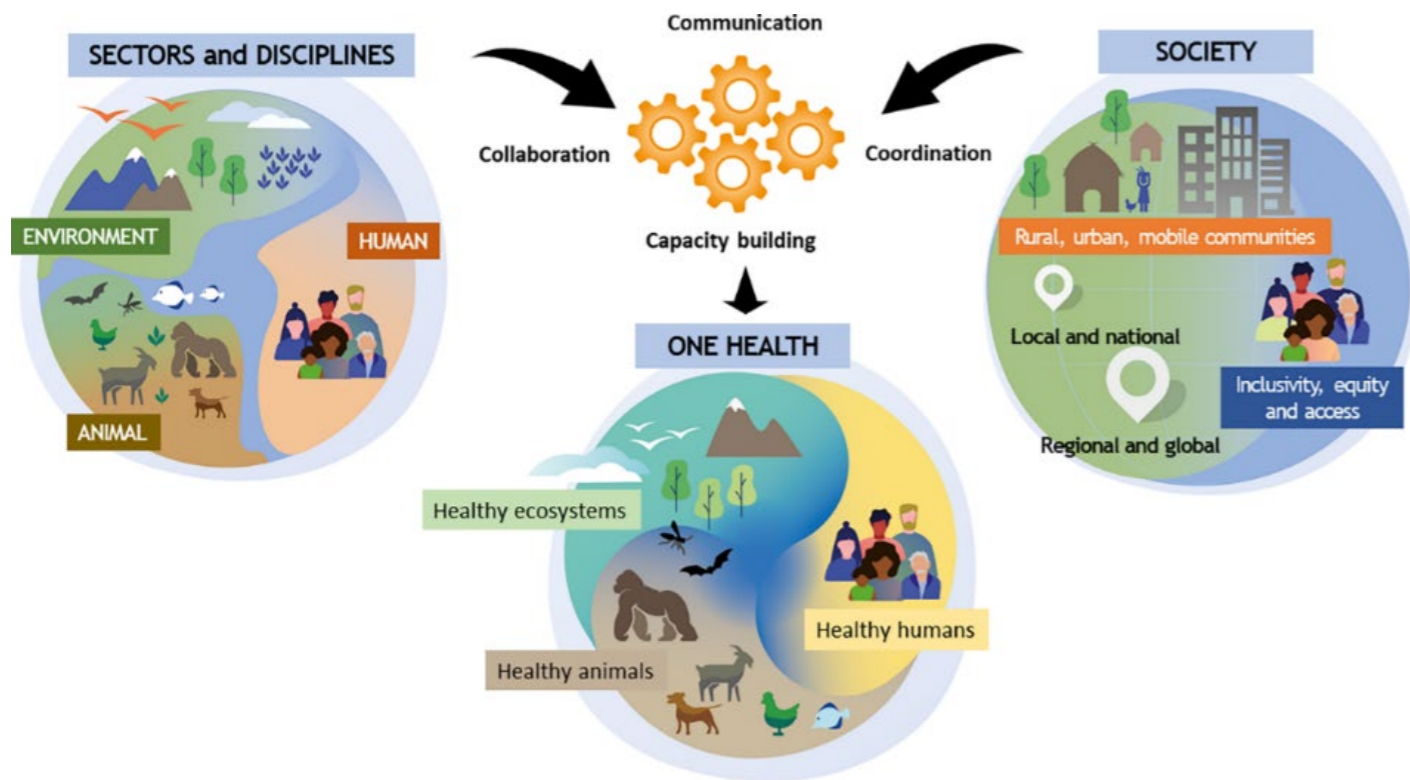


Figura 48: L'interconnessione socio ecologica tra gli esseri umani, gli altri animali, le piante e l'ambiente nel suo complesso. Il raggiungimento del benessere umano dipende dal raggiungimento del benessere animale e ambientale, in cui un ruolo primario. Rappresentazione tratta da Winkler et al., 2025

attivi sulle popolazioni delle diverse specie di insetti, anche nel caso della mitigazione degli effetti del cambiamento climatico.

Infine, è necessario un pieno coinvolgimento di tutti gli attori economici, sociali, della ricerca scientifica, dei decisori politici e della cittadinanza. La partecipazione informata è un aspetto cruciale nei processi decisionali sulle politiche di contrasto agli impatti delle attività antropiche, di mitigazione e adattamento al cambiamento climatico, di ripristino degli ecosistemi e nell'attuazione delle conseguenti misure che questi prevedono. Per una partecipazione ampia e informata delle persone, è più che mai rilevante il ruolo dell'informazione. La risposta globale alla crisi climatica è ancora ostacolata e ritardata dalla diffusione di informazioni fuorvianti sulla natura del cambiamento climatico e sulle soluzioni disponibili. Per contrastare questo fenomeno, come sostiene l'ultimo report del IPIE (International Panel on the Information Environment)²¹⁵, è necessario rafforzare profondamente le coalizioni tra i diversi gruppi di stakeholder e investire nell'educazione sia dei decisori politici che dei cittadini (Fig. 48).

²¹⁵ International Panel on the Information Environment [E. Elbeyi, K. Bruhn Jensen, M. Aronczyk, J. Asuka, G. Ceylan, J. Cook, G. Erdelyi, H. Ford, C. Milani, E. Mustafaraj, F. Ogenga, S. Yadin, P. N. Howard, S. Valenzuela (eds.)], "Information Integrity about Climate Science: A Systematic Review," Zurich, Switzerland: IPIE, 2025. Synthesis Report, SR2025.1, doi: 10.61452/BTZP3426.

BIBLIOGRAFIA

1. WWF (2024) Living Planet Report 2024 – A System in Peril. WWF, Gland, Switzerland.
2. Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 325(1228), 469-477.
3. Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *science*, 277(5325), 494-499.
4. Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.
5. Collen, B., Böhm, M., Kemp, R., & Baillie, J. E. (2012, June). Spineless: status and trends of the world's invertebrates. *Zoological Society of London*.
6. Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
7. European Commission: Directorate-General for Environment, Michez, D., Boustani, M., Sentil, A., Benrezkallah, J. et al., *European red list of bees – Measuring the pulse of European biodiversity*, Publications Office of the European Union, 2026
8. Van Swaay, C., Warren, M., Ellis, S., Clay, J., Bellotto, V., Allen, D.J. and Trottet, A. (2025). Measuring the pulse of European biodiversity. *European Red List of Butterflies*. Brussels, Belgium: European Commission
9. Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.
10. Hayes, T. B., & Hansen, M. (2017). From silent spring to silent night: Agrochemicals and the anthropocene. *Elem Sci Anth*, 5, 57.
11. Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., ... & Phung, D. T. (2021). Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International journal of environmental research and public health*, 18(3), 1112.
12. Dudley, N., Attwood, S. J., Goulson, D., Jarvis, D., Bharucha, Z. P., & Pretty, J. (2017). How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems?. *Biological Conservation*, 209, 449-453.
13. Zhang, W., & Swinton, S. M. (2009). Incorporating natural enemies in an economic threshold for dynamically optimal pest management. *Ecological Modelling*, 220(9-10), 1315-1324.
14. Van der Sluijs, J. P. (2020). Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current opinion in environmental sustainability*, 46, 39-42.
15. Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.
16. Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
17. Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), E10397-E10406.
18. Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.
19. Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., ... & Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), eaai9214.
20. Marshman, J., Blay-Palmer, A., & Landman, K. (2019). Anthropocene crisis: climate change, pol-

linators, and food security. *Environments*, 6(2), 22.

21. Bellucci, V., Piotto, B., & Sili, V. (2021). Piante e insetti impollinatori: Un'alleanza per la biodiversità. ISPRA, serie e rapporti, 350, 2021.
22. European Commission: Directorate-General for Environment, Michez, D., Boustani, M., Sentil, A., Benrezkallah, J. et al., European red list of bees – Measuring the pulse of European biodiversity, Publications Office of the European Union, 2026
23. Van Swaay, C., Warren, M., Ellis, S., Clay, J., Bellotto, V., Allen, D.J. and Trottet, A. (2025). Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of Butterflies. Brussels, Belgium: European Commission
24. Potts, S. G., Imperatriz Fonseca, V., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production
25. Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe. *Nature Ecology & Evolution*, 4(1), 115–121
26. Sofia, G., Emma, T., Veronica, T., & Giuseppe, F. (2017). Climate change: consequences on the pollination of grasses in Perugia (Central Italy). A 33-year-long study. *International journal of biometeorology*, 61(1), 149-158.
27. Settele, J., Bishop, J., & Potts, S. G. (2016). Climate change impacts on pollination. *Nature Plants*, 2(7), 1-3.
28. Burkle, L. A., Marlin, J. C., & Knight, T. M. (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339(6127), 1611-1615.
29. Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Science of the Total Environment*, 775, 145788.
30. Viterbi, R., Cerrato, C., Bionda, R., & Provenzale, A. (2020). Effects of temperature rise on multi-taxa distributions in mountain ecosystems. *Diversity*, 12(6), 210.
31. Rödder, D., Schmitt, T., Gros, P., Ulrich, W., & Habel, J. C. (2021). Climate change drives mountain butterflies towards the summits. *Scientific Reports*, 11(1), 14382.
32. Bonelli, S., Cerrato, C., Barbero, F., Boiani, M. V., Buffa, G., Casacci, L. P., ... & Balletto, E. (2021). Changes in alpine butterfly communities during the last 40 years. *Insects*, 13(1), 43.
33. Hülber, K., Kuttner, M., Moser, D., Rabitsch, W., Schindler, S., Wessely, J., ... & Dullinger, S. (2020). Habitat availability disproportionately amplifies climate change risks for lowland compared to alpine species. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01113.
34. <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/parchi-natura2000/sistema-regionale/fauna/fauna-minore/invertebrati/insetti/schedario/apollo-arnassius-apollo>
35. Nakonieczny, M., Kedzior, A., & Michalczyk, K. (2007). Apollo butterfly (*Parnassius apollo* L.) in Europe—its history, decline and perspectives of conservation. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(1), 56-79.
36. Nadler, J., Bonelli, S., Dapporto, L., Karaçetin, E., Lukhtanov, V., López Munguira, M., Micevski, N., Settele, J., Tzortzakaki, O., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. & van Swaay, C. 2021. *Parnassius apollo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T16249A122600528.
37. Maes, D., Verovnik, R., Wiemers, M., Brosens, D., Beshkov, S., Bonelli, S., ... & Warren, M. S. (2019). Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of insect conservation*, 23(2), 301-330.
38. Massolo, A., Fric, Z. F., & Sbaraglia, C. (2022). Climate Change Effects on Habitat Suitability of a Butterfly in the Past, Present, and Future: Biotic Interaction between *Parnassius Apollo* and Its Host Plants. University of Pisa.
39. Descimon, H., Bachelard, P., Boitier, E., & Pierrat, V. (2005, December). Decline and extinction of *Parnassius apollo* populations in France—continued. In *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe* (pp. 114-115). Pensoft.
40. <https://parnassius-apollo.life/the-effect-of-climate-change-on-the-apollo-butterfly>

41. Sbaraglia, C., Samraoui, K. R., Massolo, A., Bartoňová, A. S., Konvička, M., & Fric, Z. F. (2023). Back to the future: Climate change effects on habitat suitability of *Parnassius apollo* throughout the Quaternary glacial cycles. *Insect Conservation and Diversity*, 16(2), 231-242.
42. <https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/parchi-natura2000/sistema-regionale/fauna/fauna-minore/invertebrati/insetti/schedario/apollo-arnassius-apollo>
43. <https://parnassius-apollo.life/>
44. Sbaraglia, C., Samraoui, K. R., Massolo, A., Bartoňová, A. S., Konvička, M., & Fric, Z. F. (2023). Back to the future: Climate change effects on habitat suitability of *Parnassius apollo* throughout the Quaternary glacial cycles. *Insect Conservation and Diversity*, 16(2), 231-242.
45. Balletto E, Bonelli S, Cassulo LA (2007) *Insecta Lepidoptera Papilionoidea*. In: Rufo S, Stoch F (eds.) Checklist and distribution of the Italian Fauna. 10,000 terrestrial and freshwater species. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2° serie, Sez. Scienze della Vita, Vol. 17, Verona, pp. 257–261
46. <https://www.iucn.it/scheda.php?id=-1662973159>
47. Bonifacino, M., Pasquali, L., Sistri, G., Menchetti, M., Santini, L., Corbella, C., ... & Dapporto, L. (2022). Climate change may cause the extinction of the butterfly *Lasiommata petropolitana* in the Apennines. *Journal of Insect Conservation*, 26(6), 959-972.
48. <https://www.cnr.it/it/comunicato-stampa/13573/sole-di-calore-uno-studio-ne-rileva-l-intensita-in-tutti-i-capoluoghi-di-regione-italiani>
49. Biella, P., Tommasi, N., Guzzetti, L., Pioltelli, E., Labra, M., & Galimberti, A. (2022). City climate and landscape structure shape pollinators, nectar and transported pollen along a gradient of urbanization. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1586-1595.
50. Burdine, J. D., & McCluney, K. E. (2019). Differential sensitivity of bees to urbanization-driven changes in body temperature and water content. *Scientific Reports*, 9(1), 1643.
51. Polidori, C., Ferrari, A., Ronchetti, F., Tommasi, N., & Nalini, E. (2023). Warming up through buildings and roads: what we know and should know about the Urban Heat Island effect on bees. *Frontiers in Bee Science*, 1, 1269600.
52. Heinrich, B. (2004). *Bumblebee economics*. Harvard University Press.
53. Dawson, M. N. (2012). Species richness, habitable volume, and species densities in freshwater, the sea, and on land. *Frontiers of Biogeography*, 4(3).
54. Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.
55. Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., ... & Costello, M. J. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current biology*, 22(23), 2189-2202.
56. Collier, K. J., Probert, P. K., & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 817-837.
57. Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
58. Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
59. WWF (2024) *Living Planet Report 2024 – A System in Peril*. WWF, Gland, Svizzera.
60. Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators: Using organisms to measure. *Nature*, 3, 8-13.
61. Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in stream ecology*, volume 1 (pp. 413-433). Academic Press.
62. Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810(1), 1-14.
63. Cumberlidge, N., Ng, P. K., Yeo, D. C., Magalhães, C., Campos, M. R., Alvarez, F., ... & Ram, M. (2009). Freshwater crabs and the biodiversity crisis: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation*, 142(8), 1665-1673.

64. Richman, N. I., Böhm, M., Adams, S. B., Alvarez, F., Bergey, E. A., Bunn, J. J., ... & Collen, B. (2015). Multiple drivers of decline in the global status of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidea). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 20140060.
65. Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Ferreol, M., Delattre, C., & Souchon, Y. (2013). Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global change biology*, 19(4), 1085-1099.
66. Worischka, S., Schöll, F., Winkelmann, C., & Petzoldt, T. (2023). Twenty-eight years of ecosystem recovery and destabilisation: Impacts of biological invasions and climate change on a temperate river. *Science of the Total Environment*, 875, 162678.
67. Daufresne, M., Bady, P., & Fruget, J. F. (2007). Impacts of global changes and extreme hydro-climatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia*, 151(3), 544-559.
68. Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., & Quadroni, S. (2021). Climate change and water exploitation as co-impact sources on river benthic macroinvertebrates. *Water*, 13(19), 2778.
69. Wantzen, K.M.; Rothhaupt, K.-O.; Mörtl, M.; Cantonati, M.; Tóth, L.G.-; Fischer, P. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: An urgent issue. In *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; Volume 204, pp. 1–4.
70. Paganelli, D., Pandolfi, A., Sconfietti, R., Marchini, A., & Vilizzi, L. (2018). Potential invasiveness by non-indigenous macrozoobenthos in the secondary hydrographic system of a temperate-climate river catchment. *Ecological Indicators*, 88, 274-281.
71. Grabowski, M., Krzywoznia, P., Rewicz, T., Mamos, T., Bacela-Spychalska, K., & Wattier, R. (2017). *Gammarus roeselii* Gervais, 1835 (Gammaridae) in Western and Central Europe: post-glacial colonisation or human mediated introduction. *Biodivers J*, 8, 525-526.
72. Havel, J. E., Lee, C. E., & Vander Zanden, J. M. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes?. *BioScience*, 55(6), 518-525.
73. Cazzolla Gatti, R. (2016). Freshwater biodiversity: a review of local and global threats. *International Journal of Environmental Studies*, 73(6), 887-904.
74. https://milano.repubblica.it/cronaca/2023/03/02/news/bostrico_tipografo_insetto_lombardia_siccita_danni-390261548/
75. Sommerfeld, A., Rammer, W., Heurich, M., Hilmers, T., Müller, J., & Seidl, R. (2021). Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe?. *Journal of Ecology*, 109(2), 737-749.
76. Thom, D., Rammer, W., Laux, P., Smiatek, G., Kunstmann, H., Seibold, S., & Seidl, R. (2022). Will forest dynamics continue to accelerate throughout the 21st century in the Northern Alps?. *Global Change Biology*, 28(10), 3260-3274.
77. Chirici, G., Giannetti, F., Travaglini, D., Nocentini, S., Francini, S., D'Amico, G., ... & Marchetti, M. (2019). Forest damage inventory after the "Vaia" storm in Italy. *Forest@*, 16(1), 3-9.
78. Potterf, M., Frühbrodt, T., Thom, D., Lemme, H., Hahn, A., & Seidl, R. (2025). Hotter drought increases population levels and accelerates phenology of the European spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forest Ecology and Management*, 585, 122615.
79. Wermelinger, B., Epper, C., Kenis, M., Ghosh, S., & Holdenrieder, O. (2012). Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology*, 136, 212–224.
80. Faccoli, M. (2009). Effect of weather on *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae) phenology, voltinism, and associated spruce mortality in the southeastern Alps. *Environmental entomology*, 38(2), 307-316.
81. Jakoby, O., Lischke, H., & Wermelinger, B. (2019). Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global change biology*, 25(12), 4048-4063.
82. Gasparini, P., Di Cosmo, L., Floris, A., & De Laurentis, D. (2022). Italian National Forest Inventory—Methods and Results of the Third Survey: Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio—Metodi e Risultati della Terza Indagine (p. 576). Springer Nature.
83. Parisi, F., Marchetti, M., Faccoli, M., Ruzzier, E., Lasserre, B., & Ottaviano, M. (2025). Infestation of *Pityokteines curvidens* (German, 1823)(Curculionidae: Scolytinae) in Silver fir Forests of Molise (Southern Italy). *Ecologica Montenegrina*, 81, 119-125.
84. Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.S.; Ngo, H.T.; Agard, J.; Arneth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S.H.M.; Chan, K.M.A.; et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 2019, 366, eaax3100.
85. Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K., ... & Whittaker, J. B. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global change biology*, 8(1), 1-16.
86. Montagnani, C.; Gentili, R.; Brundu, G.; Caronni, S.; Citterio, S. Accidental Introduction and Spread of Top Invasive Alien Plants in the European Union through Human-Mediated Agricultural Pathways: What Should We Expect? *Agronomy* 2022, 12, 423.
87. Raza, A., Razaq, A., Mehmood, S. S., Zou, X., Zhang, X., Lv, Y., & Xu, J. (2019). Impact of climate change on crops adaptation and strategies to tackle its outcome: A review. *Plants*, 8(2), 34.
88. Skendžić, S., Zovko, M., Živković, I. P., Lešić, V., & Lemić, D. (2021). The impact of climate change on agricultural insect pests. *Insects*, 12(5), 440.
89. Eastburn, D. M., McElrone, A. J., & Bilgin, D. D. (2011). Influence of atmospheric and climatic change on plant–pathogen interactions. *Plant pathology*, 60(1), 54-69.
90. Crawl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky, G., & Lugo, A. E. (2008). The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 238-246.
91. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Truong, T. R., Bacher, S., Galil, B. S., ... & Vandvik, V. (2023). IPBES invasive alien species assessment: summary for policymakers. IPBES.
92. WHO. A Health Perspective on the Role of the Environment in One Health; WHO Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark, 2022
93. Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, 23(1), 23.
94. King, J. L. (1931). The present status of the established parasites of *Popillia japonica* Newman. *Journal of Economic Entomology*, 24(2), 453-462.
95. Vittum PJ, 1986. Biology of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in eastern Massachusetts. *Journal of Economic Entomology*, 79, 387–391.
96. EPPO. (2016). PM 9/21 (1) *Popillia japonica*: procedures for official control. EPPO Bulletin, 46, 543-555.
97. Fleming, W. E. (1972). Biology of the Japanese beetle (No. 1449). US Department of Agriculture.
98. Campbell, J. M., Sarazin, M. J., & Lyons, D. B. (1989). Canadian beetles (Coleoptera) injurious to crops, ornamentals, stored products, and buildings (pp. 491-pp).
99. Kreuger, B., & Potter, D. A. (2001). Diel feeding activity and thermoregulation by Japanese beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) within host plant canopies. *Environmental entomology*, 30(2), 172-180.
100. Metcalf, R. L., & Metcalf, R. A. (1992). Destructive and useful insects. Their habits and control.
101. EFSA Panel on Plant Health (PLH), Bragard, C., Dehnen-Schmutz, K., Di Serio, F., Gonthier, P., Jacques, M. A., ... & MacLeod, A. (2018). Pest categorisation of *Popillia japonica*. *Efsa Journal*, 16(11), e05438.
102. Vittum PJ, 1986. Biology of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in eastern Massachusetts. *Journal of Economic Entomology*, 79, 387–391.
103. Bourke, P. A. (1961). Climatic aspects of the possible establishment of the Japanese beetle in Europe.
104. Potter, D. A., & Held, D. W. (2002). Biology and management of the Japanese beetle. *Annual review of entomology*, 47(1), 175-205.
105. Baker, A. M., & Potter, D. A. (2018). Japanese beetles' feeding on milkweed flowers may compromise efforts to restore monarch butterfly habitat. *Scientific Reports*, 8(1), 12139.
106. Selli, S., Perestrelo, R., Kelebek, H., Sevindik, O., Travaglia, F., Coisson, J. D., ... & Bordiga, M. (2023). Impact of Japanese beetles (*Popillia japonica* Newman) on the chemical composition of two

- grape varieties (Nebbiolo and Erbaluce) grown in Italy. *Food Research International*, 165, 112575.
107. Straubinger, F. B., Venus, T. E., Benjamin, E. O., & Sauer, J. (2023). Private management costs of *Popillia japonica*: a study of viticulture in Italy. *Frontiers in Insect Science*, 3, 1176405.
108. Della Rocca, F., & Milanesi, P. (2022). The new dominator of the world: Modeling the global distribution of the Japanese beetle under land use and climate change scenarios. *Land*, 11(4), 567.
109. Kistner-Thomas, E. J. (2019). The potential global distribution and voltinism of the Japanese beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) under current and future climates. *Journal of Insect Science*, 19(2), 16.
110. Gutierrez, A. P., Ponti, L., & Cossu, Q. A. (2009). Effects of climate warming on olive and olive fly (*Bactrocera oleae* (Gmelin)) in California and Italy. *Climatic Change*, 95(1), 195-217.
111. Crovetto, A., Quaglia, F., Loi, G., Rossi, E., Malfatti, P., Chesi, F., ... & Paparatti, B. (1982). Influence of temperature and humidity on the development of the immature stages of *Dacus oleae* (Gmelin).
112. Girolami, V. (1981). Studies on the biology and population ecology of *Dacus oleae* (Gmelin). 1. Influence of environmental abiotic factors on the adult and on the immature stages.
113. Malheiro, R., Casal, S., Baptista, P., & Pereira, J. A. (2015). A review of *Bactrocera oleae* (Rossi) impact in olive products: From the tree to the table. *Trends in Food Science & Technology*, 44(2), 226-242.
114. Kapatso, E. T., & Fletcher, B. S. (1984). The phenology of the olive fly, *Dacus oleae* (Gmel.) (Diptera, Tephritidae), in Corfu. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, 97(1□5), 360-370.
115. Katsikogiannis, G., Kavrouidakis, D., Tscheulin, T., & Kizos, T. (2023). Population dynamics of the olive fly, *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae), are influenced by different climates, seasons, and pest management. *Sustainability*, 15(19), 14466.
116. Zalom, F. G., Burrack, H. J., Bingham, R., Price, R., & Ferguson, L. (2004, September). Olive fruit fly (*Bactrocera oleae*) introduction and establishment in California. In *V International Symposium on Olive Growing* 791 (pp. 619-627).
117. Tsitsipis, J. A. (1977). An improved method for the mass rearing of the olive fruit fly, *Dacus oleae* (Gmel.) (Diptera, Tephritidae). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, 83(1□4), 419-426.
118. Genç, H., & Nation, J. L. (2008). Maintaining *Bactrocera oleae* (Gmelin.) (Diptera: Tephritidae) colony on its natural host in the laboratory. *Journal of Pest Science*, 81(3), 167-174.
119. Daane, K. M., & Johnson, M. W. (2010). Olive fruit fly: managing an ancient pest in modern times. *Annual review of entomology*, 55(1), 151-169.
120. Wang, X. G., Johnson, M. W., Daane, K. M., & Nadel, H. (2009). High summer temperatures affect the survival and reproduction of olive fruit fly (Diptera: Tephritidae). *Environmental entomology*, 38(5), 1496-1504.
121. <https://agronotizie.imagelinenetwork.com/difesa-e-diserbo/2024/08/19/mosca-dell-olivo-cos-la-temperatura-influisce-sugli-attacchi/84339>
122. Palliotti, A., & Bonghi, G. (1996). Freezing injury in the olive leaf and effects of mefluidide treatment. *Journal of Horticultural Science*, 71(1), 57-63.
123. Koubouris, G. C., Metzidakis, I. T., & Vasilakakis, M. D. (2009). Impact of temperature on olive (*Olea europaea* L.) pollen performance in relation to relative humidity and genotype. *Environmental and Experimental Botany*, 67(1), 209-214.
124. Mancuso, S., & Azzarello, E. (2002). Heat tolerance in olive. *Advances in horticultural science [rivista dell'ortoflorofutticoltura italiana]*. 16 (N. 3-4), 2002, 1000-1006.
125. Palliotti, A., & Bonghi, G. (1996). Freezing injury in the olive leaf and effects of mefluidide treatment. *Journal of Horticultural Science*, 71(1), 57-63.
126. Dag, A., Harlev, G., Lavee, S., Zipori, I., & Kerem, Z. (2014). Optimizing olive harvest time under hot climatic conditions of Jordan Valley, Israel. *European journal of lipid science and technology*, 116(2), 169-176.
127. Fraga, H., Moriondo, M., Leolini, L., & Santos, J. A. (2020). Mediterranean olive orchards under climate change: A review of future impacts and adaptation strategies. *Agronomy*, 11(1), 56.
128. Martins, S., Pereira, S., Dinis, L. T., & Brito, C. (2024). Enhancing olive cultivation resilience: sustainable long-term and short-term adaptation strategies to alleviate climate change impacts. *Horticulturae*, 10(10), 1066.
129. <https://agronotizie.imagelinenetwork.com/difesa-e-diserbo/2025/07/11/olivo-la-mosca-si-adatta-al-clima-che-cambia/87619>
130. Ponti, L., Gutierrez, A. P., Ruti, P. M., & Dell'Aquila, A. (2014). Fine-scale ecological and economic assessment of climate change on olive in the Mediterranean Basin reveals winners and losers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5598-5603.
131. Moriondo, M., Ferrise, R., Trombi, G., Brilli, L., Dibari, C., & Bindi, M. (2015). Modelling olive trees and grapevines in a changing climate. *Environmental Modelling & Software*, 72, 387-401.
132. Ashraf, U., Chaudhry, M. N., & Peterson, A. T. (2021). Ecological niche models of biotic interactions predict increasing pest risk to olive cultivars with changing climate. *Ecosphere*, 12(8), e03714.
133. Ponti, L., Gutierrez, A. P., Giannakopoulos, C., Varotsos, K. V., Nevado, J. L., Ferial, S. L., ... & Sanderson, M. (2024). Prospective regional analysis of olive and olive fly in Andalusia under climate change using physiologically based demographic modeling powered by cloud computing. *Climate Services*, 34, 100455.
134. <https://www.media.enea.it/comunicati-e-news/archivio-anni/anno-2023/agricoltura-da-enea-sistema-di-previsione-per-pianificare-la-raccolta-delle-olive.html>
135. https://www.ersa.fvg.it/cms/aziende/monitoraggi/organismi/schede/06_Bactrocera-oleae-Mosca-delloolivo.html
136. Giacalone, C. (2011). Il controllo di *Bactrocera oleae* (Rossi) e di altri carposfagi negli oliveti biologici in Sicilia e Sud Africa.
137. Albertini, A., Pizzolotto, R., & Petacchi, R. (2017). Carabid patterns in olive orchards and woody semi-natural habitats: first implications for conservation biological control against *Bactrocera oleae*. *BioControl*, 62(1), 71-83.
138. Maistrello, L., Dioli, P., Vaccari, G., Nannini, R., Bortolotti, P., Caruso, S., ... & Bariselli, M. (2014). Primi rinvenimenti in Italia della cimice esotica *Halyomorpha halys*, una nuova minaccia per la frutticoltura. *ATTI Giornate Fitopatologiche*, 1, 283-288.
139. Haye, T., Garipey, T., Hoelmer, K., Rossi, J. P., Streito, J. C., Tassus, X., & Desneux, N. (2015). Range expansion of the invasive brown marmorated stinkbug, *Halyomorpha halys*: an increasing threat to field, fruit and vegetable crops worldwide. *Journal of Pest Science*, 88(4), 665-673.
140. Hoebeke, E. R., & Carter, M. E. (2003). *Halyomorpha halys* (Stål) (Heteroptera: Pentatomidae): a polyphagous plant pest from Asia newly detected in North America.
141. Garipey, T. D., Haye, T., Fraser, H., & Zhang, J. (2014). Occurrence, genetic diversity, and potential pathways of entry of *Halyomorpha halys* in newly invaded areas of Canada and Switzerland. *Journal of pest science*, 87(1), 17-28.
142. Claerebout, S., Haye, T., Olafsson, E., Pannier, E., & Bultot, J. (2018). Premières occurrences de *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) pour la Belgique et actualisation de sa répartition en Europe (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae). *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*, 154, 205-227.
143. Haye, T., Wyniger, D., & Garipey, T. A. R. A. (2014). Recent range expansion of brown marmorated stink bug in Europe.
144. Haye, T. GLOBAL PEST STATUS OF HALYOMORPHA HALYS AND IMPACT OF ITS ASSOCIATED PARASITIDS. *ACCADEMIA NAZIONALE ITALIANA DI ENTOMOLOGIA*.
145. Maistrello, L., Vaccari, G., Caruso, S., Costi, E., Bortolini, S., Macavei, L., ... & Dioli, P. (2017). Monitoring of the invasive *Halyomorpha halys*, a new key pest of fruit orchards in northern Italy. *Journal of Pest Science*, 90(4), 1231-1244.
146. Lee, D. H., Short, B. D., Joseph, S. V., Bergh, J. C., & Leskey, T. C. (2013). Review of the biology, ecology, and management of *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) in China, Japan, and the Republic of Korea. *Environmental entomology*, 42(4), 627-641.
147. Costi, E., Haye, T., & Maistrello, L. (2017). Biological parameters of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*, in southern Europe. *Journal of Pest Science*, 90(4), 1059-1067.
148. Rot, M., Maistrello, L., Costi, E., & Trdan, S. (2022). Biological parameters, phenology and tem-

perature requirements of *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) in the Sub-Mediterranean climate of Western Slovenia. *Insects*, 13(10), 956.

149. Haye, T., Abdallah, S., Garipey, T., & Wyniger, D. (2014). Phenology, life table analysis and temperature requirements of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*, in Europe. *Journal of Pest Science*, 87(3), 407-418.

150. Scaccini, D., Vanishvili, L., Tirello, P., Walton, V. M., Duso, C., & Pozzebon, A. (2020). Lethal and sub-lethal effects of low-temperature exposures on *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) adults before and after overwintering. *Scientific Reports*, 10(1), 15231.

151. Streito, J. C., Chartois, M., Pierre, É., Dusoulier, F., Armand, J. M., Gaudin, J., & Rossi, J. P. (2021). Citizen science and niche modeling to track and forecast the expansion of the brown marmorated stinkbug *Halyomorpha halys* (Stål, 1855). *Scientific reports*, 11(1), 11421.

152. Kistner, E. J. (2017). Climate change impacts on the potential distribution and abundance of the brown marmorated stink bug (Hemiptera: Pentatomidae) with special reference to North America and Europe. *Environmental Entomology*, 46(6), 1212-1224.

153. Maistrello, L., Dioli, P., Bariselli, M., Mazzoli, G. L., & Giacalone-Forini, I. (2016). Citizen science and early detection of invasive species: phenology of first occurrences of *Halyomorpha halys* in Southern Europe. *Biological Invasions*, 18(11), 3109-3116.

154. Leskey, T. C., Lee, D. H., Short, B. D., & Wright, S. E. (2012). Impact of insecticides on the invasive *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae): analysis of insecticide lethality. *Journal of Economic Entomology*, 105(5), 1726-1735.

155. Andreis, D., Anfora, G., Berti, M., Chiesa, S., Corradini, S., Eriksson, A., ... & Zapponi, L. (2019). Cimice asiatica: biologia, diffusione e controllo in Provincia di Trento (Vol. 4, No. 4). Fondazione Edmund Mach.

156. Zapponi, L., Mazzoni, V., Rossi Stacconi, M. V., & Anfora, G. (2021). Lotta biologica alla cimice asiatica: azione ed interazioni tra antagonisti esotici ed autoctoni (Vol. 8, No. 8). Fondazione Edmund Mach.

157. Garonna, A. P., Scarpato, S., Vicinanza, F., & Espinosa, B. (2015). First report of *Toumeyella parvicornis* (Cockerell) in Europe (Hemiptera: Coccidae). *Zootaxa*, 3949(1), 142-146.

158. <https://www.rainews.it/tgr/lazio/articoli/2024/08/riforestazione-della-pineta-di-castel-porziano-nella-tenuta-presidenziale-roma-ca6cd109-849e-4c04-ade8-0d47b9175ffa.html>

159. <https://www.rivistasherwood.it/t/fitofagi-fitopatogeni/cocciniglia-tartaruga-pini.html>

160. EFSA Panel on Plant Health (PLH), Bragard, C., Baptista, P., Chatzivassiliou, E., Di Serio, F., Gonthier, P., ... & MacLeod, A. (2022). Pest categorisation of *Toumeyella parvicornis*. *EFSA Journal*, 20(3), e07146.

161. Di Sora, N., Mannu, R., Rossini, L., Contarini, M., Gallego, D., & Speranza, S. (2023). Using species distribution models (SDMs) to estimate the suitability of European Mediterranean non-native area for the establishment of *Toumeyella parvicornis* (Hemiptera: Coccidae). *Insects*, 14(1), 46.

162. Sonenshine, D. E., & Roe, R. M. (Eds.). (2014). *Biology of ticks volume 2* (Vol. 2). Oxford university press.

163. Jongejans, F., & UILENBERG, G. (2004). The global importance of ticks. *Parasitology*, 129(S1), S3-S14.

164. Gray, J. S., Dautel, H., Estrada-Peña, A., Kahl, O., & Lindgren, E. (2009). Effects of climate change on ticks and tick-borne diseases in Europe. *Interdisciplinary perspectives on infectious diseases*, 2009(1), 593-232.

165. Medlock, J. M., Hansford, K. M., Bormane, A., Derdakova, M., Estrada-Peña, A., George, J. C., ... & Van Bortel, W. (2013). Driving forces for changes in geographical distribution of *Ixodes ricinus* ticks in Europe. *Parasites & vectors*, 6(1), 1.

166. Ogden, N. H., Ben Beard, C., Ginsberg, H. S., & Tsao, J. I. (2021). Possible effects of climate change on ixodid ticks and the pathogens they transmit: predictions and observations. *Journal of Medical Entomology*, 58(4), 1536-1545.

167. Grassi, L., Drigo, M., Zelená, H., Pasotto, D., Cassini, R., Mondin, A., ... & Menandro, M. L. (2023). Wild ungulates as sentinels of flaviviruses and tick-borne zoonotic pathogen circulation: An

Italian perspective. *BMC veterinary research*, 19(1), 155.

168. Medlock, J. M., Hansford, K. M., Vaux, A. G., Cull, B., Gillingham, E., & Leach, S. (2018). Assessment of the public health threats posed by vector-borne disease in the United Kingdom (UK). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2145.

169. European Centre for Disease Prevention and Control and European Food Safety Authority. Tick maps [internet]. Stockholm: ECDC; 2023. Available from: <https://ecdc.europa.eu/en/disease-vectors/surveillance-and-disease-data/tick-maps>

170. Voyiatzaki, C., Papailia, S. I., Venetikou, M. S., Pouris, J., Tsoumani, M. E., & Papageorgiou, E. G. (2022). Climate changes exacerbate the spread of *Ixodes ricinus* and the occurrence of Lyme borreliosis and tick-borne encephalitis in Europe—how climate models are used as a risk assessment approach for tick-borne diseases. *International journal of environmental research and public health*, 19(11), 6516.

171. Daniel, M., Malý, M., Danielová, V., Kříž, B., & Nuttall, P. (2015). Abiotic predictors and annual seasonal dynamics of *Ixodes ricinus*, the major disease vector of Central Europe. *Parasites & Vectors*, 8(1), 478.

172. Alasmari, S., & Wall, R. (2021). Metabolic rate and resource depletion in the tick *Ixodes ricinus* in response to temperature. *Experimental and Applied Acarology*, 83(1), 81-93.

173. Tälleklint, L., & Jaenson, T. G. (1998). Increasing geographical distribution and density of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in central and northern Sweden. *Journal of medical entomology*, 35(4), 521-526.

174. Cunze, S., Glock, G., Kochmann, J., & Klimpel, S. (2022). Ticks on the move—climate change-induced range shifts of three tick species in Europe: current and future habitat suitability for *Ixodes ricinus* in comparison with *Dermacentor reticulatus* and *Dermacentor marginatus*. *Parasitology research*, 121(8), 2241-2252.

175. Semenza, J. C., & Suk, J. E. (2018). Vector-borne diseases and climate change: a European perspective. *FEMS microbiology letters*, 365(2), fnx244.

176. <https://www.epicentro.iss.it/zecche/borreliosi>

177. Gilbert, L. (2010). Altitudinal patterns of tick and host abundance: a potential role for climate change in regulating tick-borne diseases?. *Oecologia*, 162(1), 217-225.

178. Petrulionienė, A., Radžišauskienė, D., Ambrozaitis, A., Čaplinskas, S., Paulauskas, A., & Venalis, A. (2020). Epidemiology of Lyme disease in a highly endemic European zone. *Medicina*, 56(3), 115.

179. Marrama-Rakotoarivony, L., Sudre, B., Bortel, W. V., Warns-Petit, E., & Zeller, H. (2014). Surveillance report: annual epidemiological report: emerging and vector-borne diseases 2014.

180. Davidson, A., Davis, J., Brestrich, G., Moisi, J. C., Jodar, L., & Stark, J. H. (2025). Lyme Borreliosis Incidence Across Europe, 2015–2023: A Surveillance-Based Review and Analysis. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*.

181. Trevisan, G., Ruscio, M., Cinco, M., Nan, K., Forgiione, P., Di Meo, N., ... & Bonin, S. (2023). The history of Lyme disease in Italy and its spread in the Italian territory. *Frontiers in Pharmacology*, 14, 1128142.

182. Amicizia, D., Domnich, A., Panatto, D., Lai, P. L., Cristina, M. L., Avio, U., & Gasparini, R. (2013). Epidemiology of tick-borne encephalitis (TBE) in Europe and its prevention by available vaccines. *Human vaccines & immunotherapeutics*, 9(5), 1163-1171.

183. Petri, E., Gniel, D., & Zent, O. (2010). Tick-borne encephalitis (TBE) trends in epidemiology and current and future management. *Travel medicine and infectious disease*, 8(4), 233-245.

184. Daniel, M., Danielová, V., Fialová, A., Malý, M., Kříž, B., & Nuttall, P. A. (2018). Increased relative risk of tick-borne encephalitis in warmer weather. *Frontiers in cellular and infection microbiology*, 8, 90.

185. Randolph, S. E., Green, R. M., Peacey, M. F., & Rogers, D. J. (2000). Seasonal synchrony: the key to tick-borne encephalitis foci identified by satellite data. *Parasitology*, 121(1), 15-23.

186. Rochlin, I., Egizi, A., & Lindström, A. (2022). The original scientific description of the lone star tick (*Amblyomma americanum*, Acari: Ixodidae) and implications for the species' past and future geographic distributions. *Journal of Medical Entomology*, 59(2), 412-420.

187. Hollingsworth, B. D., Wiener, M., Giandomenico, D. A., Commins, S. P., & Boyce, R. M. (2025). Environmental risk and Alpha-gal Syndrome (AGS) in the Mid-Atlantic United States. *PLOS Climate*, 4(4), e0000528.
188. Thompson JM, Carpenter A, Kersh GJ, Wachs T, Commins SP, Salzer JS. Geographic Distribution of Suspected Alpha-gal Syndrome Cases — United States, January 2017–December 2022. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep* 2023;72:815–820. DOI: <http://dx.doi.org/10.15585/mmwr.mm7230a2>
189. Linske, M. A., Williams, S. C., Stafford III, K. C., Lubelczyk, C. B., Henderson, E. F., Welch, M., & Teel, P. D. (2019). Determining effects of winter weather conditions on adult *Amblyomma americanum* (Acari: Ixodidae) survival in Connecticut and Maine, USA. *Insects*, 11(1), 13.
190. Sagurova, I., Ludwig, A., Ogden, N. H., Pelcat, Y., Dueymes, G., & Gachon, P. (2019). Predicted northward expansion of the geographic range of the tick vector *Amblyomma americanum* in North America under future climate conditions. *Environmental Health Perspectives*, 127(10), 107014.
191. Ma, D., Lun, X., Li, C., Zhou, R., Zhao, Z., Wang, J., ... & Liu, Q. (2021). Predicting the potential global distribution of *Amblyomma americanum* (Acari: Ixodidae) under near current and future climatic conditions, using the maximum entropy model. *Biology*, 10(10), 1057.
192. Jordan, R. A., & Schulze, T. L. (2019). Ability of two commercially available host-targeted technologies to reduce abundance of *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) in a residential landscape. *Journal of medical entomology*, 56(4), 1095-1101.
193. Kilpatrick, A. M., Meola, M. A., Moudy, R. M., & Kramer, L. D. (2008). Temperature, viral genetics, and the transmission of West Nile virus by *Culex pipiens* mosquitoes. *PLoS pathogens*, 4(6), e1000092.
194. Colón-González, F. J., Sewe, M. O., Tompkins, A. M., Sjödin, H., Casallas, A., Rocklöv, J., ... & Lowe, R. (2021). Projecting the risk of mosquito-borne diseases in a warmer and more populated world: a multi-model, multi-scenario intercomparison modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 5(7), e404-e414.
195. World malaria report 2025: addressing the threat of antimalarial drug resistance. Geneva: World Health Organization; 2025. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
196. <https://www.ecdc.europa.eu/en/dengue-monthly>
197. Kramer, L. D., Ciota, A. T., & Kilpatrick, A. M. (2019). Introduction, spread, and establishment of West Nile virus in the Americas. *Journal of medical entomology*, 56(6), 1448-1455.
198. Chancey, C., Grinev, A., Volkova, E., & Rios, M. (2015). The global ecology and epidemiology of West Nile virus. *BioMed research international*, 2015(1), 376230.
199. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/aedes-albopictus-current-known-distribution-may-2024>
200. Powell, J. R. & Tabachnick, W. J. History of domestication and spread of *Aedes aegypti*—a review. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 108 (Suppl. 1), 11–17 (2013).
201. Kraemer, M. U., Reiner Jr, R. C., Brady, O. J., Messina, J. P., Gilbert, M., Pigott, D. M., ... & Golding, N. (2019). Past and future spread of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*. *Nature microbiology*, 4(5), 854-863.
202. Armbruster, P. A. (2016). Photoperiodic diapause and the establishment of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in North America. *Journal of medical entomology*, 53(5), 1013-1023.
203. https://www.epicentro.iss.it/westnile/bollettino/Bollettino_WND_2024_18.pdf
204. <https://www.rainews.it/articoli/2025/07/west-nile-a-fondi-morta-una-donna-di-82-anni-colpita-dal-virus-d5b3d512-194d-4d51-b73d-25794c625be8.html>
205. <https://www.epicentro.iss.it/westnile/aggiornamenti>
206. Farooq, Z., Sjödin, H., Semenza, J. C., Tozan, Y., Sewe, M. O., Wallin, J., & Rocklöv, J. (2023). European projections of West Nile virus transmission under climate change scenarios. *One Health*, 16, 100509.
207. Wilke, A. B., Chase, C., Vasquez, C., Carvajal, A., Medina, J., Petrie, W. D., & Beier, J. C. (2019). Urbanization creates diverse aquatic habitats for immature mosquitoes in urban areas. *Scientific reports*, 9(1), 15335.
208. Stoddard, P. K. (2018). Managing *Aedes aegypti* populations in the first Zika transmission zones in the continental United States. *Acta Tropica*, 187, 108-118.
209. Liu, N. (2015). Insecticide resistance in mosquitoes: impact, mechanisms, and research directions. *Annual review of entomology*, 60, 537-559
210. Glunt, K. D., Oliver, S. V., Hunt, R. H., & Paaajmans, K. P. (2018). The impact of temperature on insecticide toxicity against the malaria vectors *Anopheles arabiensis* and *Anopheles funestus*. *Malaria journal*, 17(1), 131.
211. Park, Y., & Piermarini, P. M. (2025). Heat activation desensitizes *Aedes aegypti* transient receptor potential ankyrin 1 (AaTRPA1) to chemical agonists that repel mosquitoes. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 209, 106326.
212. Benelli, G., Wilke, A. B., Bloomquist, J. R., Desneux, N., & Beier, J. C. (2021). Overexposing mosquitoes to insecticides under global warming: A public health concern?. *Science of The Total Environment*, 762, 143069.
213. Winkler, A. S., Brux, C. M., Carabin, H., das Neves, C. G., Häsler, B., Zinsstag, J., ... & Amuasi, J. H. (2025). The Lancet One Health Commission: harnessing our interconnectedness for equitable, sustainable, and healthy socioecological systems. *The Lancet*, 406(10502), 501-570.
214. Knauer, A., Adhikari, S., Andersson, G.K.S. et al. Pesticides and habitat loss additively reduce wild bees in crop fields. *Nat Ecol Evol* 10, 95–104 (2026). <https://doi.org/10.1038/s41559-025-02924-z>
215. International Panel on the Information Environment [E. Elbeyi, K. Bruhn Jensen, M. Aronczyk, J. Asuka, G. Ceylan, J. Cook, G. Erdelyi, H. Ford, C. Milani, E. Mustafaraj, F. Ogenga, S. Yadin, P. N. Howard, S. Valenzuela (eds.)], “Information Integrity about Climate Science: A Systematic Review,” Zurich, Switzerland: IPIE, 2025. Synthesis Report, SR



**5 milioni di sostenitori nel mondo.
Una rete globale attiva in oltre 100 Paesi.
1300 progetti di conservazione.
In Italia oltre 100 Oasi protette.
Migliaia le specie interessate dall'azione
del WWF sul campo.**

WWF Italia ETS
Via Po, 25/c
00198 Roma

Tel: 06844971
e-mail: segreteria generale@wwf.it
sito: wwf.it