



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA**

**Dipartimento di Agronomia, Alimenti, Risorse Naturali, Animali e Ambiente  
Dipartimento del Territorio e Sistemi Agro-Forestali**

Corso di laurea triennale in Tecnologie Forestali e Ambientali

*Stima della capacità di diffusione e del rischio di infestazione di *Pityophthorus juglandis* Blackman  
(Coleoptera: Scolytinae) in Veneto*

**Evaluation of the spread capacity and the infestation risk of *Pityophthorus juglandis* Blackman  
(Coleoptera: Scolytinae) in Veneto Region.**

**Relatore:**

Prof. Massimo Faccoli

**Correlatore:**

Dr. Matteo Marchioro

**Laureando:**

Giovanni Raffaelli

**Matricola:**

1202164

ANNO ACCADEMICO 2022-2023



# INDICE

**RIASSUNTO**.....

**ABSTRACT**.....

**1. INTRODUZIONE**.....

1.1 Specie invasive.....

1.2 Insetti xilofagi.....

1.2.1 Coleotteri scolitidi.....

1.3 *Pityophthorus juglandis*, lo scoltide del noce.....

1.4 *Geosmithia morbida*.....

**2. OBIETTIVI DELLO STUDIO**.....

**3. MATERIALI E METODI**.....

3.1 Area oggetto di studio.....

3.2 Dataset.....

3.3 Analisi statistica.....

**4. RISULTATI**.....

**5. DISCUSSIONE**.....

**6. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA**.....

## RIASSUNTO

Lo scolitide del noce, *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera: Curculionidae), è uno scolitide vettore del fungo *Geosmithia morbida* Kolarík *et al.*, agente patogeno del cancro del noce. Questa specie, nativa del Messico e del sud-ovest degli Stati Uniti, è stata ritrovata per la prima volta in Europa nel 2013, in Veneto (Italia). Questo insetto e il patogeno associato rappresentano un serio pericolo per la nocicoltura: per questo motivo i due organismi sono stati inseriti nella lista A2 dell'EPPO. Uno studio condotto per 8 anni (2013-2020) in Veneto ha monitorato 106 noceti per rilevare la presenza del parassita e la sua diffusione nella Regione. Con i dati raccolti è stato possibile creare un modello per la stima della capacità di dispersione dello scolitide, i fattori che la influenzano e il rischio di colonizzazione di noceti sani in base alle loro caratteristiche (dimensioni, specie di noci presenti e distanza da altri noceti sani o infestati). Lo studio ha registrato una media di dispersione annuale per la specie di 9,4 km, con picchi fino a 40 km. I fattori che influenzano il rischio di infestazione sono la distanza del noceto dal sito infestato più vicino, il numero di noceti nei dintorni (sani e infestati), la dimensione del noceto e le specie di noce che lo compongono (*Juglans regia* o *J. nigra*). Ad esempio, un noceto di *Juglans nigra* di medie dimensioni (5000 piante) situato ad una distanza di 25 km dal noceto infestato più vicino, ha una probabilità di infestazione del 50%.

## ABSTRACT

The walnut twig beetle, *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera: Curculionidae), is a bark beetle vector of the fungus *Geosmithia morbida* Kolarík *et al.*, the pathogenic agent of the thousand cankers disease. This species, native to Mexico and the south-western United States, was first found in Europe in 2013 in the Veneto Region (Italy). This insect and the associated pathogen pose a serious threat for walnut orchards: for this reason, the two organisms have been placed on EPPO's A2 list. A study conducted for 8 years (2013-2020) in the Veneto Region monitored 106 walnut orchards to detect the presence of the pest and its spread in the Region. With the data collected, it was possible to create a model to estimate the dispersal capacity of the beetle, the factors influencing its dispersal, and the risk of colonisation of healthy walnut orchards based on their characteristics (size, species of walnut trees present and distance from other healthy or infested walnut orchards). The study recorded an average annual dispersal for the species of 9.4 km, with peaks of up to 40 km. Factors influencing the risk of infestation are the distance of the walnut orchard from the nearest infested site, the number of walnut orchards in the surrounding area (both healthy and infested), the size of the walnut orchard, and the species of walnut tree (*Juglans regia* or *J. nigra*). For example, a medium-sized *Juglans nigra* walnut orchard (5000 trees) located at a distance of 25 km from the nearest infested walnut orchard has a 50% probability of infestation.

## 1. INTRODUZIONE

### 1.1 Specie invasive

Negli ultimi secoli l'incremento demografico e il progresso tecnologico hanno reso sempre più semplici e rapidi gli spostamenti di persone, merci e organismi, rimuovendo le barriere geografiche che avevano mantenuto i biomi incontaminati. Ciò ha comportato lo spostamento, volontario o involontario, di specie animali e vegetali in tutti i continenti, disturbando l'equilibrio ecologico che si era stabilito in migliaia di anni di coevoluzione (Holmes *et al.*, 2009). Inoltre, negli ultimi anni, il commercio sempre più globalizzato e i cambiamenti climatici hanno accelerato la diffusione e facilitato la sopravvivenza di organismi esotici nei paesi di nuova introduzione (Hulme, 2009).

Una specie viene definita aliena quando ha superato i suoi confini geografici naturali riuscendo a insediare popolazioni stabili in nuovi ambienti (Blackburn *et al.*, 2011). Una specie aliena viene definita invasiva in funzione quindi della sua capacità di dispersione, quando cioè mostra la capacità di diffondersi velocemente anche a grandi distanze rispetto al luogo di introduzione, e della sua dannosità per il nuovo ambiente (Alpert *et al.*, 2000; Bacaro *et al.*, 2018). Si stima che, dalla scoperta dell'America ad oggi, almeno 10.000 specie aliene siano state introdotte in Europa, volontariamente (come, ad esempio, piante ornamentali ed animali domestici) o involontariamente, come successo con molti insetti (DAISIE, 2008). Spesso, se le condizioni ambientali non ne consentono la sopravvivenza, una specie può estinguersi in breve tempo dopo la sua introduzione; tuttavia, in altri casi, essa può adattarsi al nuovo ambiente ed iniziare a riprodursi e diffondersi. Gli impatti causati dalla diffusione di una specie aliena sono, salvo rare eccezioni, considerati sempre negativi (Kenis and Branco, 2010). La specie invasiva, infatti, può portare una riduzione della biodiversità, modificando i rapporti trofici tra gli organismi nativi e alterando interi habitat ed ecosistemi (Mooney and Cleland, 2000; Hulme, 2007). Inoltre, le specie invasive possono causare gravi danni economici alle filiere agricole e forestali, che possono essere diretti (*e.g.*, perdite di rendimento, aumento dei costi di produzione) o indiretti (*e.g.*, restrizioni agli scambi commerciali, cambiamenti dei valori di mercato della merce e della domanda, costi associati alla ricerca) (Pimentel *et al.*, 2002a,b; Born *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2006; Vilà *et al.*, 2011). In Europa, le specie aliene invasive sono aumentate del 76% negli ultimi 30 anni, causando danni economici di miliardi di euro l'anno (Bacaro *et al.*, 2018).

Le specie invasive di maggior rilevanza per gli ambienti forestali, sia dal punto di vista biologico che economico, sono gli insetti xilofagi (principalmente coleotteri appartenenti alle famiglie Cerambycidae, Buprestidae, e alla sottofamiglia Scolytinae) (Kirkendall and Faccoli, 2010), essendo in grado di portare a morte in breve tempo le piante ospiti (Aukema *et al.*, 2011). Queste specie risultano molto difficili da controllare in quanto facilmente trasportabili all'interno dei prodotti legnosi, in cui possono nascondersi evitando i controlli fitosanitari e resistere alle condizioni avverse del viaggio. Per questo motivo gli insetti xilofagi sono considerati tra i gruppi di specie invasive di maggior successo (Haack *et al.*, 2006). Inoltre, questi insetti possono essere associati a specie fungine che causano ingenti danni alle specie vegetali: è il caso, ad

esempio, del *Pityophthorus juglandis* Blackman (Curculionidae: Scolytinae), un coleottero floematico vettore del fungo *Geosmithia morbida* Kolarik *et al.*, agente patogeno che causa la malattia dei mille cancri del noce.

## 1.2 Insetti xilofagi

Gli insetti che utilizzano sostanze legnose per completare una o più fasi del loro ciclo di sviluppo vengono definiti *xilofagi* in senso lato (Battisti *et al.*, 2013). Essendo il legno costituito principalmente da lignina e cellulosa, sostanze difficilmente utilizzabili, le specie xilofaghe hanno sviluppato particolari enzimi digestivi o dispongono di simbionti intestinali (microorganismi) o simbionti esterni (funghi), che li rendono in grado di degradare questi composti, altrimenti impossibili da digerire. Negli ecosistemi forestali, gli xilofagi svolgono un importante ruolo, essendo in grado di accelerare i processi di degradazione del legno, restituendo sostanza azotata al terreno e creando un ambiente favorevole per le specie saproxiliche (Rukalski and Faccoli, 2003). Tuttavia, gli insetti xilofagi possono causare notevoli problemi alla filiera forestale riducendo la produzione legnosa, deprezzando il legname e portando a morte piante di elevato valore economico (Gonthier *et al.*, 2015). Ecologicamente, possiamo distinguere gli insetti xilofagi in ospiti primari, che si nutrono esclusivamente di tessuti sani, e secondari, che attaccano tessuti già indeboliti contribuendo alla loro morte (Curletti, 2003).

### 1.2.1 Coleotteri scolitidi

Tra gli insetti xilofagi, la sottofamiglia degli scolitidi (Coleoptera: Curculionidae Scolytinae) è uno dei gruppi di maggiore importanza. Attualmente ne sono state descritte più di 6000 specie nel mondo, la maggior parte delle quali di origine tropicale o subtropicale, di cui almeno 2000 specie sono xilematiche e le altre floematiche (Hulcr *et al.*, 2015). Morfologicamente sono caratterizzati da piccole dimensioni (tra 1 e 8 mm), una colorazione scura, un corpo di forma allungata con appendici brevi e antenne clavate e allo stadio adulto dispongono di apposite strutture adibite allo scavo di gallerie nei tessuti legnosi (Battisti *et al.*, 2013). Generalmente gli scolitidi attaccano piante già fisiologicamente indebolite da diversi fattori quali siccità, gelate tardive, danni meccanici, o attacchi di altri parassiti (Ranger *et al.*, 2010). In alcuni casi (come ad esempio durante fasi di pullulazione), tuttavia, sono in grado di attaccare piante ancora sane e vigorose (Raffa *et al.*, 2015; Hulcr *et al.*, 2017).

Convenzionalmente, gli scolitidi vengono distinti in base al substrato legnoso su cui si sviluppano, sebbene non si tratti di una distinzione tassonomica. I corticicoli o floematici si sviluppano negli strati sottocorticali della pianta, nutrendosi dei tessuti della stessa; i lignicoli o xilematici, invece, si sviluppano nello xilema, nutrendosi di specie fungine con cui vivono in simbiosi. Tali funghi, principalmente appartenenti ai generi *Ambrosia* e *Ambrosiella* (Ascomycota: Microascales) e *Raffaelea* (Ascomycota: Ophiostomatales), sono trasportati in apposite invaginazioni dell'esoscheletro dette micangi e allevate nel legno della pianta ospite (Hulcr and Stelinski, 2017; Dzurenko and Hulcr, 2022). Una volta introdotto, il fungo si diffonde, fornendo una fonte di cibo per gli scolitidi; in alcuni casi esso può anche andare a indebolire le difese

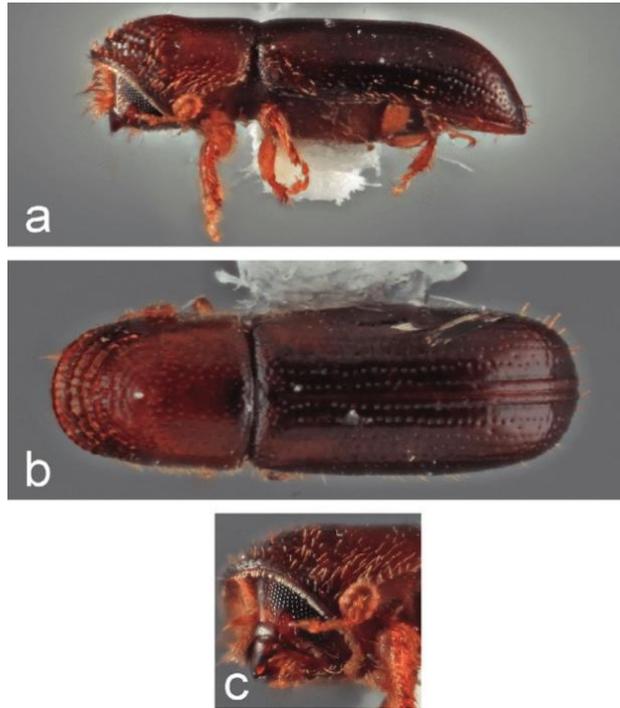
dell'albero (Beaver, 1989). Mentre gli scolitidi floematici sono perlopiù monofagi, quelli xilematici possono colonizzare diverse specie di piante poiché sono sufficienti substrati in grado di garantire lo sviluppo dei funghi simbionti di cui si nutrono, essendo questi ultimi molto meno specializzati dell'insetto (Raffa *et al.*, 2015; Seybold *et al.*, 2016).

Per i floematici l'attacco avviene a carico dei tessuti sottocorticali di piante vive, ma già indebolite, a opera degli adulti che dopo aver forato la corteccia scavano una camera nuziale (vestibolo) adibita all'accoppiamento. Nelle specie monogame è la femmina a scavare il vestibolo, e verrà poi raggiunta dal maschio per l'accoppiamento; nelle specie poligame, invece, è il maschio a scavare il vestibolo e verrà raggiunto da più femmine che successivamente scaveranno le gallerie materne (Wood, 1982). L'insieme di vestibolo, gallerie materne e gallerie larvali è detto sistema riproduttivo: esso può assumere diverse forme che vanno a caratterizzare la specie. Le larve scavano le gallerie ortogonalmente a quella materna e il diametro della galleria aumenta all'aumentare delle dimensioni della larva; al termine della galleria la larva matura crea una cella pupale dove avviene la metamorfosi. L'adulto, infine, creerà un foro di sfarfallamento circolare e si sposterà in un'altra pianta ospite per terminare lo sviluppo sessuale nutrendosi del floema di rametti e germogli. In questa occasione, alcune specie possono infettare la pianta con organismi patogeni che la indeboliranno, rendendola suscettibile alla colonizzazione delle generazioni future. È il caso, ad esempio, di *Pityophthorus juglandis* Blackman, uno scolitide floematico americano vettore dell'agente patogeno *Geosmithia morbida* Kolarik, Freeland, Utley, Tisserat.

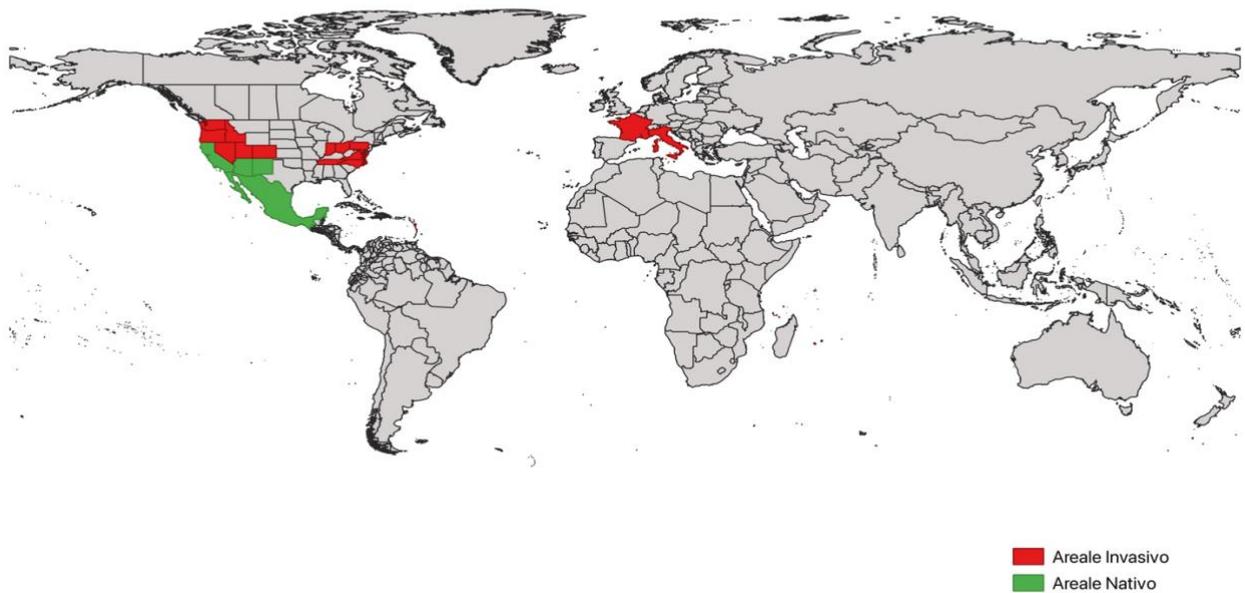
### 1.3 *Pityophthorus juglandis*, lo scolitide del noce

*Pityophthorus juglandis* (Fig. 1) è uno scolitide nativo del Messico e degli Stati Uniti Sud-Occidentali (California, Arizona, New Mexico) (Blackman, 1928). Il genere *Pityophthorus* è il genere di scolitidi corticicoli più numeroso del nord America, con circa 120 specie descritte (Furniss and Carolin, 1977). *P. juglandis* ha dimensioni molto piccole (1,5-1,9 mm), una forma allungata e cilindrica, colorazione bruno-giallastra, presenta 4-6 file concentriche di asperità sul pronoto, le antenne sono clavate e brevi, composte da 7-9 segmenti (Wood, 1982). *P. juglandis* è l'unica specie di *Pityophthorus* associata al genere *Juglans* L. (Furniss and Carolin, 1977), con spiccata preferenza per il noce nero (*Juglans nigra* L.) e per il noce dell'Arizona (*Juglans major* (Torr.) (Nischwitz and Murray, 2011), ma rinvenuto anche su noce comune (*J. regia* L.) (Montecchio *et al.*, 2014). Oltre al genere *Juglans*, *P. juglandis* attacca anche piante appartenenti al genere *Pterocarya* (Wood, 1982). L'attacco da parte degli adulti avviene a carico di rametti e branche di piccolo diametro (minimo 2 cm), ma comunque con una corteccia sottile e facile da perforare (Montecchio *et al.*, 2014). I fori di entrata e uscita sono presenti anche in rami di diametri maggiori, più di 10 cm, un comportamento considerato insolito per questo genere (Tisserat *et al.*, 2009). La specie è stata accidentalmente introdotta in Europa nel 2013 e rinvenuta in Italia nordorientale (Montecchio e Faccoli, 2014) e successivamente anche in Francia nel 2022 (Saurat *et al.*, 2023), con probabile origine italiana della popolazione francese.

Il suo areale d'origine comprende Arizona, California e New Messico, area coincidente con l'areale del suo ospite principale *Juglans major* (Bright, 1981; Cranshaw and Tisserat, 2012) (Fig. 2). Grazie all'intensificazione degli scambi commerciali, soprattutto di legna da ardere e interi tronchi e alle estese piantagioni di noce nero americano negli stati sud-orientali degli USA, lo scolitide è riuscito ad introdursi in altri paesi determinando il suo primo ritrovamento in Italia nel settembre 2013 a Bressanvido, in provincia di Vicenza. I primi alberi ad essere colpiti furono *Juglans nigra* situati in giardini privati o in noceti adibiti alla produzione di legname. Grazie ad analisi genetiche effettuate sugli esemplari rinvenuti in Italia e sul micelio di fungo ad essi associato si è visto che coincideva al 100% con i ceppi isolati in California confermando l'ipotesi di introduzione tramite legname infetto (Montecchio, 2014). In seguito a questi ritrovamenti *G. morbida* è stata inserita nell'EPPO Alert List nel gennaio 2014, mentre nel 2015 è stata inserita, con *P. juglandis*, nella lista A2. Gli adulti di *P. juglandis* iniziano a volare in primavera, quando la temperatura media dell'aria si aggira intorno ai 18 °C e continuano fino alla fine di ottobre (Faccoli *et al.*, 2016). Analizzando le catture effettuate con trappole a feromoni in nord Italia sono state individuate due generazioni l'anno, una da maggio a settembre e l'altra da luglio ad ottobre (Faccoli *et al.*, 2016). In Nord Italia questa specie sverna sotto forma di larve mature, pupe o giovani adulti sotto la corteccia delle piante infestate in tarda estate (Faccoli *et al.*, 2016). Per colonizzare la pianta ospite, i maschi adulti scavano piccole camere nuziali sotto la corteccia, per poi essere raggiunti da 3-8 femmine attratte mediante il rilascio di feromoni; dopo l'accoppiamento le femmine scavano brevi tunnel nel floema per deporre le uova in grandi nicchie su entrambi i lati della galleria (Cranshaw and Tisserat, 2012). Le gallerie materne partono dalla camera nuziale e si diramano trasversalmente rispetto al tessuto legnoso, mentre le gallerie larvali si diramano longitudinalmente. Abbiamo quindi un sistema riproduttivo di tipo trasversale multiplo formato da 3-8 bracci brevi di circa 1 mm di diametro, con gallerie larvali strette e numerose, perpendicolari alle gallerie materne. L'intero sistema si sviluppa sotto la corteccia senza intaccare la superficie del legno (Faccoli, 2015). Le larve si impupano alla fine del tunnel larvale; dopo lo sfarfallamento gli adulti escono dalla pianta attraverso piccoli fori circolari. Dopo la fuoriuscita gli adulti volano, anche aiutati dal vento, alla ricerca di nuovi ospiti, preferibilmente già indeboliti a causa di altre patologie o deficit nutrizionali, dando così inizio ad una nuova generazione (Montecchio *et al.*, 2014). In climi più caldi, come in California le fasi svernanti possono includere anche larve in vari stadi di sviluppo e gli adulti possono iniziare a volare già da marzo, arrivando anche a 3 generazioni annuali (Cranshaw and Tisserat, 2008)



*Figura 1 Vista laterale (a), dall'alto (b) e un dettaglio del capo (c) di P. juglandis*



*Figura 2 Areale nativo e stati di introduzione di P. juglandis*

#### 1.4 *Geosmithia morbida*

*Geosmithia morbida* Kolarik, Freeland, Utley, Tisserat, 2011, è un fungo appartenente al phylum Ascomycota, famiglia Bionectriaceae, causa della malattia dei mille cancri del noce (Thousand Cankers Disease, TDC) (Tisserat *et al.*, 2009; Kolarik *et al.*, 2011). Questo genere di funghi mitosporici filamentosi è principalmente associato e diffuso da insetti, tra cui gli scolitidi. La specie *morbida*, associata a *P. juglandis*, è molto più virulenta di altre specie di *Geosmithia* ed è in grado di colonizzare ed uccidere il floema del noce, andando a formare numerosi cancri corticali (Seybold *et al.*, 2013). Negli Stati Uniti occidentali, infatti, è stata riscontrata la morte di molti alberi di noce ad opera dell'associazione di *G. morbida* e *P. juglandis* (Tisserat *et al.*, 2009). Il cancro causato da *G. morbida* è piccolo, ma le numerose gallerie scavate dallo scolitide portano alla rapida diffusione del patogeno in diverse aree della stessa pianta (Jesse *et al.*, 2012). Il fungo, diffondendosi nel floema, limita il normale flusso di nutrienti generando scompensi idrici che portano al disseccamento della chioma, alla fessurazione della corteccia e alla macerazione dei tessuti esterni (Montecchio *et al.*, 2014). La malattia in breve tempo diventa sistemica raggiungendo il cambio e i tessuti xilematici esterni facendo deperire rapidamente tutta la parte epigea. Dalla comparsa dei primi sintomi la pianta giunge a morte in 3-4 anni, presentando un numero molto elevato di cancri associati alle gallerie scavate dallo scolitide; i sintomi della malattia, tuttavia, sono difficili da riconoscere in quanto difficilmente visibili esternamente (Montecchio *et al.*, 2014). Questo fungo risulta patogeno per diverse specie di noce, ma il più suscettibile è il noce nero (*J. nigra*) che è anche la specie di maggior valore economico e commerciale; più resistente risulta invece il noce comune (*J. Regia*) (Tisserat *et al.*, 2009).

## 2. OBIETTIVI DELLO STUDIO

Lo scopo di questo studio è quello di sviluppare un modello probabilistico capace di stimare la capacità di dispersione di *P. juglandis* in Italia basandosi su specifici parametri ambientali. In particolare, è stato ipotizzato che i fattori che possono influenzare la dispersione dell'insetto siano la distribuzione dei noceti nella regione di studio, la loro dimensione e le specie di noce che le compongono (noce nero, noce comune, o popolamento misto). Grazie a questo modello si intende quantificare:

- la reale capacità di dispersione di *P. juglandis*
- i fattori chiave che influenzano la dispersione
- il rischio di infestazione per un noceto sano

### 3. MATERIALI E METODI

#### 3.1 Area oggetto di studio

Lo studio è iniziato nel 2013, data del primo ritrovamento dello scolitide e del patogeno a esso associato a Bressanvido, in provincia di Vicenza (Veneto). Nello stesso anno sono stati ispezionati 19 noceti entro un raggio di 10 km dal primo focolaio. Nel 2014 è iniziato un monitoraggio annuale con raggio più ampio in tutte le province del Veneto dove si è accertata la presenza di noceti. Grazie all'utilizzo delle liste clienti dei maggiori vivai forestali della Regione è stato infatti possibile creare un elenco dei principali noceti della Regione, piantumati nei 15 anni precedenti, e avere così un database dei siti da monitorare.

Sono stati individuati 106 siti idonei allo studio, comprendenti non solo noceti, ma anche parchi pubblici o giardini privati contenenti noci, che sono stati mappati. Ogni anno, circa 50 noceti dell'elenco sono stati sorvegliati (Tabella 1), ricercando i sintomi di colonizzazione degli scolitidi o di infezioni fungine secondo il protocollo regionale per la rilevazione delle specie aliene (Montecchio *et al.* 2016). Sono state inoltre impiegate delle trappole, 12-black-multifunnel fornite da Econex (Murcia, Spagna), e attivate con un dispenser da 400 mg contenente un feromone specifico per *P. juglandis* (3-metil-2-buten-1-ol; Contech Enterprises, Delta, BC, Canada) (Seybold *et al.*, 2013). La velocità di rilascio del feromone è di circa 1 mg/giorno a una temperatura media di 20 °C. Questa velocità però raddoppiava all'aumento di 5°C di temperatura. Tenendo presente che la temperatura media nell'area di studio, nel periodo primavera-estate, è di circa 25 °C, la durata stimata della trappola a feromoni è di circa 200 giorni. Le trappole, una per impianto, sono state posizionate verso la fine di luglio al centro di ogni noceto a 2 m di altezza e controllate ogni due settimane. Dopo 90 giorni (fine di ottobre) le trappole sono state rimosse, essendo rimaste attive per tutto il periodo principale di dispersione degli adulti della seconda generazione (fine settembre) (Faccoli *et al.*, 2016). I noceti in cui è stata accertata la presenza dello scolitide, tramite catture con le trappole o ispezione visiva, sono stati esclusi dal monitoraggio negli anni successivi e sostituiti con nuovi siti non ancora colonizzati. Il numero di siti monitorati di anno in anno, suddivisi nelle province di appartenenza, è riportato in Tabella 1.

Anno	N° siti monitorati	Siti per provincia					
		Vicenza	Padova	Rovigo	Venezia	Treviso	Verona
2013	19	13	6	-	-	-	-
2014	17	3	4	1	3	4	2
2015	50	4	12	8	11	7	8
2016	51	9	12	8	11	7	4
2017	50	4	12	9	11	7	7
2018	50	4	13	9	11	7	6
2019	50	4	11	9	10	13	3
2020	40	2	18	4	10	4	2
Totale	327	43	88	48	67	49	30

Tabella 1- Numero di siti per provincia monitorati ogni anno

### 3.2 Dataset

Per elaborare il modello oggetto dello studio è stato creato un dataset con tutte le informazioni relative ai 106 siti sorvegliati dal 2013 al 2020. I dati ottenuti attraverso metodi diversi (ispezione visiva o cattura con trappola) sono stati considerati allo stesso modo, dato che il loro scopo era quello di confermare la presenza del parassita nel sito.

Ogni sito monitorato è stato identificato da un codice univoco. Per ogni sito, le informazioni riportate nel dataset riguardavano: la data di inizio del monitoraggio, le coordinate spaziali (UTM 32 N), il numero di alberi presenti, la composizione del popolamento riferito alla specie (*J. nigra*, *J. regia* o popolamento misto delle due specie) e l'eventuale anno in cui il sito è stato infestato (anno del primo attacco) (Tab. 2). Ogni anno il dataset è stato aggiornato sulla base delle catture delle trappole e delle ispezioni visive. Durante il periodo dello studio, in nessun sito infestato sono stati effettuati trattamenti con pesticidi, per questo motivo un "sito infestato" viene considerato tale anche per tutti gli anni seguenti.

Anno	ID sito	Provincia	Comune	Latitudine	Longitudine	Specie	N° Piante	Anno di attacco	N° di catture
2013	PR82	PD	Bovolenta	5016344.84	733083.725	Mixed	500		-
2013	PR75	PD	Cartura	5017809.45	726463.122	Mixed	30		-
2013	PR70	PD	Ospedaletto Euganeo	5013073.67	702558.988	Mixed	420		-
2013	PR69	PD	San Pietro Viminario	5012691.72	721563.756	Mixed	200		-
2013	PR30	PD	Urbana	5005996.54	692377.596	Mixed	500		-
2013	PR32	PD	Vigonza	5035891.33	730755.756	<i>J. nigra</i>	110		-
2013	PR08	VI	Agugliaro	5023192.77	703333.75	<i>J. nigra</i>	92	2013	v.i.
2013	S1	VI	Bressanvido	5058515.27	706454.912	<i>J. nigra</i>	35	2013	276
2013	PR21	VI	Campiglia dei Berici	5024652.19	699761.81	<i>J. nigra</i>	140	2013	164
2013	PR45	VI	Dueville	5054136.44	699477.283	Mixed	160	2013	v.i.
2013	PR63	VI	Lonigo	5032877.69	684157.975	Mixed	27	2013	13
2013	PR27	VI	Monticello Conte Otto	5054307.38	702680.431	Mixed	15		-
2013	PR99	VI	Quinto Vicentino	5047951.82	704535.107	Mixed	15	2013	v.i.
2013	S2	VI	Sandriago	5056794.12	702124.515	<i>J. nigra</i>	15	2013	504
2013	S3	VI	Sandriago	5058511.19	702567.786	<i>J. nigra</i>	60	2013	2311
2013	S5	VI	Schio	5065905.83	687052.819	<i>J. nigra</i>	20	2013	1054
2013	S4	VI	Thiene	5060075.11	695208.029	<i>J. nigra</i>	30	2013	52
2013	PR40	VI	Trissino	5048108.72	682642.158	<i>J. nigra</i>	60	2019	v.i.
2013	PR79	VI	Villaverla	5057916.78	692295.366	Mixed	30	2013	v.i.
2014	ID017	PD	Campodarsego	5042245.45	730361.813	<i>J. nigra</i>	275	2019	14
2014	ID043	PD	Casalserugo	5021259.08	727993.867	<i>J. nigra</i>	108	2014	v.i.
2014	ID001	PD	Mestrino	5038032.55	713688.229	<i>J. nigra</i>	790	2014	199
2014	ID013	PD	Tribano	5006285.82	723619.126	<i>J. nigra</i>	382	2014	v.i.
2014	ID073	RO	Stienta	4979554.9	701046.225	<i>J. nigra</i>	75		-
2014	ID098	TV	Gorgo al Monticano	5077480.78	775627.723	<i>J. nigra</i>	80		-
2014	ID110	TV	Pederobba	5081925.98	731134.732	<i>J. nigra</i>	30	2016	v.i.
2014	ID077	TV	Postioma di Paese	5067357.03	746397.234	<i>J. nigra</i>	1550	2014	36
2014	ID102	TV	Treville	5060271.71	725900.907	<i>J. nigra</i>	70	2014	87
2014	ID129	VE	Cavarzere	5003169.26	736619.954	<i>J. nigra</i>	120		-
2014	ID128	VE	Meolo	5056181.14	769539.219	<i>J. nigra</i>	154		-
2014	ID124	VE	S Stino di Livenza	5069297.02	793512.466	<i>J. nigra</i>	200		-
2014	ID143	VR	Isola Rizza	5017529.71	673782.31	<i>J. nigra</i>	75	2018	31

2014	ID140	VR	Nogarole Rocca	5019116.24	649437.166	<i>J. nigra</i>	180	2017	27
2015	ID019	PD	Bagnoli di Sopra	5005308.9	724935.69	<i>J. nigra</i>	262		-
2015	ID040	PD	Cartura	5018808.78	725016.771	<i>J. nigra</i>	114		-
2015	ID030	PD	Codevigo	5014118.58	743046.855	<i>J. nigra</i>	170		-
2015	ID044	PD	Codevigo	5020053.46	744168.259	<i>J. nigra</i>	105		-
2015	JR08	PD	Piazzola sul Brenta	5046872.42	714964.47	<i>J. regia</i>	11000	2016	395
2015	ID048	PD	Rubano	5035538.81	719743.135	<i>J. nigra</i>	103	2015	1715
2015	ID015	PD	Saccolongo e Veggiano	5031902.53	713239.939	<i>J. nigra</i>	334	2019	v.i.
2015	ID049	PD	Trebaseleghe	5051727.57	736364.756	<i>J. nigra</i>	100	2015	v.i.
2015	ID039	PD	Veggiano	5035273.57	712991.824	<i>J. nigra</i>	118		-
2015	ID058	PD	Villa Estense	5004465.53	710856.226	<i>J. nigra</i>	79	2016	215
2015	ID075	RO	Ceregnano	4990246.1	731892.836	<i>J. nigra</i>	32		-
2015	JR04	RO	Costa di Rovigo	4991649.21	712989.341	<i>J. regia</i>	2800	2020	v.i.
2015	ID065	RO	Crespino	4987485.59	726966.035	<i>J. nigra</i>	400		-
2015	ID064	RO	Porto Tolle	4971823.19	773177.316	<i>J. nigra</i>	430		-
2015	ID074	RO	Porto Tolle	4979339.85	765962.911	<i>J. nigra</i>	34		-
2015	ID076	RO	Porto Tolle	4978030.24	768802.235	<i>J. nigra</i>	17		-
2015	ID068	RO	Trecenta e Salara	4986515.83	694484.281	<i>J. nigra</i>	225	2019	15
2015	ID081	TV	Altivole	5070491.2	730978.781	<i>J. nigra</i>	300	2015	19
2015	ID109	TV	Gaiarine	5089706.03	770119.008	<i>J. nigra</i>	38		-
2015	ID085	TV	Roncade	5056010.98	763616.731	<i>J. nigra</i>	230		-
2015	ID091	TV	San Fior	5091054.12	758835.145	<i>J. nigra</i>	150		-
2015	ID093	TV	Spresiano	5073815.66	755371.772	<i>J. nigra</i>	130	2017	v.i.
2015	ID114	VE	Caorle	5061653.82	800991.03	<i>J. nigra</i>	510		-
2015	ID122	VE	Chioggia	5005712.39	756745.996	<i>J. nigra</i>	200		-
2015	ID131	VE	Dolo	5035743.35	737520.698	<i>J. nigra</i>	102		-
2015	ID123	VE	Fossalta di Piave	5079118.33	802843.393	<i>J. nigra</i>	200		-
2015	ID120	VE	Fossalta di Portogruaro	5059003.01	773279.473	<i>J. nigra</i>	240		-
2015	ID133	VE	Gruaro	5082864.6	799178.469	<i>J. nigra</i>	55		-
2015	ID127	VE	Marcon	5047751.91	761798.647	<i>J. nigra</i>	179		-
2015	ID112	VE	San Stino di Livenza	5063902.69	793174.243	<i>J. nigra</i>	620		-
2015	ID136	VE	Scorzè	5052311.58	740582.674	<i>J. nigra</i>	20	2016	138
2015	TM03	VI	Conco	5073854.74	702082.274	<i>J. nigra</i>	40	2016	v.i.

2015	ID137	VR	Bovolone	5013929.01	667991.2	<i>J. nigra</i>	350		-
2015	ID145	VR	Oppeano	5016126.97	668771.176	<i>J. nigra</i>	35	2016	371
2015	ID141	VR	San Pietro di Morubio	5010861.16	672088.613	<i>J. nigra</i>	100	2018	293
2015	ID139	VR	Terrazzo	5004748.03	687565.869	<i>J. nigra</i>	210		-
2015	ID144	VR	Verona	5040229.32	658997.3	<i>J. nigra</i>	50	2016	32
2015	ID142	VR	Vigasio	5019906.82	649680.521	<i>J. nigra</i>	100	2015	21
2016	ID302	VR	Castion	5051678.59	634807.482	<i>J. nigra</i>	9	2019	v.i.
2017	ID055	PD	Ospedaletto Euganeo	5013729.9	703160.852	<i>J. nigra</i>	91	2019	v.i.
2017	ID072	RO	Costa di Rovigo	4992227.37	711423.536	<i>J. nigra</i>	80		-
2017	ID088	TV	Breda di Piave	5066264.49	758349.333	<i>J. nigra</i>	185		-
2017	ID089	TV	Preganziol	5052615.32	753160.493	<i>J. nigra</i>	170		-
2017	ID113	VE	Noale	5046714.4	739023.779	<i>J. nigra</i>	550		-
2018	ID061	PD	Montagnana	5011239.07	693755.894	<i>J. nigra</i>	70	2020	33
2018	ID028	PD	Padova	5026717.51	726859.37	<i>J. nigra</i>	180		-
2018	ID121	VE	San Donà di Piave	5053548.59	780806.934	<i>J. nigra</i>	216		-
2019	JR11	TV	Castelfranco	5063898.71	729681.767	<i>J. regia</i>	119	2019	25
2019	JR12	TV	Cessalto	5069064.51	781335.645	<i>J. regia</i>	5791		-
2019	JR13	TV	Maserada sul Piave	5070020.53	759490.718	<i>J. regia</i>	832		-
2019	JR14	TV	Maserada sul Piave	5070949.87	758800.664	<i>J. regia</i>	109		-
2019	JR15	TV	Treviso	5059135.18	748605.044	<i>J. regia</i>	271		-
2019	JR16	TV	Villorba	5071552.48	751456.859	<i>J. regia</i>	543	2019	72
2020	ID150	PD	Bovolenta	5016309.93	733159.724	<i>J. regia</i>	9		-
2020	V17	PD	Bovolenta	5016099.18	734040.508	<i>J. regia</i>	6000	2020	v.i.
2020	ID018	PD	Candiana	5013791.15	734687.48	<i>J. nigra</i>	266		-
2020	ID032	PD	Candiana	5011996.09	734271.97	<i>J. nigra</i>	160	2020	v.i.
2020	ID147	PD	Candiana	5012066.58	735057.252	<i>J. nigra</i>	322		-
2020	ID400	PD	Polverara	5022787.31	730547.985	<i>J. regia</i>	10		-
2020	ID026	PD	S. Angelo di Piove di Sacco	5023884.95	735213.18	<i>J. nigra</i>	204		-
2020	V01	PD	Saonara	5027396.15	735073.427	<i>J. regia</i>	615		-
2020	V02	PD	Saonara	5028456.69	732592.884	<i>J. regia</i>	1750		-
2020	V03	PD	Saonara	5027234.1	733971.673	<i>J. regia</i>	800	2020	v.i.
2020	V06	PD	Saonara	5027313.82	734269.95	<i>J. regia</i>	1800		-
2020	V08	PD	Saonara	5026837.09	733873.393	<i>J. regia</i>	600		-

2020	V09	PD	Saonara	5027195.74	735149.53	<i>J. regia</i>	600		-
2020	V14	PD	Saonara	5026517.69	734633.377	<i>J. regia</i>	150		-
2020	V19	PD	Saonara	5024916.11	735538.378	<i>J. regia</i>	3000		-
2020	ID135	VE	Camponogara	5031897.85	740145.078	<i>J. nigra</i>	52		-
2020	V11	VE	Camponogara	5031168.02	740168.463	<i>J. regia</i>	900		-
2020	ID117	VE	Dolo	5034780.7	741970.117	<i>J. nigra</i>	289		-
2020	ID119	VE	Dolo	5032332.9	742070.824	<i>J. nigra</i>	275		-
2020	ID130	VE	Fossò	5027802.25	739145.074	<i>J. regia</i>	6		-

Tabella 2 Elenco di tutti i siti monitorati con relative coordinate e informazioni riguardanti il popolamento

### 3.3 Analisi statistica

Attraverso l'analisi dei dati binomiali ottenuti dai singoli siti, che potevano essere "infestati" o "non infestati", è stato costruito un modello probabilistico utilizzando un modello lineare generalizzato (GLM) utilizzando una "probit link function" (McCullagh and Nelder 1989).

Come variabili indipendenti sono state considerate la distanza dal sito infestato più vicino (*dna*), il numero di alberi presenti nel sito (*n\_alberi*), le specie di noce presenti nel sito ("specie\_arborea", *J. nigra*, *J. regia* o "misto"), e due indici introdotti in uno studio simile sulla dispersione del tarlo asiatico *Anoplophora glabripennis* Motschulsky (Coleoptera: Cerambycidae), l'indice di attacco (*ati*) e l'indice di ospiti disponibili (*ahi*) (Favaro *et al.*, 2015). La variabile dipendente, infine, era la probabilità percentuale (P) che un popolamento o un gruppo di alberi possa essere infestato dallo scoltide in funzione delle sue caratteristiche. La variabile dipendente (P) e le variabili indipendenti *ati*, *ahi*, *dna*, *n\_alberi* sono state considerate variabili continue, mentre la specie\_arborea è stata considerata variabile discreta.

La *dna* rappresenta la minima distanza che l'insetto deve aver percorso per raggiungere il nuovo sito infestato, indicativa quindi della mobilità del parassita. L'indice di attacco (*ati*) per il sito *i* considera la quantità dei siti nelle vicinanze di *i* infestati negli anni precedenti da *P. juglandis*, calcolato come:

$$ati_i = \Sigma[\exp(-d_{ij}/c_a)]$$

dove  $d_{ij}$  rappresenta la distanza tra il sito *i* e ogni sito *j* infestato negli anni precedenti, mentre  $c_a$  è una costante riferita alla capacità di dispersione di *P. juglandis*. Similmente, l'indice di ospiti disponibili (*ahi*) considera quanti ospiti non infestati si trovano nelle vicinanze del sito *i*, e viene calcolato come:

$$ahi_i = \Sigma[\exp(-d_{ij}/c_h)]$$

dove  $d_{ij}$  indica la distanza tra il sito  $i$  e ogni sito non infestato  $j$  riferito all'anno corrente, mentre  $c_h$  è una costante riferita alla capacità di dispersione di *P. juglandis*. Gli indici *ati* e *ahi* sono stati calcolati in ogni sito tutti gli anni utilizzando una serie di valori delle costanti  $c_a$  e  $c_h$ .

Le costanti  $c_a$  e  $c_h$  rappresentano una distanza-soglia legata alla dispersione del parassita. Se la distanza  $d_{ij}$  è maggiore di  $c$  (quindi coppie di siti distanti tra loro), quel termine della sommatoria sarà poco influente sul valore finale di *ati* o *ahi*; al contrario, siti vicini tra loro (con valori  $d_{ij}$  bassi, minori di  $c$ ) avranno una forte influenza sul valore finale dei due indici. Per stimare il valore delle due costanti è stato utilizzato un approccio matematico iterativo. Per ottenere un modello biologicamente plausibile, le due costanti sono state calcolate in base alla capacità di spostamento dello scolitide. Poiché non esistono informazioni precise sulla dispersione di *P. juglandis*, si è considerato un valore limite di 80 km, riferito alla massima distanza coperta attivamente da *Pityogenes chalcographus* L. (Nilssen 1984), uno scolitide di dimensioni simili a *P. juglandis*. Questa stima è stata ritenuta plausibile anche dal gruppo di esperti che ha redatto la relazione EPPO su *P. juglandis* (EPPO 2015). I valori più significativi per  $c_a$  e  $c_h$  sono stati valutati con il “criterio di informazione di Akaike (AIC)” (Akaike 1974), scegliendo la coppia di valori che minimizza questo indice. Tutte le coppie possibili di  $c_a$  e  $c_h$  sono state testate nel modello in un range tra 1 e 80.000 m, con intervalli di 2000 m. Il modello è stato poi gradualmente affinato restringendo l'intervallo di dispersione attorno al valore migliore.

Nel modello preliminare sono state prese in considerazione tutte le variabili indipendenti e le loro interazioni. Durante ogni replica, la variabile o interazione con minore livello di significatività è stata rimossa dal modello. Il processo è continuato fino a quando tutte le variabili rimaste sono risultate significative almeno all'1% ( $P < 0,01$ ). I dati sono stati analizzati tramite la funzione GLM nel software R (R Core Team 2019).

#### 4. RISULTATI

Sul totale di 106 siti monitorati durante gli 8 anni (2013-2020), 44 (41,5%) sono risultati infestati da *P. juglandis* (Fig.2.) Tra i siti infestati, 34 (77%) erano piantagioni di *J. nigra* (sul totale di siti di noce nero, il 45% è stato infestato), 6 siti (14%) erano di noce comune (*J. regia*) (corrispondenti al 29% delle coltivazioni di *J. regia* monitorate) e 4 (9%) erano popolamenti misti. Considerando le dimensioni (*i.e.*, numero di alberi) dei siti, la mediana dei noceti infestati è di 92 alberi e il 25% dei siti infestati aveva almeno 160 alberi.

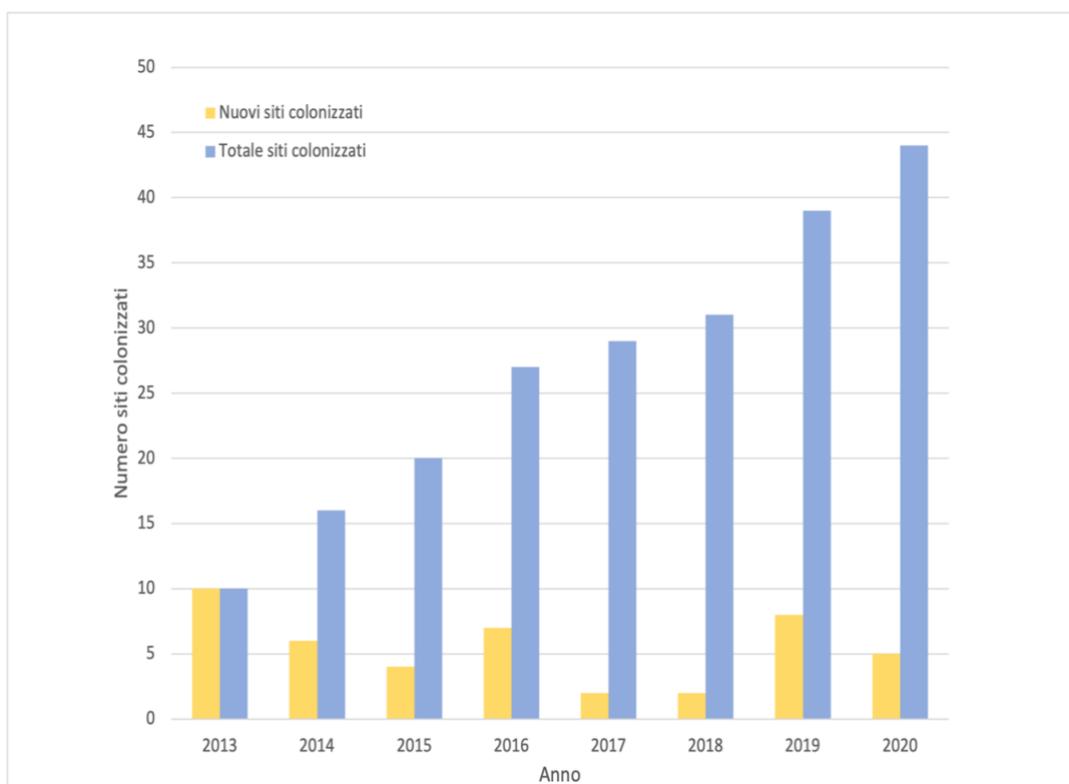


Figura 3 Numero di nuovi siti infestati e totale di siti infestati ogni anno

Ogni anno nuovi noceti sono stati infestati, con una media di 5,5 siti per anno. La Figura 4 presenta la posizione di tutti i siti monitorati, distinguendo tra quelli rimasti sani e quelli infestati. La distribuzione cumulativa delle *dna* coperte annualmente da *P. juglandis* indica una tendenza non lineare: la *dna* minima registrata è di circa 830 m, mentre la massima è di 40,91 km, con una distanza media di  $9,43 \pm 0,49$  km e con il 25% dei nuovi siti infestati ad una distanza di almeno 12,89 km dai siti infestati più vicini (Fig. 4).

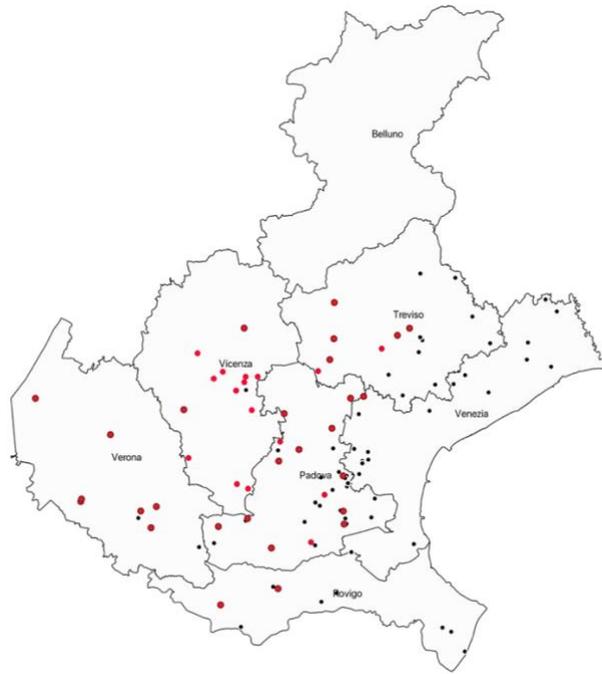


Figura 4 Mappa con la distribuzione dei siti oggetto dello studio: in grigio i siti non infestati, in rosso quelli infestati durante il periodo considerato.

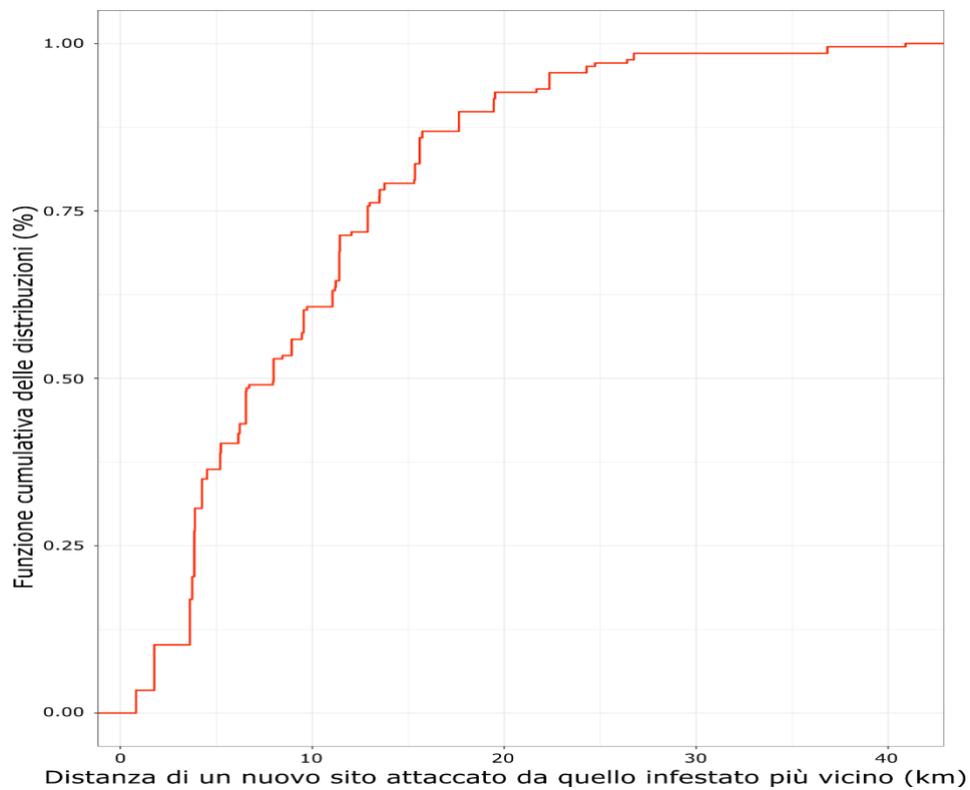


Figura 5 Funzione di distribuzione cumulativa della distanza minima da ogni nuovo noceto infestato rispetto al noceto infestato più vicino registrato nell'anno precedente.

Tutte le variabili considerate sono risultate significative nel modello, anche se tutte le interazioni sono state scartate perché non hanno prodotto effetti significativi. Il modello risultante, quindi, è il seguente:

$$P \sim \text{ati} + \text{ahi} + \text{dna} + \text{specie\_arborea} + \text{n\_alberi}$$

Le costanti stimate  $c_a$  e  $c_h$  sono risultate rispettivamente di 21 km e di 14 km. Utilizzando il modello descritto dall'equazione sopra riportata è possibile stimare il rischio di attacco di un noceto sano, rappresentato in Fig. 5, in funzione dei parametri descrittivi considerati. Secondo tale modello, la probabilità di un noceto di essere infestato aumenta con la sua dimensione (aumento del parametro "n\_alberi") ( $z = 2,803$ ;  $P < 0,001$ ), ma diminuisce all'aumentare della distanza dal sito infestato più vicino ( $\text{dna}$ ) ( $z = -4,550$ ;  $P < 0,001$ ). Inoltre, i noceti composti da solo *J. nigra* (Fig. 6A) hanno un rischio più elevato di essere infestati rispetto a quelli composti da solo *J. regia* (fig. 6B) ( $z = -4,868$ ;  $P < 0,001$ ), mentre i noceti a composizione mista hanno un rischio intermedio, ma comunque significativamente inferiore rispetto a *J. nigra* ( $z = -3,020$ ;  $P < 0,01$ ).

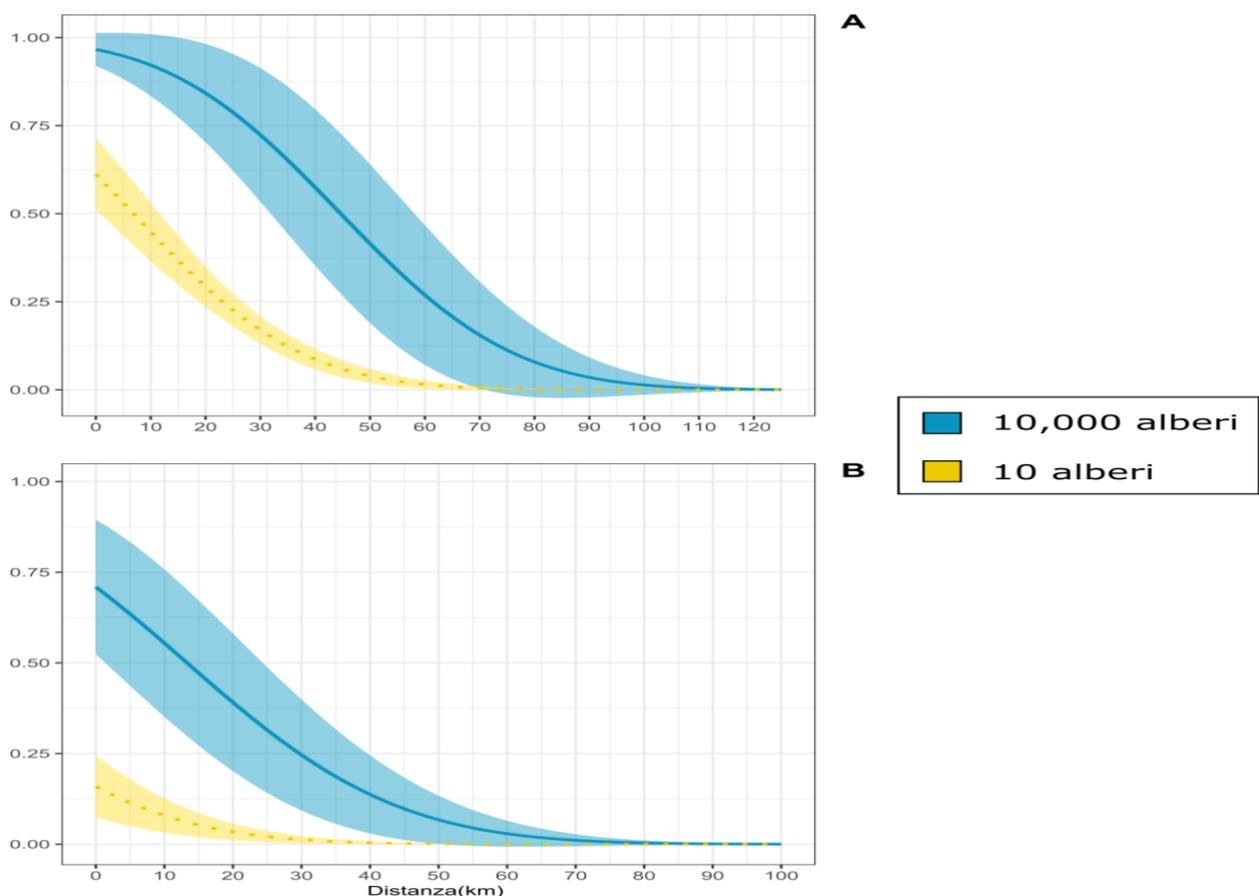


Figura 6 Probabilità di attacco per *J. nigra* (5A) e *J. regia* (5B), in funzione della dimensione del noceto e della sua distanza dal noceto infestato più vicino ( $\text{dna}$ ), calcolato grazie all'Eq.3 con i parametri stimati in tabella 2.

## 5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Lo studio analizza i dati spaziali e temporali relativi alla dispersione di *P. juglandis* nel nord-est Italia dal momento del ritrovamento della specie, nel 2013, fino al 2020. Grazie ai dati raccolti è stato possibile sviluppare un modello che fornisca una stima del rischio di infestazione per un noceto sano: la probabilità di nuove infestazioni dipende dal numero di noceti, già infestati o sani, che si trovano intorno al sito considerato (ovvero l'indice di attacco e l'indice di ospiti disponibili, rispettivamente), dalla sua dimensione (ovvero il numero di alberi), dalla specie di noce predominante (*J. nigra* o *J. regia*) e dalla distanza dal sito infestato più vicino. Il modello mostra una preferenza di *P. juglandis* per il noce nero (*J. nigra*) rispetto al noce comune (*J. regia*), in accordo con la letteratura esistente (Newton and Fowler 2009; Wilstermann *et al.* 2020). Nei siti monitorati durante questo studio, oltre il 45% di quelli con solo noce nero è stato infestato, rispetto al 29% dei noceti di noce comune. Anche nei siti a composizione mista il rischio di infestazione è significativamente inferiore rispetto ai noceti di *J. nigra* puri, indicando una maggiore preferenza del parassita per questa specie.

Lo studio mostra chiaramente che il rischio di infestazione di *P. juglandis* aumenta con la dimensione del noceto. Un noceto di noce nero di grandi dimensioni (*e.g.*, 10.000 alberi) risulta più facile individuabile per i coleotteri in dispersione, mostrando un rischio di attacco che raggiunge quasi il 100% quando si trova nelle immediate vicinanze di altri siti infestati, e rimane comunque alto (circa il 50%) anche a distanze superiori a 40 km. Invece, per un piccolo gruppo di alberi (10 esemplari) il rischio di attacco si attesta intorno al 60% anche per distanze molto brevi (Fig. 6A). Per i noceti di noce comune, a parità degli altri parametri, il rischio di attacco è comunque sempre inferiore, sebbene non trascurabile (Fig. 6B).

Un altro risultato interessante riguarda la diminuzione del rischio di infestazione con l'aumentare della disponibilità (cioè densità) di potenziali alberi ospiti (*i.e.*, noceti sani), cioè un alto indice di alberi ospiti disponibili (*ahi*). Ciò significa che un sito posizionato in un'area ricca di altri noceti ha una probabilità inferiore di essere infestato rispetto a un noceto isolato. Tipicamente gli scolitidi si nutrono e si riproducono in alberi recentemente morti o fortemente indeboliti, che vengono individuati attraverso specifiche sostanze volatili rilasciate dalle piante; tuttavia, quando non sono disponibili ospiti adatti, gli insetti possono attaccare in massa anche piante sane e vigorose (usando feromoni di aggregazione), in modo da superare le difese della pianta grazie al loro gran numero (Wood, 1982; Kausrud *et al.* 2011). Le piantagioni di noce vengono generalmente mantenute in condizioni sane e vigorose per massimizzare la produzione di legno e noci: in questo contesto, una grande dispersione del parassita avrebbe poche possibilità di successo (con pochi individui che attaccano ospiti vigorosi). Per questo motivo, anche con molti siti disponibili nella zona, la colonizzazione rimane concentrata solo in uno o pochi noceti, al fine di massimizzare l'efficacia dell'attacco, sfruttando i feromoni di aggregazione che concentrano la popolazione in specifici siti, evitando rovinose dispersioni in ambienti ostili. Inoltre, con una bassa densità di popolazione di *P. juglandis*, un maggior numero di siti ospiti disponibili riduce la probabilità per ciascuno di essi di venire colonizzato.

Tuttavia, i dati raccolti durante il monitoraggio evidenziano anche una potenziale grande mobilità dello scolitide ed in particolare dei pionieri, con capacità di dispersione di oltre 40 km l'anno (considerando la

distanza massima tra un sito infestato e quello infestato negli anni precedenti più vicino) e con il 75% dei nuovi siti infestati che si trovano almeno a 4 km di distanza dai siti infestati più vicini. Considerando i risultati di Kees *et al.* (2017), che hanno presentato una stima della distanza di volo attivo coperta da *P. juglandis* minore di 2 km, è chiaro che altri fattori devono essere considerati oltre alla dispersione attiva per spiegare una tale diffusione. Come osservato in precedenza da Seybold *et al.* (2012), negli Stati Uniti un contributo fondamentale è dato dalla movimentazione mediata dall'uomo di tronchi di noce, o scarti di potatura, o prodotti in legno. Sono stati osservati casi in cui persino il vento ha favorito la dispersione di questo scoltide particolarmente piccolo (Cranshaw and Tisserat 2012), anche se questo non è considerato come il principale meccanismo di diffusione del parassita (EPPO 2015). Ovviamente, una così grande capacità di dispersione attiva e passiva causa molti problemi per la sua gestione. Le misure di contenimento attualmente applicate nella Regione Veneto si basano sulla creazione di una zona cuscinetto con un raggio di 2 km intorno all'area infestata (Regione del Veneto 2014a, b, 2015). Secondo il nostro modello, una distanza di 2 km intorno al sito infestato corrisponde a un rischio di infestazione superiore all'80% e al 40% per noceti di medie dimensioni (5.000 alberi) di noce nero e comune, rispettivamente. Rimane quindi un rischio molto elevato di colonizzazione per altri siti ricadenti immediatamente al di fuori dell'area cuscinetto. L'adeguamento delle zone cuscinetto, con un incremento del raggio, può essere utilizzato in sinergia con altre tecniche per ottenere una maggiore protezione dei noceti ancora sani, ad esempio l'impiego di alcuni semiochimici con effetto repellente per *P. juglandis*, come (R)-(+)-limonene, trans-conofoforina, (R)-(+)-verbenone e  $\alpha$ -pinene (Audley *et al.*, 2020a, b).

In conclusione, questo modello è stato costruito utilizzando i dati ottenuti da un programma di sorveglianza della durata di otto anni dei principali noceti della regione del Veneto per spiegare la dispersione naturale di *P. juglandis* nel nord-est Italia. Sebbene alcuni dei fattori più importanti che ne influenzano la dispersione siano stati chiariti (distanza dal sito infestato più vicino, indice di attacco, indice di ospite disponibile, dimensioni dell'impianto e specie di albero), il ruolo di altre variabili, come le condizioni ambientali (ad esempio i venti dominanti) e le attività umane correlate (come le principali rotte commerciali, il volume e il tipo di merci potenzialmente infestate), dovrebbero essere attentamente considerate per comprendere meglio la possibile diffusione di questo parassita. Il recente lavoro di Chen *et al.* (2020) sui fattori climatici (ad esempio precipitazioni, radiazione solare, pressione di vapore, temperatura dell'aria, umidità relativa e velocità del vento) che influenzano l'attività di volo dell'insetto può offrire aiuto in questo senso. Limitare la diffusione del *P. juglandis* nel continente, infatti, è di primaria importanza: i noci neri e comuni sono ampiamente coltivati in Europa, sia per la produzione di noci che di legname pregiato (EPPO 2015), e si possono trovare anche in natura nella maggior parte dell'Europa, ad eccezione delle regioni settentrionali (de Rigo *et al.* 2016). Inoltre, gli alberi di noce sono ampiamente diffusi come piante ornamentali in parchi, giardini e lungo le strade (Eichhorn *et al.* 2006). Questa presenza capillare di piante ospiti potrebbe quindi facilitare la diffusione e la stabilizzazione di *P. juglandis* su gran parte del continente, se non attentamente monitorato e gestito.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Alpert, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 3(1), 52-66.
- Audley JP, Bostock RM and Seybold SJ (2020a). Trap assays of the Walnut Twig Beetle, *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), reveal an effective semiochemical repellent combination. *Journal of Chemical Ecology* 46:1047–1058.
- Audley JP, Dallara P, Nelson LJ, Hamud SM, Bostock RM and Seybold SJ (2020b). Trapping failure leads to discovery of potent semio-chemical repellent for the Walnut Twig Beetle. *Journal of Economic Entomology* 113(6):2772–2784.
- Aukema JE, Leung B, Kovacs K, Chivers C, Britton KO, Englin J, Frankel SJ, Haight RG, Holmes TP, Liebhold AM, McCullough DG and Von Holle B (2011). Economic Impacts of Non-Native Forest Insects in the Continental United States. *PloS ONE*, 6(9):e24587.
- Bacaro, G., Rocchini, D., Chirici, G., Da Re, D., Feilhauer, H., Foody, G. M., ... & Rugani, B. (2018). Remotely sensed spatial heterogeneity as an exploratory tool for taxonomic and functional diversity study. *Ecological indicators*, 85, 983-990.
- Battisti A, De Battisti R, Faccoli M, Masutti L, Paolucci P and Stergule F (2013). Insetti e foreste. Lineamenti di zoologia forestale Beaver, R. A., Wilding, N., Collins, N., Hammond, P., & Webber, J. (1989). Insect-fungus relationships in the bark and ambrosia beetles. *Insect-fungus interactions*, 121, 143., Padova University Press.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7), 333-339.
- Blackman, M. W. 1928. The genus *Pityophthorus* Eichh. in North America: A revisional study of the Pityophthori, with descriptions of two new genera and seventy-one new species. *Bulletin of the New York State College of Forestry at Syracuse University* 1(25).
- Born W, Rauschmayer F and Bräuer I (2005). Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecological Economics*. 55: 321–336.
- Bosio G and Cooke-McEwen C (2018). Insects collected from wood infested with *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera Curculionidae Scolytinae) in the Piemonte region, Northwestern Italy. *Bollettino della Società Entomologica Italiana* 150:21–30.

- Bright DE (1981). Taxonomic monograph of the genus *Pityophthorus* Eichhoff in North and Central America. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 118:378.
- Chen Y, Aukema BH, Seybold SJ (2020) The effects of weather on the flight of an invasive bark beetle. *Pityophthorus juglandis* *Insects* 11:156.
- Cranshaw W (2011). Recently recognized range extensions of the Walnut Twig Beetle, *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), in the Western United States. *Coleopt Bull* 65:48–49.
- Cranshaw W and Tisserat N (2008). Walnut twig beetle and Thousand cankers disease of Black walnut. Colorado State University Extension, [www.ext.colostate.edu/pubs/insect/0812\\_alert.pdf](http://www.ext.colostate.edu/pubs/insect/0812_alert.pdf).
- Cranshaw W and Tisserat N (2012). Questions and Answers about Thousand Cankers Disease of Walnut. Colorado State University Extension, [www.ext.colostate.edu/pubs/insect/qa.pdf](http://www.ext.colostate.edu/pubs/insect/qa.pdf).
- Curletti, Rastelli, Barbero (2003). Note sulla coleotterofauna xilofaga di un bosco di pianura rinaturalizzato: il Gerbasso, Carmagnola (TO)(Coleoptera: Buprestidae, Cerambycidae, Scolytidae). *G Ital Entomol*, 2003, 10: 217-236.
- DAISIE project (2008). Handbook of alien species in Europe. 6th Framework Programme of the European Union, 2:15-28.
- de Rigo D, Enescu CM, Houston Durrant T, Tinner W, Caudullo G (2016) *Juglans regia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz J, de Rigo D, Caudullo G, et al. (eds) *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg
- Eichhorn MP, Paris P, Herzog F, Incoll LD, Liagre F, Mantzanas K, Mayus M, Moreno G, Papanastasis VP, Pilbeam DJ, Pisanelli A, Dupraz C (2006) Silvoarable systems in Europe—past, present and future prospects. *Agrofor Syst* 67:29–50.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) (2015). Pest risk analysis for Thousand Cankers Disease (*Geosmithia morbida* and *Pityophthorus juglandis*). EPPO, Paris.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) (2020). PM 8/12 (1) *Juglans*. EPPO Bulletin 50:107–119.
- Faccoli M, Simonato M and Rassati D (2016). Life history and geographical distribution of the Walnut Twig Beetle, *Pityophthorus juglandis* (Coleoptera: Scolytinae), in southern Europe. *Journal of Applied Entomology* 140:697–705.

- Faccoli M (2015). “European bark and ambrosia beetles: types, characteristics and identification of mating systems”. WBA Handbooks, 5, Verona: 1-160.
- Furniss RL and Carolin VM (1977). Family Scolytidae – Bark Beetles. *Western Forest Insects*. 3:401-402.
- Gonthier P, Faccoli M, Garbelotto M and Capretti P (2015). Invasioni biologiche ed effetti sulla biodiversità forestale. In *Proceedings of the Second International Congress of Silviculture. Designing the future of the forestry sector*. (pp. 155-160). Accademia Italiana di Scienze Forestali.
- Hulcr J and Dzurenko M (2022). Quick guide Ambrosia beetles, *Current Biology* 32, R55– R71.
- Holmes PT, Aukema JE, Von Holle B, Liebhold A and Sills E (2009). Economic impacts of invasive species in forests. *The Year in Ecology and Conservation Biology*, 1162:18-38.
- Hulcr J, Atkinson TH, Cognato AI, Jordal BH and McKenna DD (2015). Morphology, Taxonomy, and Phylogenetics of Bark Beetles.
- Hulcr and Stelinski (2017). The Ambrosia Symbiosis: From Evolutionary Ecology to Practical Management, *Annual Review of Entomology*.
- Hulme PE (2007). Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. *Biodiversity Under Threat*, 25:56-80.
- Hulme PE (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46:10-18.
- IUCN (2000). Guidelines For the Prevention of Biodiversity Loss Cuased by Alien Invasive Species. 51st Meeting of IUNC Council, Gland, Switzerland, february 2000.
- Jesse L, Windham M, Windham A, Randall J, Shour M, Lewis D and Gleason M (2012). Thousand cankers Disease of Walnut. USDA NIFA Integrated Pest Management Program, [www.ncipmc.org/alerts/thousand\\_cankers.pdf](http://www.ncipmc.org/alerts/thousand_cankers.pdf)
- Kausrud KL, Grégoire J-C, Skarpaas O, Erbilgin N, Gilbert M, Økland B, Stenseth NC (2011) Trees wanted—dead or alive! Host selection and population dynamics in tree-killing bark beetles. *PLoS ONE* 6:e18274
- Kees AM, Hefty AR, Venette RC, Seybold SJ, Aukema BH (2017) Flight capacity of the Walnut Twig Beetle (Coleoptera: Scolytidae) on a laboratory flight mill. *Environ Entomol* 46:633–641.
- Kenis M and Branco M (2010). Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. Chapter 5. *BioRisk*. 4: 51–71.

Kirkendall LR and Faccoli M (2010). Bark beetles and pinhole borers (Curculionidae, Scolytinae, Platypodinae) alien to Europe. *ZooKeys*, 56:227- 251.

Kolarik M, Freeland E, Utley C and Tisserat N (2011). *Geosmithia morbida* sp. nov., a new phytopathogenic species living in symbiosis with the walnut twig beetle (*Pityophthorus juglandis*) on *Juglans* in USA. *Mycologia*, 103(2):325- 332.

Malacrinò A, Rassati D, Schena L, Mehzabin R, Battisti A and Palmeri V (2017). Fungal communities associated with bark and ambrosia beetles trapped at international harbours. *Fungal Ecology* 28:44–52.

Mooney HA and Cleland EE (2000). The evolutionary impact of invasive species. *PNAS (Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America)*. 98:5446-5451.

Montecchio L (2014). Il cancro rameale del noce. *Veneto Agricoltura*, Legnaro, 1 aprile 2014.

Montecchio L and Faccoli M (2014). First record of Thousand Cankers Disease *Geosmithia morbida* and walnut twig beetle *Pityophthorus juglandis* on *Juglans nigra* in Europe. *Plant Disease*, 98:5.

Moricca S, Bracalini M, Benigno A, Ginetti B, Pelleri F and Panzavolta T (2019). Thousand cankers disease caused by *Geosmithia morbida* and its insect vector *Pityophthorus juglandis* first reported on *Juglans nigra* in Tuscany, Central Italy. *Plant Dis* 103:369–369.

Newton L and Fowler G (2009). Pathway Assessment: *Geosmithia sp.* and *Pityophthorus juglandis* Blackman movement from the western into the eastern United States. U.S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Washington, D.C.

Nilssen AC (1984). Long-range aerial dispersal of bark beetles and bark weevils (Coleoptera, Scolytidae and Curculionidae) in northern Finland. *Annales Entomologici Fennici* 50:37–42.

Nischwitz C and Murray M (2011). Thousand Cankers Disease of Walnut (*Geosmithia morbida*). Utah State University Cooperative Extension, [www.thousandcankers.com/media/docs/USU\\_TCD\\_Factsheet\\_8\\_2011.pdf](http://www.thousandcankers.com/media/docs/USU_TCD_Factsheet_8_2011.pdf).

Pimentel D, Lach L, Zuniga R and D. Morrison (2002a). Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. pp. 285–306 in Pimentel D (Ed.) *Biological Invasions. Economic and Environmental costs of Alien Plants, Animal and Microbe Species*. Boca Raton, USA, CRC Press.

Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T and Tsomondo T (2002b). Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions.

pp. 307–330 in Pimentel D (Ed.) *Biological Invasions. Economic and Environmental costs of Alien Plants, Animal and Microbe Species*. Boca Raton, USA, CRC Press.

Ploetz RC, Hulcr J, Wingfield MJ and de Beer ZW (2013). Destructive tree diseases associated with ambrosia and bark beetles: black swan events in tree pathology? *Plant Disease* 97:856–872.

Ranger, C. M., Reding, M. E., Persad, A. B., & Herms, D. A. (2010). Ability of stress-related volatiles to attract and induce attacks by *Xylosandrus germanus* and other ambrosia beetles. *Agricultural and forest entomology*, 12(2), 177-185.

Raffa, K. F., Gregoire, J. C., & Lindgren, B. S. (2015). Natural history and ecology of bark beetles. In *Bark beetles* (pp. 1-40). Academic Press.

Regione del Veneto (2014a) Decreto del dirigente del settore servizi fitosanitari n. 30 del 14 agosto 2014. Misure fitosanitarie di controllo ed eradicazione di *Geosmithia morbida* in Regione Veneto. Bur n. 83 del 26/08/2014

Regione del Veneto (2014b) Decreto n. 43 del 6 novembre 2014. Misure fitosanitarie di controllo di *Geosmithia morbida* in Regione Veneto. Aggiornamento della zona delimitata

Regione del Veneto (2015) Decreto n. 08 del 6 Febbraio 2015. Misure fitosanitarie di controllo di *Geosmithia morbida* in Regione Veneto. Aggiornamento della zona delimitata

Rugman-Jones PF, Seybold SJ, Graves AD and Stouthamer R (2015). Phy-logeography of the walnut twig beetle, *Pityophthorus juglandis*, the vector of thousand cankers disease in north american walnut trees. *PLoS ONE* 10:e0118264.

Rukalski JP and Faccoli M. Dead wood: a key to biodiversity - Proceedings of the International Symposium 29th-31st May 2003 - Mantova (Italy).

Seybold SJ, Coleman TW, Dallara PL, Dart NL, Graves AD, Pederson LA and Spichiger SE (2012). Recent collecting reveals new state records and geographic extremes in the distribution of the walnut twig beetle, *Pityophthorus juglandis* Blackman (Coleoptera: Scolytidae), in the United States. *Pan-Pacific Entomologist* 88(2), 277-280.

Seybold S, Haugen D and Graves A (2013). Thousand Cankers Disease. United States Department of Agriculture: Forest Service.

Seybold, S. J., Penrose, R. L., & Graves, A. D. (2016). Invasive bark and ambrosia beetles in California Mediterranean forest ecosystems. In *Insects and diseases of Mediterranean forest systems* (pp. 583-662). Cham: Springer International Publishing.

Seybold SJ, Klingeman WE, Hishinuma SM, Coleman TW and Graves AD (2019). Status and impact of walnut twig beetle in urban forest, orchard, and native forest ecosystems. *Journal of Forestry* 117:152–163.

Six DL (2012). Ecological and evolutionary determinants of bark beetle —fungus symbioses. *Insects*.

Tisserat N, Cranshaw W, Leatherman D, Utley C and Alexander K (2009). Black walnut mortality in Colorado caused by the walnut twig beetle and thousand cankers disease. *Plant Health Progress*, [entnemdept.ufl.edu/pestalert/thousand\\_cankers\\_disease\\_CO\\_0810.pdf](http://entnemdept.ufl.edu/pestalert/thousand_cankers_disease_CO_0810.pdf).

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarosik V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y and Pysek P (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14:702-708.

Wood SL (1982). The bark and the ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae) a taxonomic monograph. *Great basin naturalist memoirs*, 6:1123.

Xu H., Ding H, Li M, Qiang S, Guo J, Han Z, Huang Z, Sun H, He S, Wu H and Wan F (2006). The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions*. 8: 1495–1500.