

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse
Naturali e Ambiente

Corso di Laurea Magistrale in Scienze e Tecnologie
Agrarie

IMPATTO DELLA GESTIONE AGRONOMICA DEL VIGNETO SULLE COMUNITÀ DI RAGNI IN VENETO

Relatore

Prof. Lorenzo Marini

Laureando

Giacomo Trespidi

Matricola n° 1205360

Anno Accademico 2019-2020

Indice

<i>Riassunto</i>	5
<i>Abstract</i>	7
1. Introduzione	9
1.1 <i>I ragni nel controllo biologico</i>	9
1.2 <i>I ragni e la gestione agronomica del vigneto</i>	13
1.2.1 L'impatto dei prodotti fitosanitari e della gestione colturale	13
1.2.2 L'impatto della gestione dell'interfilare	16
1.3 <i>I ragni e il paesaggio</i>	17
1.4 <i>Obiettivi della tesi</i>	20
2. Materiali e metodi	21
2.1 <i>Caratteristiche dei siti di studio</i>	21
2.2 <i>Metriche di paesaggio</i>	23
2.3 <i>Disegno sperimentale</i>	24
2.4 <i>Campionamento</i>	27
2.4.1 Il campionamento mediante trappole pitfall	27
2.4.2 Il campionamento mediante ombrello entomologico	28
2.5 <i>Riconoscimento dei campioni prelevati</i>	29
2.6 <i>Analisi statistiche</i>	31
3. Risultati	33
3.1 <i>Faunistica e risultati generali</i>	33
3.2 <i>L'impatto della gestione agronomica del vigneto</i>	35
3.2.1 Il ruolo della gestione colturale.....	35
3.2.2 Il ruolo della gestione dell'interfilare	38
3.3 <i>Gli effetti del paesaggio</i>	39
4. Discussione	43
4.1 <i>I ragni del vigneto</i>	43
4.2 <i>La gestione colturale</i>	44

4.3	<i>La gestione dell'interfilare</i>	49
4.4	<i>Il paesaggio</i>	51
5.	Conclusione	55
5.1	<i>L'impatto della gestione agronomica: quali prospettive?</i>	55
5.2	<i>L'influenza del paesaggio: consigli pratici</i>	57
	Bibliografia	59
	Allegato 1: Elenco delle specie campionate	73

Riassunto

I ragni (ordine *Araneae*) sono tra i più abbondanti predatori generalisti presenti negli agroecosistemi: un crescendo di studi, oggi, sta mettendo in luce la loro importanza nel controllo degli artropodi dannosi. Inoltre, la risposta della comunità ai disturbi ambientali rende i ragni ottimi bioindicatori degli ambienti agricoli. Questa tesi, prendendo in considerazione sia la comunità attiva al suolo sia quella sulla chioma, si pone l'obiettivo di valutare l'impatto della gestione agronomica e del paesaggio sulle comunità di ragni presenti in vigneto. Lo studio prende in esame sedici aziende agricole in Veneto a gestione biologica e convenzionale. All'interno di ogni vigneto sono state attuate tre gestioni del cotico erboso differenti: sfalcio frequente in tutti gli interfilari, sfalcio alternato nel tempo e nello spazio e sovescio. Sono state utilizzate trappole *pitfall* per il monitoraggio della comunità attiva al suolo; per il campionamento dei ragni di chioma, invece, sono stati effettuati degli scuotimenti con raccolta in ombrello entomologico. La gestione biologica ha aumentato l'abbondanza di ragni del 54 % e favorito la numerosità di specie rispetto alla gestione convenzionale nella comunità monitorata al suolo; questi risultati non sono stati evidenziati nelle comunità di chioma. Inoltre, alcuni gruppi di ragni hanno preferito i vigneti biologici, altri quelli convenzionali. Lo sfalcio frequente della vegetazione su tutti gli interfilari ha mostrato una riduzione dell'abbondanza di ragni al suolo, ma solo in vigneti convenzionali. Il paesaggio ha avuto degli effetti sui gruppi di ragni in relazione alla loro capacità di movimento. Nonostante la selettività della gestione convenzionale per alcuni gruppi funzionali, la viticoltura biologica, una gestione meno intensiva dell'interfilare e la presenza di aree seminaturali attigue alla coltura dovrebbero avere la priorità in un'agricoltura che favorisca la biodiversità e la ripresa della comunità di ragni in ambienti disturbati. In ogni caso, la quantificazione dei vantaggi nel controllo biologico mediato dai ragni è difficile, data anche la difficoltà di studio di questo gruppo tassonomico.

Abstract

Spiders (order *Araneae*) are among the most abundant generalist predators present in agroecosystems. Recent studies highlight their importance in controlling pest. In addition, they are considered good bio-indicators of agricultural environments. This thesis aims to assess the impact of vineyard management and landscape structure in shaping spider communities. The study examined sixteen farms in the Veneto region, characterized by organic or conventional management. In each vineyard, there were three plots characterized by different inter-row management. To monitor the ground community 4 pitfall traps were set in the middle of each plot. For sampling canopy spiders, shaking with entomological umbrella collection was carried out. For ground-dwelling spiders, organic farming increased abundance by 54% and favoured the number of species compared to conventional farms, while these results were not confirmed in the canopy communities. In addition, some groups preferred organic vineyards, others conventional. Frequent grass mowing decreased the presence of spiders, but only in conventional vineyards. The effect of landscape was mixed with idiosyncratic responses of different groups. Despite the selectivity of the conventional system for some functional groups, organic viticulture, a less intensive inter-row management and the presence of semi-natural areas adjacent to the crop should have priority in a biodiversity friendly agriculture and promote the recovery of spiders in disturbed environments. The quantification of the benefits in biological control mediated by spiders is still difficult, given the little knowledge of this taxonomic group.

1. Introduzione

1.1 *I ragni nel controllo biologico*

I ragni (ordine *Araneae*) sono tra i più abbondanti e diversificati predatori generalisti presenti negli agroecosistemi (Birkhofer et al., 2013). Nei nostri ambienti europei sono oggi censite 5.057 specie di ragni (Nentwig et al., 2020), di cui una piccola parte presente negli ambienti agricoli. Essendo esclusivamente predatori, nessuna di queste specie è ritenuta dannosa per le colture.

Il ruolo dei ragni nel controllo delle popolazioni di fitofagi dannosi alle produzioni agricole è dibattuto poiché essi possono sia sopprimere direttamente i fitofagi (Michalko and Pekár, 2015; Isaia et al., 2008; Symondson et al., 2002) sia interferire negativamente con il loro controllo, attraverso la predazione dei nemici naturali potenzialmente utili per il controllo biologico (Traugott et al., 2012; Lang, 2003). Nonostante queste controversie, sembra che i ragni abbiano un tasso di predazione (numero di prede catturate/tempo) maggiore rispetto ad altri predatori, facendone uno dei gruppi di cacciatori più efficaci negli ecosistemi terrestri (Nyffeler and Birkhofer, 2017). Considerata nel suo insieme, dunque, la comunità di ragni ha un ruolo sicuramente importante nel controllare l'intera biocenosi degli erbivori (Marc et al., 1999), e, quindi, nel mantenimento degli equilibri trofici (Chatterjee et al., 2009; Maloney et al., 2003).

Dato che i ragni predano numerosi gruppi di insetti e sono ben adattati a periodi di carenza di cibo (S. Riechert and Harp, 1987) possono essere presenti sulla coltivazione quando il fitofago è ancora assente (Michalko, Pekár, and Entling, 2019). Questo li rende potenzialmente rilevanti nel controllo dei fitofagi nei primi stadi di infestazione, quando il fitofago è presente a bassi livelli di densità di popolazione e i predatori specialisti non sono ancora presenti, prevenendo eventuali infestazioni precoci (Sommaggio and Paoletti, 2018; Birkhofer et al., 2008; Pekár et al., 2015). Al contrario, dato che i ragni presentano:

- un'insufficiente risposta numerica alle popolazioni del fitofago (l'incapacità di aggregarsi velocemente in zone con elevata presenza del fitofago);
- l'assenza di una risposta densità-dipendente all'aumento delle popolazioni del fitofago (l'incapacità di raggiungere la densità del fitofago tramite la riproduzione);
- un'autoregolazione della comunità attraverso la territorialità e la predazione intra-gilda (S. E. Riechert and Lockley, 1984);

si può supporre che in caso di pullulazioni di insetti dannosi il controllo esercitato dai ragni non sia rilevante (Sommaggio and Paoletti, 2018). Alcuni studiosi, però, evidenziando la carenza di ricerche a riguardo, sostengono che alcune specie di ragno sono in grado di riconoscere e selezionare la preda (Maloney et al., 2003). Per questi ragni, quindi, è stato evidenziato un incremento della popolazione in funzione dell'aumento delle prede preferite, che si può tradurre nella riduzione e nella stabilizzazione delle popolazioni del fitofago (Maloney et al., 2003; Marc et al., 1999; Michalko, Pekár, and Entling, 2019).

Nonostante i ragni siano eurifagi, recenti studi sostengono che essi hanno nicchie trofiche diversificate in base alle condizioni dell'ambiente (temperatura, umidità, struttura del microhabitat), della loro preda (grandezza del corpo, capacità di movimento e di difesa) e del ragno stesso (grandezza del corpo, strategia di caccia) (Michalko, Pekár, and Entling, 2019; Entling et al., 2007; Turney and Buddle, 2019). Ad una più attenta analisi i ragni possono essere considerati predatori specialisti se vengono suddivisi per le diverse strategie di caccia e differente localizzazione che possono avere nella vegetazione (Marc and Canard, 1997) (Figura 1). Studiosi più recenti (Michalko and Pekár, 2016; Cardoso et al., 2011) avvalorano questa ipotesi osservando come le nicchie trofiche siano diversificate tra le diverse famiglie e come ragni con diverse strategie di caccia si nutrano di prede simili, ma in differenti proporzioni. Ciò ha implicazioni ai fini

del controllo biologico, in quanto si potrebbero adottare pratiche agronomiche che aumentino l'abbondanza di ragni con strategie di caccia efficaci nel controllo di un determinato parassita (Michalko and Pekár, 2016). Inoltre, più in generale, si può affermare che una comunità di ragni maggiormente diversificata nelle specie, e quindi anche nelle diverse strategie predatorie, ha una pressione predatoria capace di mantenere sotto controllo una gamma più ampia di insetti, tra cui quelli nocivi alle coltivazioni (Marc et al., 1999; Marc and Canard, 1997), migliorando, così, il controllo biologico (Drieu and Rusch, 2017; Greenop et al., 2018). In realtà, nonostante la maggiore diversità in specie sia un fattore significativo, sembra essere la maggiore densità di individui ad aumentare principalmente l'efficacia nel controllo biologico da parte dei ragni (Michalko, Pekár, and Dul, 2019; Symondson et al., 2002). Alcuni studi, tuttavia, sostengono che né l'incremento di diversità né l'abbondanza di ragni siano fattori rilevanti per il controllo dei fitofagi dannosi (Markó and Keresztes, 2014).

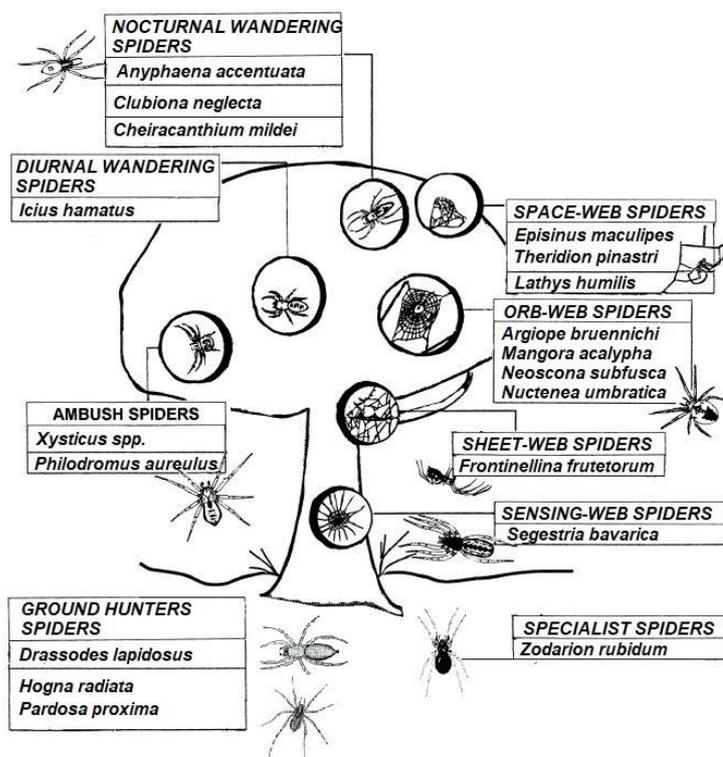


Figura 1: Esempio di localizzazione dei diversi gruppi di ragni in una coltura arborea. Sono indicate le specie più comuni nei nostri areali e le corrispondenti strategie di caccia. Modificato da Marc et al., (1999); le strategie di caccia sono tratte da Cardoso et al., (2011).

Il numero di ricerche che quantificano il controllo biologico dovuto ai ragni è esiguo, complice anche la difficoltà di studio di questo gruppo tassonomico. Inoltre, i pochi studi presenti hanno il limite di analizzare le comunità di ragni in ambienti confinati o di laboratorio, condizioni mai comparabili a quelle di campo (Marc et al., 1999). Nonostante le evidenti carenze scientifiche Michalko, Pekár, and Dul (2019) hanno ben riassunto i pochi studi a riguardo: essi riportano che nel 79% dei casi i ragni sono in grado di sopprimere i fitofagi dannosi all'agricoltura e quindi aumentare la *fitness* delle piante. In viticoltura i ragni sembrano avere un ruolo significativo nel controllo biologico e ciò sembra essere dovuto a due ragioni principali:

- la vite è una coltivazione strutturalmente eterogenea e complessa; ciò può comportare un'elevata complementarità di nicchia e quindi una ridotta predazione intra-gilda (Figura 1);
- la vite è una coltivazione tipica di areali con clima caldo, ed è noto che l'attività dei ragni sia maggiore dove sono presenti temperature più elevate (Michalko, Pekár, and Dul, 2019; Nyffeler and Sunderland, 2003).

In ogni caso è riconosciuto che diverse specie di ragni, specialmente quelli cacciatori sulla chioma, possono predare i principali fitofagi della vite. Per esempio, Addante et al., (2003; 2008) sostengono che ragni appartenenti alle famiglie Clubionidae, Cheiracanthiidae, Theridiidae e Thomisidae sono in grado di predare diversi stadi della tignoletta dell'uva *Lobesia botrana* (Lepidoptera: *Tortricidae*), un lepidottero considerato tra i fitofagi chiave della vite; nelle loro sperimentazioni sembra che la presenza dei ragni abbia più che dimezzato il numero di adulti del tortricide. Altri fitofagi della vite potenzialmente predati dai ragni sembrano essere le cicaline (Hemiptera: *Cicadellidae*): in un esperimento condotto in California, nei *plot* in cui sono stati esclusi i ragni le popolazioni di *Erasmoneura variabilis* sono aumentate del 35% (R. Hanna et al., 2003). Infine, non è da escludere che anche i ragni predatori al suolo possano contribuire al

controllo dei fitofagi della chioma, seppur in misura minore. È noto, infatti, che numerose specie di formiche possono ostacolare l'attività dei parassitoidi di *Planococcus ficus* (Hemiptera: *Pseudococcidae*) (Mgocheki and Addison, 2009): alcune specie di ragno comunemente presenti nei nostri ambienti, specializzate nella predazione di formiche, potrebbero contribuire indirettamente al controllo biologico della cocciniglia (Pekár, 2005).

1.2 I ragni e la gestione agronomica del vigneto

Una caratteristica dei ragni è la loro sensibilità ai disturbi ambientali e quindi la possibilità del loro utilizzo come bioindicatori degli ambienti agricoli (Birkhofer et al., 2018; Marc et al., 1999). L'applicazione di prodotti fitosanitari e la gestione agronomica sono considerati importanti fattori che incidono sulle comunità di ragni in vigneto (Pekár, 2012; Burgio et al., 2016; Landis et al., 2000).

1.2.1 L'impatto dei prodotti fitosanitari e della gestione culturale

L'utilizzo di prodotti fitosanitari per la protezione delle colture può avere effetti negativi sugli organismi non target (Sánchez-bayo and Wyckhuys, 2019), alterando profondamente le comunità di ragni presenti negli ambienti agricoli (Mansour et al., 1980). In generale si può affermare che i trattamenti fitosanitari nei frutteti facciano diminuire sia l'abbondanza che la diversità di ragni (Pedro et al., 2020), anche se la risposta della comunità è molto variabile e dipende da numerosi fattori (Pekár, 2012).

La risposta può variare in funzione della tipologia di prodotto utilizzato. Gli insetticidi e gli acaricidi mostrano, in diverse prove tossicologiche, gli effetti di tossicità acuta più marcati nei confronti dei ragni: in particolare i ciclodieni, i fosfororganici, i piretroidi e i carbammati sembrano essere i gruppi più dannosi (Pekár, 2012). Anche gli effetti sub-letali, tra cui l'alterazione del comportamento di corteggiamento (C. Hanna and Hanna, 2014), del movimento (Pekár and Beneš, 2008), della scelta della preda (Petcharad et al., 2018) o della

comunicazione chimica tra gli individui (Leccia et al., 2016) possono essere dannosi per i ragni. Erbicidi e fungicidi, seppur dotati di una minor tossicità diretta (Bell et al., 2002; Mansour et al., 1992), possono avere effetti deleteri distruggendo l'habitat di numerose specie o riducendo la disponibilità di prede (Pekár, 2012). Korenko et al. (2016) documentano anche alcuni effetti sub-letali, per esempio la riduzione dell'attività predatoria di alcune specie del genere *Pardosa* causata da numerosi erbicidi. Altri fattori legati ai pesticidi che possono avere effetti sui ragni sono la dose, la frequenza, la biodisponibilità, le condizioni climatiche e il periodo di applicazione (Pekár, 2012). Infine, oltre gli effetti immediati dell'applicazione, sono documentati casi di come la contaminazione diffusa e i residui siano dannosi ai ragni (Graf et al., 2019; Pekár and Beneš, 2008).

La risposta all'applicazione dei prodotti fitosanitari è molto variabile in funzione della specie di ragno e dei rispettivi tratti biologici ed ecologici (Pekár, 2012). In particolare, è dimostrato che ragni di minori dimensioni, gli individui femmina e i giovani, siano generalmente meno suscettibili ai trattamenti (Pekar, 1999; Pekár, 2012). La diversità di risposta delle numerose specie si può riflettere, quindi, nella struttura delle comunità di ragni. In generale, i ragni predatori attivi sembrano più influenzati dai fitofarmaci rispetto ai costruttori di tela (Pekar, 1999). Nonostante le ragnatele possano fungere da sistemi di accumulo di pesticidi (F. Samu and Vollrath, 1992), la loro localizzazione nella vegetazione e la struttura può far evitare il contatto con la sostanza attiva (Pekar, 1999): infatti Mulliè and Everts (1991) sostengono che sia questa la via d'esposizione ai prodotti fitosanitari più dannosa per i ragni. È stato notato, inoltre, che ragni che costruiscono dense ragnatele aggrovigliate (es. Theridiidae) sono più protetti e meno influenzati dai fitofarmaci rispetto a ragni che costruiscono ragnatele orbicolari (es. Araneidae) (Pekar, 1999; Pekar and Haddad, 2005). In diverse prove tossicologiche sono però i Lycosidae, comuni predatori sul terreno, a mostrare la maggiore suscettibilità ai pesticidi (Pekar, 1999; Pekár and Haddad,

2005; Pekár and Beneš, 2008). I ragni di chioma, infatti, entrando più in contatto con i fitofarmaci potrebbero aver sviluppato più facilmente resistenze ai prodotti fitosanitari rispetto ai camminatori al suolo (Pekar, 1999; Pekár, 2012).

Negli ultimi 40 anni la messa al bando di numerosi principi attivi e la transizione da una gestione fitosanitaria tradizionale alle tecniche di protezione integrata (rese obbligatorie dalla Direttiva 2009/128/CE) o biologica (Regolamento (CE) N. 834/2007) stanno in parte mitigando gli effetti negativi dei pesticidi sulle comunità di ragni (Pekár, 2012; Pekár and Kocourek, 2004; Pekár, 1999). Oggi, l'impatto ambientale della gestione biologica e convenzionale viene spesso confrontato e contrapposto (Reganold and Wachter, 2016). Anche in viticoltura, studi come quelli di Borsato et al. (2020) e Puig-Montserrat et al. (2017) mettono in luce differenze tra le molecole utilizzate e gli effetti sulla biodiversità. Per quanto riguarda le coltivazioni erbacee, diversi ricercatori hanno osservato che l'agricoltura biologica sembra più favorevole alle comunità di ragni, favorendone sia la maggiore densità che la maggiore diversità (Lichtenberg et al., 2017; Hole et al., 2005; Bengtsson et al., 2005; Krauss et al., 2011; Schmidt et al., 2005; Batáry et al., 2012). In viticoltura, però, questa tendenza non è così marcata: le ricerche di Caprio et al. (2015) e Froidevaux et al. (2017) concludono che i vigneti a conduzione biologica ospitano una maggiore abbondanza e diversità di ragni rispetto a quelli convenzionali; al contrario Bruggisser et al. (2010) e Pekár and Kocourek (2004) non trovano differenze; Kolb et al. (2020), infine, sostiene che sebbene la viticoltura biologica favorisca i ragni, questo aumento sia irrisorio rispetto a quello riscontrato in altre colture. Nonostante i risultati differenti, questi precedenti studi sono concordi nell'affermare che la composizione della comunità, sia a livello specifico che di famiglia/tratto funzionale, sia modellata a seconda della tipologia di gestione e che, quindi, determinati gruppi di predatori mostrino una preferenza per i vigneti biologici, altri per quelli convenzionali (Caprio et al., 2015; Pekár and Kocourek, 2004; Isaia et al., 2006).

1.2.2 L'impatto della gestione dell'interfilare

Nonostante la copertura erbacea del vigneto venga spesso considerata in termini di competizione per le risorse con la coltura, essa può fornire una varietà di servizi ecosistemici (Winter et al., 2018; Daane et al., 2018). In particolare, l'intensità di gestione dell'interfilare del vigneto può avere importanti effetti sulla biodiversità funzionale, promuovendo o meno la disponibilità di fonti di cibo (come nettare e polline), la presenza di rifugi e di siti di svernamento, di prede alternative e di corridoi ecologici (Altieri et al., 2010; Burgio et al., 2016). Le comunità di ragni sembrano essere particolarmente influenzate dalle pratiche agronomiche e dalla diversificazione colturale (Jeanneret et al., 2003; Sunderland and Samu, 2000), anche se gli effetti della gestione sono diversificati.

Le lavorazioni meccaniche del suolo hanno un impatto negativo sui ragni, provocando sia una grande mortalità diretta sia l'emigrazione di individui in habitat circostanti (Thorbeck and Bilde, 2004). Dunque, anche in vigneto la lavorazione dell'interfilare può avere degli effetti negativi sull'abbondanza e sulla diversità di ragni, in particolar modo per le comunità di cacciatori al suolo (Pfungstmann et al., 2019; Sharley et al., 2008). Il mantenimento della copertura vegetale perenne, quindi, sembra un fattore molto importante per la conservazione della comunità di ragni in vigneto (Costello and Daane, 1998; Sáenz-Romo et al., 2019; Isaia et al., 2006).

Gli studiosi che hanno indagato gli effetti della gestione e della tipologia della copertura erbacea sulla comunità di ragni hanno trovato risultati discordanti. Marliac et al. (2015), per esempio, appoggiano l'idea che la frequenza di sfalcio non abbia alcun effetto sulla comunità di ragni di chioma. Horton et al. (2003), invece, sostengono che una minore frequenza sia associata ad un notevole incremento di ragni sia sulla chioma della coltura sia sulla vegetazione del cotico erboso, ma che non abbia alcun effetto sulla comunità di ragni cacciatori sul terreno. Nella maggior parte dei casi, la semina nell'interfilare di piante da fiore

appositamente selezionate aumenta l'abbondanza di ragni, ma non la diversità: questo aumento sembra dovuto alla maggiore presenza di prede e di fonti di cibo alternative (Campbell et al., 2020; Eggs and Sanders, 2013; Markó and Keresztes, 2014). Inoltre, è stato notato che diversi gruppi o specie di ragni possono mostrare delle preferenze tra le tipologie di gestione del cotico erboso (Costello and Daane, 2003; Markó and Keresztes, 2014). Nella maggior parte degli studi, sembra essere la comunità di ragni predatori sulla vegetazione ad essere favorita dalla presenza di piante in fiore, mentre i cacciatori al suolo non sembrano avere preferenze per la tipologia *cover crops* (Horton et al., 2003; Sommaggio et al., 2018). Kolb et al. (2020), però, concludono che anche la presenza di ragni predatori sul terreno aumenti in funzione dell'altezza della copertura vegetale dell'interfilare.

A prescindere dalla tipologia di copertura vegetale, il fattore che più influenza l'incremento dei ragni in vigneto sembra essere la presenza di luoghi di riparo. Diversi autori hanno dimostrato che la maggiore presenza di microhabitat aumenti l'abbondanza di ragni di chioma: per esempio la disposizione di cannuce o cartoncini ondulati nel frutteto può favorire le comunità di ragni offrendo luoghi adatti allo svernamento di numerose specie (Isaia et al., 2008; Pompozzi et al., 2020). Anche i ragni cacciatori sul terreno privilegiano la presenza di luoghi di rifugio e una struttura del microhabitat più complessa: le micro-cavità del terreno, i residui vegetali in decomposizione e la pacciamatura sono tutti fattori che fanno incrementare la numerosità di ragni (Bruggisser et al., 2010; Thomson and Hoffmann, 2007).

1.3 I ragni e il paesaggio

Oltre alla gestione agronomica del singolo appezzamento, anche la struttura, la complessità del territorio e la relativa abbondanza di habitat seminaturali che lo circonda sono considerati fattori che influenzano la comunità di artropodi presenti negli ambienti agricoli (Landis et al., 2000; Tschardt et al., 2005; Weibull et al., 2003). L'eterogeneità della copertura del suolo a livello territoriale

è considerato un fattore essenziale nel mantenimento delle biodiversità funzionale (Gámez-Virués et al., 2015). Tuttavia, nelle coltivazioni arboree, il paesaggio sembra un fattore meno rilevante della gestione agronomica nella regolazione della comunità di ragni presente negli ambienti agricoli (Jeanneret et al., 2003; Lefebvre et al., 2016).

La colonizzazione e la composizione delle comunità nelle coltivazioni perenni sembra essere influenzata da una scala paesaggio locale a causa della limitata dispersione di individui tra habitat differenti (Nardi et al., 2019; Sackett et al., 2009). In più, la vite è una coltivazione strutturalmente complessa in grado di ospitare una comunità autoctona, stabile, specifica e relativamente ricca in specie (D'Alberto et al., 2012; Isaia et al., 2006; Kolb et al., 2020). Mentre nelle coltivazioni erbacee viene spesso evidenziata un'influenza positiva dell'eterogeneità dell'habitat sull'abbondanza e sulla diversità in specie (Batáry et al., 2012; Clough et al., 2005; Schmidt et al., 2005, 2008), pochi studi hanno evidenziato un tale effetto sulle comunità di ragni in vigneto (Isaia et al., 2006; Rosas-Ramos et al., 2018), concludendo che l'abbondanza di individui all'interno della coltura non sia influenzata dal paesaggio circostante (Caprio et al., 2015). Altri studi, invece, sostengono che sia la maggior copertura di vigneto a scala di paesaggio a aumentare la numerosità di ragni, a causa della presenza di specie tipiche e molto abbondanti nelle colture arboree (Kolb et al., 2020). La diversità in specie, invece, sembra risentire maggiormente della presenza di infrastrutture ecologiche attorno al vigneto: è ben riconosciuto che habitat seminaturali che ospitano comunità di ragni simili a quelle presenti nei frutteti, come siepi, prati stabili e margini non coltivati, possono essere fonte di specie durante il corso della stagione (Rosas-Ramos et al., 2018; Franin et al., 2016; Markó et al., 2009; Nardi et al., 2019; Schmidt and Tscharrntke, 2005; Gallé et al., 2018; Mestre et al., 2018).

Ad un'analisi più precisa si nota, in realtà, che i gruppi funzionali di ragni possono rispondere diversamente al grado di disturbo del paesaggio (Gallé et al.,

2019): alcuni preferiscono un territorio omogeneo e vigneti molto estesi, altri prediligono campi di minori dimensioni e una maggiore eterogeneità del paesaggio (Caprio et al., 2015; Isaia et al., 2006; Kolb et al., 2020; Pekár, 2012). Tra i tratti funzionali che più influenzano queste preferenze di habitat, vi è la modalità di dispersione: vi sono ragni che si muovono più o meno frequentemente attraverso il *ballooning* (il ragno tesse un lungo filo di seta e si lascia trasportare dal vento come una mongolfiera) oppure specie che sono in grado di spostarsi solo camminando (Bell et al., 2005; Macías-Hernández et al., 2020). La densità di colonizzazione del campo, quindi, sembra variare in funzione del sistema utilizzato: le famiglie che adoperano il *ballooning* (es. Lynphiidae, Araneidae, in parte Theridiidae e Lycosidae negli stadi giovanili), essendo dotate di una maggiore capacità di dispersione, colonizzano in modo più omogeneo campi di maggiori dimensioni rispetto ai camminatori (es. Lycosidae, Gnaphosidae, Cheirachantiidae) (Gallé et al., 2018, 2019; Pekár, 2012; Tschardt et al., 2005). I ragni camminatori, infatti, si addentrano meno nella coltivazione, risentendo in modo più evidente dell'*effetto siepe*: la presenza di infrastrutture ecologiche ai bordi del campo e appezzamenti di minori dimensioni sembrano essere i principali fattori che aumentano la loro presenza dentro la coltura, fornendo maggiori possibilità di riparo e di svernamento (Clough et al., 2005; Gallé et al., 2018, 2019; Schmidt et al., 2008). Allo stesso modo, considerando che una maggiore omogeneità del paesaggio è spesso correlata ad un incremento del disturbo (es. maggior utilizzo di prodotti fitosanitari in aree ad elevata densità di vigneto), ragni che utilizzano il *ballooning* possono riconquistare l'ambiente disturbato molto prima (alcuni giorni) rispetto a chi si muove camminando sul suolo (qualche settimana o mesi) (Pekár, 2012; Schellhorn et al., 2014). In ogni caso, la velocità di ri-colonizzazione di habitat disturbati sembra essere talmente elevata che in pochi mesi la densità dei ragni torna a essere uguale a quella di campi non trattati; tuttavia, questa può dipendere anche da altri fattori, tra cui la disponibilità di prede dentro al campo (Markó et al., 2009).

1.4 Obiettivi della tesi

La tesi si affianca al primo anno del progetto “T.I.Ge.S.Vi. – Tecniche Innovative di Gestione del Suolo in Vigneto”, ricerca triennale che si propone di individuare una gestione dell’interfilare che consenta di aumentare i servizi ecosistemici e, allo stesso tempo, ridurre il rischio di erosione del suolo (“T.I.Ge.S.Vi”, 2020).

Questa tesi, prendendo in considerazione sia le comunità di predatori attivi di chioma che quelli attivi al suolo, si propone di valutare l’impatto della gestione agronomica del vigneto sulle comunità di ragni (ordine *Araneae*). In particolare, cerca di chiarire quale siano i ruoli della gestione colturale e della gestione dell’interfilare nel definire le comunità. Infine, considerando anche una scala territoriale di uso del suolo, la tesi cerca di indagare come il paesaggio influenzi la composizione delle comunità di ragni all’interno del campo e valutare eventuali effetti di interazione del paesaggio con la gestione del vigneto.

Pochi studiosi hanno finora analizzato l’influenza della gestione agronomica e del paesaggio sulle comunità di ragni in vigneto (Bruggisser, et al., 2010; Caprio et al., 2015; Isaia et al., 2006; Kolb et al., 2020; Froidevaux et al., 2017; Burgio et al., 2016; Pfingstmann et al., 2019). In più, essi hanno riscontrato spesso dei risultati tra loro discordanti. Considerando il ruolo dei ragni nel controllo biologico degli insetti dannosi sarebbe importante delineare una gestione ottimale per la loro conservazione in vigneto.

In base alla letteratura disponibile sugli argomenti trattati, ci si aspetta che:

1. la viticoltura biologica favorisca sia una maggiore diversità che abbondanza di ragni;
2. una gestione dell’interfilare caratterizzata dalla presenza di maggiori luoghi di riparo favorisca l’abbondanza di ragni, non la diversità;
3. un paesaggio diversificato a scala di paesaggio possa aumentare la diversità di ragni, non l’abbondanza. La presenza di habitat seminaturale nei pressi del vigneto possa avere degli effetti sui diversi gruppi di ragni.

2. Materiali e metodi

2.1 Caratteristiche dei siti di studio

I siti scelti per la sperimentazione sono sedici appezzamenti coltivati a vigneto situati nella regione Veneto, nelle provincie di Padova e Vicenza. Dodici aziende agricole si trovano nel distretto viticolo dei Colli Euganei (PD) le restanti quattro nella zona di produzione del Gambellara DOC (VI).

Le aziende agricole sono situate in quattro diverse zone caratterizzate da simili condizioni climatiche: Colli Euganei meridionali, Colli Euganei centrali, Colli Euganei settentrionali e colline di Gambellara. All'interno di ogni area sono state scelte quattro aziende vitivinicole. Quattordici dei siti oggetto di studio sono stati accoppiati per affinità pedologiche; in ogni coppia di siti è presente un appezzamento coltivato secondo le tecniche di viticoltura biologica e uno in modo convenzionale. I due rimanenti siti (PR e VR), invece, sono caratterizzati dalla stessa gestione biologica e da una differente pedologia (Tabella 1).

Tabella 1 - Localizzazione e caratteristiche dei siti oggetto di studio.

Prov.	Zona	Comune	Codice sito	Gestione	Suolo
PD	Colli Euganei meridionali	Baone	BR	Biologica	Calcareo
		Baone	FLO	Convenzionale	
		Baone	RS	Biologica	Vulcanico
		Baone	GCM	Convenzionale	
	Colli Euganei centrali	Cinto euganeo	BV	Biologica	Vulcanico
		Cinto euganeo	MTF	Convenzionale	
		Cinto euganeo	ZN	Biologica	Marnoso
		Cinto euganeo	OLV	Convenzionale	
	Colli Euganei settentrionali	Vò	CL	Biologica	Marnoso
		Teolo	MRT	Convenzionale	
Torreglia		PR	Biologica	Calcareo	
Rovolon		VR	Biologica	Vulcanico	
VI	Colline di Gambellara	Gambellara	ML	Biologica	Vulcanico
		Gambellara	MLN	Convenzionale	
		Montebello	SR	Biologica	Vulcanico
		Montebello	SLV	Convenzionale	

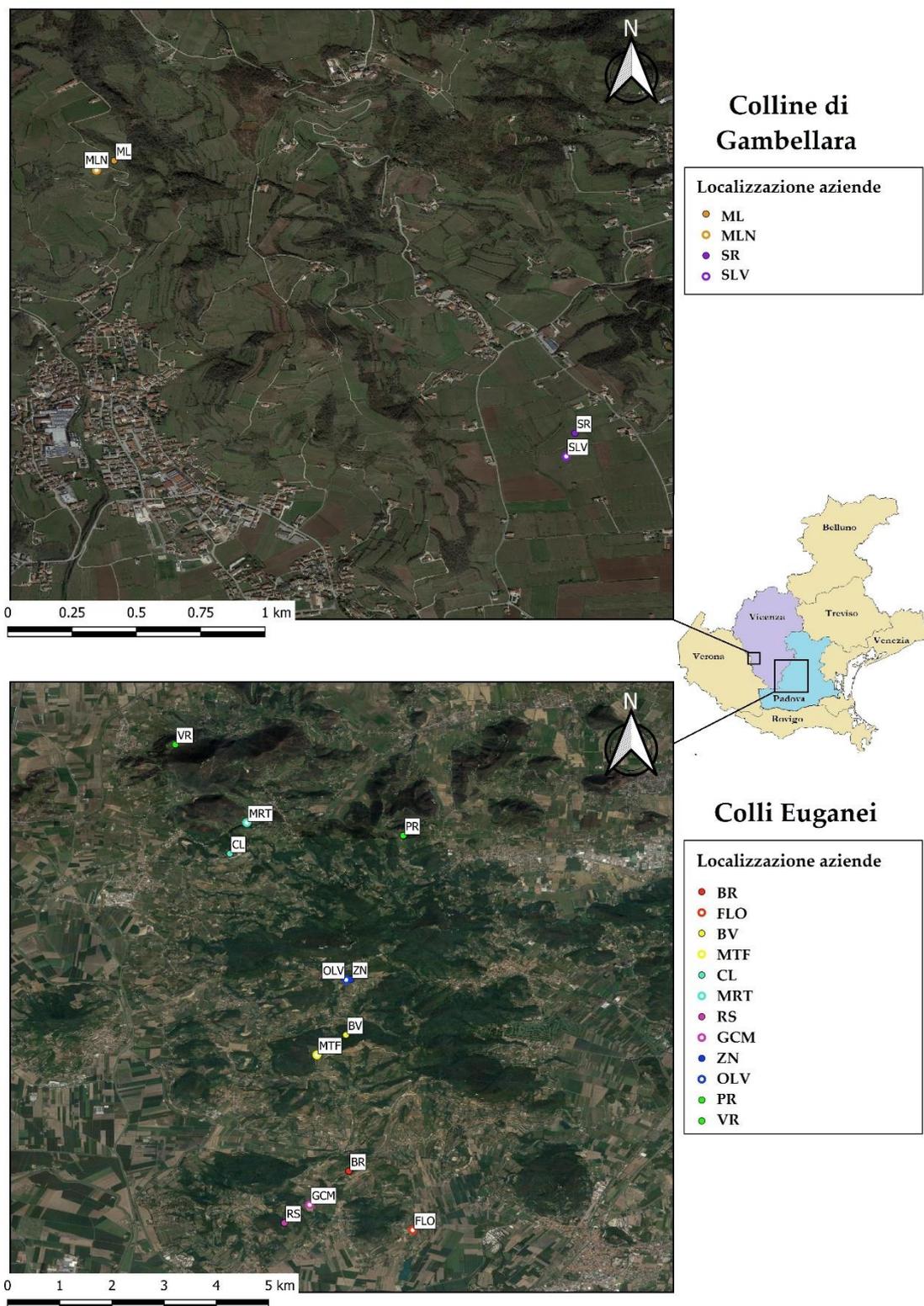


Figura 2 – Localizzazione dei siti di studio. Si possono notare le coppie di siti appaiate per colore, che differiscono nella coppia per modalità di gestione: biologica o convenzionale. L'unica eccezione è la coppia PR-VR: entrambe le aziende hanno una gestione biologica. Le aziende biologiche sono delineate da un punto colorato pieno, quelle convenzionali da uno vuoto.

I vigneti della sperimentazione sono caratterizzati da una forma di allevamento a *guyot*, con una densità d'impianto media di 5000 ceppi/ha. Le uniche eccezioni sono i siti ZN (in cui la vite viene coltivata a cordone speronato, con un sesto d'impianto di circa 2300 piante/ha), RS e MTF (forma di allevamento a cordone speronato, densità d'impianto media di 2700 piante/ha). Le varietà di vite sono diversificate tra i siti di studio; Glera, Cabernet Sauvignon, Moscato Fior d'Arancio, Merlot, Garganega e Chardonnay sono le varietà più rappresentate. Questa differenza varietale sottolinea l'assenza di una tradizione enologica uniforme nell'area di studio.

Il clima della regione Veneto può essere suddiviso, per comodità d'indagine, in due macroaree: la fascia prealpina della provincia di Vicenza e l'area dei Colli Euganei. I siti collocati nel vicentino sono caratterizzati da una pluviometria media di 1000 mm/anno; le temperature medie differiscono tra i siti collocati in pianura (SR e SLV; temperature medie annuali di 13.5-14°C) e quelli collinari (ML e MLN; temperature medie annuali di 12.5-13°C). Nei Colli Euganei, i siti collocati a nord (PR, VR, CL, MRT) sono caratterizzati da temperature medie annue comprese tra 12 e 13°C e una piovosità media tra 800 e 1000 mm/anno; i siti del centro (ZN, OLV, MTF, BV) da temperature medie tra 11 e 13 °C e una piovosità tra 800 e 1000 mm/anno; i siti a sud (BR, FLO, RS, GCM), invece, sono caratterizzati da una maggiore siccità (piovosità tra 600 e 800 mm/anno) e temperature medie più alte, comprese tra i 13 e i 14°C (ARPAV, 2010; 2011).

2.2 Metriche di paesaggio

Il territorio che circonda ogni sito oggetto di studio è stato caratterizzato delineando dei poligoni per ogni tipologia di habitat presente attraverso l'utilizzo di Google Earth Pro. Attraverso l'utilizzo del software QGIS (versione 3.10, QGIS, 2020) sono state successivamente calcolate le aree di copertura del suolo (esprese in %) relative a vigneto, bosco, prato/pascolo, area urbana, coltivazioni arboree e colture erbacee per ogni scala considerata (250 e 125 metri di raggio).

2.3 Disegno sperimentale

I vigneti sono stati accoppiati per le loro caratteristiche. All'interno di ogni vigneto sono state definite tre parcelle di almeno 1000 m² corrispondenti a tre tecniche di gestione del cotico erboso differenti. Queste parcelle sono state delimitate da frecce di diversi colori poste sui pali di testa dei filari, in modo da facilitare il riconoscimento agli agricoltori delle aree oggetto di studio.

Le tecniche di gestione del cotico erboso messe a confronto sono tre (Figura 3):

- sfalcio basso e frequente della vegetazione su tutti gli interfilari, contrassegnato dal colore blu;
- sfalcio alternato della vegetazione nel tempo e nello spazio, contrassegnato dal colore rosso-arancio;
- sovescio a interfilari alternati, contrassegnato dal colore giallo.

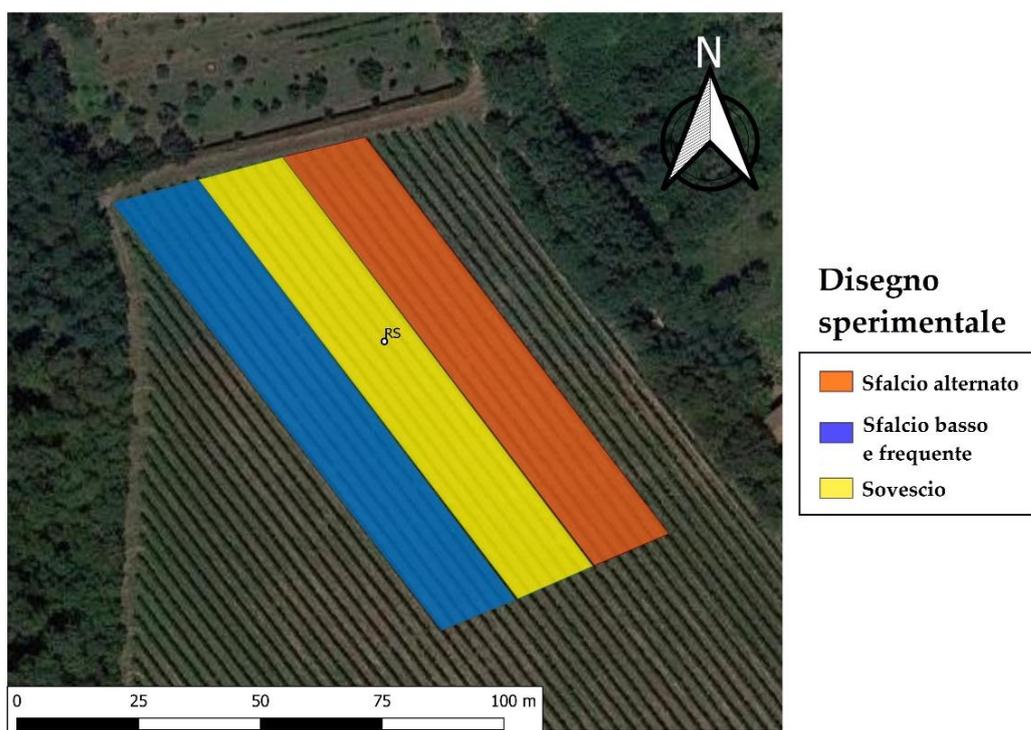


Figura 3 – Suddivisione in parcelle di un sito di studio (esempio del sito RS). In blu la parcella gestita con lo sfalcio basso e frequente di tutti gli interfilari, in giallo la parcella gestita con il sovescio a filari alternati, in rosso-arancio la parcella gestita con sfalcio alternato degli interfilari.

La gestione delle parcelle a sovescio è cominciata nell'ottobre 2019 con la semina del sovescio, mentre dalla primavera 2020 sono state differenziate anche le altre due gestioni del cotico erboso. In particolare, le tre tesi di gestione sono caratterizzate dalle seguenti gestioni:

- **Sfalcio basso e frequente della vegetazione su tutti gli interfilari**

Ogni interfilare è stato trinciato, frequentemente, allo scopo di mantenere il cotico erboso autoctono ad un'altezza inferiore a 20 cm (Figura 4). La gestione è iniziata in primavera protraendosi nell'arco della stagione fino alla vendemmia. Al fine di uniformare il trattamento nei diversi siti il turno di sfalcio si è attestato attorno alle 2-3 settimane. Questa gestione è caratterizzata dall'assenza o limitata presenza di piante in fiore e, quindi, da una struttura spaziale semplificata.



Figura 4 - *Sfalcio basso e frequente del cotico erboso mantenuto sempre basso su tutti gli interfilari (esempio del sito SR). Foto di Trespidi Giacomo.*

- **Sfalcio alternato della vegetazione degli interfilari**

Il cotico erboso è stato trinciato, a partire dalla primavera 2020, a interfilari alternati nello spazio e nel tempo. In questo modo la vegetazione in ogni interfilare è stata trinciata ad altezza inferiore a 20 cm ogni 4-5 settimane, in modo asincrono: nel vigneto saranno sempre presenti piante sviluppate, in fioritura, in metà degli interfilari del campo (Figura 5). A causa della maggiore altezza della vegetazione autoctona, la struttura del microhabitat di questo trattamento viene considerata più complessa. Anche questa gestione è perdurata fino alla vendemmia.



Figura 5 - Sfalcio alternato negli interfilari (sito SR). Foto di Trespidi Giacomo.

- **Sovescio misto a interfilari alternati**

Il 20 ottobre 2019 è stata seminata la stessa miscela di sovescio in tutti i siti di studio. Per ogni sito, gli agricoltori hanno preparato il terreno con una leggera erpicatura e, con la stessa macchina in ogni sito, è stato seminato il sovescio con densità di semina di 120 Kg/ha (Figura 6). La miscela da sovescio utilizzata è stata il “Miscuglio di semente biologico-BIOPRO-MEDIUM” dell’azienda “Mas-seeds”, contenente diverse essenze vegetali: avena (*Avena sativa*), rafano (*Armoracia rusticana*), pisello (*Pisum sativum*), facelia (*Phacelia tanacetifolia*), segale (*Secale cereale*), trifoglio (*Trifolium repens*), triticale (*x Triticosecale*), veccia (*Vicia sativa*) e senape (*Brassica alba*). Nel mese di aprile 2020, il sovescio in piena fioritura è stato trinciato e sovesciato. Successivamente, la gestione del cotico è proceduta con lo sfalcio frequente della nuova vegetazione insediatasi ad un’altezza sempre inferiore a 20 cm, su tutti gli interfilari.



Figura 6 – A sinistra sovescio seminato a filari alternati nella parcella sperimentale (sito SR.) A destra sovescio in aprile, in piena fioritura, prima della trinciatura (sito ZN). Foto di Tonina Lorenzo.

2.4 Campionamento

Un aspetto critico nel monitoraggio dei ragni è il fatto che, avendo strategie di vita diversificate, non esiste un unico sistema di campionamento che permetta di monitorare interamente la comunità presente (Isaia et al., 2006; Marc et al., 1999). Perciò sono state utilizzate due metodologie di campionamento complementari: attraverso l'utilizzo di *pitfall traps* (trappole a caduta) è stata monitorata la comunità di predatori attivi al suolo, mentre attraverso lo scuotimento della chioma e la raccolta in un ombrello entomologico è stata monitorata la comunità di ragni tessitori o predatori attivi di chioma.

2.4.1 Il campionamento mediante trappole *pitfall*

Ogni trappola *pitfall* consiste in un bicchiere di plastica da 400 ml sotterrato mantenendo l'imboccatura al livello del suolo. Attorno a ogni trappola sono stati piantati 4 tondini di ferro, sui quali è stata inserita una lamiera (Figura 7). Il tetto in lamiera, sollevato di almeno 5 cm dal livello del suolo, è utile sia per la protezione della trappola dagli eventi atmosferici sia come barriera fisica all'eventuale scavo di animali selvatici, potenzialmente attratti dal contenuto.



Figura 7 - A sinistra una trappola sotterrata a livello del suolo; a destra la stessa con il "tetto" di lamiera posizionato sopra il bicchiere a proteggere la trappola. Foto di Trespidi Giacomo.

Ogni sito presenta dodici *pitfall* per un totale di 192 trappole. Ogni trappola è stata numerata in modo progressivo. Per ogni tipologia di gestione del cotico erboso, lungo il filare di viti posto nella posizione centrale di ciascuna parcella

sono state posizionate quattro *pitfall*. La prima trappola è stata posizionata ad almeno 20 metri dal bordo della parcella, mentre le successive sono state distanziate tra di loro almeno 10 metri.

Ogni trappola è stata attivata con 100 ml di una soluzione di aceto di vino bianco e sale (20 g di sale per 1 L di aceto); le trappole sono state lasciate in campo circa 10 giorni per due periodi consecutivi di monitoraggio. Nel primo periodo l'attivazione è stata il 29-30 giugno 2020 e lo svuotamento del loro contenuto è avvenuto tra il 9-10 luglio. Nel secondo periodo l'attivazione è avvenuta il 9-10 luglio mentre il recupero del loro contenuto il 21-22-23 luglio.

I ragni e gli altri invertebrati catturati sono stati riposti in contenitori di plastica (capacità 125 ml) con il codice della trappola corrispondente e conservati, prima del riconoscimento, in alcol etilico diluito al 70%.

2.4.2 Il campionamento mediante ombrello entomologico

Per il campionamento dei ragni della chioma è stato usato un ombrello entomologico di forma conica, con un'apertura di 45 cm di diametro (Figura 8). Sulla base inferiore del cono è stato fissato un filetto a vite compatibile con i barattoli utilizzati per la raccolta: questo sistema ha permesso di aumentare la velocità, l'efficienza e la comodità di raccolta.

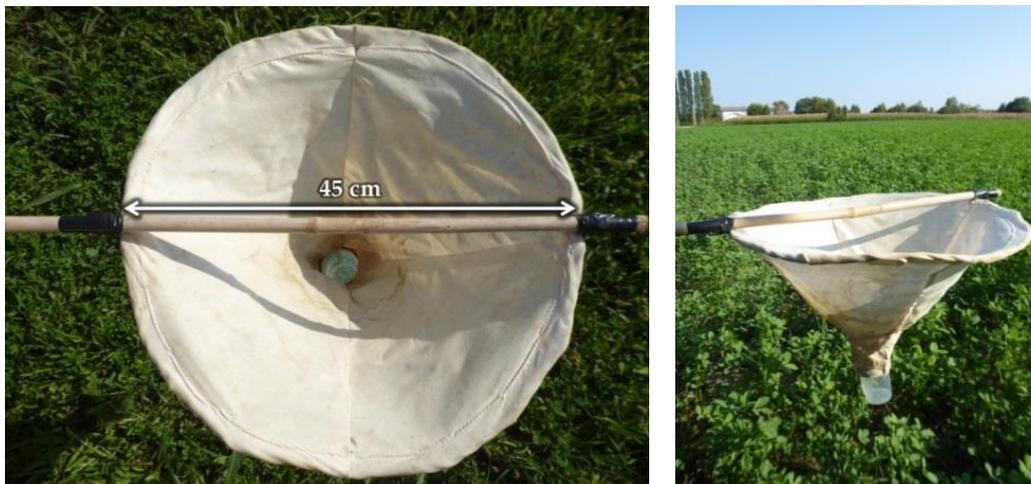


Figura 8 - L'ombrello entomologico utilizzato per i monitoraggi dell'araneofauna della chioma. Foto di Trespidi Giacomo.

Per ogni differente tecnica di gestione del cotico erboso sono stati effettuati 5 scuotimenti della chioma in ciascuno dei tre filari centrali di ogni parcella; non sono stati campionati i filari laterali per evitare interazione con le altre parcelle. Per ogni parcella sono stati effettuati in totale 15 scuotimenti. Il primo scuotimento, per ogni filare, è stato distanziato di almeno 15 metri dal bordo della parcella. Tra di loro, ogni scuotimento è stato distanziato di almeno 5 metri. L'operazione ha avuto una durata standard di 5 secondi e consisteva nello smuovere manualmente i fili dell'impianto del vigneto ad un'altezza compresa tra 1.20 e 1.50 metri. L'ombrello è stato posizionato immediatamente sotto il punto di scuotimento, in modo che gli eventuali ragni e altri artropodi vi cadessero dentro. Infine, dopo aver posto in ogni barattolo un cartellino identificativo riportante sito e tipologia di gestione del cotico erboso, i contenitori sono stati immediatamente riempiti di alcool diluito al 70% per la conservazione del materiale prelevato.

2.5 Riconoscimento dei campioni prelevati

Con l'ausilio di uno stereomicroscopio, i ragni (ordine *Araneae*) sono stati separati dagli altri invertebrati catturati e mantenuti durante tutto il processo di riconoscimento in alcool al 70%, per una corretta preservazione (Trotta, 2005). Quindi, si è proceduto a smistare questo gruppo tassonomico a livello di famiglia, e, quando possibile, a livello di specie.

Gli individui giovani sono stati considerati esclusivamente nei monitoraggi sulla chioma, e, a causa dell'assenza di organi genitali formati, sono stati riconosciuti solamente a livello di famiglia. Gli individui adulti, sia nei monitoraggi della chioma sia nei campionamenti mediante *pitfall*, sono stati riconosciuti, quando possibile, a livello di specie. I ragni catturati nelle *pitfall* appartenenti alle famiglie Theridiidae e Lynphiidae non sono stati riconosciuti sia perché il metodo di campionamento risulta incompatibile con l'ecologia di questi ragni, sia per la loro numerosità e difficoltà di determinazione.

La determinazione a livello di specie si basa sull'osservazione dei palpi (organi modificati con funzione copulatoria) nei maschi, e l'epiginio (o la rispettiva vulva interna) nelle femmine. Come da prassi, queste strutture vengono staccate mediante due spilli entomologici, depositate su della polvere di vetro in una tabacchiera e immersi in alcool al 70%. Così facendo, si ha la possibilità di muovere e mantenere gli organi genitali in posizioni adeguate per l'osservazione delle strutture specifiche e il confronto con le chiavi dicotomiche e l'iconografia disponibile (Nentwig et al., 2020) (Figura 9).

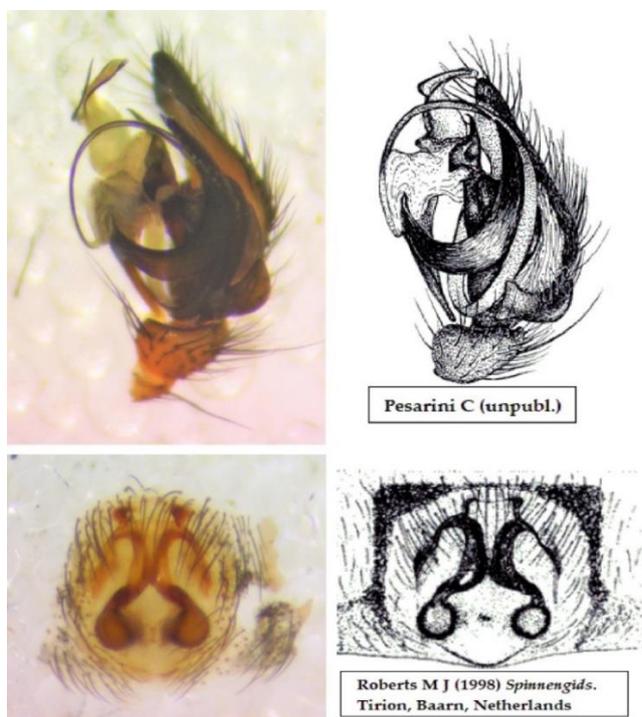


Figura 9 – Confronto tra strutture genitali osservate e iconografia scientifica. In alto palpo di *Frontinellina frutetorum* (C. L. Koch, 1835), in basso epiginio di *Drassillus pumilus* (C. L. Koch, 1839). Foto allo stereomicroscopio di Trespidi Giacomo.

I materiali utilizzati, necessari al riconoscimento, sono stati:

- Stereo microscopio binoculare con ingrandimenti 0,63-40X con illuminazione a led regolabile
- Alcool etilico 70%
- Pinzette e pinzette morbide
- Tabacchiera in vetro
- Polvere di vetro
- Spilli entomologici
- Piastre Petri in vetro

Conclusa la determinazione, individui appartenenti alla stessa specie e catturati nella medesima trappola sono stati riposti in una stessa provetta contenente alcool al 70%. All'interno della provetta sono stati inseriti due cartellini: uno contenente la specie di ragno, l'abbondanza, il sesso, il nome dell'identificatore e l'anno di riconoscimento; nel secondo è stato riportato il codice di ogni trappola (nel caso delle *pitfall*) e di ogni trattamento (per i ragni della chioma).

Il materiale riconosciuto è stato poi riposto, separato per periodo e tipologie di campionamento, in scatole sigillate suddivise per famiglia di appartenenza al fine di una corretta preservazione nel tempo.

2.6 *Analisi statistiche*

Per l'inserimento in tabella, la preparazione dei dati e per la creazione dei grafici relativi alle abbondanze delle varie famiglie e dei gruppi funzionali è stato utilizzato il software Microsoft Excel (2016). L'aggregazione dei dati e l'elaborazione statistica è stata svolta mediante l'utilizzo del programma "R" (versione 4.0.2; R Core Team, 2020).

Nei campionamenti mediante *pitfall* sono state escluse dalle analisi le famiglie Agelenidae, Araneidae, Hahniidae, Oxyiopidae, Pholcidae, Scytodidae e Trachelidae, considerato che l'ecologia di questi ragni non è in accordo con il metodo di campionamento prescelto. I dati sono stati aggregati per ogni tesi del cotico erboso, sommando gli individui appartenenti a una stessa specie e catturati con le 4 *pitfall* del medesimo trattamento dell'interfilare di uno stesso sito. Quindi, sono stati calcolati gli indici utilizzati (numerosità di specie e abbondanza di individui, dai pacchetti *vegan* e *BiodiversityR*), poi integrati ai dati di partenza. Successivamente, utilizzando come variabili dipendenti l'abbondanza o la numerosità di specie e come fattori *random* la coppia e il sito di studio sono stati creati dei modelli lineari generalizzati (*glmer*) attraverso il pacchetto *lme4*. Le variabili esplicative analizzate sono state la gestione (n=2), le

tesi di gestione del cotico erboso (n=3), l'abbondanza percentuale di habitat seminaturale (alla scala di 250 o 125 metri di raggio), prese singolarmente o in interazione fra loro. La famiglia di distribuzione dei dati considerata nei modelli è stata quella di *poisson*. In qualche caso, quando la distribuzione dei dati della variabile dipendente non corrispondeva precisamente a quella di *poisson*, sono stati utilizzati dei modelli lineari generalizzati *negative binomial* (*glmer.nb*, pacchetto *lme4*). Per calcolare i residui del modello, ovvero per capire quanto il modello utilizzato si discosta dalla realtà dei dati del fenomeno studiato, è stata utilizzata la funzione *simulateResiduals* del pacchetto *DHARMA*. Sono stati selezionati solo risultati che non mostrassero uno scostamento significativo dal modello costruito. Per la rappresentazione grafica dei risultati sono stati utilizzate le funzioni presenti nei pacchetti *effects* e *visreg*. Per le analisi relative ai gruppi funzionali si è proceduto a creare dei nuovi dataset aggregando i dati in funzione del tratto considerato: le strategie di caccia (tratte da Cardoso et al., (2011)) o la capacità di *ballooning* (estrapolata dal *datatase* fornito da Macías-Hernández et al., (2020)). I tratti sono stati quindi utilizzati come fattori esplicativi, da soli o in interazione con le altre variabili considerate.

I dati relativi ai ragni di chioma sono stati aggregati per famiglia di appartenenza, formando un unico dataset comprendente gli adulti determinati a livello di specie e i giovani (determinati solo a livello di famiglia). Successivamente si è proceduto alle analisi allo stesso modo dei ragni monitorati attraverso le *pitfall*, con la differenza che non è mai stato utilizzato il numero di specie come variabile dipendente, ma solo l'abbondanza di individui.

3. Risultati

3.1 Faunistica e risultati generali

Gli individui raccolti, sommando le diverse modalità di campionamento, sono stati 4227. Di questi, 2327 sono individui adulti catturati nelle *pitfall*. I ragni campionati nella chioma sono stati 1900, di cui solo il 5% adulti (95 individui). In totale sono state determinate 84 specie appartenenti a 25 famiglie differenti (per la lista completa delle specie determinate si veda l'Allegato 1).

Nella comunità di ragni monitorata mediante *pitfall* sono state riconosciute 62 specie appartenenti a 19 famiglie. 5 specie sono state riconosciute soltanto a livello di genere, a causa dell'assenza di caratteristiche morfologiche specie specifiche (es. gli individui femmina di *Trochosa* sp.), della cattiva conservazione dell'individuo o della difficoltà di determinazione. Una specie del genere *Zelotes* è in fase di descrizione come nuova specie al Museo di Scienze Naturali di Bergamo. Un altro ritrovamento degno di nota è *Eidmannella pallida* (Emerton, 1875): un Nesticidae esotico per la prima volta segnalato in Veneto e per la seconda in Italia (Pantini and Isaia, 2020). I Lycosidae sono la famiglia più abbondante (51,74% del totale, 8 specie), seguiti da Gnaphosidae (16,24%, 19 specie) e Phrurolithidae (14,01%, 2 specie). Le specie risultate più comuni sono *Pardosa hortensis* (Thorell, 1872) (882 individui), *Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835) (314 individui) e *Nurscia albomaculata* (Lucas, 1846) (232 individui).

Nei campionamenti sulla chioma sono state riconosciute 22 specie, appartenenti a 9 famiglie differenti. La specie più abbondante è *Frontinellina frutetorum* (C. L. Koch, 1835), con 26 individui. In quattro famiglie (Anyphaenidae, Gnaphosidae, Pisauridae e Thomisidae) sono stati trovati esclusivamente individui giovani. Considerando la totalità degli individui i Theridiidae sono la famiglia più abbondante (735 individui, il 38,7% del totale), a seguire i Salticidae (307

individui, il 16,16%), Thomisidae (224 individui, il 11,79%) e Cheirachantidae (214 individui, il 11,26%).

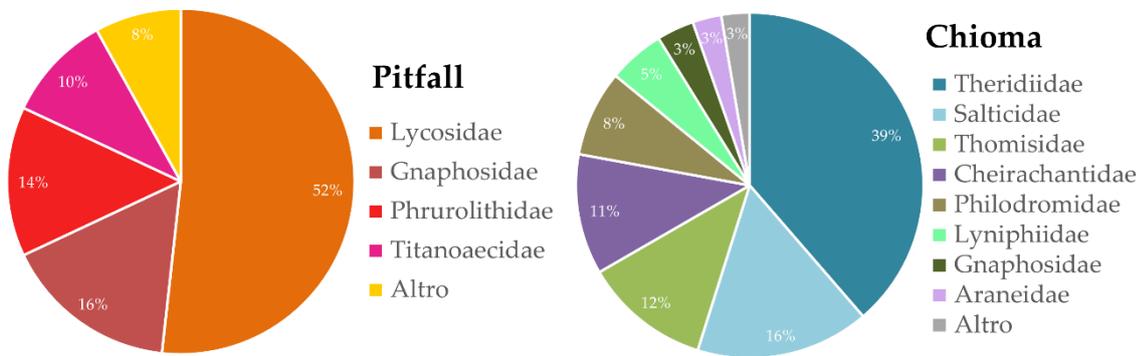


Figura 10 – *Composizione dell’abbondanza relativa delle famiglie di ragni catturati con le pitfall (a sinistra) e sulla chioma (a destra).*

Per quando concerne la composizione dei gruppi funzionali (tratti da Cardoso et al., 2011) nei campionamenti mediante *pitfall* è stata riscontrata, in ogni sito campionato, la prevalenza dei cacciatori sul terreno. Nei campionamenti di chioma, invece, non si è riscontrata la presenza di un gruppo sempre dominante.

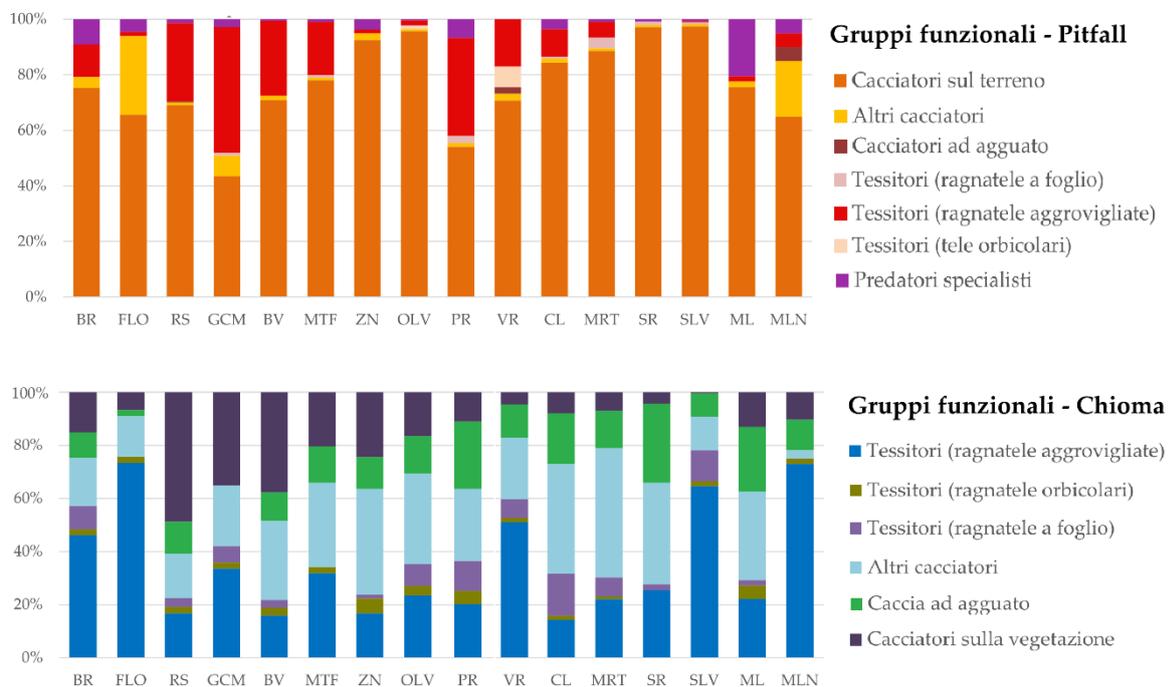


Figura 11 – *Composizione percentuale dei gruppi funzionali di ragni catturati con le pitfall (sopra) e sulla chioma (sotto) in ogni sito di studio.*

3.2 L'impatto della gestione agronomica del vigneto

3.2.1 Il ruolo della gestione colturale

Considerando l'abbondanza e la diversità di ragni campionati mediante *pitfall* sono state osservate delle differenze significative tra le gestioni colturali. La viticoltura biologica favorisce la numerosità di ragni: l'aumento riscontrato è stato, in media, del 54% rispetto ai vigneti convenzionali (Z test, $p < 0.01$) (Figura 12, Tabella 2). Lo stesso comportamento è stato osservato per il numero di specie: in vigneti biologici sono state campionate mediamente più specie di ragni rispetto ai vigneti convenzionali (Z test, $p < 0.01$) (Figura 12, Tabella 2). Nella comunità di ragni monitorata sulla chioma, invece, non sono state riscontrate differenze significative tra l'abbondanza di ragni in vigneti biologici e convenzionali (Z test, $p = 0.934$) (Figura 12, Tabella 2).

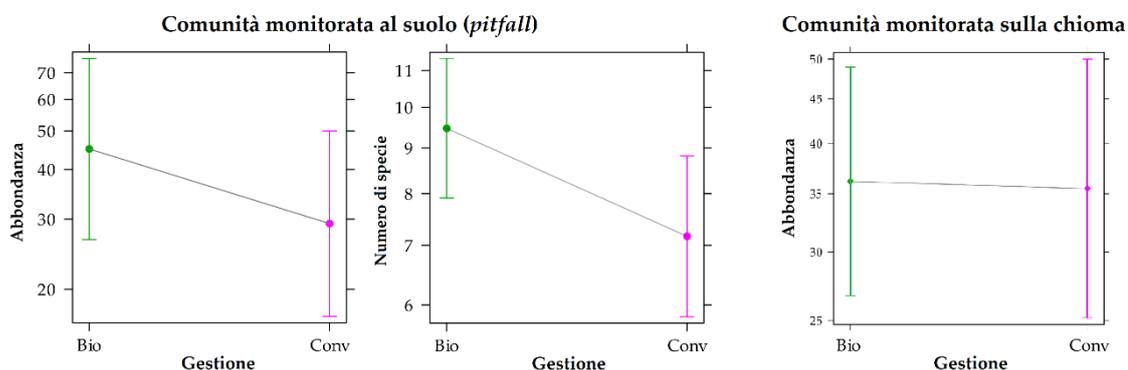


Figura 12 – Abbondanza (individui/tesi di gestione dell'interfilare) e numerosità di specie (N° di specie/tesi di gestione) di ragni in vigneti biologici e convenzionali.

Tabella 2 – Sommario dei modelli lineari generalizzati (glmer) testati per esaminare l'effetto della gestione fitosanitaria del vigneto sull'abbondanza e la numerosità di specie di ragno. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**".

Comunità di ragni del suolo (<i>pitfall</i>)	Abbondanza ~ Gestione + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	GestioneConv	-0.4320	0.1478	-2.923	0.00347 **
Comunità di ragni di chioma	Numerosità di specie ~ Gestione + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	GestioneConv	-0.2791	0.1046	-2.668	0.00764 **
Comunità di ragni di chioma	Abbondanza ~ Gestione + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	GestioneConv	-0.01894	0.23043	-0.082	0.934

Prendendo in considerazione i gruppi funzionali più rappresentativi della comunità di ragni monitorata al suolo non sono state riscontrate differenze tra la numerosità di una strategia di caccia in vigneti biologici e convenzionali, ad eccezione dei predatori specialisti: essi sono risultati più abbondanti in vigneti biologici (Z test, $p < 0.05$) (Figura 13, Tabella 3). Osservando l'abbondanza delle catture si evidenzia che il sistema di campionamento mediante *pitfall* sia molto sensibile ai ragni cacciatori attivi sul terreno (principalmente famiglie Lycosidae, Gnaphosidae e Phrurolithidae) rispetto agli altri gruppi funzionali.

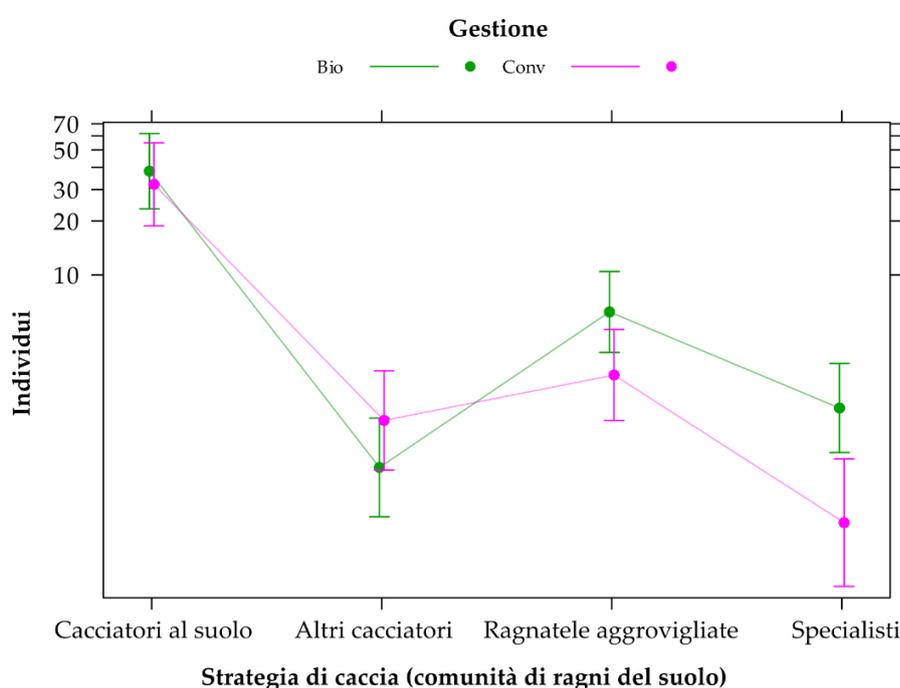


Figura 13 – Valori medi e intervallo fiduciale al 95% degli individui dei diversi gruppi funzionali campionati con trappole *pitfall* in vigneti biologici e convenzionali.

Tabella 3 – Risultato del *glmer* testato per studiare le differenze tra i gruppi funzionali del suolo in vigneti biologici e convenzionali. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**".

Abbondanza ~ Gestione * strategia di caccia + random(coppia/sito) Dati: ragni pitfall				
Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
AltriCacciatori	-3.8176	0.3276	-11.652	<0.0001 ***
TeleAggrovigliate	-1.8142	0.2741	-6.620	3.6e-11 ***
Specialisti	-3.0524	0.2985	-10.225	<0.0001 ***
GestioneConv:AltriCacciatori	0.7759	0.4772	1.626	0.1039
GestioneConv:TeleAggrovigliate	-0.6426	0.4106	-1.565	0.1176
GestioneConv:Specialisti	-1.3062	0.5232	-2.496	0.0125 *

Nella comunità di ragni di chioma, invece, non si evidenzia la dominanza di alcun gruppo funzionale. In ogni caso, la strategia di caccia più rappresentata sono i cacciatori con tele aggrovigliate, nei nostri campionamenti ragni appartenenti principalmente alla famiglia Theridiidae. Per questo gruppo si è riscontrata una maggiore abbondanza di individui in vigneti convenzionali (Z test, $p < 0.01$) (Figura 14, Tabella 4). Per le altre strategie di caccia, invece, non sono state riscontrate differenze significative tra l'abbondanza in vigneti biologici e convenzionali.

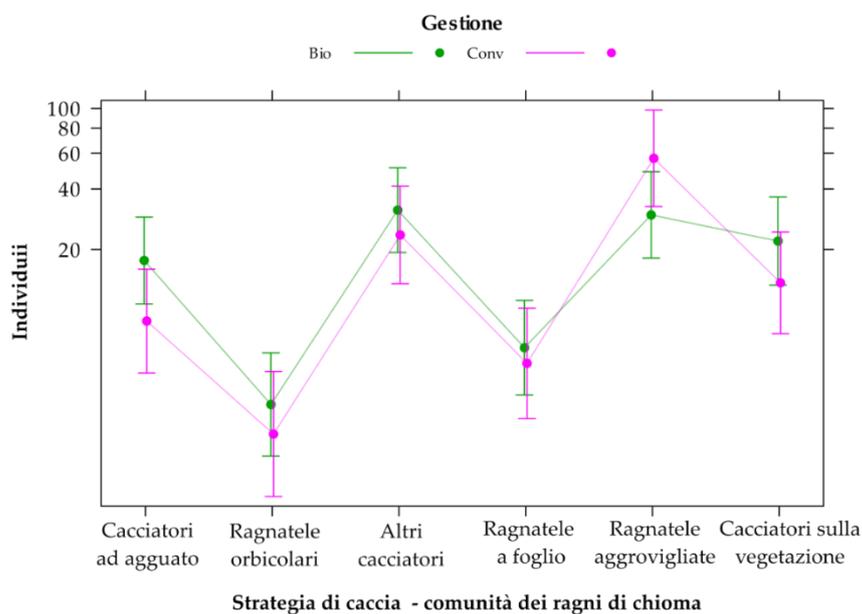


Figura 14 – Valori medi e intervallo fiduciale al 95% dell'abbondanza di individui dei diversi gruppi funzionali campionati sulla chioma in vigneti biologici e convenzionali.

Tabella 4 – Glmer testato per osservare differenze tra i gruppi funzionali della chioma in vigneti biologici e convenzionali. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**".

Abbondanza ~ Gestione * strategia di caccia + random(coppia/sito) Dati: ragni chioma				
Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
RagnateleOrbicolari	-1.6433	0.3547	-4.633	<0.0001 ***
AltriCacciatori	0.5742	0.3121	1.840	0.06582 .
RagnateleaFoglio	-0.9958	0.3347	-2.975	0.00293 **
TeleAggrovigliate	0.5190	0.3166	1.639	0.10115
CacciatoriSullaChioma	0.2209	0.3213	0.688	0.49174
GestioneConv:RagnateleOrbicolari	0.3541	0.5587	0.634	0.52616
GestioneConv:AltriCacciatori	0.4078	0.4840	0.842	0.39951
GestioneConv:RagnateleFoglio	0.5135	0.5165	0.994	0.32021
GestioneConv:TeleAggrovigliate	1.3376	0.4842	2.762	0.00574 **
GestioneConv:CacciatoriChioma	0.2156	0.4995	0.432	0.66597

3.2.2 Il ruolo della gestione dell'interfilare

Studiando l'abbondanza di individui campionati mediante trappole *pitfall* nelle tre differenti gestioni dell'interfilare, si osserva che lo sfalcio basso e frequente ha un impatto negativo sui ragni, ma solo in vigneti con gestione convenzionale (Z test, $p < 0.0001$) (Figura 15, Tabella 5) Il numero di specie presenti in vigneto, invece, non è stato influenzato dalla tipologia di gestione del cotico (Tabella 5).

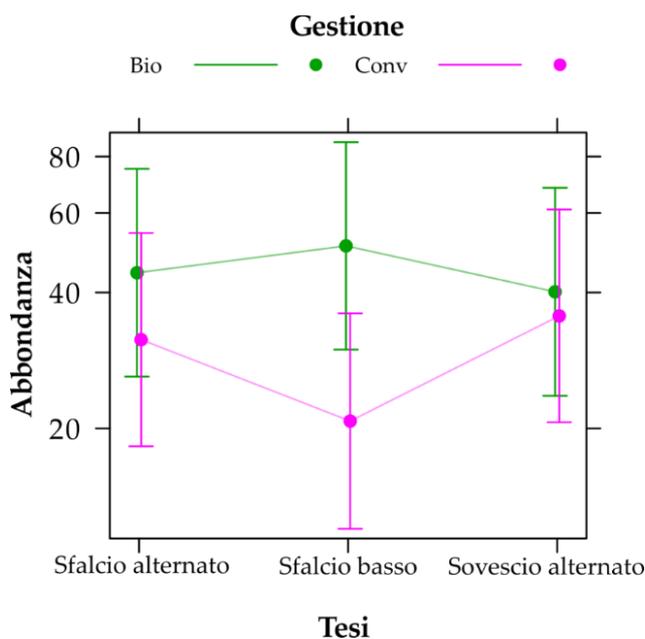


Figura 15 – *Abbondanza di ragni nelle diverse tesi in vigneti biologici e convenzionali.*

Tabella 5 – *Sommari dei glmer testati per studiare le differenze tra l'abbondanza e la numerosità di specie in funzione delle diverse tesi di gestione del cotico erboso in vigneti biologici e convenzionali. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**".*

Abbondanza ~ Gestione * tesi + random(coppia/sito) Dati: ragni pitfall				
Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
GestioneConv	-0.34134	0.15905	-2.146	0.0319 *
tesiB	0.13676	0.06343	2.156	0.0311 *
tesiG	-0.09725	0.06721	-1.447	0.1479
GestioneConv:tesiB	-0.55171	0.10910	-5.057	<0.0001 ***
GestioneConv:tesiG	0.21852	0.10211	2.140	0.0323 *
Numero di specie ~ Gestione * tesi + random(coppia/sito) Dati: ragni pitfall				
Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
GestioneConv	-0.363652	0.172709	-2.106	0.0352 *
tesiB	-0.145530	0.149584	-0.973	0.3306
tesiG	-0.194903	0.151600	-1.286	0.1986
GestioneConv:tesiB	0.003876	0.250640	0.015	0.9877
GestioneConv:tesiA	0.249973	0.244052	1.024	0.3057

3.3 Gli effetti del paesaggio

Sia nella comunità di ragni monitorata con le *pitfall* sia in quella campionata sulla chioma, la presenza di habitat seminaturale nei pressi del vigneto non sembra influire sull'abbondanza di individui in vigneto (Tabella 6). Anche la numerosità in specie dei ragni delle *pitfall* non sembra significativamente influenzata dall'abbondanza di habitat seminaturale, nonostante si evidenzino un lieve effetto positivo (Tabella 6).

Tabella 6 – Risultati dei modelli che analizzano come varia l'abbondanza e la numerosità di specie in funzione della presenza di habitat seminaturale nei pressi del vigneto. La comunità di ragni del suolo e quella monitorata sulla chioma sono stati analizzati in modelli lineari generalizzati distinti. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**", < 0.1".

Comunità di ragni del suolo (pitfall)	Abbondanza ~ habitat seminaturale (raggio 125 m) + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	Seminaturale125	0.010948	0.006777	1.615	0.106
Comunità di ragni di chioma	Numero di specie ~ habitat seminaturale (raggio 125 m) + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	Seminaturale125	0.006312	0.003670	1.72	0.0855 .
Comunità di ragni di chioma	Abbondanza ~ habitat seminaturale (raggio 250 m) + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	Seminturale250	0.002582	0.005846	0.442	0.659

Nelle comunità di ragni attivi al suolo, l'abbondanza di ragni in grado di spostarsi tramite il *ballooning* non sembra influenzata dalla presenza di habitat seminaturale (bosco + prato stabile) nei pressi del vigneto. Al contrario, l'abbondanza di ragni in grado di spostarsi solo camminando aumenta quando è presente una maggiore percentuale di habitat seminaturale a una scala di paesaggio locale (125 metri di raggio) (Z test, $p < 0.01$) (Figura 16, Tabella 7).

Lo stesso andamento si osserva nella comunità di ragni di chioma: ragni che si spostano solo raramente attraverso il *ballooning* vengono favoriti numericamente dalla maggiore presenza di habitat seminaturale. Questo aumento sembra maggiore a una scala di paesaggio più ampia (raggio a 250 metri, $p < 0,01$), rispetto

che a una scala locale (raggio a 125 m, $p < 0,05$). Gruppi di ragni che utilizzano il *ballooning* occasionalmente o frequentemente, invece, non vengono influenzati numericamente dall'incremento dell'habitat seminaturale (Figura 16, Tabella 7).

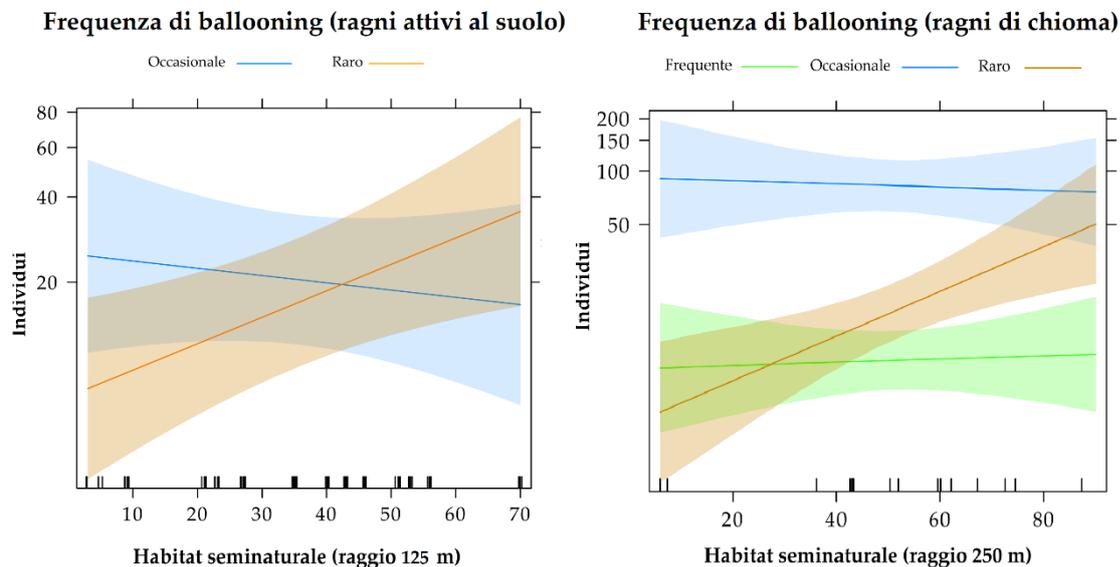


Figura 16 - Rappresentazioni grafiche dell'abbondanza di ragni in grado di spostarsi raramente, occasionalmente o frequentemente mediante il ballooning in funzione della % di habitat seminaturale. A sinistra la comunità di ragni del suolo, a destra quella della chioma.

Tabella 7 – Risultati dei modelli che spiegano l'andamento di ragni più o meno capaci di spostarsi con il ballooning in funzione dell'habitat seminaturale. Ragni campionati nelle pitfall e sulla chioma sono analizzati distintamente. Significatività (p): < 0.001 “***”, < 0.01 “**”, < 0.05 “*”.

Ragni di pitfall	Abbondanza ~ Ballooning * habitat seminaturale (125 m) + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	Seminaturale125:Raro	0.027440	0.009235	2.971	0.00297 **
Ragni di chioma	Abbondanza ~ Ballooning * habitat seminaturale (250 m) + random(coppia/sito)				
	Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
	Seminaturale250:Occ	-0.004162	0.008835	-0.471	0.6376
	Seminaturale250:Raro	0.027041	0.010244	2.640	0.0083 **

In assoluto il numero di specie non sembra essere significativamente influenzato dal paesaggio, ma se scomponiamo la variabilità dei dati tra i ragni campionati in vigneti biologici e in vigneti convenzionali sono stati evidenziati degli effetti di interazione.

Nelle comunità di ragni monitorati al suolo in vigneti convenzionali si osserva una tendenza all'aumento del numero di specie campionate in funzione dell'aumento dell'habitat seminaturale intorno al vigneto (Z test, $p=0.0576$). In vigneti biologici, invece, il numero di specie rimane costante alle variazioni di copertura dell'habitat seminaturale (Figura 17, Tabella 8).

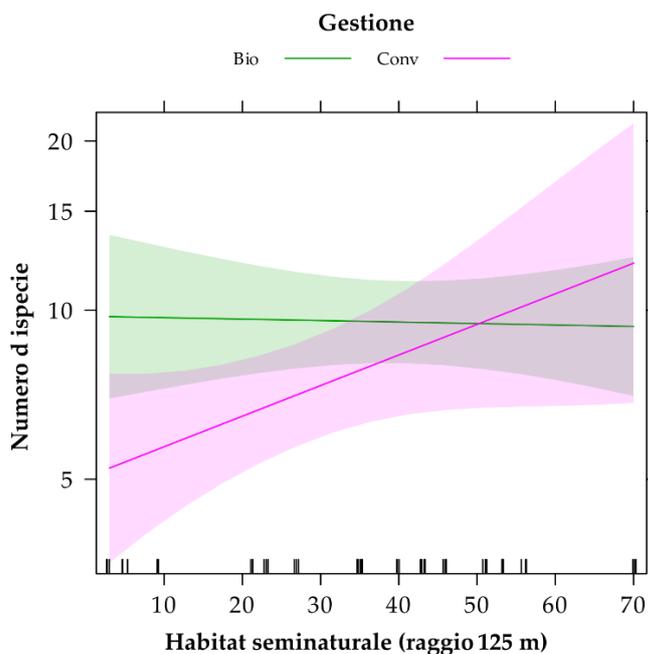


Figura 17 – Rappresentazione grafica del numero di specie dei ragni campionati al suolo in vigneti biologici e convenzionali in funzione dell'habitat seminaturale presente.

Tabella 8 – Risultato del modello utilizzato per studiare la numerosità di specie in funzione della gestione fitosanitaria del vigneto e della % di habitat seminaturale. Significatività (p): < 0.001 "****", < 0.01 "***", < 0.05 "**", < 0.1 ".".

Numero di specie ~ Gestione * Habitat seminaturale (raggio 125 m) + random(coppia/sito)				
Variabile esplicativa	Stima	Errore standard	z	p
GestioneConv:Seminaturale125	0.0131426	0.0069218	1.899	0.05760.

4. Discussione

4.1 I ragni del vigneto

Il numero di specie di ragni determinate è in accordo con quello di altre ricerche effettuate in vigneto o in altre coltivazioni arboree (Caprio et al., 2015; Pekár, 2012; Isaia et al., 2006; Marc et al., 1999). Questa ricchezza (84 specie appartenenti a 25 famiglie differenti) può essere spiegata in primo luogo dall'utilizzo di metodologie di campionamento tra loro differenti ma complementari, con le quali si monitorano due ben distinte comunità di ragni (Marc et al., 1999). In secondo luogo, la vite è una coltivazione strutturalmente complessa, nella quale possono trovare dimora specie caratterizzate da tratti ecologici molto diversi (Michalko, Pekár, and Dul, 2019; Pekár, 2012). Le coltivazioni arboree, infatti, vengono considerate un ambiente che facilita la dispersione dei ragni attraverso diversi habitat, connettendo tra di loro comunità diversificate (Nardi et al., 2019). Inoltre, la comunità del vigneto sembrerebbe più autoctona e stabile rispetto a quelle presenti nelle coltivazioni erbacee (Kolb et al., 2020; Mestre et al., 2018).

Mentre nella comunità di ragni monitorata mediante *pitfall* il numero di specie trovato è molto simile a quello di altri studi (Kolb et al., 2020; Bruggisser et al., 2010), il minor numero di specie trovate sulla vegetazione è stato inficiato dalla ridotta presenza di individui adulti. La grande preponderanza di individui giovani nei monitoraggi di chioma, comunque, è un dato in accordo con altri studi considerando il periodo di campionamento (metà luglio) (Pedro et al., 2020). Questo dato potrebbe anche essere dovuto alla veloce migrazione degli individui giovani dai bordi del campo ad ambienti disturbati come il vigneto (Markó et al., 2009). Infatti, è possibile che i trattamenti insetticidi obbligatori di metà giugno e inizio luglio eseguiti per limitare le popolazioni di *Scaphoideus titanus*, effettuati sia in vigneti biologici che convenzionali, possano aver drasticamente ridotto la popolazione di ragni adulti.

Il ritrovamento, per la prima volta in Veneto, della specie esotica *Eidmannella pallida* (Emerton 1875), in densità così elevate in vigneto (vedi Allegato 1) è un risultato particolare. Questa cattura mette in luce sia le carenze sulle conoscenze di biologia ed ecologia di diverse specie di ragno (i Nesticidae sono considerati una famiglia di ragni ipogei, solitamente non presenti in aree aperte come il vigneto (Nentwig et al., 2020), sia la grande potenzialità di diffusione e facilità di colonizzazione di nuovi areali per questa specie, segnalata nel 2019 in Friuli Venezia Giulia (Nardi et al., 2019) e in Europa solo in Spagna (Nentwig et al., 2020).

Infine, le diverse nuove segnalazioni di specie di ragni per la regione Veneto (vedi Allegato 1) e il ritrovamento di una specie del genere *Zelotes* considerata nuova per la comunità scientifica (ora in fase di descrizione al Museo Civico di Bergamo) sembrano essere, ancora una volta, un sintomo della carenza di indagini per questo gruppo tassonomico sul nostro territorio.

4.2 La gestione colturale

In questa tesi è stato riscontrato un evidente aumento di abbondanza e numerosità di specie campionate al suolo in vigneti biologici rispetto ai vigneti convenzionali, dimostrando e confermando che la conduzione biologica sia più favorevole alla biodiversità di artropodi (Puig-Montserrat et al., 2017; Reganold and Wachter, 2016).

I nostri risultati sono totalmente in accordo con alcuni studi (Caprio et al., 2015; Froidevaux et al., 2017), solo in parte con altri (Kolb et al., 2020), ma in disaccordo con altri ancora (Bruggisser, et al., 2010). L'aumento dell'abbondanza di ragni in vigneti biologici (del 54% rispetto ai convenzionali), in questo studio, è tale da essere comparabile a quello riscontrato nelle coltivazioni erbacee (Schmidt et al., 2005). La varietà dei risultati dei diversi studi che confrontano l'impatto della tipologia di gestione potrebbe essere dovuta al fatto che le pratiche di viticoltura

biologica e convenzionale contemplano numerose sfaccettature e non sono mai standardizzate tra i progetti di ricerca e tra gli agricoltori coinvolti. Inoltre, vi sono alcuni fattori non presi in considerazione da questo esperimento che potrebbero aver inficiato i risultati, tra cui la tipologia di prodotti fitosanitari utilizzati, il periodo, le dosi e la frequenza di applicazione. Infatti, considerando che la comunità di ragni del suolo sembra molto sensibile ai trattamenti fitosanitari, in particolare insetticidi (Pekar, 1999; Pekár and Haddad, 2005; Pekár and Beneš, 2008; Pekár, 2012; Schmidt et al., 2005), e tenendo presente la maggiore tossicità e la maggiore persistenza nell'ambiente dei fitofarmaci utilizzati in convenzionale rispetto al biologico (Pekár and Kocourek, 2004; Pekár, 2012; Tacoli et al., 2017), pensiamo che i trattamenti insetticidi siano il principale *driver* che spiega le differenze di abbondanza e diversità di specie tra sistemi biologici e convenzionali. Per questo, potremmo attribuire la significatività dei risultati al fatto che, nei siti di studio, i trattamenti insetticidi contro *Scaphoideus titanus* (importante fitofago della vite oggetto di lotta obbligatoria, D.M. 32442 31/05/2000) sono stati effettuati durante le ultime settimane di luglio, periodo di poco precedente ai campionamenti. Dato che i principi attivi utilizzati contro questo fitofago sono considerati tossici anche per i ragni (Pekár, 2012; Tacoli et al., 2017), il monitoraggio potrebbe aver risentito di questi trattamenti. Osservando più attentamente le tipologie dei principi attivi utilizzati per il controllo dei fitofagi della vite in biologico e in convenzionale si nota che, in realtà, essi differiscono maggiormente in termini di persistenza nell'ambiente rispetto alla tossicità per gli artropodi (Tacoli et al., 2017). Considerando che i residui delle sostanze attive e la contaminazione ambientale possono avere un impatto negativo sui ragni (Graf et al., 2019; Pekár and Beneš, 2008), si pensa che sia la maggiore persistenza dei prodotti fitosanitari convenzionali e dei residui al suolo a causare una così evidente riduzione di abbondanza e diversità di ragni in vigneti convenzionali. Infine, un'altra causa della diminuzione di ragni in convenzionale potrebbe essere la scarsità di prede in questi vigneti (Markó et al.,

2009; Tschamtket et al., 2005). Tuttavia, sarebbero necessarie ricerche specifiche per valutare quale siano i fattori veramente responsabili della differente abbondanza e diversità in specie in vigneti biologici rispetto ai convenzionali.

I gruppi funzionali dei ragni monitorati con le *pitfall* sono stati ampiamente dominati dai predatori attivi al suolo (principalmente Lycosidae, Gnaphosidae e Phrurolithidae): ciò è in accordo con l'ecologia di queste famiglie e il metodo di campionamento (Marc et al., 1999; Sommaggio and Paoletti, 2018). Nessuna strategia di caccia ha mostrato una preferenza per la tipologia di gestione a eccezione dei predatori specialisti, i quali sono risultati più abbondanti in biologico. Questi risultati sembrano in disaccordo con quelli trovati da altri ricercatori, che sostengono di aver catturato più predatori specialisti in vigneti convenzionali e altre strategie di caccia più abbondanti in biologico (Caprio et al., 2015). Eppure, il nostro risultato appare facilmente spiegabile considerando che l'agricoltura biologica sembra favorire la presenza di formiche e che la maggior parte dei ragni specialisti campionati si nutrano di esse (Pekár, 2005; Caprio et al., 2015). Inoltre, la stessa numerosità di ragni predatori attivi al suolo in vigneti biologici e convenzionali potrebbe essere spiegata attraverso l'ecologia e la modalità di caccia di questi ragni. I Lycosidae, soprannominati "ragni lupo" per le capacità raptatorie, sono ragni coevoluti con habitat prativi effimeri: per colonizzare nuovi areali questi ragni sono costretti a una grande attività motoria e una elevata velocità dei movimenti in tutte le direzioni (Samu, 2003; Jocqué and Alderweireldt, 2005). Le specie appartenenti al genere *Pardosa*, in assoluto i Lycosidae più abbondanti nei campionamenti, spostandosi velocemente sul terreno, cercando sempre nuove aree da colonizzare (Jocqué and Alderweireldt, 2005) ed essendo specie tipicamente presenti nella copertura erbacea delle colture perenni potrebbero non mostrare preferenze per vigneti biologici o convenzionali, come già in parte osservato in altri studi (Kolb et al., 2020).

Nella comunità di ragni di chioma non sono state evidenziate differenze tra l'abbondanza di ragni in vigneti biologici e convenzionali. Questo dato non è direttamente confrontabile con altri studi, visto che nessuno sembra abbia mai ricercato le differenze tra l'abbondanza di ragni di chioma nelle due differenti gestioni agronomiche. Il nostro risultato, però, sembra in accordo con studi precedenti effettuati in meleti della Repubblica Ceca (Pekár and Kocourek, 2004). Le comunità di ragni di chioma, entrando più in contatto con i pesticidi e subendo una maggiore pressione di selezione rispetto ai camminatori sul terreno, sono probabilmente costituite da specie più adattate al disturbo della gestione fitosanitaria. Un fattore che potrebbe spiegare la stessa densità di ragni in vigneti biologici e convenzionali è l'utilizzo di insetticidi considerati egualmente dannosi, come per esempio il piretro (autorizzato in biologico) e piretroidi (i suoi analoghi di sintesi) utilizzati nel controllo di *Scaphoideus titanus* (Pekár, 2012; Tacoli et al., 2017). Altri elementi da considerare dovrebbero essere i trattamenti fungicidi. Lo zolfo, un fungicida ampiamente utilizzato in vigneti biologici, è considerato tossico per gli acari (Arachnida: Acarina) (Prischmann et al., 2005), ma poche prove tossicologiche sembrano essere state effettuate per i ragni (Arachnida: Araneae) (Clymans et al., 2015). Infine, non è da escludere che i trattamenti fitosanitari in sé potrebbero avere degli effetti negativi (azione della ventola dell'atomizzatore, tossicità ed effetti sub-letali dei co-formulanti e dei bagnanti fogliari), data anche la grande frequenza di trattamenti anticrittogamici effettuati in biologico piuttosto che in convenzionale (es. rame). Riassumendo, il periodo e la frequenza dei trattamenti, la tipologia di pesticidi utilizzati, le dosi, la biodisponibilità e le condizioni metereologiche rientrano tra i più importanti fattori che potrebbero aver causato la stessa abbondanza di ragni sulla chioma in vigneti biologici e convenzionali (Pekár and Kocourek, 2004; Pekár, 2012).

Osservando le preferenze dei gruppi funzionali dei ragni campionati sulla chioma per la tipologia di gestione si osserva che i cacciatori con ragnatele

aggrovigliate sono più abbondanti in vigneti convenzionali. Per le altre strategie di caccia, invece, non sono state evidenziate differenze significative tra l'abbondanza nei diversi sistemi colturali. Questo risultato sembra essere in parte in accordo con studi precedenti (Pekár and Kocourek, 2004; Pekár, 1999): anch'essi sostengono di aver riscontrato una maggiore abbondanza di ragni cacciatori con ragnatele aggrovigliate in campi convenzionali o in cui si fa maggior utilizzo di prodotti fitosanitari di origine sintetica. Questo risultato potrebbe essere dovuto ad almeno tre motivazioni. Per primo, dato che la via di esposizione ai fitofarmaci più comune per i ragni è il contatto (Mullière and Everts, 1991), la struttura tridimensionale e aggrovigliata delle ragnatele, la localizzazione interna alla vegetazione e le piccole dimensioni del ragno potrebbero aver protetto questo gruppo dai trattamenti fitosanitari (Pekar, 1999). In secondo luogo, si pensa che i prodotti fitosanitari utilizzati in agricoltura convenzionale potrebbero essere meno selettivi nei confronti di questo gruppo di predatori: la selettività dei pesticidi è uno dei capisaldi della fitoiatria integrata e alcune ricerche mettono in evidenza questi effetti anche sui ragni (Pekár, 1998, 1999; Pozzebon et al., 2015; Markó et al., 2009). Infine, non è da escludere che questo gruppo di cacciatori (nei nostri campionamenti appartenenti principalmente alla famiglia Theridiidae), possa aver sviluppato delle resistenze ai prodotti fitosanitari di sintesi utilizzati in convenzionale (Pekar, 1999; Pekár, 2012). La popolazione di Theridiidae in vigneto, potrebbe dunque essere il risultato di una selezione resistente ai pesticidi convenzionali, ma non a quelli utilizzati in biologico. Però, non vi sono molti studi che supportano questa ipotesi: se la letteratura è ricca di ricerche che osservano la presenza di acari resistenti a numerose sostanze attive (Leeuwen et al., 2010), ancora pochi riconoscono la selezione di ragni resistenti (Pekár, 2012).

4.3 La gestione dell'interfilare

Lo sfalcio frequente allo scopo di mantenere la copertura erbacea presente in vigneto sempre bassa su tutti i filari ha avuto un impatto negativo sull'abbondanza di ragni predatori attivi al suolo, ma solo in vigneti convenzionali. Ciò conferma l'importanza della gestione del cotico erboso nel favoreggiamento e nel mantenimento della biodiversità in vigneto (Burgio et al., 2016; Winter et al., 2018) e evidenzia gli effetti che essa può avere sulla comunità attiva al suolo, che sembrava meno influenzata rispetto a quella della chioma (Horton et al., 2003; Sommaggio et al., 2018).

Questi risultati, come i precedenti discussi nel sottocapitolo della gestione colturale, potrebbero essere dovuti alla differente gestione fitosanitaria tra vigneti biologici e convenzionali e, in più, alla preferenza dei ragni per un microhabitat ricco di luoghi di rifugio (Bruggisser, et al., 2010; Thomson and Hoffmann, 2007; Caprio et al., 2015; Thorbek and Bilde, 2004). Infatti, tenendo presente che numerose specie di ragni sono in grado di evitare superfici contaminate da pesticidi (Pekár and Haddad, 2005) e che i residui possono essere tossici ai predatori attivi al suolo (Pekár and Beneš, 2008; Graf et al., 2019) è possibile che essi abbiano evitato le parcelle sfalciate di frequente a causa delle minor possibilità di riparo dovuta a una struttura della vegetazione erbacea estremamente semplificata. Inoltre, il fatto che nella conduzione convenzionale si utilizzano prodotti fitosanitari mediamente più persistenti rispetto a quelli utilizzati nella conduzione biologica (Tacoli et al., 2017), spiegherebbe la riduzione dell'abbondanza di ragni solo in vigneti convenzionali. Dato che nelle parcelle sfalciate frequentemente tutta la superficie può essere stata contaminata dai pesticidi, sembra che i ragni abbiano preferito muoversi nelle zone caratterizzate dalla presenza di ripari dovuti alla maggiore altezza della vegetazione (sfalcio alternato) o alla presenza di residui in decomposizione provenienti dalla trinciatura del sovescio. Inoltre, anche l'abbondante presenza

di piante infestanti pioniere nelle parcelle gestite a sovescio, come per esempio *Setaria* spp., *Rumex* spp., *Chenopodium* spp., *Amaranthus* spp, *Artemisia* spp e *Erigeron annuus*, migliorando la copertura del suolo dato il loro rapido accrescimento potrebbero aver aumentato la complessità del microhabitat e la presenza di luoghi di rifugio. Infine, oltre alle precedenti ipotesi, è anche possibile che una minor disponibilità di prede nelle parcelle sfalciate basse in convenzionale possa aver ridotto l'abbondanza di ragni (Markó et al., 2009).

Mentre numerosi studi hanno evidenziato un forte impatto negativo delle lavorazioni del suolo nell'interfilare del vigneto sulle comunità di ragni (Pfungstmann et al., 2019; Sharley et al., 2008; Costello and Daane, 1998; Isaia et al., 2006), nei nostri campionamenti non si è evidenziato tale effetto. Infatti, ci si sarebbe potuto aspettare una riduzione del numero di ragni nelle parcelle seminate a sovescio, dato che queste avevano subito delle lavorazioni di preparazione del terreno sulla metà degli interfilari. Nonostante ciò, sembra chiaro che la ri-colonizzazione di individui successivamente al disturbo possa aver velocemente riportato la densità di ragni come prima della lavorazione, dato anche il lungo lasso di tempo trascorso dopo di essa (Markó et al., 2009). In più, la presenza di residui vegetali e di piante infestanti può aver favorito la permanenza dei ragni (Thorbek and Bilde, 2004; Thomson and Hoffmann, 2007).

La numerosità di specie di ragni campionati al suolo, invece, è la stessa in ogni trattamento del cotico erboso, indicando che le specie di ragno non sembrano avere preferenze per la tipologia di copertura vegetale. Questo risultato sembra in accordo con diversi studi effettuati in vigneto (Campbell et al., 2020; Markó and Keresztes, 2014). Kolb et al. (2020) e Costello and Daane (1998; 2003) riportano invece un effetto positivo della presenza e dell'altezza della copertura erbacea sulla diversità di ragni. In ogni caso, il differire dei nostri risultati potrebbero essere dovuto al limitato periodo di monitoraggio: per un effetto sulla

diversità in specie come quello osservato da Kolb et al. (2020), forse bisognerà aspettare più anni di gestione differenziata degli interfilari.

4.4 Il paesaggio

L'uso del suolo a scala di paesaggio non si è rivelato un fattore così importante nel definire le comunità di ragni in vigneto. La maggiore presenza di habitat seminaturale nei pressi dei siti, infatti, non ha influito sull'abbondanza di individui e di specie, né di quelle campionate mediante *pitfall* né sulla chioma. Ciò sembra confermare i risultati di Jeanneret et al. (2003), i quali sostengono che le comunità di ragni presenti negli ambienti agricoli siano maggiormente influenzate dalle pratiche agronomiche e dalla diversificazione colturale rispetto che dal paesaggio circostante.

I nostri risultati sono in accordo con quelli di alcuni studiosi (Caprio et al., 2015; Kolb et al., 2020), ma in disaccordo con Isaia et al. (2006) e Pfungstmann et al. (2019), che sostengono invece di aver riscontrato un'influenza del paesaggio sull'abbondanza e sulla diversità di ragni in vigneto. Considerando la numerosità di individui, il fatto di non aver evidenziato un'influenza positiva del paesaggio può essere dovuto alla presenza di specie di ragni molto abbondanti, autoctone e specializzate in vigneto, come i Lycosidae (es. genere *Pardosa*) al suolo o i Theridiidae (es. genere *Theridion*) sulla chioma (Isaia et al., 2006; Kolb et al., 2020). Considerando la diversità di specie dei ragni campionati mediante *pitfall*, invece, ci si sarebbe aspettato una maggiore influenza del paesaggio (vedi per esempio Rosas-Ramos et al. (2018) e Franin et al. (2016)). I nostri risultati, però, sarebbero in accordo con la metodologia e il sistema di campionamento: le *pitfall* sono state posizionate esclusivamente internamente alla coltivazione, distanti almeno 20 m dai bordi del campo. Considerando la dinamica di colonizzazione dei ragni dai bordi verso il centro della coltura, infatti, ci si aspettava che all'interno del campo non arrivassero numerose specie presenti nell'habitat seminaturale attiguo (Sackett et al., 2009). In queste aree seminaturali

esterne al campo, infatti, è riconosciuta la maggior presenza di biodiversità (Mestre et al., 2018; Rosas-Ramos et al., 2018). Questo risultato, dunque, può essere dovuto alla limitata dispersione di individui tra habitat differenti e dalla scala locale a cui rispondono i ragni (Nardi et al., 2019).

Il paesaggio sembra aver avuto un impatto maggiore se prendiamo in considerazione i gruppi funzionali. Ciò conferma che la presenza di un paesaggio circostante diversificato può avere degli effetti sui diversi gruppi o specie di predatori, come già dimostrato da altri studi effettuati in vigneto (Caprio et al., 2015; Isaia et al., 2006; Kolb et al., 2020). Il tratto funzionale che più sembra essere stato influenzato dalla complessità di paesaggio circostante al vigneto è la modalità di movimento dei ragni, come già evidenziato in altri studi (Gallé et al., 2019). Interessante notare che, in questo caso, la comunità di ragni del suolo e quella della chioma hanno risposto allo stesso modo: mentre ragni in grado di spostarsi più o meno frequentemente mediante il *ballooning* non hanno aumentato la loro abbondanza in funzione della maggiore presenza di habitat seminaturale, ragni che si muovono solo camminando sono risultati più numerosi in vigneti circondati da una maggiore copertura di bosco e prati stabili. L'unica differenza tra i ragni camminatori monitorati mediante pitfall o sulla chioma è stata la scala di paesaggio a cui hanno risposto: gli individui campionati con le *pitfall* hanno risposto a una scala minore (125 metri di raggio) rispetto a quelli di chioma (250 metri di raggio). Osservando la letteratura disponibile sembra che i ragni in grado di spostarsi tramite *ballooning* (Lyniphiidae, Araneide, in parte Theridiidae e Lycosidae nello stadio giovanile) siano in grado di colonizzare aree più ampie e omogenee rispetto ai camminatori, come potrebbe essere un paesaggio a monocultura di vigneto (Pekár, 2012; Tschardt et al., 2005; Gallé et al., 2019). Infatti, i principali fattori che sembrano incidere sulla colonizzazione degli ambienti agricoli per i ragni in grado di spostarsi mediante il *ballooning* sono la presenza e la direzione del vento (Bell et al., 2005).

In questo modo, per loro, risulta più facile conquistare omogeneamente ambienti aperti come il vigneto, anche in minor presenza di habitat seminaturale (Gallé et al., 2019). Il *ballooning* in sé, infatti, sembra una strategia evoluta per l'esplorazione e la dispersione in habitat omogenei e disturbati (Schellhorn et al., 2014). Per discutere i nostri risultati è necessario prendere in esame anche la velocità di ri-colonizzazione del campo dopo un disturbo, come ad esempio i trattamenti insetticidi di fine giugno. Mentre i ragni che adoperano il *ballooning* sono in grado di ri-colonizzare in alcuni giorni un habitat disturbato, i camminatori possono metterci più tempo (Markó et al., 2009; Pekár, 2012). Considerando i trattamenti fitosanitari di fine giugno, quindi, la presenza di maggiori aree seminaturali nei pressi del vigneto può aver facilitato la ripresa della comunità di ragni camminatori (soprattutto di individui giovani) molto di più rispetto a quelli che si muovono con *ballooning*. Infatti, questi habitat sono considerati luoghi di rifugio e di svernamento di numerose specie di ragno, dalle quali possono migrare verso la coltura (Franin et al., 2016; Markó et al., 2009; Mestre et al., 2018; Rosas-Ramos et al., 2018).

Infine, un risultato interessante è quello di aver evidenziato un marginale effetto positivo del paesaggio sulla diversità in specie, ma solo in vigneti convenzionali. Ciò, però, non sembra avere riscontri in letteratura. La ricchezza in specie, infatti, rimane costante in vigneti biologici circondati da più o meno paesaggio seminaturale. In vigneti convenzionali, invece, si è riscontrato un leggero effetto positivo dell'aumento dell'habitat seminaturale, quasi ad indicare che le infrastrutture ecologiche nei pressi del vigneto possano fungere da "misura di mitigazione" della diversità in specie, ma solo in ambienti più ostili.

5. Conclusione

Il vigneto, a causa della sua struttura spaziale, è una coltura in grado di ospitare una comunità di ragni relativamente ricca in specie. Nonostante sia un habitat caratterizzato da elevati disturbi antropici, numerose specie di ragni predatori attivi al suolo e cacciatori sulla chioma sono in grado di colonizzare e stabilirsi su questa coltura. È importante preservare e se possibile migliorare questa diversità, in virtù della molteplicità di servizi ecosistemici che essa può fornire (per esempio migliorati equilibri biologici e un conseguente maggior controllo biologico dei fitofagi dannosi).

La principale limitazione di questo studio potrebbe essere stata il periodo di campionamento: in questa tesi si è monitorata esclusivamente la comunità di ragni in vigneto relativa al mese di luglio 2020. Considerando che i ragni possono mostrare un andamento di numerosità in specie e abbondanza di individui molto diversificato lungo il corso dell'anno (Pedro et al., 2020), si pensa che i risultati evidenziati potrebbero non essere gli stessi in altri momenti della stagione. Per avere una *fotografia* più ampia e completa della comunità di ragni in vigneto e dei fattori che incidono su di essa bisognerebbe prendere in considerazione più periodi di monitoraggio sparsi nell'arco del tempo.

5.1 L'impatto della gestione agronomica: quali prospettive?

In un'ottica di aumento e di conservazione della biodiversità, la conduzione biologica del vigneto e una gestione meno intensiva del cotico erboso (caratterizzata da un minor numero di sfalci durante la stagione) dovrebbero essere pratiche da incoraggiare per una gestione agronomica più sostenibile. Il ricorso a pochi trattamenti fitosanitari, l'utilizzo di sostanze attive meno persistenti nell'ambiente, principi attivi meno selettivi nei confronti degli artropodi utili e una gestione dell'agroecosistema che privilegi i luoghi di rifugio

dovrebbero essere tra le principali tecniche su cui si dovrebbe basare questa *sostenibilità*.

Per la loro risposta ai disturbi dovuti alle pratiche agricole questa tesi conferma l'utilizzo della comunità di ragni del suolo come un buon gruppo di bioindicatori (Birkhofer et al., 2018). Il fatto che la comunità risponda maggiormente ai disturbi legati alla gestione agronomica rispetto all'uso del suolo a livello di paesaggio sembrerebbe confermare i risultati di Jeanneret et al., 2003, il quale sostiene che sia, appunto, la gestione agronomica il principale ostacolo alla colonizzazione dei ragni negli agroecosistemi.

Una maggiore abbondanza e diversità di specie di ragni predatori attivi al suolo in vigneti biologici potrebbe significare un maggiore controllo biologico in essi rispetto ai vigneti convenzionali. La diversità e l'abbondanza, infatti, sono considerati tra i più importanti fattori che aumentano il controllo biologico mediato dai ragni (Dainese et al., 2019; Greenop et al., 2018; Marc and Canard, 1997; Michalko, Pekár, and Dul, 2019; Symondson et al., 2002). Nonostante ciò, si pensa che sia la comunità di ragni di chioma quella più implicata nel controllo dei fitofagi della vite. In questa tesi, quindi, considerando la stessa abbondanza di ragni predatori sulla chioma in vigneti biologici e convenzionali, non possiamo affermare con certezza che via sia un maggiore controllo biologico dei fitofagi economicamente dannosi in una delle gestioni colturali. Inoltre, per avere una reale quantificazione, sarebbe stato necessario analizzare anche la presenza di fitofagi dannosi, le loro interazioni con i ragni e gli effetti sulla *fitness* e produttività della coltura. Ciò è molto complesso, considerando anche la difficoltà di studio dei ragni negli ambienti naturali e agricoli.

Questa tesi cerca di mettere l'accento sulla selettività delle diverse gestioni colturali nel favorire i differenti gruppi funzionali dei ragni. Come osservato da Cardoso et al. (2011) la diversità di questi gruppi è notevole: i ragni sono caratterizzati da numerose strategie adattative nella predazione dei più disparati

artropodi. Da questa diversità di strategie di caccia, può scaturire, quindi, una notevole selettività di preda. Considerando l'approccio utilizzato da Michalko and Pekár, (2016) possiamo concludere, quindi, che la presenza di diverse abbondanze tra le strategie di caccia in vigneti biologici e convenzionali potrebbe esplicitarsi in differenze sostanziali nella tipologia di prede consumate nelle due tipologie di gestione. Nella comunità di chioma, per esempio, la maggior abbondanza di cacciatori con ragnatele aggrovigliate in vigneti convenzionali potrebbe portare alla predazione di un maggior numero di piccoli insetti volatori, come Ditteri, Imenotteri o Emitteri, rispetto ai vigneti biologici. Nonostante ciò, le conoscenze a riguardo sono ancora parziali: cercare di comprendere quali siano le diete dei diversi gruppi di predatori, o delle singole specie di ragno, è di sicuro un buon proposito per il futuro. Una volta comprese queste differenze, si potrebbe cercare di favorire quei gruppi funzionali maggiormente implicati nella predazione dei fitofagi della vite.

5.2 L'influenza del paesaggio: consigli pratici

Anche se il paesaggio non è così influente nel definire le comunità di ragni in vigneto, sono stati evidenziati dei risultati di come esso possa avere degli effetti sui diversi gruppi di ragni. In particolare, la presenza di aree seminaturali attigue al vigneto (bosco, siepi e prato stabile) sembra favorire numericamente i ragni che si spostano solo camminando. In più, non sono stati osservati effetti negativi del paesaggio su altri ragni: ciò indicherebbe la capacità del paesaggio nel regolare la presenza di alcuni gruppi, senza intaccare l'attività di altri gruppi funzionali. Quindi, la presenza attigua al vigneto di fasce di rispetto più ampie, zone boschive, siepi e di prati stabili assieme a una dimensione più ridotta del campo, potrebbero essere considerate interessanti misure utili nella regolazione della comunità anche all'interno della coltura. L'utilizzo di queste infrastrutture ecologiche, come già evidenziato in altri studi, potrebbe essere un buon metodo per facilitare la migrazione dei ragni dai bordi verso le colture, aumentando, per

esempio, la ripresa della comunità dopo lo svernamento o successivamente a un disturbo (Franin et al., 2016; Markó et al., 2009; Mestre et al., 2018).

Inoltre, osservando che i ragni predatori attivi di chioma in grado di spostarsi esclusivamente camminando (per esempio Cheirachantiidae, Thomisidae, Clubionidae, Philodromidae) sembrano particolarmente implicati nella predazione dei fitofagi della vite (Addante et al., 2003, 2008; Isaia et al., 2008; Michalko and Pekár, 2015), si potrebbe sospettare un maggiore controllo biologico nei vigneti attorno a cui sono presenti più infrastrutture ecologiche. Ciò nonostante, ad oggi, la maggior presenza di habitat seminaturale attorno ai campi agricoli non viene considerata una misura sufficiente per il controllo dei fitofagi delle colture, e altre tipologie di protezione si rendono necessarie per garantire la produttività della coltivazione (Karp et al., 2018).

Infine, il fatto di aver riscontrato che la presenza di habitat seminaturali possa essere una lieve “misura di mitigazione” della diversità in specie, ma solo in vigneti convenzionali, è un risultato interessante. Ciò porterebbe a suggerire due conclusioni. Per primo, si osserva che le infrastrutture ecologiche nei pressi del vigneto sembrano favorire maggiormente la ricchezza in specie delle comunità di ragni presenti in ambienti più ostili, quali i vigneti convenzionali. In secondo luogo, si pensa che i vigneti biologici possano ospitare una comunità di ragni più simile a quella presente negli habitat seminaturali extra-agricoli: per confermare questi risultati, però, sarebbero necessarie analisi più approfondite e una metodologia di campionamento che prenda in considerazione anche le comunità esterne al vigneto.

Bibliografia

- Addante, R., Gioia, S. Di, Calculli, C., Pollice, A. (2008). The impact of spiders (Araneae) on Lobesia botrana (Denis & Schiffermüller) population density. *Integrated Protection in Viticulture IOBC/Wprs Bulletin Vol. 36, 2008 IOBC/Wprs Bulletin Vol. 36, 2008, 36, 221–231.*
- Addante, R., Moleas, T., Ranieri, G. (2003). Preliminary investigations on the interaction between spiders (Araneae) and grapevine moth (Lobesia botrana (Denis et Schiffermüller)) populations in Apulian vineyards. *Integrated Protection and Production in Viticulture IOBC/Wprs Bulletin Vol. 26 (8) 2003, (January), 111–115.*
- Altieri, M. A., Nicholls, C. I., Wilson, H., Miles, A. (2010). Habitat Management in Vineyards, 21.
- ARPAV. (2010). Cartografia Climatica Periodo 1993-2008.
- ARPAV. (2011). Cartografia Pluviometrica Periodo 1981-2010.
- Association, Q. (2020). QGIS - Geographic Information System. Tratto da <http://www.qgis.org>
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K. M., Samu, F., Tschamntke, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 146(1), 130–136.* <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018>
- Bell, J. R., Bohan, D. A., Shaw, E. M., Weyman, G. S. (2005). Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research, 95(2), 69–114.* <https://doi.org/10.1079/ber2004350>
- Bell, J. R., Haughton, A. J., Boatman, N. D., Wilcox, A. (2002). Do incremental increases of the herbicide glyphosate have indirect consequences for spider communities?, (30), 288–297. [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2002\)030](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2002)030)
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology, 42(2), 261–269.* <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>

- Birkhofer, K., Endlweber, K., Lubin, Y. D., Berg, K. Von, Wise, D. H., Scheu, S. (2008). Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat, (April), 249–255. <https://doi.org/10.1017/S0007485308006019>
- Birkhofer, K., Entling, M. H., Lubin, Y. (2013). 120_Agroecology: Trait composition, spatial relationships, trophic interactions. D. Penney (Ed.), *Spider Research in the 21st Century: Trends & Perspectives*, 220–228.
- Birkhofer, K., Rusch, A., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Dänhardt, J., Ekbom, B., ... Smith, H. G. (2018). A framework to identify indicator species for ecosystem services in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 91(September 2017), 278–286. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.018>
- Borsato, E., Zucchini, M., D’Ammaro, D., Giubilato, E., Zabeo, A., Criscione, P., ... Marinello, F. (2020). Use of multiple indicators to compare sustainability performance of organic vs conventional vineyard management. *Science of the Total Environment*, 711, 135081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135081>
- Bruggisser, O. T., Schmidt-entling, M. H., Bacher, S. (2010). Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. *Biological Conservation*, 143(6), 1521–1528. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.034>
- Burgio, G., Marchesini, E., Reggiani, N., Montepaone, G., Schiatti, P., Sommaggio, D. (2016). Habitat management of organic vineyard in Northern Italy: The role of cover plants management on arthropod functional biodiversity. *Bulletin of Entomological Research*, 106(6), 759–768. <https://doi.org/10.1017/S0007485316000493>.
- Campbell, J. W., Milne, M., Dinh, B. T., Daniels, J. C., Ellis, J. D. (2020). Spider (Araneae) abundance and species richness comparison between native wildflower plantings and fallow controls in intensively managed agricultural areas. *Arthropod-Plant Interactions*, 14(2), 263–274. <https://doi.org/10.1007/s11829-019-09725-9>
- Caprio, E., Nervo, B., Isaia, M., Allegro, G., Rolando, A. (2015). Organic versus conventional systems in viticulture : Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural*

- Systems*, 136, 61–69. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.009>
- Cardoso, P., Jocque, R., Coddington, Jonathan A Peka, S. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders, 6(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>
- Chatterjee, S., Isaia, M., Venturino, E. (2009). Spiders as biological controllers in the agroecosystem. *Journal of Theoretical Biology*, 258(3), 352–362. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2008.11.029>
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., Tschardtke, T. (2005). Spider diversity in cereal fields: Comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32(11), 2007–2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01367.x>
- Clymans, R., Vrancken, K., Bylemans, D., Beliën, T. (2015). Side-effects on spiders of plant protection products commonly used during spring and autumn in Belgian pear production. *Acta Horticulturae*, 1094, 451–456. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2015.1094.59>
- Costello, M. J., Daane, K. M. (1998). Influence of ground cover on spider populations in a table grape vineyard, 33–40.
- Costello, M. J., Daane, K. M. (2003). Spider and Leafhopper (*Erythroneura* spp.) Response to Vineyard Ground Cover. *Environmental Entomology*, 32(5), 1085–1098. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.5.1085>
- D’Alberto, C. F., Hoffmann, A. A., Thomson, L. J. (2012). Limited benefits of non-crop vegetation on spiders in Australian vineyards: Regional or crop differences? *BioControl*, 57(4), 541–552. <https://doi.org/10.1007/s10526-011-9435-x>
- Daane, K. M., Hogg, B. N., Wilson, H., Yokota, G. Y. (2018). Native grass ground covers provide multiple ecosystem services in Californian vineyards. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2473–2483. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13145>
- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., ... Tschumi, M. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production, 1–14.
- Pedro, L., Ortín-Angulo, M. C., Miñano, J., López-Gallego, E., Sanchez, J. A. (2020). Structure of the Assemblages of Spiders in Mediterranean Pear Orchards and the Effect of Intensity of Spraying. *Insects*, 11(9),

553. <https://doi.org/10.3390/insects11090553>
- Decreto Ministeriale n° 32442 31/05/2000 - “Misure per la lotta obbligatoria contro la Flavescenza Dorata della vite” (2000).
- Direttiva 2009/128/CE - Uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, Gazzetta ufficiale delle Comunità europee § (2009).
- Drieu, R., Rusch, A. (2017). Conserving species-rich predator assemblages strengthens natural pest control in a climate warming context. *Agricultural and Forest Entomology*, 19(1), 52–59. <https://doi.org/10.1111/afe.12180>
- Eggs, B., Sanders, D. (2013). Herbivory in spiders: The importance of pollen for orb-weavers. *PLoS ONE*, 8(11), 1–5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082637>
- Entling, W., Schmidt, M. H., Bacher, S., Brandl, R., Nentwig, W. (2007). Niche properties of Central European spiders : shading , moisture and the evolution of the habitat niche, 440–448. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00305.x>
- Franin, K., Barić, B., Kuštera, G. (2016). The role of ecological infrastructure on beneficial arthropods in vineyards. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 14(1). <https://doi.org/10.5424/sjar/2016141-7371>
- Froidevaux, J. S. P., Louboutin, B., Jones, G. (2017). Does organic farming enhance biodiversity in Mediterranean vineyards ? A case study with bats and arachnids. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 249(August), 112–122. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.012>
- Gallé, R., Császár, P., Makra, T., Gallé-Szpisjak, N., Ladányi, Z., Torma, A., ... Szilassi, P. (2018). Small-scale agricultural landscapes promote spider and ground beetle densities by offering suitable overwintering sites. *Landscape Ecology*, 33(8), 1435–1446. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0677-1>
- Gallé, R., Happe, A. K., Baillod, A. B., Tschardtke, T., Batáry, P. (2019). Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology*, 56(1), 63–72. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13257>
- Gámez-Virués, S., Perović, D. J., Gossner, M. M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., ... Westphal, C. (2015). Landscape simplification filters

- species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
- Graf, N., Battes, K. P., Cimpean, M., Dittrich, P., Entling, M. H., Link, M., ... Schäfer, R. B. (2019). Do agricultural pesticides in streams influence riparian spiders? *Science of the Total Environment*, 660, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.370>
- Greenop, A., Woodcock, B. A., Wilby, A., Cook, S. M., Pywell, R. F. (2018). Functional diversity positively affects prey suppression by invertebrate predators: a meta-analysis. *Ecology*, 99(8), 1771–1782. <https://doi.org/10.1002/ecy.2378>
- Hanna, C., Hanna, C. (2014). Sublethal pesticide exposure disrupts courtship in the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae). *Journal of Applied Entomology*, 138(1–2), 141–148. <https://doi.org/10.1111/jen.12081>
- Hanna, R., Zalom, F. G., Roltsch, W. J. (2003). Relative impact of spider predation and cover crop on population dynamics of *Erythroneura variabilis* in a raisin grape vineyard, 2, 177–191.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122(1), 113–130. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Horton, D. R., Broers, D. A., Lewis, R. R., Granatstein, D., Zack, R. S., Unruh, T. R., ... Brown, J. J. (2003). Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards, 135–145.
- Isaia, M., Bona, F., Badino, G. (2006). Influence of landscape diversity and agricultural practices on spider assemblage in Italian vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). *Environmental Entomology*, 35(2), 297–307. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-35.2.297>
- Isaia, M., Beikes, S., Paschetta, M., Sarvajayakesavalu, S., Badino, G. (2008). Spiders as potential biological controllers in apple orchards infested by *Cydia* spp. (Lepidoptera: Tortricidae). In *European Arachnology 2008* (W. Nentwig, M. Entling & C. Kropf eds.) (pp. 79–88.).

- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Luka, H. (2003). Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 311–320. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00091-4)
- Jocqué, R., Alderweireldt, M. (2005). Lycosidae: the grassland spiders, 2005(1), 125–130.
- Karp, D. S., Chaplin-kramer, R., Meehan, T. D., Martin, E. A., Declerck, F., Grab, H., ... Tricault, Y. (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition, 115(33). <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Kolb, S., Uzman, D., Leyer, I., Reineke, A., Entling, M. H. (2020). Differential effects of semi-natural habitats and organic management on spiders in viticultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 287(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106695>
- Korenko, S., Niedobová, J., Kolářová, M., Hamouzová, K., Kysilková, K., Michalko, R. (2016). The effect of eight common herbicides on the predatory activity of the agrobiont spider *Pardosa agrestis*. *BioControl*, 61(5), 507–517. <https://doi.org/10.1007/s10526-016-9729-0>
- Krauss, J., Gallenberger, I., Steffan-Dewenter, I. (2011). Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PLoS ONE*, 6(5), 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019502>
- Landis, D. A., Wratten, S. D., M. Gurr, G. (2000). Habitat Management To Conserve Natural Enemies Of Arthropod Pests In Agriculture. *Annu. Rev. Entomol*, 175–201.
- Lang, A. (2003). Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia*, 134(1), 144–153. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1091-5>
- Leccia, F., Kysilková, K., Kolářová, M., Hamouzová, K., Líznarová, E., Korenko, S. (2016). Disruption of the chemical communication of the European agrobiont ground-dwelling spider *Pardosa agrestis* by pesticides. *Journal of Applied Entomology*, 140(8), 609–616. <https://doi.org/10.1111/jen.12288>

- Leeuwen, T. Van, Vontas, J., Tsagkarakou, A., Dermauw, W., Tirry, L. (2010). Acaricide resistance mechanisms in the two-spotted spider mite *Tetranychus urticae* and other important Acari : A review. *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, 40(8), 563–572. <https://doi.org/10.1016/j.ibmb.2010.05.008>
- Lefebvre, M., Franck, P., Toubon, J. F., Bouvier, J. C., Lavigne, C. (2016). The impact of landscape composition on the occurrence of a canopy dwelling spider depends on orchard management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 215, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.003>
- Lichtenberg, E. M., Kennedy, C. M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., ... Crowder, D. W. (2017). A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23(11), 4946–4957. <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>
- Macías-Hernández, N., Ramos, C., Domènech, M., Febles, S., Santos, I., Arnedo, M. A., ... Cardoso, P. . (2020). A database of functional traits for spiders from native forests of the Iberian Peninsula and Macaronesia. *Biodiversity Data Journal*, 8: e49159. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e49159>
- Maloney, D., Drummond, F. A., Maloney, D. (2003). Spider Predation in Agroecosystems : Can Spiders Effectively Control Pest Populations ?, (August).
- Mansour, F., Heimbach, U., Wehling, A. (1992). Effects of pesticide residues on ground-dwelling lycosid and micryphantid spiders in laboratory tests, 20, 195–202.
- Mansour, F., Rosen, D., Shulov, A. (1980). A survey of spider population (Aranaea) in sprayed and unsprayed apple orchards in Israel and their ability to feed on larvae of *Spodoptera littoralis*. *Oecol. Applic.*, 1(2), 189–197.
- Marc, P., Canard, A. (1997). Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 63(2–3), 229–235. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(96\)01133-4](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(96)01133-4)

- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1–3), 229–273. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00038-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00038-9)
- Markó, V., Keresztes, B. (2014). Flowers for better pest control? Ground cover plants enhance apple orchard spiders (Araneae), but not necessarily their impact on pests. *Biocontrol Science and Technology*, 24(5), 574–596. <https://doi.org/10.1080/09583157.2014.881981>
- Markó, V., Keresztes, B., Fountain, M. T., Cross, J. V. (2009). Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biological Control*, 48(2), 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.10.002>
- Marliac, G., Simon, S., Mazzia, C., Penvern, S., Lescourret, F., Capowiez, Y. (2015). Increased grass cover height in the alleys of apple orchards does not promote *Cydia pomonella* biocontrol. *BioControl*, 60(6), 805–815. <https://doi.org/10.1007/s10526-015-9687-y>
- Mestre, L., Schirmel, J., Hetz, J., Kolb, S., Sonja, C. P., Amato, M., ... Entling, M. H. (2018). Both woody and herbaceous semi-natural habitats are essential for spider overwintering in European farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 267(August), 141–146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.018>
- Mgocheki, N., Addison, P. (2009). Interference of ants (Hymenoptera : Formicidae) with biological control of the vine mealybug *Planococcus ficus* (Signoret) (Hemiptera : Pseudococcidae). *Biological Control*, 49(2), 180–185. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.02.001>
- Michalko, R., Pekár, S. (2015). The biocontrol potential of *Philodromus* (Araneae, Philodromidae) spiders for the suppression of pome fruit orchard pests. *Biological Control*, 82, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.12.001>
- Michalko, R., Pekár, S. (2016). Different hunting strategies of generalist predators result in functional differences. *Oecologia*, 181(4), 1187–1197. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3631-4>
- Michalko, R., Pekár, S., Dul, M. (2019). Global patterns in the biocontrol efficacy of spiders: A meta - analysis, (March), 1366–1378. <https://doi.org/10.1111/geb.12927>

- Michalko, R., Pekár, S., Entling, M. H. (2019). An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia*, 189(1), 21–36. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4313-1>
- Mullière, W. C., Everts, J. W. (1991). Uptake and Elimination of [‘ 4C] Deltamethrin by *Oedothorax apicatus* (Arachnida ; Erigonidae) with Respect to Bioavailability, 34(191), 27–34.
- Nardi, D., Lami, F., Pantini, P., Marini, L. (2019). Using species-habitat networks to inform agricultural landscape management for spiders. *Biological Conservation*, 239(September), 108275. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108275>
- Nentwig, W., Blick, T., Bosmans, R., Daniel, G., Ambros Kropf, H. C. (2020). araneae - Spiders of Europe. Tratto da <https://araneae.nmbe.ch/>
- Nyffeler, M., Birkhofer, K. (2017). An estimated 400-800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. *Science of Nature*, 104(3–4). <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1440-1>
- Nyffeler, M., Sunderland, K. D. (2003). Composition , abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems : a comparison of European and US studies, 95, 579–612.
- Pantini, P., Isaia, M. (2020). Araneae.it - The Catalog of Italian Spider. Tratto da <https://www.araneae.it/>
- Pekar, S. (1999). Foraging mode: A factor affecting the susceptibility of spiders (Araneae) to insecticide applications. *Pesticide Science*, 55(11), 1077–1082. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9063\(199911\)55:11<1077::AID-PS55>3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199911)55:11<1077::AID-PS55>3.0.CO;2-T)
- Pekár, S., Beneš, J. (2008). Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). *Journal of Applied Entomology*, 132(8), 614–622. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2008.01294.x>
- Pekár, S., Kocourek, F. (2004). Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128(8), 561–566. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2004.00884.x>
- Pekár, S. (1998). Effect of selective insecticides on the beneficial spider community of a pear orchard in the Czech Republic.

- Pekár, S. (1999). Effect of IPM practices and conventional spraying on spider population dynamics in an apple orchard. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 73(2), 155–166. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00024-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00024-9)
- Pekár, S. (2005). Predatory characteristics of ant-eating Zodarion spiders (Araneae : Zodariidae): Potential biological control agents, 34, 196–203. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.05.008>
- Pekár, S. (2012). Spiders (Araneae) in the pesticide world : an ecotoxicological review Stanó Pek ar, (August), 1438–1446. <https://doi.org/10.1002/ps.3397>
- Pekár, S., Haddad, C. R. (2005). Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues? *Pest Management Science*, 61(12), 1179–1185. <https://doi.org/10.1002/ps.1110>
- Pekár, S., Michalko, R., Loverre, P., Líznavá, E., Černecká, L. (2015). Biological control in winter: Novel evidence for the importance of generalist predators. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 270–279. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12363>
- Petcharad, B., Košulič, O., Michalko, R. (2018). Insecticides alter prey choice of potential biocontrol agent Philodromus cespitum (Araneae, Philodromidae). *Chemosphere*, 202, 491–497. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.134>
- Pfingstmann, A., Paredes, D., Buchholz, J., Querner, P., Bauer, T., Strauss, P., ... Zaller, J. (2019). Contrasting Effects of Tillage and Landscape Structure on Spiders and Springtails in Vineyards. *Sustainability - MDPI*, 1–14.
- Pompozzi, G., Copperi, S., Fernández Campón, F., Lagos Silnik, S., García, S., Peralta, A., Albrecht, E. (2020). The use of artificial habitats increases spider abundance and richness in a vineyard of Argentina. *BioControl*, 5. <https://doi.org/10.1007/s10526-020-10056-5>
- Pozzebon, A., Tirello, P., Moret, R., Pederiva, M., Duso, C. (2015). A Fundamental Step in IPM on Grapevine: Evaluating the Side Effects of Pesticides on Predatory Mites, 847–857. <https://doi.org/10.3390/insects6040847>

- Prischmann, D. A., James, D. G., Wright, L. C., Teneyck, R. D., Snyder, W. E. (2005). Effects of chlorpyrifos and sulfur on spider mites (Acari: Tetranychidae) and their natural enemies. *Biological Control*, 33(3), 324–334. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.03.008>
- Puig-Montserrat, X., Stefanescu, C., Torre, I., Palet, J., Fàbregas, E., Dantart, J., ... Flaquer, C. (2017). Effects of organic and conventional crop management on vineyard biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 243(February), 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.005>
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (2020). Tratto da <https://www.r-project.org/>
- Reganold, J. P., Wachter, J. M. (2016). Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, 2(February), 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Regolamento (CE) N. 834/2007, 2007 Gazzetta ufficiale dell'Unione europea § (2007).
- Riechert, S. E., Lockley, T. (1984). Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology*. Vol. 29, 299–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.29.010184.001503>
- Riechert, S., Harp, J. (1987). Nutritional ecology of spiders. In Rodriguez JG, Slansky F (eds) *Nutritional ecology of insects mites and spiders*. Wiley, New York (pp. 645–672).
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J., Asís, J. D. (2018). Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(March), 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026>
- Sackett, T. E., Buddle, C. M., Vincent, C. (2009). Dynamics of spider colonization of apple orchards from adjacent deciduous forest. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129(1–3), 144–148. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.005>
- Sáenz-romo, M. G., Veas-bernal, A., Martínez-garcía, H., Campos-herrera, R., Ibáñez-pascual, S., Martínez-villar, E., Pérez-moreno, I. (2019).

- Ground cover management in a Mediterranean vineyard: Impact on insect abundance and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 283(March), 106571.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106571>
- Samu, F., Vollrath, F. (1992). Spider orb web as bioassay for pesticide side effects. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 62(2), 117–124.
<https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1992.tb00650.x>
- Samu, Ferenc. (2003). Foraging in agricultural fields: local ‘ sit-and-move ’ strategy scales up to risk-averse habitat use in a wolf spider, 939–947.
<https://doi.org/10.1006/anbe.2003.2265>
- Sánchez-bayo, F., Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers, 232(January), 8–27.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Schellhorn, N. A., Bianchi, F. J. J. A., Hsu, C. L. (2014). Movement of Entomophagous Arthropods in Agricultural Landscapes: Links to Pest Suppression. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-161952>
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., Tschardtke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 281–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x>
- Schmidt, M. H., Thies, C., Nentwig, W., Tschardtke, T. (2008). Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 35(1), 157–166.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01774.x>
- Schmidt, M. H., Tschardtke, T. (2005). The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105(1–2), 235–242.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.03.009>
- Sharley, D. J., Hoffmann, A. A., Thomson, L. J. (2008). The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard, 233–243.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00376.x>
- Sommaggio, D., Paoletti, G. M. (2018). I ragni. In *Gli invertebrati come bioindicatori di un paesaggio sostenibile* (p. Capitolo 6. I ragni, pp.93–110).

- Sommaggio, D., Peretti, E., Burgio, G. (2018). The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. *BioControl*, 63(6), 795–806. <https://doi.org/10.1007/s10526-018-09907-z>
- Sunderland, K., Samu, F. (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 95(1), 1–13. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x>
- Symondson, W. O. C., Sunderland, K. D., Greenstone, M. H. (2002). Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review Entomology*, 47, 561–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145240>
- T.I.Ge.S.Vi. (2020). Tratto da <https://www.tigesvi.com/>
- Tacoli, F., Mori, N., Pozzebon, A., Cargnus, E., Da Vià, S., Zandigiaco, P., ... Pavan, F. (2017). Control of scaphoideus titanus with natural products in organic vineyards. *Insects*, 8(4), 1–10. <https://doi.org/10.3390/insects8040129>
- Thomson, L. J., Hoffmann, A. A. (2007). Effects of ground cover (straw and compost) on the abundance of natural enemies and soil macro invertebrates in vineyards. *Agricultural and Forest Entomology*, 9(3), 173–179. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2007.00322.x>
- Thorbeck, T., Bilde, P. (2004). Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management, 526–538.
- Traugott, M., Bell, J. R., Raso, L., Sint, D., Symondson, W. O. C. (2012). Generalist predators disrupt parasitoid aphid control by direct and coincidental intraguild predation. *Bulletin of Entomological Research*, 102(2), 239–247. <https://doi.org/10.1017/S0007485311000551>
- Trotta, A. (2005). *Introduzione ai ragni italiani*.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Turney, S., Buddle, C. M. (2019). Body size mediates the relationship between spider (Arachnida: Araneae) assemblage composition and prey consumption rate: results of a mesocosm experiment in the

Yukon, Canada. *Oecologia*, 189(3), 757–768.
<https://doi.org/10.1007/s00442-019-04346-8>

Weibull, A., Orjan, O., Grandqvist, A. (2003). Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 1(12), 1335–1355.

Winter, S., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Paredes, D., Popescu, D., ... Batáry, P. (2018). Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2484–2495.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13124>

Allegato 1: Elenco delle specie campionate

Specie	Maschio	Femmina	Totale	Prima segnalazione per il Veneto ¹	Note ²
CAMPIONAMENTO PITFALL					
Agelenidae	7	7	14		esclusa dalle analisi
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	1		1		
<i>Tegenaria hasperi</i> (Chyzer, 1897)	5	7	12		
<i>Textrix caudata</i> (L. Koch, 1872)	1		1		
Araneidae		1	1		esclusa dalle analisi
<i>Neoscona subfusca</i> (C. L. Koch, 1837)		1	1		
Dysderidae	14	9	23		predatori specialisti di porcellini di terra
<i>Dasumia canestrinii</i> (L. Koch, 1876)		1	1		
<i>Dysdera crocata</i> (C. L. Koch, 1838)	13	4	17		
<i>Dysdera granulata</i> (Kulczyński, 1897)	1	3	4		specie endemica
<i>Dysdera</i> sp.		1	1		
Gnaphosidae	57	321	378		
<i>Civizelotes caucasius</i> (L. Koch, 1866)	18	20	38		
<i>Civizelotes pygmaeus</i> (Miller, 1943)		6	6		
<i>Drassyllus pumilus</i> (C. L. Koch, 1839)	6	125	131		
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)		1	1		
<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)		2	2		
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)		15	15		
<i>Echemus angustifrons</i> (Westring, 1861)	1	2	3		
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)		16	16		
<i>Marinarozelotes mutabilis</i> (Simon, 1878)	2	15	17		
<i>Micaria micans</i> (Blackwall, 1858)		1	1		
<i>Nomisia exornata</i> (C. L. Koch, 1839)	1	22	23		predatore specialista di formiche
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	9	5	14		specie rara
<i>Scotophaeus blackwalli</i> (Thorell, 1871)		1	1		
<i>Scotophaeus scutulatus</i> (L. Koch, 1866)	1		1		rara in ambienti naturali

¹ Fonte: *database* fornito da Pantini and Isaia, (2020)

² Fonte: *database* fornito da Nentwig et al., (2020)

<i>Urozelotes rusticus</i> (L. Koch, 1872)	1	1		specie esotica, di origine Asiatica
<i>Zelotes atrocaeruleus</i> (Simon, 1878)	2	25	27	
<i>Zelotes exiguus</i> (Müller & Schenkel, 1895)		4	4	
<i>Zelotes hermani</i> (Chyzer, 1897)		4	4	specie rara
<i>Zelotes sp. A</i>		9	9	forse nuova specie, in fase di descrizione
<i>Zelotes tenuis</i> (L. Koch, 1866)	16	48	64	
Hahnidae		1	1	esclusa dalle analisi
<i>Hahnia sp.</i>		1	1	
Liocranidae	1	2	3	
<i>Agraecina lineata</i> (Simon, 1878)	1	1	2	
<i>Agroeca cuprea</i> (Menge, 1873)		1	1	
Lycosidae	521	683	1204	
<i>Arctosa personata</i> (L. Koch, 1872)		11	11	specie rara
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)		1	1	
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1817)	81	80	161	
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	1	2	3	
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	323	499	822	
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	103	50	153	
<i>Trochosa hispanica</i> (Simon, 1870)	1		1	
<i>Trochosa sp.</i>		10	10	
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	12	30	42	
Nesticidae	26	15	41	
<i>Eidmannella pallida</i> (Emerton, 1875)	26	15	41	specie esotica, Il segnalazione per l'Italia
Oxyopidae	1	1		esclusa dalle analisi
<i>Oxyopes lineatus</i> (Latreille, 1806)	1		1	
Philodromidae	2	12	14	
<i>Thanatus atratus</i> (Simon, 1875)	2	12	14	
Pholcidae		1	1	esclusa dalle analisi
<i>Pholcus opilionoides</i> (Schrank, 1781)		1	1	
Phrurolithidae	237	89	326	
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	229	85	314	
<i>Phrurolithus minimus</i> (C. L. Koch, 1839)	8	4	12	
Salticidae	15	28	43	
<i>Asianellus festivus</i> (C. L. Koch, 1834)		2	2	
<i>Chalcoscirtus infimus</i> (Simon, 1868)		7	7	

<i>Euophrys gambosa</i> (Simon, 1868)	2	2	
<i>Heliophanus tribulosus</i> (Simon, 1868)	1	1	
<i>Neaetha membrosa</i> (Simon, 1868)	4	4	
<i>Philaeus chrisops</i> (Poda, 1761)	1	1	specie rara
<i>Phlegra bresnieri</i> (Lucas, 1846)	12	2	14
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	1		1
<i>Pseudeuophrys</i> sp.		1	1
<i>Saitis barbipes</i> (Simon, 1868)	1	1	2
<i>Sibianor aurocintus</i> (Ohlert, 1865)		1	1
<i>Talavera aequipes</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	1	6	7
Scytoidea	3	3	esclusa dalle analisi
<i>Scytodes thoracica</i> (Latreille, 1802)	3		3
Tetragnathidae	2	2	4
<i>Pachygnata degeri</i> (Sundevall, 1830)	2	2	4
Thomisidae	1	2	3
<i>Ozyptila</i> sp.		1	1
<i>Xystichus kochi</i> (Thorell, 1872)	1	1	2
Titanoaecidae	177	55	232
<i>Nurscia albomaculata</i> (Lucas, 1846)	177	55	232
Trachelidae	2	2	esclusa dalle analisi
<i>Trachelas minor</i> (O. Pickard-Cambridge, 1872)	2		2
Zodaridae	5	28	33
			predatori specialisti di formiche
<i>Zodarion hamatum</i> (Wiehle, 1964)	4	13	17
			specie endemica
<i>Zodarion pusio</i> (Simon, 1914)	1	11	12
<i>Zodarion rubidum</i> (Simon, 1914)		4	4
Totale complessivo	1071	1256	2327
CAMPIONAMENTO CHIOMA - INDIVIDUI ADULTI			
Agelenidae	1	1	2
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	1	1	2
Araneidae	6	8	14
<i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772)	1	1	2
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	1	3	4
<i>Neoscona subfusca</i> (C. L. Koch, 1837)	3	4	7
<i>Nuctenea umbratica</i> (Clerck, 1757)	1		1
Cheiracanthiidae	1	1	2
<i>Cheiracanthium mildei</i> (L. Koch, 1864)		1	1
<i>Cheiracanthium pennyi</i> (O. Pickard-Cambridge, 1873)	1		1
Clubionidae	1	1	2

<i>Clubiona neglecta</i> (O. Pickard-Cambridge, 1862)	1	1	2
Linyphiidae	16	19	35
<i>Frontinellina frutetorum</i> (C. L. Koch, 1835)	12	14	26
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834)	1	1	2
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	3	4	7
Oxyopidae	1	1	
<i>Oxyopes lineatus</i> (Latreille, 1806)		1	1
Philodromidae	7	7	
<i>Philodromus aureulus</i> (Clerck, 1757)		7	7
Salticidae	1	7	8
<i>Carrhotus xanthogramma</i> (Latreille, 1819)		4	4
<i>Icius hamatus</i> (C. L. Koch, 1846)		1	1
<i>Philaeus chrysops</i> (Poda, 1761)	1	2	3
Theridiidae	10	14	24
<i>Episinus maculipes</i> (Cavanna, 1876)	1		1
<i>Euryopis episinoides</i> (Walckenaer, 1847)	5	8	13
<i>Parasteatoda tepidariorum</i> (C. L. Koch, 1841)	1		1
<i>Phylloneta impressa</i> (L. Koch, 1881)	1		1
<i>Theridion hannoniae</i> (Denis, 1945)	1		1
<i>Theridion hemerobium</i> (Simon, 1914)		1	1
<i>Theridion pinastri</i> (L. Koch, 1872)		2	2
<i>Theridion sp.</i>	1	3	4
Totale complessivo	36	59	95
CAMPIONAMENTO CHIOMA - TOTALE INDIVIDUI			
Agelenidae			2
Anyphaenidae			21
Araneidae			51
Cheirachantidae			214
Clubionidae			19
Gnaphosidae			66
Lyniphiidae			100
Oxyopidae			1
Philodromidae			153
Pisauridae			7
Salticidae			307
Theridiidae			735
Thomisidae			224
Totale complessivo			1900