Consorzio per il coordinamento delle ricerche
inerenti al sistema lagunare di Venezia
Palazzo X Savi San Polo 19 30125 Venezia
Tel. +39.041.2402511
e-mail: direzione@corila.it
pec: corila@pec.it
Sito web: www.corila.it

Progetto

Valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco "Belvedere" e dei prospicenti laghetti di “Marteggia” nel Comune di Meolo (VE)

Contratto PIAVE SERVIZI – CORILA Prot. n. 8931 CIG Z013A78969

Rapporto

RELAZIONE FINALE

Periodo di riferimento: da maggio 2023 a settembre 2024

Emissione

31 ottobre 2024

Crediti

Committente

Piave Servizi S.p.A.

Supervisione e coordinamento scientifico ed operativo

CORILA, Consorzio per il coordinamento. delle ricerche inerenti al sistema lagunare di Venezia

Francesca Coccon

Gruppo di Lavoro multidisciplinare

Referenti Aree tematiche:

Dipartimento di Scienze Ambientali Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca’ Foscari Venezia

Flora e Vegetazione

Gabriella Buffa: Coordinamento, elaborazione dei testi

Edy Fantinato: Censimento flora, rilevamento vegetazione, analisi e verifica dei dati, elaborazione dei testi, materiale fotografico.

Simone M. Preo: Censimento flora, rilevamento vegetazione, monitoraggio impollinatori e Tree Talker®, analisi critica della flora, analisi e verifica dei dati, elaborazione dei testi, materiale fotografico

Fauna nectonica e mammiferi elusivi

Arianna Spada: Attività di monitoraggio, analisi dei dati ed elaborazione dei testi

Stefano Malavasi: Analisi dei dati ed elaborazione dei testi

Erpetofauna

Museo di Storia Naturale di Venezia "G. Ligabue" / Fondazione Musei Civici (MSN)

Nicola Novarini: attività di monitoraggio, analisi dei dati, elaborazione dei testi e produzione materiale iconografico

Avifauna

Alessandro Nardotto: Attività di monitoraggio, analisi dei dati ed elaborazione dei testi

Lucio Panzarin: Attività di monitoraggio

Citazione raccomandata:

Coccon F., Buffa G., Fantinato E., Malavasi S., Nardotto A., Novarini N., Panzarin L., Preo S.M., Spada A. Campostrini P., 2024. Relazione finale, periodo di riferimento: da maggio 2023 a settembre 2024. Risultati del monitoraggio ambientale e delle attività di ricerca ai fini della “Valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco "Belvedere" e dei prospicenti laghetti di “Marteggia” nel Comune di Meolo (VE)”. Contratto PIAVE SERVIZI – CORILA. Prodotto da CORILA.

ISBN 9788889405529

Sommario

1. Premesse 1

2. Area di studio 1

3. Bibliografia citata 4

4. Monitoraggio della componente Vegetazione del Bosco Belvedere e dei prospicienti laghetti di Marteggia; raccolta, elaborazione ed interpretazione dei dati ambientali derivanti dai dispositivi Tree Talker© installati nel Bosco Belvedere; analisi del contributo del Bosco Belvedere al processo dell'impollinazione ... 5

4.1. Obiettivi dello studio 5

4.2. Materiali e Metodi 5

4.3. Calendario uscite in campo 5

4.4. Attività 1) Monitoraggio ambientale nel Bosco Belvedere di Meolo e nei prospicenti laghetti di Marteggia 6

4.4.1. Analisi floristica 6

4.4.1.1. Censimento floristico 6

4.4.2. Studio della vegetazione 13

4.4.2.1. Il disegno sperimentale e l'individuazione dei punti di rilievo 13

4.4.2.2. Raccolta dati 17

4.4.2.3. Definizione dello stato di conservazione delle aree di studio 19

4.5. Attività 2) Raccolta e interpretazione dei dati da Tree Talker© 20

4.5.1. Descrizione dei dispositivi impiegati: TT+ 3.4 20

4.5.1.1. Parametri monitorati 20

4.5.1.2. Componenti ed installazione in campo 21

4.5.1.3. Funzionamento e visualizzazione dei dati 23

4.5.2. TreeTalker® presso le due aree di studio 24

4.5.3. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 degli alberi monitorati 27

4.5.3.1. Procedura 1 per la stima della CO_2 assorbita dagli individui arborei monitorati tramite TT 27

4.5.3.2. Procedura 2 per la stima della CO_2 assorbita dagli individui arborei monitorati tramite TT 29

4.5.4. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 dell'intera area di studio 31

4.6. Attività 3) Contributo al processo di impollinazione 33

4.6.1. Analisi preliminare del valore della vegetazione per gli impollinatori 33

4.6.2. Disegno sperimentale e raccolta dati 33

4.6.3. Descrizione delle vane traps impiegate 37

4.6.4. Definizione del valore del valore delle aree di studio per gli impollinatori 37

4.7. Risultati 38

4.8. Attività 1) Monitoraggio ambientale nel Bosco Belvedere di Meolo e nei prospicenti laghetti di Marteggia 38
4.8.1. Analisi floristica 38
4.8.2. Studio della vegetazione 45
4.8.2.1. Bosco Belvedere 46
4.8.2.2. Laghetti di Marteggia 48
4.8.3. Stato di conservazione del Bosco Belvedere 51
4.9. Attività 2) Raccolta e interpretazione dei dati da Tree Talker© 51
4.9.1. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 degli alberi monitorati 54
4.9.2. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 dell'intera area di studio 55
4.10. Attività 3) Contributo al processo di impollinazione 58
4.10.1. Analisi preliminare del valore della vegetazione per gli impollinatori 58
4.10.2. Esiti del campionamento con vane traps 61
4.11. Strategie gestionali suggerite 67
4.12. Conclusioni 70
4.13. Bibliografia citata 71
4.14. Materiale associato alla relazione 74
5. Monitoraggio della componente Erpetofauna del Bosco Belvedere e dei laghetti di Marteggia 75
5.1. Obiettivi dello studio 75
5.2. Materiali e Metodi 76
5.2.1. Attività di rilevamento dei dati 76
5.2.2. Analisi dei dati 78
5.3. Risultati 79
5.4. Conclusioni e indicazioni gestionali 86
5.5. Bibliografia citata 89
6. Monitoraggio della componente Avifauna del Bosco Belvedere e dei laghetti di Marteggia 90
6.1. Obiettivi dello studio 90
6.2. Materiali e Metodi 90
6.2.1. Attività di rilevamento dei dati 90
6.2.2. Bosco Belvedere di Meolo 91
6.2.2.1. Censimenti tramite transetto 91
6.2.2.2. Censimenti per punti di ascolto 91
6.2.3. Laghetti di Marteggia 92
6.2.3.1. Censimenti per punti di osservazione 92
6.3. Analisi dei dati 93
6.4. Risultati 94

6.5. Bosco Belvedere di Meolo 95
6.5.1. Transetto 97
6.5.2. Punti di ascolto 106
6.6. Laghetti di Marteggia 111
6.6.1. Punti di osservazione 111
6.7. Conclusioni e indicazioni gestionali 116
6.8. Bibliografia citata 119
6.9. Allegato 1 121
6.9.1. Scheda di campo utilizzata per i rilievi sul campo 121
6.10. Allegato 2 122
6.10.1. Specie caratterizzanti il Bosco Belvedere di Meolo nell’intero periodo di indagine (maggio 2023-aprile 2024) secondo l’analisi SIMPER 122
6.11. Allegato 3 126
6.11.1. Composizione percentuale in specie per stazione di ascolto 126
6.12. Allegato fotografico 127
7. Monitoraggio della Fauna nectonica e della Teriofauna, con particolare riferimento alle specie elusive, nel Bosco Belvedere e nei laghetti di Marteggia 133
7.1. Obiettivi dello studio 133
7.2. Materiali e Metodi 134
7.2.1. Attività di rilevamento dei dati 134
7.3. Analisi dei dati 140
7.4. Risultati 143
7.4.1. Indagine di foto-videotrappolaggio della teriofauna 143
7.4.2. Indagine sulla fauna nectonica 154
7.5. Conclusioni e indicazioni gestionali 158
7.6. Bibliografia citata 161
7.7. Allegato fotografico 162

1. Premesse

Il presente incarico si inserisce all'interno della collaborazione in attività di ricerca per la valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco "Belvedere" e dei prospicenti laghetti di "Marteggia" nel Comune di Meolo (Contratto PIAVE SERVIZI – CORILA Prot. n. 8931 CIG Z013A78969).

L'obiettivo generale del progetto è acquisire nuova conoscenza relativa al patrimonio naturalistico del Bosco e dei vicini laghetti e aumentare la sensibilità in merito alla salvaguardia e alla valorizzazione di questi contesti che rappresentano elementi semi-naturali del territorio dalle notevoli potenzialità. Per raggiungere tale scopo, tra maggio 2023 e settembre 2024 è stata condotta una campagna di monitoraggio della biodiversità nei siti di indagine al fine di:

- aggiornare i dati derivati dalla precedente campagna di monitoraggio condotta nell'area tra marzo 2019 e agosto 2020, fornendo misure ed elementi quantitativi sulla vegetazione e sullo stato ecologico del bosco, nonché sulla fauna in esso presente, in particolare pesci, anfibi, rettili, uccelli e specie elusive di mammiferi;
- fornire raccomandazioni e linee guida, supportandone la loro concreta applicazione, per gestire l'area in modo consapevole e sostenibile al fine di conservare le specie e gli habitat in essa presenti e aumentare così la biodiversità;
- sensibilizzare i decisori e il grande pubblico sull'importanza di proteggere e valorizzare questi ambienti preziosi del nostro territorio.

Oltre al monitoraggio ambientale, sono stati raccolti dati eco-fisiologici delle piante attraverso i dispositivi Tree Talker© al fine di investigare la compensazione che il Bosco esercita rispetto alle emissioni di CO_2 prodotte dall'impianto di depurazione di Piave Servizi ed è stata condotta un'analisi del contributo del Bosco al processo di impollinazione, trattandosi di un servizio ecosistemico essenziale per la vita umana, con effetti su un'area territoriale più vasta.

Tra gli obiettivi del progetto vi è anche la divulgazione scientifica dei risultati prodotti nell'ambito dello studio. Si è pertanto deciso di partecipare, in particolare, a due eventi pubblici di rilievo locale e internazionale rispettivamente:

- all'evento "*Non c'è più acqua da perdere*" tenutosi il 22 marzo 2024, in occasione della Giornata Mondiale dell'Acqua, presso la sede H - FARM a Roncade (TV) ed organizzato da Viveracqua, il Consorzio dei gestori idrici del Veneto di cui Piave Servizi fa parte;
- a Ecomondo (5 - 8 novembre 2024), fiera annuale leader a livello internazionale nei settori della green and circular economy.

Inoltre, CORILA e Piave Servizi hanno collaborato all'organizzazione della conferenza finale del progetto che si terrà il 16 novembre 2024 presso il Museo di Storia Naturale "Giancarlo Ligabue" di Venezia.

Il gruppo di lavoro è multidisciplinare e ha visto il coinvolgimento del Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica dell'Università Ca' Foscari Venezia e del Museo di Storia Naturale di Venezia, oltre ad alcuni liberi professionisti esperti delle matrici indagate, sotto il coordinamento di CORILA, Consorzio per il coordinamento delle ricerche inerenti al sistema lagunare di Venezia.

In questo rapporto finale si presentano le attività che hanno interessato il progetto, descrivendo le tecniche di monitoraggio impiegate per ciascuna delle variabili investigate ed esponendo i risultati e le cartografie tematiche prodotte. Alla luce dei risultati descritti, sono proposti per ciascuna matrice dei suggerimenti gestionali finalizzati alla conservazione e salvaguardia della biodiversità propria dei siti di indagine.

2. Area di studio

L'area di studio è quella del Bosco "Belvedere" e dei prospicienti laghetti di Marteggia nel Comune di Meolo, in provincia di Venezia (Figura 1). Gran parte dell'area di studio è rappresentata dal Bosco Belvedere (circa

18 ha, per una lunghezza di circa 1.5 km e una larghezza di 150 metri), mentre l’area interessata dai laghetti di Marteggia occupa una porzione marginale (circa 5 ha, per una lunghezza massima di circa 290 m e una larghezza massima di 240 m) (Figura 2).

Il Bosco di Meolo è un piccolo bosco planiziale realizzato nel 1998 grazie ad un progetto di forestazione di terreni agricoli, con finalità sia naturalistiche che produttive e depurative (Zanetti 2015; Casetta e Salvatori in Coccon 2020). Tale opera è avvenuta mediante l’utilizzo dei fondi agricoli comunitari (fondi UE del Reg. 2080/1992) su un’area di proprietà Comunale data in affitto alla Cooperativa “il Bozzolo Verde”, che ha realizzato l’impianto in collaborazione con Veneto Agricoltura.

I Laghetti di Marteggia, invece, prendono origine da un’ex cava di argilla successivamente dismessa, poi utilizzata per la pesca sportiva ed infine rinaturalizzata. Oggi il sito è ampiamente sfruttato da numerosi uccelli acquatici per la nidificazione, in particolare ardeidi e cormorani (Sgorlon 2013; Zanetti 2014; Coccon 2020). I due siti, tra loro adiacenti sebbene sfalsati rispetto a Via Marteggia si trovano a breve distanza dall’abitato di Meolo, inseriti in un contesto agricolo estensivo ma non distanti da alcuni Siti di Interesse Comunitario e Zone di Protezione Speciale.

Tutta l’area di studio è caratterizzata da alcuni fossati che delimitano il lato meridionale ed orientale del Bosco “Belvedere” e il lato settentrionale e occidentale dell’area dei laghetti. Sono inoltre presenti all’interno dell’area boscata una serie di piccoli canali di scolo per favorire il deflusso delle acque meteoriche. Per una trattazione più dettagliata del territorio d’indagine si rimanda a Coccon (2020).

Figura 1. Inquadramento geografico dell'area oggetto di indagine.

Figura 2. Rappresentazione dei siti d’indagine: in verde il Bosco Belvedere, in azzurro i Laghetti di Marteggia (elaborazione GIS su ortofoto 2021 Regione del Veneto).

3. Bibliografia citata

Casetta D., Salvatori M., 2020. Studio della vegetazione attuale del Bosco Belvedere di Meolo e dei prospicienti laghetti di Marteggia. In: Progetto di valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco Belvedere di Meolo e promozione del turismo ambientale in quest’area e presso l’impianto di depurazione.

Coccon F., 2020. Rapporto finale periodo di riferimento: da marzo 2019 a gennaio 2020. Studio della componente ornitica propria del Bosco Belvedere di Meolo e dei prospicenti laghetti di Marteggia. In: Progetto di valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco Belvedere di Meolo e promozione del turismo ambientale in quest’area e presso l’impianto di depurazione.

Sgorlon G., 2013. VE-22 Laghetti di Marteggia. In: Scarton F., Mezzavilla F., Verza E. (cur.). Le garzaie in Veneto. Risultati dei censimenti svolti nel 2009-2010. Associazione Faunisti Veneti / Grafiche Italprint, Treviso: 115-116.

Zanetti M., 2014. Fiumi Cave Valli Lagune - Acque della Venezia orientale. ADLE, Padova.

Zanetti M., 2015. Boschi, pinete, parchi, siepi. La vegetazione forestale della Pianura Veneta Orientale. ADLE, Padova.

4. Monitoraggio della componente Vegetazione del Bosco Belvedere e dei prospicienti laghetti di Marteggia; raccolta, elaborazione ed interpretazione dei dati ambientali derivanti dai dispositivi Tree Talker© installati nel Bosco Belvedere; analisi del contributo del Bosco Belvedere al processo dell'impollinazione

4.1. Obiettivi dello studio

Nel periodo compreso tra aprile 2023 e ottobre 2024 sono state svolte tre attività specifiche relative alla matrice 'vegetazione' del Bosco e dei vicini laghetti di Marteggia.

Attivita1) Monitoraggio ambientale nel Bosco Belvedere di Meolo e nei prospicenti laghetti di Marteggia, col fine di raccogliere dati da comparare con i risultati emersi dall'indagine condotta nell'area di studio nel 2019-2020 (cfr. Casetta e Salvatori in Coccon 2020). Tale attività ha compreso il rilevamento di dettaglio delle specie vegetali e degli habitat e il monitoraggio dello stato ecologico del sistema.

Attività 2) Raccolta, elaborazione ed interpretazione dei dati derivanti dai dispositivi "Tree Talker©". Tali dispositivi sono stati installati dalla ditta Nature 4.0 SB s.r.l., fornitore terzo di Piave Servizi, presso alcuni alberi "rappresentativi" individuati grazie allo studio preliminare dello stato del bosco (cfr. par. "Studio della vegetazione"). L'obiettivo è stato quello di acquisire informazioni sullo stato vegetativo del bosco e di verificare eventuali criteri di compensazione del bosco rispetto alla produzione di CO_2 eq da parte dell'impianto di depurazione dell'acqua di Piave Servizi. La quantificazione di CO_2 eq prodotti dal depuratore è stata commissionata da Piave Servizi alla società specializzata WWEE Lab, interna all'Università Politecnica delle Marche; il carico annuo prodotto dall'impianto è risultato pari a circa 500 tonnellate di CO_2 eq (Lancioni et al. 2022).

Attività 3) Analisi del contributo del bosco al processo di impollinazione, col fine di raccogliere dati di ricchezza, abbondanza e distribuzione spaziale degli insetti impollinatori. Tale attività ha compreso l'analisi della distribuzione spaziale delle specie vegetali entomofile (impollinate da insetti) e il campionamento degli insetti mediante apposite trappole.

4.2. Materiali e Metodi

4.3. Calendario uscite in campo

In relazione agli obiettivi, le attività di campo sono state svolte durante la primavera-estate 2023 e 2024 nelle giornate riportate in Tabella 1. Complessivamente, nel corso del progetto hanno partecipato alle attività di campo tre persone: Simone M. Preo (SMP), Edy Fantinato (EF) e Marco Bergamin (MB). Alle giornate di rilevamento della vegetazione ha sempre fatto seguito almeno un'altra giornata di attività in laboratorio, utile a identificare individui di specie critiche raccolti durante i rilievi.

Tabella 1. Giornate di lavoro in campo svolte nelle due stagioni di campionamento del progetto (primavera-estate 2023 e primavera-estate 2024).

Giorno	Attività svolta
28 aprile 2023	Sopralluogo in campo con la committenza.
25 maggio 2023	Analisi preliminare dello stato del bosco, individuazione delle unità di campionamento, rilevamento della vegetazione, censimento floristico per quadranti.
30 maggio 2023	Analisi preliminare dello stato del bosco, individuazione delle unità di campionamento, rilevamento della vegetazione, censimento floristico per quadranti.
31 luglio 2023	Assistenza e supporto durante l'installazione dei dispositivi Tree Talker©.
1° agosto 2023	Assistenza e supporto durante l'installazione dei dispositivi Tree Talker©.
20 settembre 2023	Censimento floristico per quadranti.

18 marzo 2024	Censimento floristico per quadranti.
29 marzo 2024	Censimento floristico per quadranti.
12 aprile 2024	Rilevamento della vegetazione, censimento floristico per quadranti, prova di posizionamento di una '*vane trap'* per il campionamento dell'entomofauna.
22 aprile 2024	Rilevamento della vegetazione, deposito del materiale utile al campionamento dell'entomofauna (*vane traps*).
8 maggio 2024	Messa in opera delle *vane traps* per il campionamento dell'entomofauna.
10 maggio 2024	Campionamento dell'entomofauna catturata mediante *vane traps*.
13 maggio 2024	Assistenza e supporto durante le attività manutentive dei dispositivi Tree Talker©, censimento floristico per quadranti.
14 maggio 2024	Assistenza e supporto durante le attività manutentive dei dispositivi Tree Talker©, censimento floristico per quadranti.
24 maggio 2024	Censimento floristico per quadranti.
19 giugno 2024	Censimento floristico per quadranti.
28 giugno 2024	Censimento floristico per quadranti.
8 luglio 2024	Messa in opera delle *vane traps* per il campionamento dell'entomofauna.
10 luglio 2024	Campionamento dell'entomofauna catturata mediante *vane traps*.
16 settembre 2024	Messa in opera delle *vane traps* per il campionamento dell'entomofauna.
17 settembre 2024	Censimento floristico per quadranti.
18 settembre 2024	Campionamento dell'entomofauna catturata mediante *vane traps*.

4.4. Attività 1) Monitoraggio ambientale nel Bosco Belvedere di Meolo e nei prospicenti laghetti di Marteggia

4.4.1. Analisi floristica

Per flora si intende l'insieme delle specie vegetali spontanee che vive in un determinato territorio. La conoscenza della flora è un elemento basilare per tutti gli approcci conoscitivi, anche di tipo applicativo, inerenti allo studio di un determinato territorio.

Il risultato di un'analisi floristica consiste in una checklist (o lista floristica; Allegato 3 nel file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati") in cui compaiono tutte le specie rinvenute nel territorio in esame. Una checklist costituisce uno strumento insostituibile, poiché non solo consente di ottemperare all'esigenza di sviluppare database floristici per la definizione del grado di diversità tassonomica (fitodiversità) di un determinato sito, ma anche di capire come le specie tendano a distribuirsi nel territorio in relazione a specifiche esigenze ecologiche (forme biologiche e di crescita, strategie riproduttive), e rispetto al proprio areale naturale di distribuzione (corotipo). Inoltre, dal confronto tra la lista floristica di un determinato sito e le Liste Rosse di piante vascolari, è possibile individuare la presenza di specie di particolare valore conservazionistico, poiché minacciate di estinzione a vario titolo.

4.4.1.1. Censimento floristico

Nel corso delle stagioni di campionamento 2023 e 2024, l'analisi floristica condotta nelle due aree di studio ha seguito i metodi della Cartografia Floristica Centro Europea (C.F.C.E.), la quale prevede il censimento della flora all'interno di quadranti di superficie definita.

Sebbene sia più frequentemente applicata allo studio di aree vaste (ad es., Pignatti 1975; Adorni et al. 2022), la cartografia floristica è adattabile a differenti scale di lavoro, a seconda della specifica situazione dell'area di studio. In un contesto come quello del Bosco Belvedere e dei Laghetti di Marteggia tale metodologia di censimento è utile ad evidenziare i pattern di distribuzione delle specie, aspetto che riveste particolare importanza nell'individuazione delle zone a maggior pregio naturalistico e nella definizione di strategie gestionali per le due aree.

L'approccio cartografico-floristico applicato in questo studio è quello comunemente impiegato per contesti in cui la distribuzione delle specie non è casuale (Greig-Smith 1952; Thompson 1958) ed è consistito nel

sovrapporre ad entrambe le aree di studio una griglia continua di quadranti (Figura 3) disegnata preliminarmente mediante gli strumenti propri del software QGIS 3.10 (funzione “*Create grid*”). Ogni singolo quadrante, caratterizzato da un numero identificativo, presenta lato di 50 m e una superficie definita pari a 2.500 m^2. Mediante uscite in campo ad hoc, è stato effettuato per ogni quadrante il censimento floristico, annotando tutte le specie osservate al suo interno. In entrambe le stagioni di campionamento le osservazioni all’interno dei quadranti sono state ripetute tra l’inizio della primavera e la tarda estate, allo scopo di osservare il maggior numero di specie possibile tenendo conto delle diversità fenologiche e del ciclo vitale delle piante.

Figura 3. Griglie di quadranti nei quali sono stati condotti i censimenti della flora presso il Bosco Belvedere e i Laghetti di Marteggia (ortofoto 2021 Regione del Veneto). Il numero indicato rappresenta l'ID del quadrante.

Si specifica che i quadranti n. 29 e 31 appartenenti alla griglia impiegata per il censimento floristico del Bosco sono stati esclusi in quanto la superficie boscata ricadente al loro interno era da considerarsi irrisoria (cfr. Figura 3 e Allegato 1 all'interno del file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati").

I dati raccolti sono stati ordinati in una matrice "specie × quadrante", in cui, per ciascun quadrante, è stata annotata la presenza/assenza delle specie osservate (cfr. Allegato 1 e Allegato 2 all'interno del file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati").

Il censimento floristico di dettaglio ha avuto, inoltre, l'obiettivo di sviluppare ed aggiornare periodicamente la checklist complessiva delle due aree di studio (cfr. Allegato 3 all'interno del file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati"). Oltre al binomio specifico, per ogni specie sono stati indicati anche gli attributi sotto riportati, approfonditi nei paragrafi che seguono:

- Forma biologica e forma di crescita (Raunkiær 1934);
- Corotipo (Pignatti 1982, 1994, 2005, 2017);
- Esoticità (Celesti-Grapow et al. 2009a, 2009b, 2010; Galasso et al. 2018);
- Entomofilia (giudizio di esperto);
- Presenza nella Lista Rossa regionale delle piante vascolari (Buffa et al. 2016), con il relativo livello di rischio.

La nomenclatura delle specie fa riferimento a Bartolucci et al. (2018) per le specie native e Galasso et al. (2018) per le specie esotiche.

4.4.1.1.1. Forma biologica e forma di crescita

Le forme biologiche sono tipi morfologico/funzionali che possono essere riconosciuti, con variazioni più o meno ampie ma sempre limitate, in diversi gruppi vegetali, indipendentemente dalla loro appartenenza tassonomica (Pignatti 1995) e identificabili nella posizione delle gemme (organi destinati alla produzione di nuovi tessuti) che consentono di differenziare le specie in funzione della diversa strategia di superamento della stagione avversa messa a punto e, in definitiva, delle diverse esigenze ecologiche. In base alla classificazione operata da Raunkiaer (1934), le specie vegetali possono essere suddivise nelle seguenti categorie): Fanerofite (P), Nanofanerofite (NP), Camefite (CH), Emicriptofite (H), Geofite (G), Elofite (HE), Idrofite (I) e Terofite (T). Inoltre, per ciascuna forma biologica è possibile individuare diverse forme di crescita (es. scaposa, cespitosa, reptante, rosulata, ecc.; Tabella 2). La forma di crescita, determinata principalmente dalla struttura e dall'altezza della pianta, è associata alla strategia di occupazione dello spazio in risposta a fattori di tipo climatico e legati al disturbo (Cornelissen et al. 2003).

Tabella 2. Classificazione delle forme biologiche e delle forme di crescita secondo Raunkiær (1934).

PIANTE PERENNI		
P	**Fanerofite**: piante legnose con gemme svernanti poste ad un'altezza dal suolo > 25 cm, hanno gemme protette da perule[1].	
P SCAP	Fanerofite scapose	Piante arboree con gemme perennanti poste a + di 2 m dal suolo.
P CAESP	Fanerofite cespugliose	Piante con portamento cespuglioso.
P LIAN	Fanerofite lianose	Piante con portamento rampicante incapaci di autosorreggersi.
P REPT	Fanerofite reptanti	Piante con portamento strisciante, aderente al suolo.
P SUCC	Fanerofite succulente	Piante con organi (fusti e foglie) atti a conservare l'acqua.

[1] Le perule sono foglie trasformate in maniera tale da fornire protezione alle gemme delle piante durante l'inverno. Le perule sono spesso coriacee e ricoperte da sostanze vischiose o da peli. Al termine della stagione di quiescenza (che nei climi temperati coincide con l'arrivo della primavera) le perule si aprono e cadono, permettendo lo sviluppo della gemma stessa, che può dunque dare origine a un germoglio.

P EP	Fanerofite epifite	Piante che si sviluppano su altre usandole come supporto.
NP	**Nanofanerofite**: piante con gemme perennanti poste tra 25 cm e 2 m dal suolo.	
CH	**Camefite**: piante legnose alla base con gemme svernanti poste ad un'altezza dal suolo tra 2 e 25 cm.	
CH FRUT	Camefite fruticose	Piante con aspetto di arbusti di modeste dimensioni.
CH PULV	Camefite pulvinate	Piante con aspetto rigonfio e globoso simile a un cuscino.
CH REPT	Camefite reptanti	Piante con portamento strisciante.
CH SCAP	Camefite scapose	Piante con asse fiorale ben definito (scapo) almeno parzialmente legnoso.
CH SUCC	Camefite succulente	Piante di ambienti aridi, con foglie o fusti, o entrambi, adattati a funzionare da riserve d'acqua.
CH SUFFR	Camefite suffruticose	Piante perenni con fusti legnosi, ma di modeste dimensioni (suffrutici), con le parti erbacee che seccano e non sopravvivono alla stagione avversa.
H	**Emicriptofite**: piante erbacee perenni o bienni con gemme svernanti poste al livello del terreno.	
H BIENN	Emicriptofite bienni	Piante che completano il proprio ciclo in due anni, vegetando nel primo e fiorendo e disseminando nel secondo.
H CAESP	Emicriptofite cespitose	Piante che iniziano a ramificarsi dal basso così da formare un fitto cespo di foglie o un cespuglio.
H REPT	Emicriptofite reptanti	Piante con fusti dal portamento strisciante.
H ROS	Emicriptofite rosulate	Piante che formano rosette di foglie a livello del terreno.
H SCAND	Emicriptofite scandenti	Piante con portamento rampicante.
H SCAP	Emicriptofite scapose	Piante con portamento eretto, con un fusto principale ben definito (scapo).
G	**Geofite (criptofite)**: piante erbacee perenni con organi sotterranei di riserva quali bulbi o rizomi, che consentono loro di superare il periodo sfavorevole.	
G BULB	Geofite bulbose	Piante che formano bulbi sotterranei dai quali ogni anno nascono foglie e fiori.
G RAD	Geofite radici gemmate	Piante con organi sotterranei che portano le gemme da cui, ogni anno, si riforma la parte aerea.
G RHIZ	Geofite rizomatose	Piante con rizomi, fusti sotterranei metamorfosati orizzontali.
G PAR	Geofite parassite	Piante con gemme sotterranee che riescono con organi speciali a prelevare da altre piante la linfa necessaria alla loro sopravvivenza.
HE	**Elofite**: piante erbacee perenni con apparati ipogei rizomatosi, più o meno costantemente sommerse in acqua, e con fusto e foglie aeree che rinnovano ogni anno.	
I	**Idrofite**: piante erbacee perenni che vivono quasi completamente sommerse in acqua, radicando sul fondo o galleggiando nell'acqua; possono essere totalmente sommerse o emergere parzialmente dall'acqua con foglie e fiori.	
I RAD	Idrofite radicanti	Piante con l'apparato radicale ancorato sul fondo e foglie galleggianti.
I NAT	Idrofite natanti	Piante prive di vere radici, che galleggiano e fluttuano nell'acqua senza ancorarsi al fondo.

PIANTE ANNUALI		
T	**Terofite**: piante erbacee che superano la stagione sfavorevole allo stato di seme.	
T CAESP	Terofite cespitose	Piante che iniziano a ramificarsi dal basso così da formare un fitto cespo o un cespuglio.
T REPT	Terofite reptanti	Piante con portamento strisciante, aderente al suolo.
T SCAP	Terofite scapose	Piante con portamento eretto con un fusto principale ben definito spesso privo di foglie (scapo).
T ROS	Terofite rosulate	Piante che formano rosette di foglie a livello del terreno.
T PAR	Terofite parassite	Piante che con particolari organi riescono a nutrirsi a spese di altre piante.

4.4.1.1.2. Corotipo

Il corotipo rappresenta l'areale di distribuzione di una data specie vegetale, la cui dimensione può variare notevolmente ed è il risultato di due fattori (Pignatti 1994):

- Fattori ecologici: legati soprattutto al clima, che impone alle specie vegetali determinati limiti di distribuzione;
- Fattori storici: legati al sito di origine della specie e alle possibilità di espandersi nei tempi passati.

La Tabella 3 riassume i corotipi individuati per le specie rilevate all'interno delle due aree di studio. Allo scopo di rendere meno dispersiva l'informazione, tali corotipi sono stati aggregati in gruppi corologici di livello superiore seguendo l'esempio di Tasinazzo (2014).

Tabella 3. Corotipi individuati per le specie rilevate nelle due aree di studio Bosco Belvedere e Laghetti di Marteggia (Pignatti 1994, 2005).

Gruppo corologico	**Corotipi individuati (Pignatti 2005)**	**Descrizione (Pignatti 1994)**
Mediterranee	Stenomediterranea	Specie con areale distributivo nel bacino del Mediterraneo. Nello specifico: le specie stenomediterranee vivono sulle rive del Mediterraneo o comunque in zone influenzate da venti marittimi e climi caldi; le specie eurimediterranee sono largamente distribuite nel Mediterraneo fino a raggiungere e talvolta oltrepassare le Alpi; le specie mediterraneo-montane sono invece tipiche dei rilievi del bacino del Mediterraneo.
	Eurimediterranea	
	N-Eurimediterranea	
	Eurimedit-Turan.	
	E-Medit-Montana	
	NE-Medit-Montana	
Eurasiatiche	Paleotemperata	Specie continentali diffuse dalla pianura europea oltre agli Urali, in Siberia, fino all'Estremo Oriente.
	Eurasiatica	
	S-Europ-Sudsib.	
	SE-Europ-Pontica	
	Europ-Caucasica	
	Pontica	
	Europea	
	Centro europea	

Gruppo corologico	**Corotipi individuati (Pignatti 2005)**	**Descrizione (Pignatti 1994)**
Atlantiche	SW-Europea (Subatl.)	Specie occidentali diffuse nelle coste europee che si affacciano sull'Atlantico.
	Subatlantica	
	Eurimedit-Atlantica	
	Eurimedit-Subatlantica	
Endemiche	Endem-Alp.	Specie con areale ristretto, pari al territorio nazionale, specializzate in determinate condizioni ecologiche e climatiche
Boreali	Circumboreale	Tipiche delle zone fredde e temperato-fredde di Eurasia e Nordamerica e nelle fasce montane
	Eurosibirica	
Cosmopolite	Cosmopolite	

Gruppo corologico	Corotipi individuati (Pignatti 2005)	Descrizione (Pignatti 1994)
	Subcosmopolite	Specie ad ampia distribuzione geografica, spesso dovuta all'uomo
Esotiche	Avventizie naturalizzate	Specie che non fanno parte della flora nativa. *Nel presente lavoro si include in questo gruppo corologico anche il corotipo "Termocosmopolita", in quanto relativo al caso specifico di *Sorghum halepense*, specie "Termocosmopolita" secondo Pignatti (2005) ma indicata come "aliena invasiva ferale" da Galasso et al. (2018).
	Termocosmopolita *	
Coltivate	Coltivata	Specie coltivate

4.4.1.1.3. Esoticità

L'areale naturale di distribuzione di una specie definisce l'ambito geografico entro cui una specie si trova naturalmente e mantiene popolazioni vitali nel tempo. Una specie alloctona (sinonimo di "non nativa", "esotica", "aliena") è definita come una specie introdotta in una data area al di fuori del proprio areale naturale di distribuzione a seguito di attività umane intenzionali o meno (Galasso et al. 2018).

Le specie esotiche rilevate all'interno delle due aree di studio sono state descritte secondo le caratteristiche proprie che ne definiscono l'esoticità (Tabella 4), utilizzando il sistema di classificazione standard per le specie non native sviluppato da Celesti-Grapow et al. (2009a, 2009b, 2010), basato a sua volta su Pyšek et al. (2004).

Tabella 4. Sigle con cui sono descritte le specie esotiche rilevate nelle due aree di studio.

CAS	**Casuale**: specie aliena che può prosperare anche al di fuori dell'area in cui è coltivata, ma solitamente non in grado di costituire popolazioni autosufficienti; la sua persistenza si basa su ripetute introduzioni.
NAT	**Naturalizzata**: specie aliena presente con popolazioni autosufficienti senza diretto intervento umano.
INV	**Invasiva**: specie aliena presente con popolazioni autosufficienti senza diretto intervento umano, in grado di riprodursi e diffondersi in maniera vasta.
A	**Archeofita**: pianta aliena introdotta in Italia prima del 1492.
N	**Neofita**: pianta aliena introdotta in Italia dopo il 1492.
T	**Tassonomia dubbia**
NC	**Non più segnalata**
EX	**Estinta**
DD	**Dati deficitari**
D	**Presenza dubbia**
NP	**Segnalata per errore**
CLT	**Coltivata**: pianta in grado di conservare la propria indipendenza tassonomica solo in coltivazione; le registrazioni dall'ambiente selvatico sono considerate come occorrenze casuali.
FER	**Ferale**: pianta selvatica originata da una specie coltivata sfuggita all'addomesticamento e solitamente distinta da un punto di vista tassonomico dal parente selvatico della specie coltivata; può appartenere allo stesso taxon della specie coltivata o appartenere a un taxon differente.

4.4.1.1.4. Entomofilia

Nelle Angiosperme[2] l'impollinazione è il trasferimento di polline prodotto dagli stami (organi riproduttivi maschili di un individuo) al pistillo (organi riproduttivi femminili) di un altro individuo della stessa specie. Questo meccanismo permette la fecondazione degli ovuli e il successivo sviluppo del seme e del frutto. Sia essa mediata da agenti abiotici, quali vento e acqua, o dagli animali, l'impollinazione rappresenta un evento critico nella riproduzione della maggior parte delle specie vegetali, cruciale nel determinarne il successo riproduttivo e, quindi, la permanenza in un sito.

Il 90% delle piante appartenenti alle Angiosperme è zoofila, affida cioè la propria impollinazione agli animali (ed in particolar modo agli insetti, da cui deriva il termine impollinazione entomofila). La produzione di sostanze di "ricompensa", quali polline e nettare, e lo sviluppo di strutture fiorali colorate e profumate (vessillifere), ha reso possibile l'istaurarsi di relazioni mutualistiche tra specie vegetali e impollinatori. Alle prime è garantita l'impollinazione, mentre gli insetti impollinatori (detti pronubi) possono accedere a sostanze nutritive essenziali per la loro sopravvivenza.

L'impollinazione entomofila assume un ruolo centrale nelle dinamiche responsabili della formazione e del mantenimento delle comunità vegetali naturali e semi-naturali, oltre a costituire un processo basilare nella riproduzione delle specie coltivate e quindi nell'economia globale (Willmer 2011).

Per ogni specie rilevata all'interno delle due aree di studio è stata specificata, secondo giudizio d'esperto, la strategia di impollinazione distinguendo specie entomofile (E) e anemofile (A), ovvero specie con impollinazione mediata dagli insetti e dal vento, rispettivamente.

4.4.1.1.5. Lista Rossa regionale delle piante vascolari

La Lista Rossa regionale (LRR) delle piante vascolari del Veneto (Buffa et al. 2016) costituisce un volume di sintesi delle conoscenze sullo stato di conservazione della flora regionale. Nonostante si tratti, come tutte le Liste Rosse, di un documento in costante aggiornamento, i dati contenuti al suo interno possono fornire informazioni utili, sintetiche e confrontabili sullo stato di conservazione delle specie vegetali, rappresentando un punto di riferimento per il monitoraggio periodico delle azioni realizzate e da intraprendere col fine di contrastare la perdita della biodiversità del territorio veneto (Buffa et al. 2016).

Le categorie di rischio utilizzate per la costruzione della LRR sono quelle della IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), redigendo ed aggiornando periodicamente la *IUCN Red List of Threathned Species*, un elenco di specie, animali e vegetali, ripartite per categorie di minaccia per le quali sono definite priorità di protezione (Buffa et al. 2016).

Nella seguente Figura 4 sono elencate le 11 categorie di rischio IUCN impiegate nella LRR (IUCN 2003, 2012, 2013).

[2] Le Angiosperme sono un vasto gruppo di piante, che comprende piante annue o perenni, sia legnose che erbacee, con il massimo grado di evoluzione: in questa definizione rientrano le piante con fiore vero e con seme protetto da un frutto. Grazie alla loro estrema varietà morfologica e fisiologica, sono diventate il gruppo di piante più vasto e diversificato del nostro pianeta: con circa 300.000 specie oggi viventi, corrispondono ad oltre l'80% di tutti i vegetali terrestri.

Categoria IUCN	Definizione
Estinta (EX, Extinct)	assegnata quando si ha la definitiva certezza che anche l'ultimo individuo della specie non sia più in vita
Estinta in natura (EW, Extinct in the Wild)	valida quando per una specie non ci sono più popolazioni naturali, ma solo esemplari che sopravvivono in condizioni controllate (orti botanici, banche del germoplasma)
Gravemente minacciata (CR, Critically Endangered)	categoria attribuita a specie considerate a rischio di estinzione in natura estremamente elevato
Minacciata (EN, Endangered)	per specie ad elevato rischio di estinzione in natura
Vulnerabile (VU, Vulnerable)	utilizzata per specie considerate a rischio di estinzione in natura
Quasi a rischio (NT, Near Threatened)	valutazione attribuita a specie prossime ad essere considerate a rischio e che in assenza di adeguate misure di protezione corrono il pericolo di diventare minacciate in un futuro prossimo
A minor rischio (LC, Least Concern)	applicata a specie che non soddisfano i criteri per l'inclusione in nessuna delle categorie di rischio (possono essere ad esempio specie ad ampio areale o con popolazioni cospicue)
Dati insufficienti (DD, Data Deficient)	attribuita a specie per le quali non si hanno informazioni sufficienti per una valutazione diretta o indiretta del rischio
Non valutata (NE, Not Evaluated)	specie non ancora valutate con la metodologia IUCN

Figura 4. Categorie di rischio IUCN impiegate nella LRR delle piante vascolari del Veneto (da Buffa et al. 2016).

4.4.2. Studio della vegetazione

Tale attività ha previsto diversi step operativi (Buffa et al. 2005) e ha compreso il rilevamento della vegetazione in campo e la successiva elaborazione dei dati.

Inizialmente, nelle due aree di studio, è stata condotta un'analisi preliminare volta a meglio comprendere lo stato dell'ambiente dal punto di vista della struttura e della densità della vegetazione. Successivamente, la vegetazione è stata rilevata sulla base del metodo floristico-statistico (Braun-Blanquet 1964; Dengler et al. 2008), il quale riconosce come unità di riferimento la comunità vegetale intesa come un'aggregazione di individui di specie diverse che vivono in un dato momento e in un dato spazio formando un'unità relativamente omogenea, distinguibile dalle unità adiacenti.

Nel corso della prima stagione di campionamento (primavera-estate 2023), l'attività di rilevamento ha interessato il Bosco Belvedere, mentre nella seconda stagione (primavera-estate 2024) si è concentrata nell'area dei Laghetti di Marteggia.

4.4.2.1. Il disegno sperimentale e l'individuazione dei punti di rilievo

Data la generale omogeneità fisionomico-strutturale della vegetazione nelle due aree di studio e la necessità di descriverne gli attributi (strutturali, composizionali e funzionali) dal punto di vista spaziale, sono stati individuati 31 plot di rilevamento, 27 all'interno del Bosco Belvedere e 4 presso l'area dei Laghetti di Marteggia.

Con il termine "plot" si intendono aree, di forma quadrata, e di superficie nota, utilizzate come "aree di campionamento" (Figura 5), le cui dimensioni dipendono dalle caratteristiche fisionomico-strutturali della vegetazione da rilevare (Angelini et al. 2016).

I punti di rilevamento sono stati generati preliminarmente alla fase di rilievo in campo mediante gli strumenti propri del software QGIS 3.10 (funzione "*Create random points*") in grado di individuare punti casuali

all’interno dell’area di studio (Buffa et al. 2005). Seguendo lavori sviluppati in contesti simili (ad es. Stoppa et al. 2012a), al campionamento random è stato accoppiato un campionamento preferenziale, applicato in tutti i casi in cui i punti generati casualmente ricadevano in aree non idonee al rilevamento, ad esempio su strade, all’interno dei bacini idrici o in situazioni che, a giudizio di esperto, presentavano condizioni di non omogeneità rispetto a parametri abiotici e/o strutturali. In tutti questi casi i punti sono stati spostati nella porzione rilevabile omogenea più vicina, registrandone le nuove coordinate geografiche.

Figura 5. Esempio di plot per il rilevamento della vegetazione in ambiente dunale.

Nel caso in cui un plot, una volta individuato, rappresenti un’unità di campionamento fissa e utilizzabile anche in future campagne di monitoraggio, questo è detto “permanente”. Dei 31 plot di rilievo posizionati presso le due aree di studio 22 sono stati identificati come permanenti, 18 presso il Bosco e 4 presso i Laghetti. I restanti 9 plot appartengono a tre transetti posizionati all’interno dell’area del Bosco Belvedere contestualmente ai suddetti plot permanenti.

Il transetto è un metodo di campionamento comunemente utilizzato per descrivere i cambiamenti della vegetazione lungo gradienti ambientali, ovvero situazioni in cui i parametri abiotici mutano linearmente nello spazio in relazione, ad esempio, alla presenza di fonti di disturbo. In tali situazioni, questo metodo consente di descrivere e quantificare l’eterogeneità ambientale e vegetazionale (Del Vecchio et al. 2018). Dal punto di vista operativo, i dati vegetazionali vengono registrati lungo una linea retta, tramite una serie di plot contigui (transetto a fascia o *belt transect*) disposti lungo la massima variazione dei parametri ambientali. Anche in questo caso, la superficie dei plot varia in funzione della tipologia vegetazionale presente (Angelini et al. 2016; Del Vecchio et al. 2018). Il numero di plot che formano un transetto non è definibile a priori, ma varia in funzione dell’ampiezza del gradiente.

Nel Bosco Belvedere i tre transetti sono stati impiegati allo scopo di valutare l’impatto delle possibili fonti di disturbo contermini al bosco (es. strade, depuratore, aree agricole) e sono stati posizionati a partire dal

margine del bosco, rispettivamente nella porzione settentrionale, centrale e meridionale del bosco (Figura 6). La loro lunghezza totale, cioè il numero di plot di cui è composto il transetto è dipesa dalla larghezza del bosco e dalla presenza di elementi di interruzione della copertura arborea (sentieri interni al bosco).

Figura 6. Esempio di transetto a 3 plot contigui disegnato su ortofoto del Bosco Belvedere (immagine non in scala).

Nelle mappe seguenti viene riportata la collocazione spaziale dei plot di rilievo eseguiti presso il Bosco Belvedere (Figura 7) e all’interno dell’area dei Laghetti di Marteggia (Figura 8).

Figura 7. Ubicazione dei plot di rilevamento della vegetazione presso il Bosco Belvedere (scala 1:5.000, ortofoto 2021 Regione del Veneto).

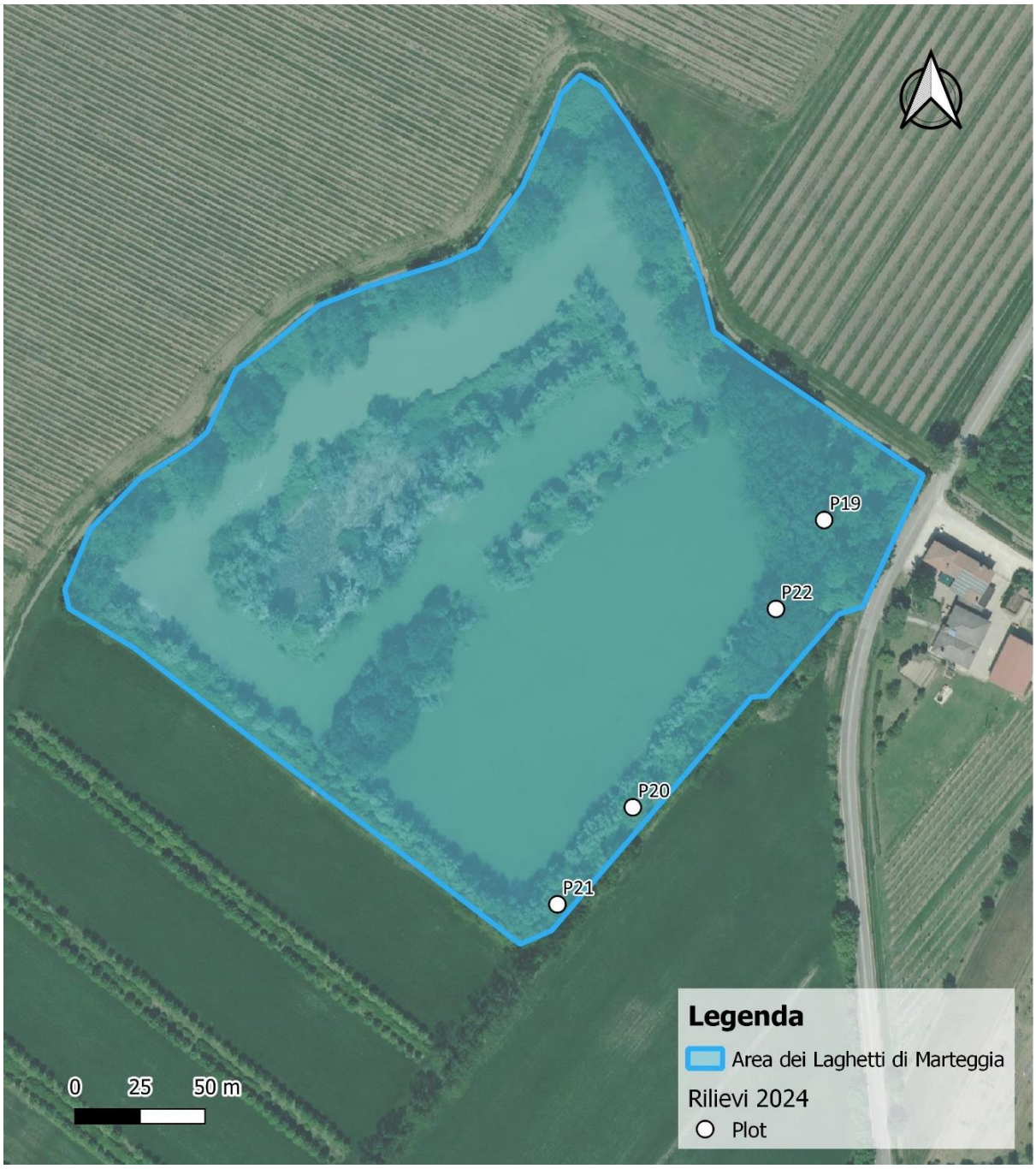


Figura 8. Ubicazione dei plot di rilevamento della vegetazione presso i Laghetti di Marteggia (scala 1:2.000, ortofoto 2021 – Regione del Veneto).

4.4.2.2. Raccolta dati

La vegetazione presente in ciascun plot è stata rilevata utilizzando i metodi propri della scienza della vegetazione. In particolare, per ciascun plot sono stati raccolti i seguenti dati:

a. numero del rilievo (ID plot);
b. coordinate geografiche;
c. nominativi dei rilevatori;
d. data di esecuzione;
e. dati stazionali (inclinazione ed esposizione);
f. descrizione della struttura complessiva della vegetazione, stimando la copertura totale della vegetazione su scala percentuale;

g. descrizione della struttura della vegetazione distinguendo lo strato arboreo (A), arbustivo (B) ed erbaceo (C) stimando per ciascuno la copertura % e l'altezza media.;
h. superficie del rilievo;
i. forma del plot.

Nonostante gli standard di rilevamento adottati a livello europeo (Chytrý e Otýpková 2003) indichino per i boschi una superficie di rilevamento di 100 m^2, il campionamento è stato effettuato in plot quadrati di 5 × 5 m. Questa superficie di rilievo è stata definita in seguito all'analisi preliminare dello stato della vegetazione, caratterizzata da elevata densità e compattezza. In particolare, l'elevata densità dello strato arbustivo avrebbe, di fatto, impedito una valutazione affidabile dei rapporti di abbondanza/dominanza delle specie all'interno di un'area di rilevamento più ampia.

Una volta delimitato il plot, si è proceduto all'annotazione dei dati stazionali (inclinazione ed esposizione) e alla descrizione della struttura complessiva della vegetazione (copertura totale, copertura e altezza media di ciascun strato).

Successivamente, il campionamento ha previsto la stesura della lista delle specie vegetali radicanti[3] al suo interno e l'assegnazione dei rispettivi valori di copertura, considerando la proiezione verticale all'interno del plot delle chiome dell'insieme degli individui di ciascuna specie (Angelini et al. 2016). Contrariamente a quanto previsto dal metodo fitosociologico, in cui l'abbondanza delle specie viene attribuita utilizzando una scala alfanumerica con 6 classi di copertura, in questo caso sono stati utilizzati valori percentuali continui (da 0,01 a 100%), più precisi nel descrivere i rapporti di abbondanza/dominanza fra le singole specie.

Per minimizzare la possibilità di errori di campionamento, ogni rilievo è stato effettuato sempre in presenza di due persone. Durante la stesura della lista di specie, inoltre, è stata prestata particolare attenzione alla corretta individuazione del taxon di riferimento. Ogni qualvolta ci si è trovati di fronte a specie per le quali gli individui mancavano dei caratteri necessari ad una corretta e sicura determinazione sul campo, questi sono stati raccolti al termine della fase di attribuzione delle abbondanze e successivamente determinati in laboratorio, facendo uso dei volumi Flora d'Italia di Pignatti (1^ ed. 1982 e 2^ ed. 2017). Le medesime operazioni sono state svolte nel caso di gruppi che ponevano particolari difficoltà nell'identificazione in campo.

Per lo svolgimento dei rilievi è stata utilizzata la scheda di campo riportata di seguito (Figura 9). I dati raccolti sono stati successivamente riuniti in una matrice (su foglio elettronico Excel) con riportate le specie in riga e i rilievi in colonna, e all'intersezione tra righe e colonne, i valori di copertura delle specie (cfr. Allegato 4 all'interno del file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati").

[3] Con il termine "radicanti" si intendono gli individui che hanno le radici in una certa area. È infatti utile specificare, soprattutto in un contesto boschivo, com'è il caso del Bosco Belvedere, quali soggetti vengono considerati ai fini delle analisi. In questo caso si considerano solo gli individui che effettivamente radicano all'interno dei plot mentre gli alberi la cui chioma copre il plot ma il cui fusto è esterno al perimetro del plot non vengono considerati.

ID rilievo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
località	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco	Bosco
data	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023	25/05/2023
altitudine (m s.l.m.)										
esposizione										
inclinazione (°)										
superficie rilievo (mq)	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5	5x5
copertura totale (%)	100	95	85	100	100	100	98	100	100	100
copetura strato A (%)	85	75	75	80	40	40	50	75	60	80
copetura strato B (%)	65	55	70	70	90	75	80	90	60	80
copetura strato C (%)	20	15	10	15	50	10	5	3	75	40
altezza vegetazione strato A (m)	12	10	10	12	10	10	9	15	10	15
altezza vegetazione strato B (m)	2	2	2	3	3	4	3	2	3	3
altezza vegetazione strato C (m)	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Lista di specie										
Acer campestre L.				20					5	
Carpinus betulus L.						20			25	
Clematis vitalba L.										
Fraxinus angustifolia Vahl.			50						25	30
Hedera helix L.										
Populus alba L.		75						50		
Quercus robur L.	60		25	65	40		50	50	15	60
Robinia pseudoacacia L.										
Tilia platyphyllos Scop.										
Ulmus minor Mill.	20					20				

Figura 9. Esempio di scheda di rilevamento utilizzata durante le uscite.

4.4.2.3. Definizione dello stato di conservazione delle aree di studio

La definizione dello stato di conservazione delle due aree di studio ha seguito un approccio comune a quello applicato per le comunità forestali, ovvero attraverso la valutazione delle abbondanze relative delle specie arboree strettamente forestali e delle specie erbacee nemorali (Poldini et al. 2009).

Le specie nemorali (dal latino *nemos*, ovvero bosco) sono specie, per lo più erbacee, caratteristiche del sottobosco delle comunità forestali planiziali (Brusa et al. 2012). La particolarità di queste piante è il loro ciclo vitale, in quanto l'apice del loro sviluppo (in particolare crescita e fioritura) avviene prima dell'emissione delle foglie da parte degli individui arborei che costituiscono la copertura forestale (Buffa e Villani 2012; Stoppa et al. 2012a, 2012b).

Contestualmente, la valutazione dell'abbondanza relativa di specie appartenenti ad altre comunità, tipicamente erbacee dal punto di vista fisionomico-strutturale e alternative alle comunità forestali, può indicare, di contro, la presenza di eventi di disturbo o uno stato di scarsa maturità della comunità forestale.

La valutazione spaziale delle abbondanze relative di specie forestali e nemorali, come di specie appartenenti ad altre comunità vegetali, può permettere di evidenziare la presenza di aree di maggior valore conservazionistico e, complementarmente, di aree disturbate/degradate/in evoluzione. Inoltre, valutando tali variazioni lungo il gradiente che va dal margine del bosco verso l'area centrale, è possibile evidenziare l'eventuale presenza di un'area nucleo, dal carattere più propriamente forestale (nota anche come *area core*), e di aree perimetrali ad orlo e mantello (denominate *area edge*), ovvero di transizione tra la comunità forestale e comunità vegetali contermini. Il mantello rappresenta una componente essenziale di un popolamento boschivo in quanto protegge l'area interna, o *area core*, dalle influenze provenienti dall'esterno: ad esempio, attività agricole o presenza di strade. In tali contesti, il popolamento vegetale è spesso dominato da specie vegetali ruderali (ossia connesse a luoghi disturbati) che, in mancanza del mantello, tendono a penetrare all'interno del contesto forestale.

In questa relazione, la presenza di un'area nucleo e delle aree perimetrali (orlo e mantello) del bosco, è stata valutata per mezzo di un Modello Lineare, data la distribuzione Gaussiana dei dati di copertura relativa di specie forestali e nemorali, mettendo in relazione la copertura relativa delle specie forestali e nemorali

calcolata nei plot permanenti con la distanza dal margine del bosco degli stessi plot. La distanza dal margine dei plot è stata misurata a video mediante strumenti propri del software QGIS 3.10.

4.5. Attività 2) Raccolta e interpretazione dei dati da Tree Talker©

Nel presente progetto sono stati utilizzati 20 dispositivi Tree Talker© (in sigla TT), sviluppati dalla ditta Nature 4.0 SB s.r.l. col duplice scopo di:

- Acquisire informazioni sullo stato vegetativo del Bosco, considerando individui arborei di specie rappresentative, omogeneamente dislocati nell'area indagata;
- Valutare l'esistenza o meno di una forma di compensazione del Bosco rispetto alla produzione di CO_2 eq del depuratore e quantificarla.

I TT sono strumenti multifunzionali basati su sistemi Internet of Things (IoT), ovvero sistemi di recente sviluppo basati sulla convergenza di tecnologie wireless, sistemi microelettromeccanici e Internet. I TT consentono di monitorare parametri fisici, biologici e funzionali degli alberi grazie a sensori digitali caratterizzati da operatività continua e trasmissione automatica dei dati, in modo da fornire un monitoraggio delle variabili in tempo semi-reale. Sono applicabili nel monitoraggio di foreste, sistemi agro-forestali e infrastrutture verdi urbane, costituendo sia un quadro di supporto alle decisioni in tema di gestione ambientale, sia uno strumento di ricerca scientifica nel campo dell'ecologia e dell'eco-fisiologia degli alberi (Valentini et al. 2019).

L'impiego di queste tecnologie nel campo del monitoraggio ambientale ha il vantaggio della trasmissione dei dati in tempo reale da numerosi punti di misura ad un costo relativamente basso; tuttavia, il loro utilizzo ai fini della comprensione e gestione della natura è ancora scarso e sperimentale (Valentini et al. 2019). L'applicazione dei TT nell'ambito del presente progetto ha infatti evidenziato diverse criticità legate al trasferimento dei dati dai singoli dispositivi al cloud; l'affidabilità delle stime di CO_2 assorbito che saranno presentate in questa relazione è quindi da assumere con cautela.

4.5.1. Descrizione dei dispositivi impiegati: TT+ 3.4

I Tree Talker© impiegati presso il Bosco Belvedere di Meolo e i laghetti di Marteggia sono della versione TT+ 3.4. Al fine di descriverne le principali caratteristiche, il principale riferimento è il manuale tecnico più aggiornato disponibile (Asgharinia e Valentini 2023), rilasciato contestualmente ai dispositivi dalla ditta sviluppatrice.

4.5.1.1. Parametri monitorati

I dispositivi TT+ 3.4 sono in grado di misurare simultaneamente parametri eco-fisiologici a scala di singolo albero, più alcune variabili aggiuntive legate all'ecosistema. I parametri chiave sono:

1. **Crescita radiale** dell'albero, come indicatore dell'allocazione del carbonio fotosintetico nella biomassa;
2. **Flusso di linfa**, come indicatore del tasso di traspirazione dell'albero e della funzionalità del trasporto dello xilema;
3. **Contenuto di umidità** dello xilema, come indicatore della funzionalità idraulica;
4. **Penetrazione della luce** nella chioma, in termini di frazione di radiazione assorbita;
5. **Componenti spettrali della luce** relative al deperimento del fogliame e alla fisiologia dell'albero;
6. **Parametri di stabilità** dell'albero, in modo da consentire la previsione in tempo reale di potenziali cadute dell'individuo.

La misurazione del flusso di linfa del fusto, alla cui velocità è connesso il tasso di traspirazione della pianta, si basa sul metodo TDP (*Thermal Dissipation Probe*), sperimentato da Granier (1987). Nel fusto vengono inserite due sonde, che vengono definite *Heater probe* e *Reference probe*: la prima è un sensore di dissipazione

termica che misura la dissipazione di calore dell'alburno[4] riferita alla temperatura misurata in corrispondenza della seconda sonda, collocata più in basso. Quando la velocità del flusso di linfa è nulla o minima, la differenza di temperatura (ΔT) tra le due sonde è massima, mentre quando il flusso aumenta questa differenza di temperatura tende a diminuire.

La crescita radiale del fusto è misurata da un sensore di distanza a impulsi a infrarossi, denominato *Growth sensor* (Asgharinia e Valentini 2023). Tale sensore viene posizionato a pochi centimetri dalla superficie dell'albero e mantenuto in posizione da un supporto in fibra di carbonio ancorato nello xilema.

I parametri relativi alla luce sono invece misurati mediante uno spettrofotometro integrato ai dispositivi. Ulteriori parametri come l'umidità relativa dell'aria e la temperatura dell'aria vengono monitorati anche ad alta frequenza per avere tempi comparabili tra i parametri abiotici e le risposte a breve termine delle piante.

4.5.1.2. Componenti ed installazione in campo

Per la messa in opera delle singole stazioni di monitoraggio è necessaria la seguente strumentazione, alla quale fanno riferimento le immagini che seguono (Figura 10, Figura 11, Figura 12):

- Dispositivo TT+ 3.4;
- *Heater probe* e *Reference probe* per la misurazione del flusso di linfa, inserite nel fusto e collegate al TT;
- *Growth sensor* per la misurazione della crescita radiale del fusto, inserito nel fusto e collegato al TT;
- Batteria a lunga durata alimentata a pannello solare (durata fino a tre mesi), collegata al TT;
- Cinghia da passare attorno al fusto, dotata di piastrine di supporto alle quali fissare TT e batteria;
- Trapano per la foratura del tronco, fondamentale per l'inserimento di *Heater probe* e *Reference probe* e del *Growth sensor*.

[4] L'alburno è lo strato più esterno e più giovane del legno costituente il tronco di un albero. Si trova appena sotto la corteccia ed è composto da cellule xilematiche (le cellule che costituiscono il legno), coinvolte nel trasporto di acqua e sali minerali dalle radici alle foglie (linfa grezza). L'alburno ha consistenza più morbida e umida rispetto al durame, ovvero la parte interna del legno, più densa e resistente. Con il tempo, le cellule dell'alburno invecchiano e smettono di trasportare acqua, trasformandosi in durame, il quale non partecipa più al trasporto della linfa grezza, ma fornisce all'albero stabilità e resistenza strutturale.

TT+ Structure	
1	Microprocessor reset button
2	Microprocessor External crystal 8 MHz
3	Microprocessor
4	Square frequency generator
5	Voltage regulator 3,3V
6	Accelerometer
7	Microprocessor serial programming header
8	Radio Antenna 868MHz
9	Diode, save device from reverse battery polarity insertion
10	Radio Module 868MHz
11	Heat probe connector
12	Reference probe connector
13	Growth sensor connector
14	Battery connection
15	Spectrometer

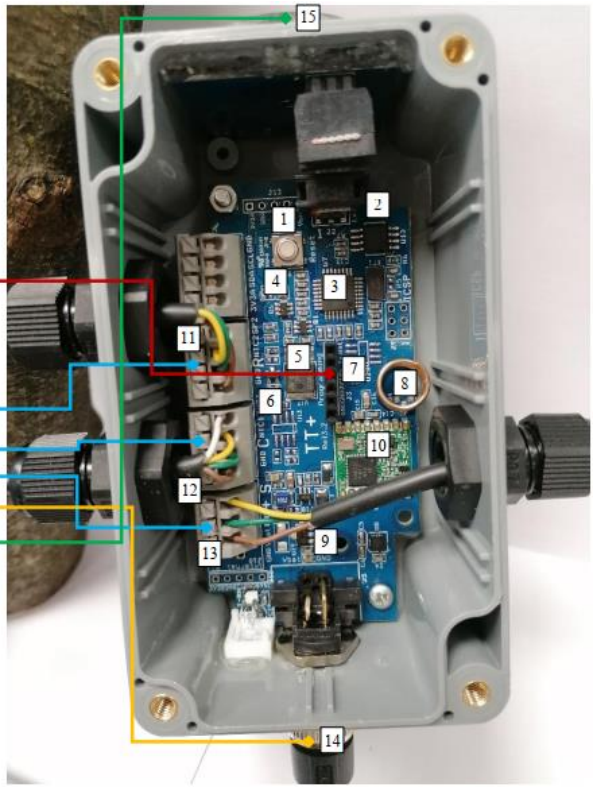


Figura 10. Struttura interna di un TT+ 3.4 (fonte: TT+ User Manual 2020).

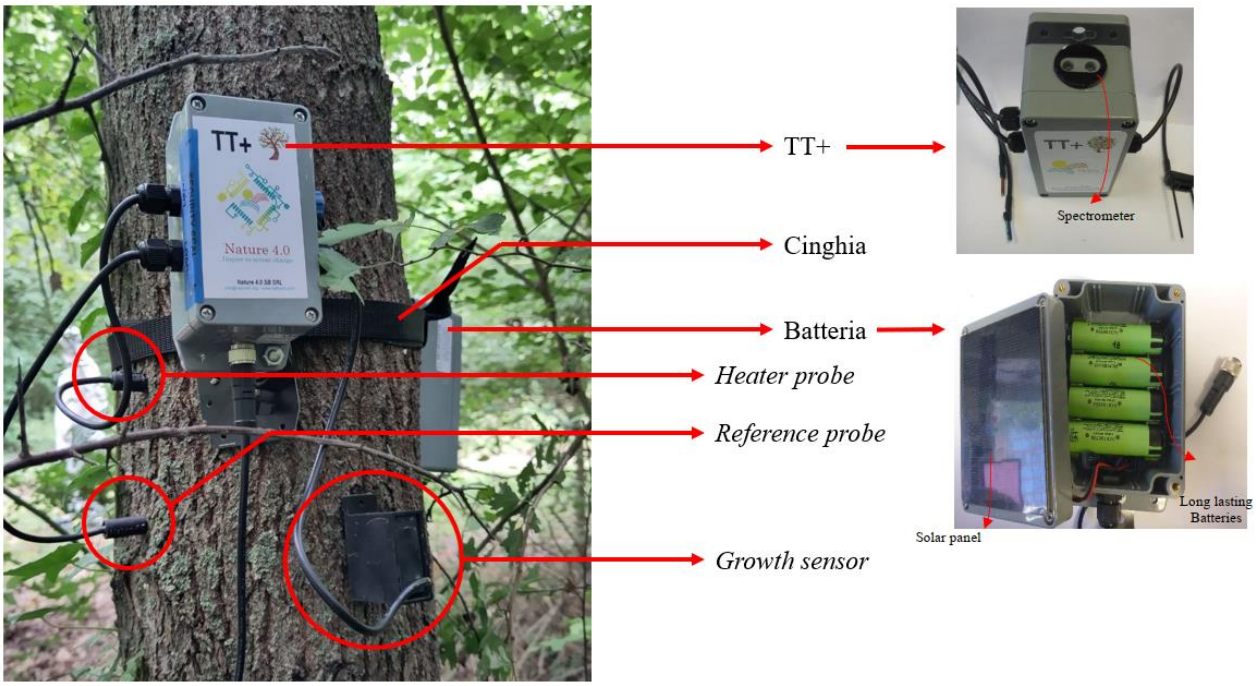


Figura 11. TT in opera presso il Bosco Belvedere con focus sulle componenti (fonte: TT+ User Manual 2020).

Figura 12. Messa in opera di un TT nel Bosco Belvedere. A sx foratura del tronco per inserimento sonde e sensori, a dx inserimento sonde e sensori nel tronco (operazione fatta il 31/07/2023).

4.5.1.3. Funzionamento e visualizzazione dei dati

Ogni TT in opera trasmette in continuo ad un apposito cloud (**TTcloud**) i dati fisiologici e ambientali monitorati. Il TTcloud è preposto alla memorizzazione delle informazioni e al loro successivo invio in rete ad un server di riferimento. Un TTcloud si presenta come una stazione di ricezione dati, collocato ad un’altezza dal suolo di circa 3 m, in uno spazio aperto e il più possibile privo di ostacoli così da evitare possibili interferenze e forme di disturbo.

Nell’ambito del presente progetto è stato inizialmente predisposto un solo TTcloud per tutti i 20 TT in opera presso le due aree di studio, installato all’interno dell’area del depuratore Piave Servizi il 31 luglio 2023. A partire dal mese di novembre 2023, tuttavia, sono stati riscontrati evidenti problemi di trasmissione tra alcuni TT e il TTcloud, legati alla scarsa connessione internet dovuta all’elevata massa vegetativa del Bosco e tali da causare gap temporali delle serie di dati. In particolare, al 30 aprile 2024, in occasione del secondo report intermedio di progetto, questo problema si presentava per 14 dispositivi su 20. Di conseguenza, Piave Servizi e la ditta sviluppatrice Nature 4.0 hanno ritenuto opportuna l’installazione di un secondo TTcloud, allo scopo di suddividere il carico di trasmissione dati di quello già operante. Il nuovo cloud è stato installato il 13 maggio 2024 su di un albero lungo la bordura campestre del lato Sud-Est del Bosco Belvedere.

Ogni TTcloud possiede un codice ID associato mediante il quale è possibile accedere, da qualsiasi motore di ricerca web, al relativo server contenente i dati derivanti dai TT connessi. Nel server i dati si presentano come stringhe di numeri dalle quali possono essere estratte le informazioni contenute mediante l’ausilio dell’apposito manuale tecnico (Asgharinia e Valentini 2023). Successivamente all’acquisizione dei dati, è possibile effettuare le dovute elaborazioni utilizzando un apposito software di gestione dati (foglio elettronico Excel).

In Tabella 5 sono sintetizzate le informazioni dei due TTcloud presenti in campo, mentre la loro ubicazione è rappresentata in Figura 13.

Tabella 5. Informazioni relative ai due TTcloud installati all’interno delle due aree di studio.

	ID	Data installazione	Coordinate (WGS84)		Link al server
			N	E	
1	C0230012	31/07/2023	45.60970	12.46023	https://naturetalkers.altervista.org/C0230012/ttcloud.txt
2	C0240000	13/05/2024	45.60452	12.45579	https://naturetalkers.altervista.org/C0240000/ttcloud.txt

Figura 13. Ubicazione dei due TTcloud presso il Bosco Belvedere (ortofoto 2021 Regione del Veneto).

4.5.2. TreeTalker® presso le due aree di studio

I dispositivi installati e in opera presso le due aree di indagine sono complessivamente 20, di cui:

- 18 all'interno del Bosco Belvedere, in totale copertura dell'area;
- 1 all'interno dell'area dei Laghetti di Marteggia;
- 1 all'interno dell'impianto di depurazione di Piave Servizi.

I TT sono stati installati su individui arborei appartenenti a specie diverse, considerate rappresentative del popolamento forestale del sito indagato. In particolare, considerando le specie arboree più rappresentative in termini di abbondanza, sono stati installati 5 TT su *Quercus robur*, 5 TT su *Fraxinus angustifolia*, 2 TT su *Populus alba*, 2 TT su *Ulmus minor*, 1 TT su *Carpinus betulus*, 1 TT su *Acer campestre*, 1 TT su *Tilia platyphyllos*, 1 TT su *Sorbus torminalis*, 1 TT su *Populus nigra*, 1 TT su *Platanus* x *hispanica*.

Tutti gli individui arborei su cui sono stati installati i TT rientrano all'interno dei plot permanenti considerati nel monitoraggio della vegetazione, in modo da poter analizzare i dati forniti dai TT anche in relazione alle condizioni della vegetazione.

In Tabella 6 sono elencati i dispositivi in opera, riportandone il numero di serie come attributo di identificazione, la specie arborea su cui sono stati montati, il sito di ubicazione e le coordinate geografiche. Inoltre, le righe della tabella, attraverso una tipizzazione cromatica, indicano a quale dei due TTcloud fa riferimento il TT in questione. L'ubicazione dei TT e dei due TTcloud all'interno delle aree di studio è mostrata anche nella mappa seguente (Figura 14).

Tabella 6. TT in opera presso le due aree di studio. Le righe sono colorate di giallo se il TT è connesso con il TTcloud n. 1 oppure di rosso se il TT è connesso con il TTcloud n. 2 (cfr. Tabella 5).

ID	N. di serie dispositivo	Specie	Ubicazione	Data di installazione	Coordinante WGS84	
					E	N
TT 1	71233043	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.457535	45.60666
TT 2	71233050	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.457805	45.607348
TT 3	71233046	*Carpinus betulus*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.458567	45.607748
TT 4	71233042	*Populus alba*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.458717	45.608374
TT 5	71233045	*Acer campestre*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.460661	45.609209
TT 6	71233039	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.461794	45.610227
TT 7	71233038	*Tilia platyphyllos*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.46146	45.611278
TT 8	71233041	*Platanus* x *hispanica*	Depuratore Piave Servizi	31/07/2023	12.459434	45.610033
TT 9	71233047	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.459985	45.610512
TT 10	71233040	*Sorbus torminalis*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.458830	45.609441
TT 11	71233056	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.456084	45.607014
TT 12	71233057	*Populus alba*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.455496	45.606162
TT 13	71233055	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.455069	45.605872
TT 14	71233049	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.452547	45.603386
TT 15	71233052	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.45331	45.604156
TT 16	71233054	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.454807	45.605366
TT 17	71233051	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.454867	45.603727
TT 18	71233048	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.455985	45.604866
TT 19	71233044	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.455213	45.603962
TT 20	71233053	*Populus nigra*	Laghetti di Marteggia	01/08/2023	12.451188	45.602985

Figura 14. Ubicazione dei TT e dei TTclouds nelle due aree di studio (ortofoto 2021 Regione del Veneto).

4.5.3. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 degli alberi monitorati

Il biossido di carbonio (CO_2) è uno dei principali gas a effetto serra. L'aumento delle sue concentrazioni atmosferiche è attribuibile principalmente alla combustione di combustibili fossili e alla deforestazione in tutto il mondo. Gli alberi fungono da serbatoio di CO_2 fissando il carbonio durante la fotosintesi e immagazzinandolo sotto forma di biomassa (Nowak e Crane 2002).

Tra le diverse variabili eco-fisiologiche che i TT sono in grado di monitorare, le attività si sono concentrate sugli output dei *Growth sensor*, dai quali è possibile calcolare la crescita radiale degli alberi monitorati e stimare di conseguenza la CO_2 da essi assorbita nel periodo di lavoro dei TT.

La **determinazione della crescita radiale** degli alberi monitorati costituisce il primo passo per la stima della CO_2 assorbita nel periodo esaminato. Il calcolo avviene mediante l'applicazione della seguente formula (Asgharinia e Valentini 2023):

$$[1] \quad distanza\ tra\ sensore\ e\ corteccia\ (cm) = \frac{\left(237908.4541 + (-1.1171 * x)\right)}{(199.433 + x)}$$

A *x* viene sostituita la mediana giornaliera dell'output fornito dal *Growth sensor* dei diversi TT. Si precisa che quanto calcolato con questa formula rappresenta la distanza in centimetri fra il sensore e la corteccia dell'albero, non una vera misura di crescita radiale. Per la determinazione di quest'ultima è necessario sottrarre all'ultimo dato registrato il dato iniziale della serie temporale stessa.

Successivamente a queste elaborazioni preliminari, a partire dal dato di crescita radiale relativo al periodo in esame, la stima della CO_2 assorbita dagli individui arborei monitorati è stata calcolata attraverso due procedure distinte, di seguito illustrate. La letteratura scientifica in materia di sequestro di CO_2 da parte degli alberi è infatti ricca, con diverse metodologie descritte, tra le quali può esservi notevole variabilità (Aguaron e McPherson 2012). In entrambe le procedure qui presentate tutti i parametri relativi alla biomassa degli individui e la stima di CO_2 sono stati calcolati sia al momento iniziale (agosto 2023) che al momento finale (settembre 2024); la CO_2 stoccata nel periodo esaminato è stata quindi ottenuta attraverso la differenza tra la stima finale e quella iniziale.

4.5.3.1. Procedura 1 per la stima della CO_2 assorbita dagli individui arborei monitorati tramite TT

Seguendo il lavoro di Shadman et al. (2022), a partire dai valori di diametro (D, misurato ad 1.3 m dal suolo) ed altezza (H) delle piante registrati in campo, è stato possibile giungere ad un valore in kg di CO_2 stoccata attraverso il calcolo di:

- biomassa verde totale (*Total Green Weight*, in sigla TGW);
- biomassa secca totale (*Total Dry Weight*, in sigla TDW);
- massa di Carbonio presente nella pianta (*Total Carbon Weight*, in sigla TCW).

TGW, TDW, TCW e la stima di CO_2 assorbita dalla pianta sono stati calcolati sia al momento iniziale (agosto 2023) che al momento finale (settembre 2024); la CO_2 stoccata nel periodo esaminato è stata quindi ottenuta attraverso la differenza tra la stima finale e quella iniziale.

Di seguito, si espongono le modalità di calcolo dei diversi parametri.

Il calcolo della **biomassa verde totale (TGW)** dell'albero si basa sulla somma tra la biomassa epigea (sopra il suolo; *Above Ground Biomass*, AGB), ovvero fusto, rami e foglie, e la biomassa dell'apparato radicale (ipogea; *Below Ground Biomass*, BGB).

La AGB viene calcolata considerando diametro ed altezza del fusto:

$$[2] \quad AGB\ [kg] = 0.25 D^2 H$$

In merito al diametro (D), si precisa che è stato considerato quello misurato in campo (ad 1.3 m dal suolo) per la stima iniziale, mentre, per la stima finale, è stata considerata la somma tra il diametro misurato in

campo e il doppio dell'accrescimento radiale registrato dal TT. Infatti, se lo spessore della nuova biomassa sviluppatasi nell'intervallo di tempo indagato corrisponde all'accrescimento radiale, per determinare il valore del diametro finale l'accrescimento radiale deve essere considerato due volte. L'altezza (H) impiegata nella stima iniziale e in quella finale è invece, in entrambi i casi, quella misurata in campo durante le fasi di installazione dei TT, in considerazione del fatto che le variazioni in altezza nel tempo degli individui arborei di un sistema forestale coetaneo e chiuso come quello in esame sono da ritenersi trascurabili, vista anche la competizione tra individui presente (Franklin et al. 2002). Infine, in linea rispetto al lavoro di Shadman et al. (2022), i valori di D, in cm, e H, in m, sono stati convertiti rispettivamente in pollici (*inches*, in) e piedi (*feet*, ft).

La BGB viene stimata come il 20% della AGB (Shadman et al. 2022).

La biomassa verde totale (TGW) è perciò pari a:

$$[3] \quad TGW\ [kg] = AGB + BGB = AGB + 0.2AGB = 1.2AGB$$

Una volta calcolata la TGW, si è proceduto al calcolo del peso secco degli individui arborei monitorati, fondamentale in quanto il Carbonio derivante dall'attività fotosintetica viene lì stoccato. Shadman et al. (2022) determinano la **biomassa secca totale (TDW)** attraverso un calcolo percentuale sul valore della biomassa verde totale (TGW):

$$[4] \quad TDW\ [kg] = TGW * \%\ \frac{secco}{verde}$$

La percentuale di peso secco sulla biomassa totale verde delle diverse specie arboree monitorate è stata ricavata dal lavoro di Tabacchi et al. (2011a), che propone un modello per la stima della massa legnosa secca (fitomassa) delle principali specie forestali italiane. I valori % di peso secco sono stati quindi inseriti nella formula 4 per la determinazione del TDW così come proposta da Shadman et al. (2022); in Tabella 7 si riportano i valori % di peso secco delle principali specie presenti nelle due aree di studio reperiti in Tabacchi et al. (2011a) e le relative formule impiegate per il calcolo del TDW.

Tabella 7. Valori % di peso secco (Tabacchi et al. 2011a) e formula per il calcolo della TDW per le principali specie forestali presenti nelle due aree di studio.

Specie	Valore % peso secco	Calcolo TDW [kg]
Acer campestre	57	= TGW * 0.57
Carpinus betulus	56	= TGW * 0.56
Fraxinus angustifolia	63	= TGW * 0.63
Platanus x *hispanica*	52	= TGW * 0.52
Populus alba	52	= TGW * 0.52
Quercus robur	57	= TGW * 0.57
Ulmus minor	52	= TGW * 0.52
Tilia platyphyllos	52	= TGW * 0.52
Sorbus torminalis	52	= TGW * 0.52
Robinia pseudoacacia	60	= TGW * 0.6

Successivamente, è stata calcolata la **massa effettiva di Carbonio (TCW)**, stimata come il 50% della TDW (McPherson e Simpson 1999).

$$[5] \quad TCW\ [kg] = TDW * 0.5$$

Infine, a partire da quest'ultimo parametro, è stata calcolata la **massa di CO_2 assorbita** considerando il peso molecolare della molecola di CO_2 e il peso atomico di un atomo di Carbonio, il cui rapporto, pari a 3.67, viene moltiplicato per il TCW (McPherson e Simpson 1999).

$$[6] \quad Massa\ di\ CO2\ assorbita\ [kg] = TCW * \frac{peso\ molecolare\ CO2}{peso\ atomico\ C} = TCW * 3.67$$

4.5.3.2. Procedura 2 per la stima della CO_2 assorbita dagli individui arborei monitorati tramite TT

Il lavoro di Tabacchi et al. (2011b) si propone di fornire modelli previsionali di valenza nazionale per la stima del volume e della fitomassa delle diverse componenti epigee delle specie forestali più diffuse in Italia.

Le variabili indipendenti su cui si basano i modelli sono, anche in questo caso, il diametro (D, misurato ad 1.3 m dal suolo) e l'altezza (H) delle piante registrati in campo. La forma generale dei modelli proposti è la seguente:

$$[7] \quad y_0 = b_1 + b_2D^2H + b_3D^xH^y$$

In cui y_0 è una delle grandezze da stimare (volume o fitomassa legnosi). b_1, b_2 e b_3 sono costanti, mentre gli esponenti *x* e *y* variano da 0 a 2. Di seguito (Tabella 8) si illustrano le equazioni impiegate per calcolare:

- fitomassa fusto e branche (*Dry Weight*, DW_1)
- fitomassa ramaglia (DW_2)
- fitomassa ceppaia (DW_3)
- fitomassa totale (DW_4 o TDW)

per le principali specie forestali presenti nelle aree di studio. A partire dalla DW_4 è stato stimato il Carbonio presente nella pianta (TCW) e la CO_2 assorbita dalla pianta attraverso le formule [5] e [6] già presentate per la Procedura 1 (McPherson e Simpson 1999). Si precisa che, anche in questo caso, è stato considerato come diametro (D) quello misurato in campo per la stima iniziale, mentre, per la stima finale, è stata considerata la somma tra questo e il doppio dell'accrescimento radiale registrato dal TT. Le medesime assunzioni formulate nella Procedura 1 valgono in questo caso anche per l'altezza (H), per cui viene impiegata quella misurata in campo sia per la stima iniziale che per quella finale.

Tabella 8. Equazioni usate per il calcolo della fitomassa delle componenti epigee delle specie forestali più diffuse nelle due aree di studio (Tabacchi et al. 2011b) e per la stima della massa di C e CO_2 assorbiti (McPherson e Simpson 1999).

***Quercus robur* (farnia)**			
Fitomassa fusto e rami (DW_1) inizio/fine	**Fitomassa ramaglie (DW_2) inizio/fine**	**Fitomassa ceppaia (DW_3) inizio/fine**	**Fitomassa totale (DW_4) inizio/fine**
$b_1 = 1.0832$	$b_1 = -8.2101$	$b_1 = -0.047534$	DW_4 [kg] = $DW_1+DW_2+DW_3$
$b_2 = 0.029634$	$b_2 = 0.0030396$	$b_2 = 0.00062568$	**Stime massa di C e CO_2 inizio/fine**
$b_3 = -0.49794$	$b_3 = 1.7561$	$b_3 = 0.0041211$	C [kg] = 0.5 * DW_4
DW_1 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	DW_2 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	DW_3 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	CO2 [kg] = 3.67 * C [kg]
			Stime massa di C e CO_2 nel periodo in esame
			$C_{periodo}$ [kg] = $C_{fine} – C_{inizio}$
			$CO2_{periodo}$ [kg] = $CO2_{fine} – CO2_{inizio}$

***Fraxinus angustifolia* (frassino ossifillo)**			
Fitomassa fusto e branche (DW_1) inizio/fine	**Fitomassa ramaglie (DW_2) inizio/fine**	**Fitomassa ceppaia (DW_3) inizio/fine**	**Fitomassa totale (DW_4) inizio/fine**
$b_1 = -0.65463$	$b_1 = 2.7854$	$b_1 = 0.058578$	DW_4 [kg] = $DW_1+DW_2+DW_3$
$b_2 = 0.025364$	$b_2 = 0.0068597$	$b_2 = 0.00072562$	**Stime massa di C e CO_2 inizio/fine**
DW_1 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_2 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_3 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	C [kg] = 0.5 * DW_4
			CO2 [kg] = 3.67 * C [kg]
			Stime massa di C e CO_2 nel periodo in esame
			$C_{periodo}$ [kg] = $C_{fine} – C_{inizio}$
			$CO2_{periodo}$ [kg] = $CO2_{fine} – CO2_{inizio}$

***Acer campestre* (acero campestre)**			
Fitomassa fusto e branche (DW_1) inizio/fine	**Fitomassa ramaglie (DW_2) inizio/fine**	**Fitomassa ceppaia (DW_3) inizio/fine**	**Fitomassa totale (DW_4) inizio/fine**
$b_1 = 0.86876$	$b_1 = 5.3322$	$b_1 = 0.25852$	DW_4 [kg] = $DW_1+DW_2+DW_3$
$b_2 = 0.020421$	$b_2 = 0.0055554$	$b_2 = 0.00039206$	**Stime massa di C e CO_2 inizio/fine**
DW_1 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_2 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_3 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	C [kg] = 0.5 * DW_4
			CO2 [kg] = 3.67 * C [kg]
			Stime massa di C e CO_2 nel periodo in esame
			$C_{periodo}$ [kg] = $C_{fine} – C_{inizio}$
			$CO2_{periodo}$ [kg] = $CO2_{fine} – CO2_{inizio}$

***Carpinus betulus* (carpino bianco)**			
Fitomassa fusto e branche (DW_1) inizio/fine	**Fitomassa ramaglie (DW_2) inizio/fine**	**Fitomassa ceppaia (DW_3) inizio/fine**	**Fitomassa totale (DW_4) inizio/fine**
$b_1 = -1.0514$	$b_1 = 3.8823$	$b_1 = 0.4176$	DW_4 [kg] = $DW_1+DW_2+DW_3$
$b_2 = 0.023952$	$b_2 = 0.0056122$	$b_2 = 0.00060317$	**Stime massa di C e CO_2 inizio/fine**
DW_1 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_2 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	DW_3 [kg] = $b_1+b_2D^2H$	C [kg] = 0.5 * DW_4
			CO2 [kg] = 3.67 * C [kg]
			Stime massa di C e CO_2 nel periodo in esame
			$C_{periodo}$ [kg] = $C_{fine} – C_{inizio}$
			$CO2_{periodo}$ [kg] = $CO2_{fine} – CO2_{inizio}$

***Ulmus minor* (olmo campestre), *Populus* spp. (pioppo), *Platanus* x *hispanica* (platano), *Tilia platyphyllos* (tiglio nostrano), *Sorbus torminalis* (ciavardello), *Robinia pseudoacacia* (robinia)**			
Fitomassa fusto e branche (DW_1) inizio/fine	**Fitomassa ramaglie (DW_2) inizio/fine**	**Fitomassa ceppaia (DW_3) inizio/fine**	**Fitomassa totale (DW_4) inizio/fine**
$b_1 = -9.1098$	$b_1 = -3.6118$	$b_1 = -0.10365$	DW_4 [kg] = $DW_1+DW_2+DW_3$
$b_2 = 0.0073484$	$b_2 = 0.004319$	$b_2 = 0.00032592$	**Stime massa di C e CO_2 inizio/fine**
$b_3 = 2.3666$	$b_3 = 0.74127$	$b_3 = 0.047418$	C [kg] = 0.5 * DW_4
DW_1 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	DW_2 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	DW_3 [kg] = $b_1+b_2D^2H+b_3D$	CO2 [kg] = 3.67 * C [kg]
			Stime massa di C e CO_2 nel periodo in esame
			$C_{periodo}$ [kg] = $C_{fine} – C_{inizio}$
			$CO2_{periodo}$ [kg] = $CO2_{fine} – CO2_{inizio}$

4.5.4. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 dell'intera area di studio

La capacità dei sistemi forestali di contrastare i processi di cambiamento climatico globale, attraverso la riduzione delle emissioni nette di gas serra, riveste un ruolo centrale nei negoziati internazionali sul clima: gli ecosistemi forestali sono infatti in grado di assorbire il carbonio atmosferico e accumularlo, anche per periodi di tempo relativamente lunghi, nella biomassa, nella necromassa e nel suolo (Barbati et al. 2014). In questo contesto è importante differenziare i concetti di CO_2-*sink* e di CO_2-*stock*. Con *sink* si intende la quantità di tonnellate di carbonio fissata in 1 anno nelle foreste, mentre lo *stock* è una misura cumulativa eseguita di anno in anno considerando la biomassa totale presente comprensiva di biomassa epigea, ipogea e della biomassa contenuta nel suolo al netto di tagli e incendi (Anderle et al. 2002). Nell'ambito del presente progetto, il dato di CO_2 assorbita stimata corrisponde a un valore di *sink*.

La CO_2 sequestrata è stata stimata soltanto per il Bosco Belvedere, all'interno del quale sono stati monitorati 19 alberi appartenenti a 9 specie, diversamente dall'area Laghetti in cui l'albero monitorato è stato solo uno appartenente alla specie *Populus nigra*.

Note le stime di Carbonio e CO_2 annui sequestrati dagli alberi monitorati, per fornire delle stime a livello di intero Bosco è necessario considerare il numero di individui presenti nell'area per ognuna delle specie forestali monitorate.

Nel report intermedio di aprile 2024 il numero di esemplari di ogni specie presenti nel Bosco è stato stimato a partire dal numero medio di individui all'interno dei 27 plot di vegetazione rilevati nell'area. Seguendo l'esempio di altri lavori (ad es. Wu e Strahler 1994; Popescu et al. 2003), in questa occasione gli esemplari totali delle specie monitorate sono stati stimati attraverso la superficie media della loro chioma, così da considerare l'effettiva copertura di ogni albero; questo metodo permette di evitare errori connessi a stime "dal basso", ovvero eseguite tenendo conto degli individui mediamente presenti nei plot, per i quali, in alcuni casi, sono state considerate coperture della chioma parziali per via dell'estensione della superficie di rilievo.

Il diametro delle chiome è stato misurato mediante fotointerpretazione utilizzando gli strumenti del software QGIS 3.10 (Figura 15). In considerazione del fatto che le specie forestali monitorate sono angiosperme e che la loro chioma è assumibile ad una forma circolare, a partire dal diametro è stata ricavata l'area della chioma di ciascun esemplare secondo la formula:

$$[8] \quad \text{Area della chioma } [m^2] = \pi(\text{diametro}/2)^2$$

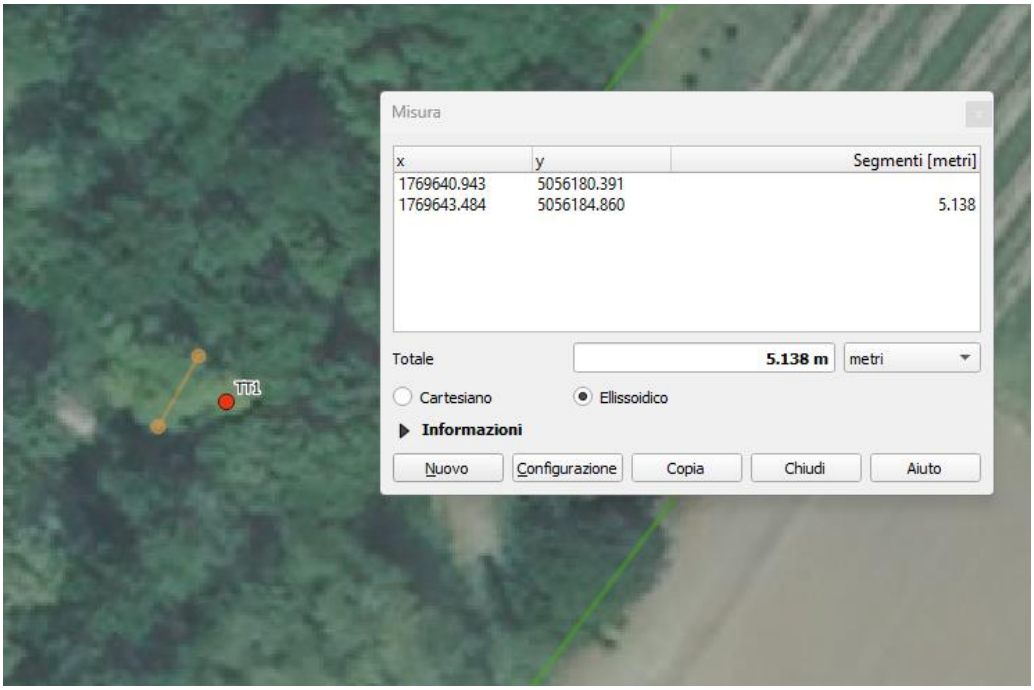


Figura 15. Esempio di misurazione del diametro di una chioma mediante lo strumento "Misura" di QGIS 3.10.

Dopo aver mediato l'area delle chiome degli individui di una stessa specie tra quelli monitorati con i TT, si è proceduto a determinarne il numero di esemplari effettivamente compresi nella superficie campionata con i rilievi di vegetazione, pari a 675 m^2 (27 plot × 25 m^2). Partendo dunque dalla abbondanza relativa cumulata per ciascuna specie entro i 27 plot, si è calcolata dapprima la superficie corrispondente (ovvero l'abbondanza in termini di superficie occupata) che è stata poi divisa per l'area media della chioma della specie considerata. I risultati ottenuti in termini di esemplari riferiti ai 675 m^2 campionati sono stati così rapportati ai 180.000 m^2 (18 ha) totali di superficie del Bosco, permettendo di estendere i risultati all'intera area di studio.

Moltiplicando la massa di CO_2 sequestrata annualmente dagli individui delle specie monitorate per il loro numero totale nel Bosco, e sommati i risultati di ogni specie così ottenuti, è stato quindi stimato il carico di CO_2 sequestrato annualmente dall'intera area boscata. Tale calcolo è stato effettuato considerando i valori

di CO_2 per specie, stimati con entrambe le procedure sopra riportate. Si precisa che, per le specie di cui si disponeva di stime provenienti da più TT, questi valori sono stati mediati fra loro: è il caso di *Quercus robur* (TT nn. 1, 9, 13 e 15), *Fraxinus angustifolia* (TT nn. 6 e 19) ed *Ulmus minor* (TT nn. 14 e 17).

4.6. Attività 3) Contributo al processo di impollinazione

La conservazione degli insetti impollinatori (noti anche con il termine di pronubi) in paesaggi altamente modificati e semplificati, come il paesaggio proprio della Pianura Padana, si basa in prima istanza sulla disponibilità di risorse fiorali, quali nettare e polline, in grado di sopperire alle esigenze alimentari dei pronubi. Aree boscate come il Bosco Belvedere di Meolo assumono un'importanza significativa per gli insetti impollinatori in quanto forniscono loro habitat di svernamento e riproduzione e sono in grado di fornire un ampio spettro di fioriture precoci tale da supportare le comunità di pronubi in una stagione in cui non sono disponibili molte risorse trofiche in aree a clima temperato come quello del nostro territorio.

Lo studio degli insetti impollinatori si è concentrato su comunità erbacee, sia naturali che seminaturali, la cui presenza e abbondanza nei contesti forestali risulta in generale meno indagata. In particolare, data la complessità strutturale che contraddistingue gli ambiti forestali, risulta interessante comprendere se esista una relazione tra complessità strutturale del bosco e ricchezza e abbondanza di impollinatori. I risultati che possono emergere da questa indagine possono fornire importanti indicazioni gestionali e informazioni utili circa il contributo del sito di studio al processo di impollinazione in un contesto territoriale più ampio.

Nel caso del presente progetto, i principali obiettivi connessi all'analisi del contributo delle due aree di studio al processo di impollinazione riguardano l'ottenimento di dati connessi a:

- ricchezza di impollinatori;
- abbondanze relative dei diversi gruppi tassonomici di impollinatori;
- distribuzione spaziale degli impollinatori nelle aree di indagine, dal punto di vista della relazione con le coperture di specie vegetali entomofile e con la distanza dal margine degli alberi dove è stato condotto il campionamento.

4.6.1. Analisi preliminare del valore della vegetazione per gli impollinatori

Benché la checklist della flora di un determinato sito possa dare indicazioni generali rispetto alla presenza di specie vegetali entomofile (impollinate cioè dagli insetti) e perciò in grado di fornire agli insetti risorse alimentari (nettare e polline), solo una valutazione della loro abbondanza relativa può dare informazioni sul reale contributo alla conservazione dei pronubi.

Per stimare il contributo dato dal Bosco Belvedere di Meolo alla conservazione degli insetti impollinatori e valutare la presenza di gradienti o di aree di particolare importanza per gli impollinatori entro il perimetro del bosco è stata quantificata la copertura relativa di specie entomofile all'interno dei plot permanenti in cui è stata rilevata la vegetazione.

4.6.2. Disegno sperimentale e raccolta dati

Al fine di meglio comprendere la potenzialità delle due aree di studio (Bosco Belvedere e Laghetti di Marteggia) nel supportare la comunità di insetti impollinatori, nel corso della stagione di campionamento 2024 è stato previsto un campionamento dell'entomofauna utilizzando *vane traps*.

L'impiego di *vane traps* rappresenta uno dei metodi di campionamento passivo (ovvero con catture non eseguite da un operatore) più efficaci nel catturare diversi gruppi tassonomici di insetti impollinatori. La cattura passiva consente un contenimento dei costi ed un prolungamento dei tempi di campionamento, con la possibilità di cogliere differenti periodi di attività delle specie. È un metodo che, inoltre, limita notevolmente la possibilità di errore da parte dei campionatori (Hall 2018).

Le trappole impiegate nelle due aree di studio ammontano a 60. Esse sono state disposte sugli stessi 20 alberi su cui sono stati installati i Tree Talker©, così da utilizzare punti già noti. Su ogni albero selezionato sono state appese 3 trappole, appositamente dipinte di tre differenti colori: bianco, blu e giallo. Nonostante la

maggiore efficacia del colore blu nella cattura di api selvatiche sia documentata da diversi lavori (ad es. Stephen e Rao 2005; Hall 2018), ulteriori studi condotti con altri metodi di campionamento evidenziano la preferenza di alcuni taxa di api selvatiche per i colori bianco e giallo (ad es. Gollan et al. 2011).

Il campionamento è stato ripetuto tre volte nel periodo compreso tra la primavera e la tarda estate 2024, allo scopo di rilevare la comunità di impollinatori in momenti differenti, corrispondenti a diversi periodi di fioritura del Bosco e delle comunità vegetali ad esso circostanti, come ad esempio le bordure campestri e i frutteti. La prima replica avrebbe dovuto essere eseguita entro la prima metà del mese di aprile 2024, momento di fioritura di molti degli arbusti che caratterizzano il Bosco e l’area dei Laghetti (ad es. il biancospino *Crataegus monogyna*): ciò, tuttavia, non è stato possibile a causa del meteo avverso che ha caratterizzato le giornate di campo inizialmente stabilite. La prima campagna è stata quindi posticipata all’inizio del mese di maggio (8 e 10 maggio 2024), mentre la seconda e la terza sono state condotte, rispettivamente, all’inizio di luglio (8 e 10 luglio 2024) e a metà settembre (16 e 18 settembre 2024).

Le *vane traps* impiegate sono state nominate con dei codici identificativi così strutturati: “VT n – B/W/Y”, indicando il numero dell’albero (sono stati utilizzati gli stessi numeri dei TreeTalker©) e il colore della trappola (“B” per il blu, “W” per il bianco e “Y” per il giallo). L’ubicazione degli alberi di collocazione è raffigurata nella seguente mappa (Figura 16).

Figura 16. Localizzazione dei 20 alberi su cui sono state posizionate le *vane traps* nel corso delle tre campagne di campionamento condotte nella stagione primaverile-estiva 2024.

Seguendo Stephen e Rao (2005), le *vane traps* sono rimaste in campo per 48 ore per poi essere rimosse. Ogni campagna di monitoraggio ha richiesto quindi due giornate di campo: la prima utile al posizionamento delle trappole, la seconda utile alla loro rimozione e al campionamento dell’entomofauna catturata. Il posizionamento sugli alberi prescelti è avvenuto con l’ausilio di un bastone telescopico dotato di gancio (Figura 17); l’altezza media di collocazione variava dai 4 ai 6 m di altezza, considerando sia l’altezza media degli alberi costituenti il bosco ma anche la disponibilità di rami robusti in situ da utilizzare come ancoraggio (Figura 18). Una volta rimosse, le trappole sono state aperte e svuotate dal contenuto; il campione raccolto è stato trasferito direttamente in campo all’interno di provette contenenti alcool etilico al 70% (Figura 19), allo scopo di garantirne un’ottimale conservazione in vista della determinazione dei taxa in laboratorio.

Figura 17. Posizionamento delle *vane traps* presso il Bosco Belvedere.

Figura 18. *Vane traps* in opera su di uno degli alberi monitorati presso il Bosco Belvedere.

Figura 19. Trasferimento del contenuto catturato all’interno di una provetta contenente alcool etilico al 70%.

La determinazione in laboratorio dell’entomofauna catturata ha comportato l’esecuzione di due fasi successive, svolte allo stereoscopio. La prima fase è consistita nel *sorting* del campione. In generale, il *sorting* prevede la suddivisione del materiale catturato in gruppi funzionali individuati in base agli obiettivi della ricerca; nel caso del presente progetto l’obiettivo del *sorting* ha previsto la selezione dei gruppi di organismi che comunemente includono taxa di impollinatori. La seconda fase ha riguardato invece la vera e propria determinazione tassonomica degli organismi selezionati mediante l’ausilio di chiavi dicotomiche e letteratura scientifica (Chinery 1993; Paolucci 2010; Marshall 2012 e 2018; Falk 2015; Bot e Van de Meutter 2019): in tutti i casi in cui è risultato che gli animali determinati ricoprissero un ruolo ecologico da impollinatore

l’informazione è stata annotata, tenendo traccia del codice identificativo della trappola di cattura. Si precisa che la determinazione dell’entomofauna condotta per il presente progetto si è spinta fino al livello tassonomico più basso utile a definire il ruolo ecologico degli artropodi osservati: in alcuni casi la determinazione è arrivata al livello di specie, in altri al livello di superfamiglia o famiglia.

In considerazione degli obiettivi dello studio, volti a valutare le abbondanze di impollinatori e non l’efficacia di funzionamento di *vane traps* con colori diversi, le abbondanze di impollinatori rilevate nelle 3 trappole blu, bianca e gialla per ciascun albero sono state aggregate.

4.6.3. Descrizione delle vane traps impiegate

Le vane traps impiegate nel presente progetto sono del tipo “ESCOLITRAP® FOR POLLINATORS”, adatte alla cattura di insetti impollinatori ed acquistate presso ECONEX Sanidad Agricola SL (Murcia, Spagna). La trappola (Figura 20) è costituita da un recipiente, un coperchio ad imbuto e da quattro “vanes”, ovvero “palette”.

Gli insetti sono attratti dalla colorazione delle vanes, la cui configurazione longitudinale li dirige all’imbuto e quindi al recipiente, all’interno del quale, al momento del campionamento, è presente acqua e sapone neutro; il sapone rompe la tensione superficiale dell’acqua ed è quindi utile a garantire la persistenza nella trappola di tutti gli insetti che vi entrano, negando loro la possibilità di movimento sulla superficie dell’acqua.

Le vanes sono dotate di fori all’interno dei quali è stato fatto passare uno spezzone di filo di ferro (diametro 1.1 mm) che è stato appositamente sagomato e rinforzato allo scopo di formare un gancio funzionale ad appendere la trappola all’albero.

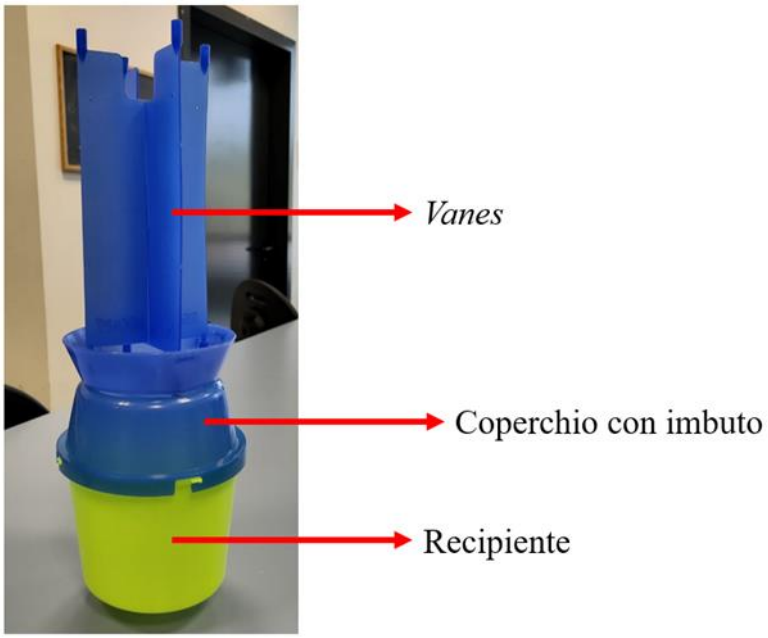


Figura 20. Esempio di una *vane trap* ESCOLITRAP® FOR POLLINATORS impiegata nelle due aree di studio.

4.6.4. Definizione del valore del valore delle aree di studio per gli impollinatori

Al fine di valutare l’eventuale presenza di pattern spaziali di distribuzione degli impollinatori è stata condotta un’analisi utile a verificare se le abbondanze di pronubi all’interno dei due siti indagati (Bosco Belvedere e Laghetti di Marteggia) fossero significativamente associate alle coperture di specie vegetali entomofile. L’esistenza di tale relazione è stata valutata per mezzo di un Generalized Linear Model elaborato tra le abbondanze di impollinatori presso gli alberi monitorati (cumulative dei tre campionamenti) e le coperture relative di specie vegetali entomofile registrate nei plot di vegetazione. Si ricorda che gli individui arborei su

cui sono state appese le *vane traps* sono gli stessi su cui sono stati installati i TreeTalker©, i quali rientrano all’interno dei plot permanenti considerati nel monitoraggio della vegetazione.

4.7. Risultati

4.8. Attività 1) Monitoraggio ambientale nel Bosco Belvedere di Meolo e nei prospicenti laghetti di Marteggia

4.8.1. Analisi floristica

Complessivamente, il censimento floristico per quadranti condotto nelle due stagioni di campionamento 2023 e 2024 presso le due aree di studio ha attestato la presenza di 228 specie vegetali. Considerando separatamente le due aree, le specie censite presso il Bosco Belvedere sono state 212, mentre quelle rilevate nell’area dei Laghetti sono state 130.

Nel Bosco Belvedere la ricchezza media, ovvero il numero medio di specie censite per quadrante, è pari a 36.4, mentre nei Laghetti di Marteggia si attesta a 24.9 specie.

La Figura 21 che segue riporta l’esito del censimento floristico nelle due aree di studio, evidenziando con diverse intensità di colore (verde per il Bosco e blu per l’area dei Laghetti) la ricchezza in specie di ogni quadrante. Come si può osservare, i quadranti che presentano valori di ricchezza più elevata nel Bosco Belvedere sono situati ai margini, specialmente nel settore centro-meridionale, in corrispondenza di aree di bordura campestre, di orlo e mantello (ovvero le fasce perimetrali di transizione tra l’ambiente interno del bosco e la matrice esterna). Lo stesso vale per l’area dei Laghetti di Marteggia, che presenta valori di ricchezza maggiori in corrispondenza delle aree di orlo che affacciano su Via Marteggia. L’elevato numero di specie che si registra in questi quadranti è da ricondurre alla presenza di specie ruderali (ad es. *Arrhentherum elatius*, *Avena barbata*, *Veronica persica*, *Taraxacum officinale*, *Bellis perennis*, *Ranunculus bulbosus*, *Stellaria media*), estranee agli ambiti boschivi e spesso associate a situazioni disturbate e ad habitat sinantropici, come si è osservato, ad esempio, nei quadranti n. 41, 74, 79, 81, 87 del Bosco e n. 3 dei Laghetti. Tuttavia, in alcune porzioni marginali del Bosco Belvedere, sia sul lato Ovest che dà su Via Marteggia (quadranti n. 7, 76, 78, 81, 82) che sul lato Est rivolto verso l’ambito agricolo (quadrante n. 41 e 44), l’orlo si caratterizza per la presenza di specie erbacee tipiche di ambienti umidi ed ombreggiati, quali, ad esempio, *Lamium orvala* e *Heracleum sphondylium*, suggerendo un’evoluzione del margine da un orlo disturbato a vero orlo forestale.

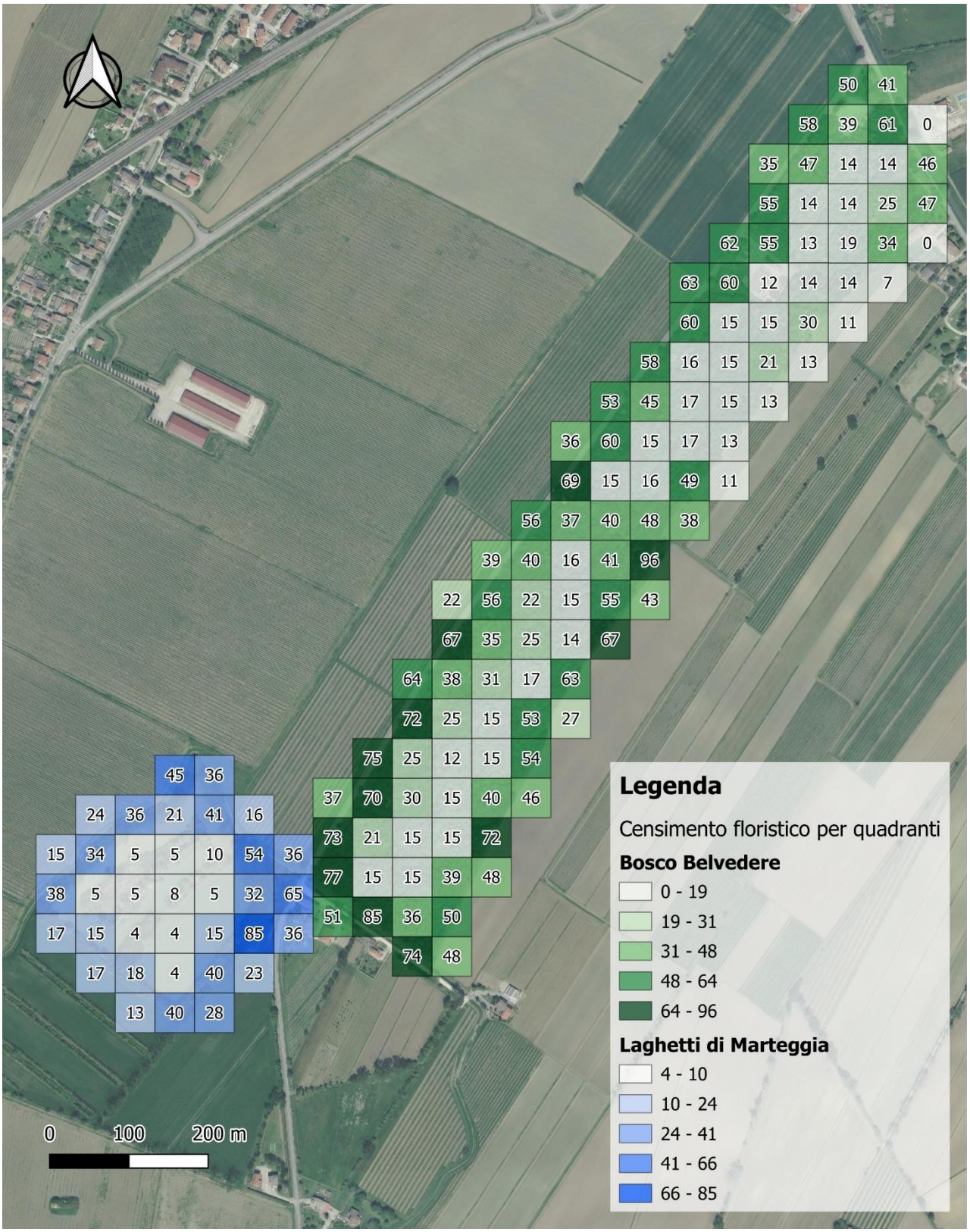


Figura 21. Esito del censimento floristico per quadranti presso il Bosco Belvedere e l’area dei Laghetti di Marteggia (ortofoto 2021 Regione del Veneto). Nei quadranti è indicato il numero di specie rilevate.

Sul totale delle specie osservate, 4 appartengono alle Pteridophyta[5] (ovvero, *Equisetum arvense*, *E. palustre*, *E. ramosissimum* ed *E. telmateja*); 3 specie appartengono alla divisione delle Gimnosperme[6] (ovvero *Cedrus libani*, *Pinus pinea*, *Thuja occidentalis*), mentre le rimanenti 221 specie appartengono alla divisione delle Angiosperme.

Nel corso delle due stagioni di campionamento, i censimenti svolti hanno evidenziato la presenza di due specie interessanti ai fini della valutazione dello stato del bosco: *Cephalanthera damasonium* e *Polygonatum multiflorum*. Si tratta di due **specie erbacee nemorali**, tipicamente legate a boschi maturi, la cui presenza indica un'evoluzione dell'impianto verso uno stadio più maturo (Stoppa et al. 2012b; Brusa et al. 2012). Data l'importanza di queste due specie, si riportano di seguito (Tabella 9) il numero identificativo dei quadranti in cui sono state osservate e una mappa (Figura 22). Si precisa che le osservazioni di *Cephalanthera damasonium* sono avvenute tutte lungo il sentiero che percorre il Bosco Belvedere da Nord a Sud.

Tabella 9. Stazioni di osservazione delle specie nemorali rilevate nel Bosco Belvedere.

Specie	**Quadrante di osservazione (n. identificativo)**
Cephalanthera damasonium	7
Cephalanthera damasonium	21
Cephalanthera damasonium	25
Cephalanthera damasonium	38
Cephalanthera damasonium	70
Cephalanthera damasonium	83
Cephalanthera damasonium	95
Cephalanthera damasonium	111
Polygonatum multiflorum	82
Polygonatum multiflorum	103

[5] Le Pteridofite (Pteridophyta) sono tra le prime piante terrestri, a cui appartengono specie note come felci, licopodi, ed equiseti. Le felci sono un gruppo antico, apparso già nel Devoniano inferiore (circa 400 milioni di anni fa), esplose dal punto di vista del numero di specie alla fine del Mesozoico (circa 250 milioni di anni fa) e rappresentato ancor oggi da circa 11.000 specie.

[6] Le Gimnosperme sono un gruppo di piante terrestri che produce semi non protetti da un ovario e quindi da un frutto, caratteristica queste che le distingue dalle più evolute Angiosperme. Comparse sulla terra circa 350 milioni di anni fa, hanno dominato gli ecosistemi terrestri fino alla comparsa delle Angiosperme. Attualmente, comprendono circa 1000 specie. La maggior parte delle Gimnosperme attuali sono conifere, come gli abeti (generi *Abies* e *Picea*), il larice (genere *Larix*), la sequoia gigante (genere *Sequoiadendron*), i pini (genere *Pinus*), ginepri (genere *Juniperus*), e cipressi (generi *Chamaecyparis* e *Cupressus*).

Figura 22. Siti di osservazione delle specie nemorali rilevate nel Bosco Belvedere. In alto a sinistra rispetto alla mappa si riportano due foto scattate in campo di *Cephalanthera damasonium* (1) e di *Polygonatum multiflorum* (2).

Lo **spettro biologico** delle specie censite all’interno dell’area del Bosco Belvedere e dei Laghetti di Marteggia, evidenzia (Figura 23) una prevalenza di Emicriptofite (85 specie), piante erbacee perenni o bienni con gemme

poste al livello del terreno. Seguono per abbondanza le Terofite (62 specie) e le Fanerofite (48 specie); le prime sono piante erbacee annuali che superano la stagione sfavorevole (invernale) allo stato di seme, mentre le seconde sono piante legnose con gemme poste ad un’altezza dal suolo > 25 cm e protette da perule. Dev’essere tuttavia specificato che il censimento floristico per quadranti non considera valori di abbondanza relativa delle specie; perciò, malgrado la fisionomia della comunità sia quella di una foresta di latifoglie caducifoglie (specie queste fanerofitiche), dalla valutazione dello spettro biologico, basato soltanto sui censimenti floristici, emerge una situazione tipica dei rimboschimenti con grado di evoluzione verso un ecosistema boschivo ancora limitata, con una prevalenza appunto di specie erbacee quali emicriptofite e terofite.

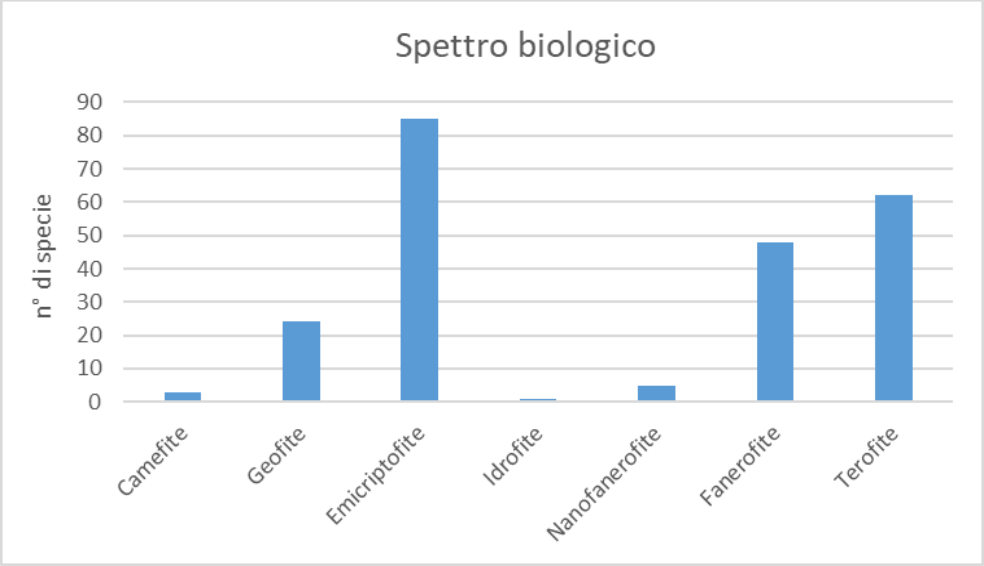


Figura 23. Spettro biologico delle specie censite nelle due aree di studio.

Lo **spettro corologico** delle specie censite nelle due aree di studio (Figura 24) evidenzia la prevalenza di specie a distribuzione Eurasiatica (112 specie), seguite da specie a distribuzione Mediterranea (36) e Boreale (27), e da specie cosmopolite (25). Lo spettro corologico che emerge da questo censimento floristico è allineato alla situazione della flora della Provincia di Venezia, con una predominanza delle specie a corologia Eurasiatica (Masin et al. 2009).

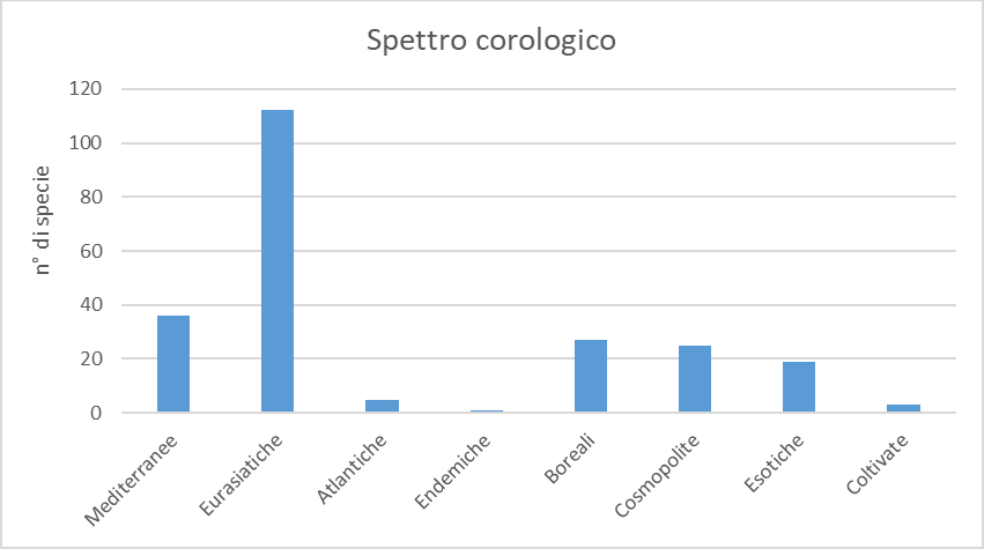


Figura 24. Spettro corologico delle specie censite nelle due aree di studio.

Le **specie esotiche** censite nel Bosco e nell'area dei Laghetti nel corso delle due stagioni di campionamento sono state 34. Il grado di esoticità (Figura 25), descritto secondo la checklist aggiornata elaborata da Galasso et. al (2018), vede una netta prevalenza di specie neofite invasive (N INV), presenti con 20 taxa. In base ad una convenzione internazionale, si tratta di specie introdotte dopo la scoperta dell'America (anno 1492), presenti in Italia con popolazioni autosufficienti in grado di riprodursi e diffondersi velocemente, invadendo le comunità naturali e semi-naturali (Galasso et al. 2018). Tra queste, meritano particolare attenzione per la loro forte propensione alla diffusione in ambito boschivo, *Robinia pseudoacacia*, *Juglans nigra*, *Ligustrum lucidum*, *Parthenocissus quinquefolia* e *Prunus laurocerasus*. Diversamente, risultano invece legate ai margini boschivi specie invasive come *Erigeron annuus* ed *E. canadensis*, *Potentilla indica*, *Solidago gigantea* e *Symphyotrichum lanceolatum*.

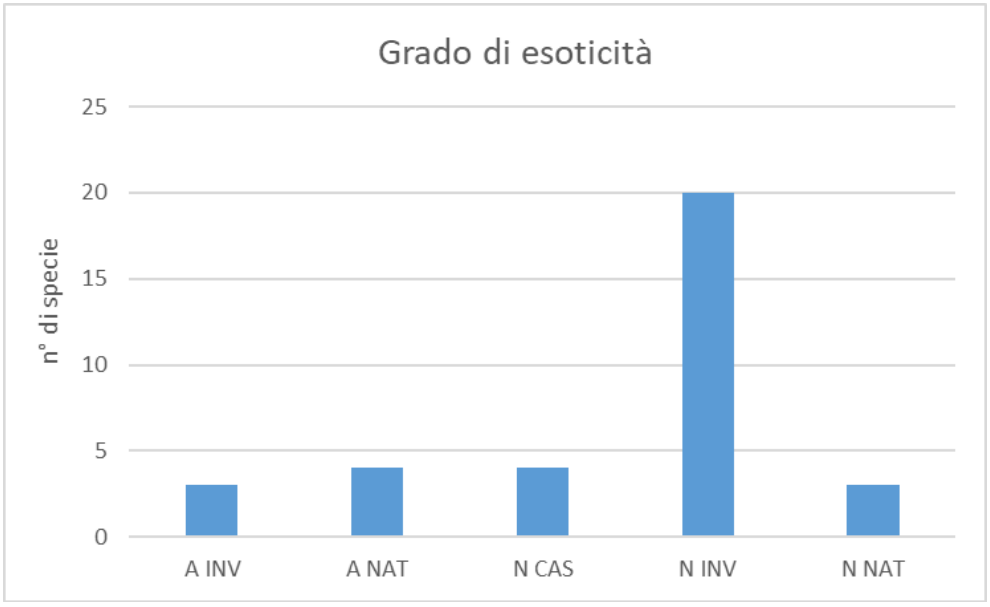


Figura 25. Ripartizione del grado di esoticità nelle specie esotiche censite nelle due aree di studio. Le sigle fanno riferimento alla Tabella 4. A INV: archeofita invasiva; A NAT: archeofita naturalizzata; N CAS: neofita casuale; N INV: neofita invasiva; N NAT: neofita naturalizzata.

Per quanto concerne l'**entomofilia**, il numero di specie che attuano questa strategia di impollinazione tra quelle censite nelle due aree di studio è pari a 159, ovvero circa il 70% del totale (228 specie). Il grafico sotto riportato (Figura 26) illustra la ripartizione per forma biologica del totale delle specie entomofile rilevate, evidenziando come la maggior parte sia rappresentata da specie erbacee (Emicriptofita o Terofita), presenti negli ambiti più aperti, come quelli che caratterizzano i margini boschivi del Bosco Belvedere e dei Laghetti di Marteggia.

I boschi planiziali di latifoglie caducifoglie come il Bosco Belvedere di Meolo assumono, tuttavia, una particolare importanza nei confronti degli impollinatori. Infatti, essendo contraddistinti da specie arboree ed arbustive con periodi di fioritura tardo invernali-primaverili (ad es. *Tilia platyphyllos*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Viburnum lantana*, ecc.) sono fondamentali nel fornire risorse alimentari (nettare e polline) nei primi mesi della primavera quando le specie appartenenti alle altre comunità vegetali (es. prati da sfalcio, o più in generale le comunità erbacee) non sono ancora in fiore.

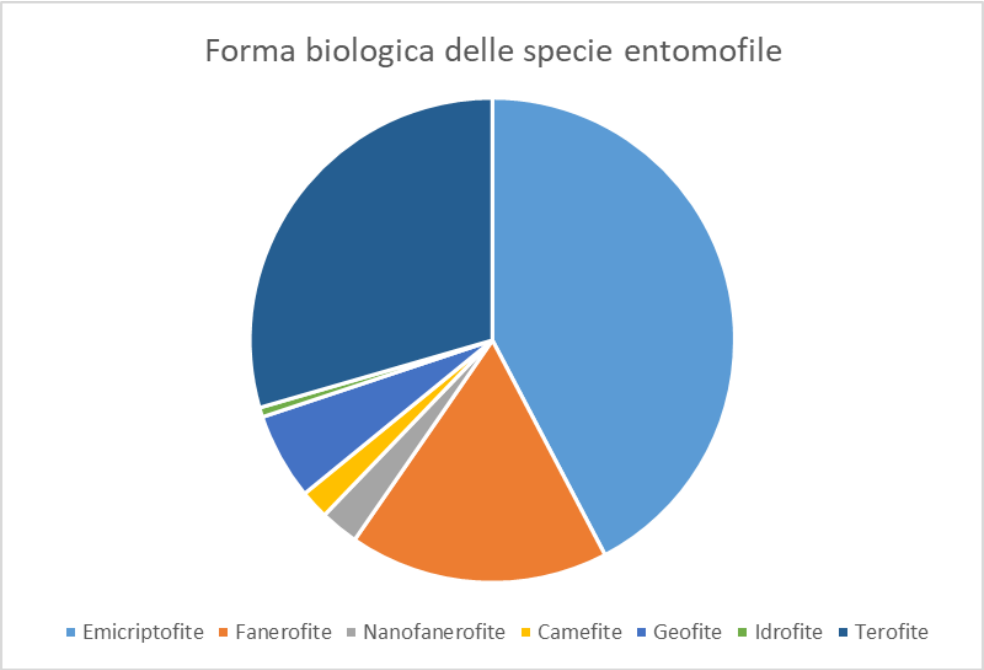


Figura 26. Ripartizione per forma biologica del totale delle specie entomofile censite nelle due aree di studio.

Sette specie, tra quelle censite, figurano nella **Lista Rossa Regionale** (LRR) delle piante vascolari del Veneto (Buffa et al. 2016) (Tabella 10). Di queste, 4 sono a rischio di estinzione estremamente elevato (CR) a livello provinciale; la loro presenza nel Bosco Belvedere di Meolo è quindi degna di nota e meritevole di conservazione.

Tabella 10. Specie che figurano nella LRR tra quelle censite nelle due aree di studio.

Specie e autore	LRR VE	LRR Veneto	Descrizione
Carex divisa Huds.	VU	VU	Pianta tipica di prati umidi di pianura e umidi salmastri-costieri con fioritura da aprile a giugno. Corotipo Euromediterraneo-Atlantico (Pignatti 1982, 2017).
Cephalanthera damasonium (Mill.) Druce	CR	LC	Orchidea spontanea diffusa nei boschi di latifoglie dalla pianura alla zona prealpina. Fioritura da maggio a luglio e corotipo Euromediterraneo (Pignatti 1982, 2017).
Clematis recta L.	VU	LC	Specie tipica dei cespuglieti e dei boschi termofili di pianura e collina (0-800 m slm). Fioritura da maggio a giugno e corotipo Eurosiberiano (Pignatti 1982, 2017). Già segnalata nella pianura veneta orientale presso argini fluviali a Noventa di Piave e San Donà di Piave, e presso le golene fluviali del Piave a Musile (Masin et al. 2009).
Galeopsis ladanum L.		VU	Pianta presente in ambienti diversi, come pietraie, macereti ed incolti, diffusa dalla pianura alle prealpine. Fioritura da maggio a settembre e corotipo Eurasiatico (Pignatti 1982, 2017).
Lonicera xylosteum L.	CR	LC	Specie tipica di boschi di latifoglie, cespuglieti e siepi. Fioritura da maggio a luglio e corotipo Europeo-W-Asiatico (Pignatti 1982, 2017). Già segnalata nella pianura veneta orientale in ambienti simili: boschetto delle Cave di Gaggio e bosco di Cinto Caomaggiore (Masin et al. 2009).

Specie e autore	LRR VE	LRR Veneto	Descrizione
Orchis purpurea Huds.	CR	LC	Orchidea spontanea diffusa in boschi di latifoglie e cespuglieti. Fioritura da aprile a giugno e corotipo Eurasiatico (Pignatti 1982, 2017).
Thalictrum flavum L.		CR	Specie diffusa in boscaglie umide con fioritura da giugno ad agosto. Corotipo Eurasiatico (Pignatti 1982, 2017).
Tragopogon porrifolius L.	CR	LC	Pianta diffusa in prati aridi ed incolti con fioritura a maggio-giugno. Corotipo Euromediterraneo (Pignatti 1982, 2017).
Viburnum lantana L.	NT	LC	Specie arbustiva tipica di boschi di latifoglie, siepi e cespuglieti. Fioritura da aprile a maggio e corotipo Centro-Europeo (Pignatti 1982, 2017). Segnalata in ambienti simili della pianura veneta orientale (Masin et al. 2009). La specie è inserita in LRR ma è diffusamente impiegata in interventi di ripristino ambientale, come nel caso del Bosco Belvedere (dove è abbondante). Per questa ragione non è semplice accertare l'origine naturale delle stazioni presenti nel territorio dal momento che, a partire dai contesti ove è stata introdotta, si è propagata altrove.
Viburnum opulus L.	VU	LC	Specie arbustiva che predilige boschi di latifoglie e siepi situati in contesti più umidi rispetto a *V. lantana*. Fioritura da maggio a giugno e corotipo Eurasiatico (Pignatti 1982, 2017). Segnalata in ambienti simili della pianura veneta orientale (Masin et al. 2009). La specie è inserita in LRR ma è diffusamente impiegata in interventi di ripristino ambientale, come nel caso del Bosco Belvedere. Per questa ragione non è semplice accertare l'origine naturale delle stazioni presenti nel territorio dal momento che, a partire dai contesti ove è stata introdotta, si è propagata altrove.

4.8.2. Studio della vegetazione

Nel corso delle due stagioni di campionamento, all'interno delle due aree di studio sono stati eseguiti 31 rilievi di vegetazione, 27 all'interno del Bosco Belvedere (primavera 2023) e 4 presso l'area dei Laghetti di Marteggia (primavera 2024).

In Tabella 11 si riportano i dati generali dei plot rilevati, specificandone la data di rilevamento, le iniziali dei rilevatori, le coordinate geografiche e la tipologia, ovvero indicando se si tratta di un plot permanente o di un plot appartenente ad un transetto. Si fa presente che, data la limitata superficie del bosco, i plot permanenti P3, P10 e P14 fanno parte anche dei transetti n. 3, 2 e 1, rispettivamente.

Tabella 11. Plot di vegetazione rilevati presso le due aree di studio nel corso delle due stagioni di campionamento.

ID plot	Ubicazione	Data rilievo	Iniziali rilevatori	Coordinate (WGS84)		Tipologia plot
				N	E	
P1	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60341	12.4526	Plot permanente
P2	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60373	12.45485	Plot permanente
P3, T3_1	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60397	12.45504	Plot permanente Transetto permanente n° 3
P4	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60487	12.45593	Plot permanente
P5	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.6041	12.45357	Plot permanente

ID plot	Ubicazione	Data rilievo	Iniziali rilevatori	Coordinate (WGS84)		Tipologia plot
				N	E	
P6	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60525	12.45473	Plot permanente
P7	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60578	12.45507	Plot permanente
P8	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60616	12.45548	Plot permanente
P9	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60698	12.45604	Plot permanente
P10, T2_1	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60667	12.4576	Plot permanente Transetto permanente n° 2
P11	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.6073	12.45769	Plot permanente
P12	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60773	12.45852	Plot permanente
P13	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60838	12.45866	Plot permanente
P14, T1_3	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60922	12.46045	Plot permanente Transetto permanente n° 1
P15	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.61016	12.46172	Plot permanente
P16	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.61127	12.46148	Plot permanente
P17	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.61058	12.45994	Plot permanente
P18	Bosco	25/05/2023	EF, SMP	45.60948	12.45882	Plot permanente
T1_1	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60917	12.46059	Transetto permanente n° 1
T1_2	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.6092	12.46054	Transetto permanente n° 1
T2_2	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60673	12.45743	Transetto permanente n° 2
T2_3	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60681	12.45726	Transetto permanente n° 2
T2_4	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.6069	12.45717	Transetto permanente n° 2
T2_5	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60725	12.45638	Transetto permanente n° 2
T2_6	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60728	12.4563	Transetto permanente n° 2
T3_2	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60453	12.45401	Transetto permanente n° 3
T3_3	Bosco	30/05/2023	EF, SMP	45.60455	12.45389	Transetto permanente n° 3
P19	Laghetti	12/04/2024	SMP, MB	45.60296	12.45125	Plot permanente
P20	Laghetti	22/04/2024	SMP, MB	45.60199	12.45024	Plot permanente
P21	Laghetti	22/04/2024	SMP, MB	45.60167	12.44985	Plot permanente
P22	Laghetti	22/04/2024	SMP, MB	45.60266	12.45671	Plot permanente

4.8.2.1. Bosco Belvedere

Il Bosco Belvedere di Meolo è un impianto di specie di bosco meso-igrofilo planiziale a prevalenza di *Quercus robur* (presente in 16 dei 27 plot rilevati nell'area, con una copertura media del 45%) e *Fraxinus angustifolia* (presente in 11 plot su 27, con una copertura media del 37%). La copertura media dello strato arboreo è elevata (65%), così come l'altezza media degli esemplari (11 m).

Lo strato arbustivo sottostante presenta valori di copertura molto elevati e mediamente pari al 72%, con un'altezza media degli arbusti di 2.6 m. Lo strato arbustivo è dominato da *Crataegus monogyna* (presente in 25 plot su 27, con una copertura media del 30%), *Prunus spinosa* (presente in 20 plot su 27, con una copertura media del 15%), *Cornus sanguinea* (presente in 18 plot su 27, con una copertura media del 17%), e *Acer campestre* (presente in 17 plot su 27, con una copertura media del 7%).

In generale, lo strato erbaceo presenta mediamente valori di copertura pari al 36% e un’altezza media di 13 cm. Lo strato erbaceo, in tutti i rilievi, è costituito prevalentemente da plantule di specie arbustive e arboree quali *Crataegus monogyna* (presente in 23 plot su 27, con una copertura media del 4%), *Prunus spinosa* (presente in 21 plot su 27, con una copertura media del 2%), *Acer campestre* (presente in 19 plot su 27, con una copertura media del 6%) e *Quercus robur* (presente in 18 plot su 27, con una copertura media del 2%).

A queste si aggiungono alcune specie erbacee nemorali quali *Brachypodium sylvaticum* e l’orchidea spontanea *Cephalanthera damasonium*, che tuttavia è più tipicamente associata alle situazioni boschive più aperte e luminose (Oberdorfer et al. 2001).

Da segnalare la presenza di specie ruderali e/o legate ad habitat aperti, che penetrano dai sentieri calpestati e dai coltivi vicini, quali *Artemisia vulgaris*, *Plantago lanceolata*, *Poa annua*, *P. sylvicola*, *Potentilla reptans*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus bulbosus*, *Taraxacum officinale* e *Vicia sativa*. Un certo livello di degrado, seppur lieve per la scarsa abbondanza di tali specie, è suggerito inoltre dalla presenza di plantule di specie esotiche quali, ad esempio, *Juglans nigra* e *Robinia pseudoacacia*.

Le foto successive (Figura 27, Figura 28) riportano le situazioni ambientali esemplificative di alcune aree di rilevamento della vegetazione.

Figura 27. Area di rilevamento della vegetazione del plot P1 all’interno del Bosco Belvedere.

Figura 28. Area di rilevamento della vegetazione del plot P2 all’interno del Bosco Belvedere.

Il Bosco Belvedere si contraddistingue dunque per essere un impianto artificiale in via di maturazione, dove le componenti arborea e arbustiva dominano sul sottostante strato erbaceo. Date le caratteristiche del bosco, e in particolare la copertura molto elevata dello strato arbustivo, è necessario sottolineare che ad oggi esso si presenta ancora caratterizzato da un livello di maturità basso, non assimilabile quindi ai boschi relitti della Pianura Padana.

4.8.2.2. Laghetti di Marteggia

Dal punto di vista della vegetazione, l’area dei Laghetti di Marteggia è caratterizzata da una formazione boschiva igrofila che si dispone a contorno dei vecchi bacini idrici di cava.

La porzione boschiva Nord-orientale dell’area è quella che presenta lo strato arboreo con altezza media più elevata (15 m nei plot P19 e P22), dominato da *Populus nigra* (presente in P19 e P22 con copertura media del 50%) (Figura 29).

Figura 29. Area di rilevamento della vegetazione del plot P22 presso i Laghetti di Marteggia.

Oltre alla porzione boscata appena descritta, all’interno dei Laghetti lo sviluppo di altre formazioni arboree risente dell’elevata igrofilia; infatti, a ridosso degli specchi d’acqua si localizzano soltanto strette aree spondicole dominate da *Salix alba* (plot P20), mentre verso i margini esterni dell’area si sviluppano formazioni per lo più lineari di modesta estensione caratterizzate da altre latifoglie (ad es. *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia*, *Acer campestre*) e da boschetti a *Robinia pseudoacacia* (plot P21) (Figura 30).

Figura 30. Area di rilevamento della vegetazione del plot P21 presso i Laghetti di Marteggia.

Lo strato arbustivo costituisce la matrice più sviluppata all’interno dell’area dei Laghetti, con valori di copertura molto elevati e mediamente pari al 73% ed un’altezza media degli arbusti di 2.25 m. Diversamente dal Bosco Belvedere, in cui la specie dominante è *Crataegus monogyna*, nell’area dei Laghetti le maggiori coperture si registrano per *Cornus sanguinea* (presente in tutti quattro i plot rilevati nell’area, con copertura media del 35%) e *Rubus caesius* (presente in tutti quattro i plot, con copertura media del 22%).

In generale, lo strato erbaceo delle porzioni boscate presenta mediamente valori di copertura pari al 78% e un’altezza media di 30 cm. In tutti e quattro i plot è dominato da *Hedera helix* (copertura media del 71%), seguita da *Rubus caesius* (copertura media del 5%) e *Cornus sanguinea* (copertura media del 7%). Si segnala, inoltre, la presenza di plantule di specie arboree quali *Quercus robur* (presente in tutti e quattro i rilievi con copertura media del 0.8%) e *Acer campestre* (presente in 2 plot su 4 con una copertura media del 2%).

Sulla riva e all’interno degli specchi d’acqua, fintanto che la profondità lo consente, la vegetazione erbacea spondicola si presenta come estensioni lineari di canneto a *Phragmites australis* L., con la presenza di fasce retrostanti a cariceto dominato da *Carex acutiformis* Ehrh. Sebbene l’estensione dei canneti sia variabile all’interno dell’area dei Laghetti, questi rivestono una notevole importanza per l’avifauna acquatica che popola il sito, incluse specie di grande interesse conservazionistico come l’airone rosso (*Ardea purpurea* L.).

In conclusione, l’area boscata che circonda perimetralmente i bacini idrici di Marteggia si presenta come una boscaglia caratterizzata da una cospicua diffusione di specie tipicamente associate a situazioni di forte disturbo antropico specialmente nello strato erbaceo ed arbustivo (come ad esempio *Rubus caesius*). La modesta estensione, soprattutto in larghezza, concorre certamente all’elevato disturbo, rendendo il sito paragonabile ad un’area di mantello influenzata dalle fonti di disturbo esterne legate alla matrice territoriale agricola ed urbana. La modesta estensione e lo sviluppo lineare delle comunità indagate non ha consentito il riconoscimento all’interno della formazione boscata di un’*area core* e un’*area edge*.

4.8.3. Stato di conservazione del Bosco Belvedere

Dalla valutazione della copertura di specie forestali, nemorali, di mantello e di specie appartenenti ad altre comunità registrata all'interno dei 27 plot rilevati nel Bosco Belvedere, è emerso come, nel complesso, la copertura media di specie arboree strettamente forestali e nemorali sia significativa e mediamente pari a circa il 38.5%; essa è rappresentata dalle specie arboree adulte o dal loro rinnovamento (individui giovani presenti nello strato arbustivo ed erbaceo) e delle erbacee nemorali rilevate all'interno dei plot (*Brachypodium sylvaticum* e *Cephalanthera damasonium*).

Come già evidenziato nel paragrafo sul "Bosco Belvedere", la quasi totale mancanza dello strato erbaceo evidenzia una struttura forestale non pienamente matura. Trascurabile, in quanto mediamente inferiore all'1%, la copertura delle specie appartenenti ad altri habitat.

Come già riportato nel paragrafo inerente la "Definizione dello stato di conservazione delle aree di studio", la valutazione della presenza di un'area nucleo nel Bosco è stata quantificata mettendo in relazione la copertura relativa delle specie forestali e nemorali calcolata nei plot rilevati e la distanza del margine del bosco per mezzo di un Modello Lineare. I risultati ottenuti mettono in luce come all'aumentare della distanza dal margine del bosco la copertura delle specie forestali aumenti significativamente ($t = 2.816$; $r^2 = 0.240$; $P = 0.009$; Figura 31). Inoltre, è possibile osservare come, a 17 m dal margine del bosco, si assista ad un netto aumento della copertura delle specie forestali, evidenziando quindi come il Bosco presenti un'area nucleo e una fascia di transizione a mantello ed orlo che la circonda di circa 17 m. Le condizioni ambientali, in termini ad esempio di luce e temperatura, al margine di un bosco sono profondamente diverse da quelle che si ritrovano nella parte centrale, più protetta (denominata *area core*). Il gradiente dei parametri ambientali diviene visibile analizzando, ad esempio, aspetti strutturali del bosco, come la densità e l'altezza degli individui arborei, che sono normalmente inferiori nel margine ovvero nella fascia di transizione tra l'*area core* e gli habitat confinanti ("mantello").

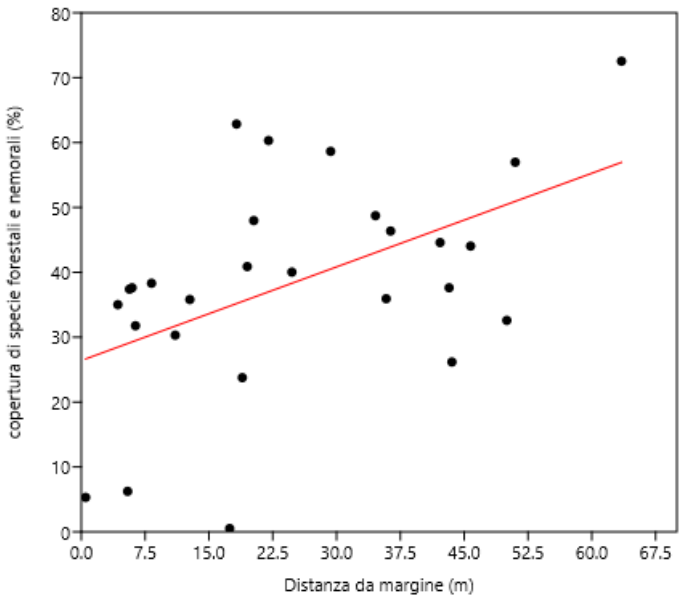


Figura 31. Relazione lineare tra la distanza dal margine del bosco (in m) e la copertura relativa di specie forestali e nemorali (in %).

4.9. Attività 2) Raccolta e interpretazione dei dati da Tree Talker©

Al 30 settembre 2024, la misurazione della crescita radiale (formula [1], paragrafo "*Stima dell'assorbimento annuo di CO2 degli alberi monitorati*") degli alberi muniti di TT nel periodo agosto 2023 – settembre 2024 è stata possibile per 13 dei 20 individui monitorati (riportati in Tabella 12 e in Figura 32). I 7 TT che sono stati

esclusi dalla misurazione presentavano anomalie nella serie temporale dei dati, non rendendo possibile la sottrazione tra l’ultimo valore di crescita radiale e il primo.

A partire dal mese di novembre 2023, infatti, si sono riscontrati dei problemi di trasmissione dati tra alcuni TT e il TTcloud, con conseguenti gap temporali delle serie di dati che hanno portato all’installazione di un secondo TTcloud allo scopo di suddividere il carico di trasmissione dati di quello già operante. A partire dal mese di maggio 2024, momento dell’installazione del secondo TTcloud, la trasmissione dati dei vari TT è migliorata, sebbene non completamente, con 7 dispositivi su 20 che continuano a non trasmettere correttamente. Le cause sono probabilmente da attribuire a malfunzionamenti interni ai TT o alla scarsa tenuta delle batterie solari al momento dello scarico dati dal server, avvenuto il 30 settembre 2024.

Tabella 12. TT per i quali è stato possibile il calcolo della crescita radiale dell’albero nel periodo agosto 2023 – settembre 2024. Le righe sono colorate di giallo se il TT è connesso con il TTcloud n. 1 oppure di rosso se il TT è connesso con il TTcloud n. 2 (cfr. Tabella 5).

ID	N. di serie dispositivo	Specie	Ubicazione	Data di installazione	Coordinante WGS84	
					E	N
TT 1	71233043	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.457535	45.60666
TT 4	71233042	*Populus alba*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.458717	45.608374
TT 5	71233045	*Acer campestre*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.460661	45.609209
TT 6	71233039	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.461794	45.610227
TT 7	71233038	*Tilia platyphyllos*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.46146	45.611278
TT 9	71233047	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.459985	45.610512
TT 10	71233040	*Sorbus torminalis*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.458830	45.609441
TT 13	71233055	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	31/07/2023	12.455069	45.605872
TT 14	71233049	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.452547	45.603386
TT 15	71233052	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.45331	45.604156
TT 17	71233051	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.454867	45.603727
TT 19	71233044	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	01/08/2023	12.455213	45.603962
TT 20	71233053	*Populus nigra*	Laghetti di Marteggia	01/08/2023	12.451188	45.602985

Figura 32. Ubicazione dei TT per i quali è stato possibile il calcolo della crescita radiale dell’albero nel periodo agosto 2023 – settembre 2024 (ortofoto 2021 Regione del Veneto).

4.9.1. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 degli alberi monitorati

Di seguito viene riportato il calcolo della CO_2 sequestrata annualmente dagli alberi monitorati mediante i TT, eseguito secondo le due procedure illustrate nel paragrafo relativo alla "Stima dell'assorbimento annuo di CO2 degli alberi monitorati". Tali stime sono state successivamente rapportate ad 1 anno considerando il **numero di giorni di trasmissione** dei diversi dispositivi, scelta che persegue l'obiettivo di rapportare i dati ad un'unità temporale uguale per tutti i dispositivi.

Come già detto (cfr. paragrafo "*Stima dell'assorbimento annuo di CO2 degli alberi monitorati*"), la **determinazione della crescita radiale** degli alberi monitorati costituisce il primo passo per la stima della CO_2 assorbita nel periodo esaminato ed il calcolo si basa sugli output del *Growth sensor* di ogni TT. In Tabella 13 si riporta il numero di giorni di trasmissione per ognuno dei TT considerati e la crescita radiale calcolata per i diversi alberi monitorati nei giorni di trasmissione considerati.

Tabella 13. Crescita radiale degli alberi monitorati calcolata nel periodo in esame attraverso la formula [1].

ID	N. di serie dispositivo	Specie	Ubicazione	n. giorni di trasmissione	Crescita radiale [cm]
TT 1	71233043	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	325	1.462
TT 3	71233046	*Carpinus betulus*	Bosco Belvedere	244	0.017
TT 4	71233042	*Populus alba*	Bosco Belvedere	375	1.444
TT 5	71233045	*Acer campestre*	Bosco Belvedere	379	0.675
TT 6	71233039	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	294	0.238
TT 7	71233038	*Tilia platyphyllos*	Bosco Belvedere	143	0.974
TT 8	71233041	*Platanus* x *hispanica*	Depuratore Piave Servizi	244	1.517
TT 9	71233047	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	141	0.391
TT 10	71233040	*Sorbus torminalis*	Bosco Belvedere	111	0.485
TT 13	71233055	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	336	0.285
TT 14	71233049	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	347	0.382
TT 15	71233052	*Quercus robur*	Bosco Belvedere	252	0.597
TT 17	71233051	*Ulmus minor*	Bosco Belvedere	279	0.244
TT 19	71233044	*Fraxinus angustifolia*	Bosco Belvedere	266	0.11
TT 20	71233053	*Populus nigra*	Laghetti di Marteggia	261	0.265

In Tabella 14 e nel grafico che segue (Figura 33) si espongono gli esiti del **calcolo del Carbonio e della CO_2 annui sequestrati per i diversi alberi monitorati**, stimati secondo le due procedure precedentemente illustrate. Si nota come la Procedura 1 restituisca quantitativi annui notevolmente più elevati rispetto alla Procedura 2, per alcuni TT anche di alcune centinaia di kg (TT 1 – *Quercus robur*, TT 4 – *Populus alba*, TT 7 – *Tilia platyphyllos*, TT 8 – *Platanus* x *hispanica*). Secondo la Procedura 1, la specie con il maggior tasso annuo di assorbimento di CO_2 è *Populus alba* (TT 4), mentre considerando la Procedura 2 la specie che assorbe maggiormente è *Quercus robur* (nella fattispecie l'individuo monitorato dal dispositivo TT 1).

Le differenze di assorbimento della CO_2 tra individui della stessa specie (caso di *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*) dipendono sia dai diversi valori di crescita radiale riscontrati nel periodo in esame, che dalle differenze presenti nei dati di partenza registrati in campo, ovvero diametro e altezza. Sebbene l'impianto boschivo del Bosco Belvedere sia coetaneo, possono infatti essere presenti fattori ecologici tali da

determinare competizione per le risorse tra i diversi esemplari, giustificando così differenze nell'accrescimento.

Tabella 14. Stime di C e CO_2 annui sequestrati per ognuno degli alberi monitorati con i TT.

ID	Specie	n. giorni trasmissione	Crescita radiale [cm]	Procedura 1		Procedura 2	
				C / anno individuo [kg]	CO_2 / anno individuo [kg]	C / anno individuo [kg]	CO_2 / anno individuo [kg]
TT 1	*Quercus robur*	325	1.462	103.876	381.225	42.570	156.232
TT 3	*Carpinus betulus*	244	0.017	0.887	3.256	0.313	1.150
TT 4	*Populus alba*	375	1.444	178.319	654.430	31.399	115.235
TT 5	*Acer campestre*	379	0.675	23.068	84.658	6.997	25.677
TT 6	*Fraxinus angustifolia*	294	0.238	11.507	42.230	3.946	14.481
TT 7	*Tilia platyphyllos*	143	0.974	122.907	451.070	26.431	97.000
TT 8	*Platanus x hispanica*	244	1.517	140.978	517.390	28.479	104.517
TT 9	*Quercus robur*	141	0.391	45.789	168.046	19.128	70.201
TT 10	*Sorbus torminalis*	111	0.485	30.694	112.647	9.672	35.498
TT 13	*Quercus robur*	336	0.285	6.467	23.735	2.912	10.688
TT 14	*Ulmus minor*	347	0.382	10.797	39.624	2.902	10.650
TT 15	*Quercus robur*	252	0.597	47.134	172.980	19.467	71.445
TT 17	*Ulmus minor*	279	0.244	13.508	49.574	3.049	11.191
TT 19	*Fraxinus angustifolia*	266	0.11	4.216	15.472	1.446	5.306
TT 20	*Populus nigra*	261	0.265	42.613	156.389	7.614	27.944

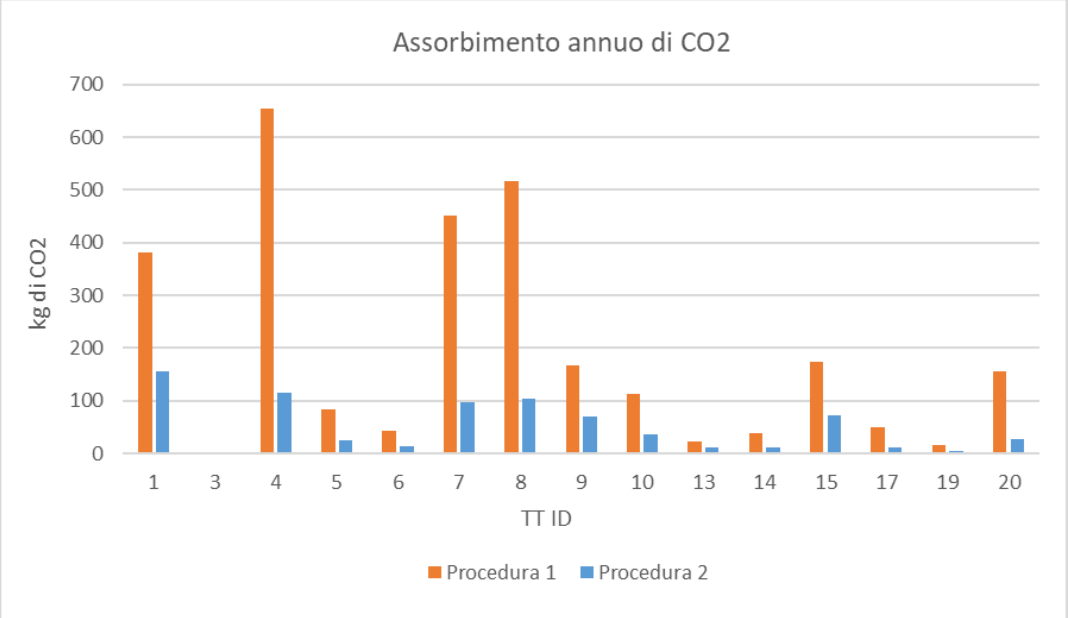


Figura 33. Stime di CO_2 annua sequestrata per TT.

4.9.2. Stima dell'assorbimento annuo di CO_2 dell'intera area di studio

In Tabella 15 si riportano i risultati relativi alla stima del numero di individui di ogni specie presenti all'interno del Bosco, da cui è stata derivata la quantità di CO_2 annua sequestrata dall'intera estensione del Bosco Belvedere

Tabella 15. Calcolo del numero di individui delle specie monitorate all'interno del Bosco Belvedere. Delle specie si riportano solo le iniziali del binomio specifico. Qr: *Quercus robur*; Pa: *Populus alba*; Fa: *Fraxinus angustifolia*; Um: *Ulmus minor*; Cb: *Carpinus betulus*; Tp: *Tilia platyphyllos*; Ac: *Acer campestre*; St: *Sorbus torminalis*; Ph: *Platanus* x *hispanica*.

Specie	Diametro medio chioma [m]	Area media della chioma [m²] *1	Abbondanza relativa cumulata nei plot [%] *2	Superficie relativa occupata [m²] *3	n. individui nella superficie rilevata *4	n. individui nel Bosco *5
Qr	5	19.625	751.3	187.825	9.57	2552.19
Pa	15	176.625	251.6	62.9	0.36	94.97
Fa	4	12.56	416.5	104.125	8.29	2210.72
Um	4	12.56	227.3	56.825	4.52	1206.48
Cb	3	7.065	117.8	29.45	4.17	1111.58
Tp	5	19.625	110.3	27.575	1.41	374.69
Ac	5	19.625	332.6	83.15	4.24	1129.85
St	4	12.56	110.3	27.575	2.20	585.46
Ph	9	63.585	30	7.5	0.12	31.45

*1 area della chioma [m^2] = $\pi(\text{diametro}/2)^2$

*2 abbondanza relativa cumulata della specie nei 27 plot di rilievo

*3 superficie relativa occupata [m^2] = (abbondanza relativa cumulata / 100) × 25 m^2

*4 n. individui nella superficie rilevata = superficie relativa occupata / area media della chioma

*5 n. individui nel Bosco = (n. individui nella superficie rilevata / 180.000 m^2) × 25 m^2

In Tabella 16 si riassume il calcolo della CO_2 annua totale assorbita dal Bosco stimata tenendo conto dei contributi di assorbimento di ogni singola specie ottenuti con la Procedura 1 e con la Procedura 2 e del numero totale di esemplari per specie nell'area.

Tabella 16. Calcolo del C annuo e del CO_2 annuo assorbiti dal Bosco Belvedere secondo le due procedure di stima. Delle specie si riportano solo le iniziali del binomio specifico. Qr: *Quercus robur*; Pa: *Populus alba*; Fa: *Fraxinus angustifolia*; Um: *Ulmus minor*; Cb: *Carpinus betulus*; Tp: *Tilia platyphyllos*; Ac: *Acer campestre*; St: *Sorbus torminalis*; Ph: *Platanus* x *hispanica*.

Specie	n. individui nel Bosco	Procedura 1		Procedura 2		Procedura 1		Procedura 2	
		Valori / anno per individuo [kg]		Valori / anno per individuo [kg]		Valori / anno totali per specie [kg]		Valori / anno totali per specie [kg]	
		C	CO_2	C	CO_2	C	CO_2	C	CO_2
Qr	2552.19	50.817	186.497	21.019	77.141	129'693.2	475'974.1	53645.44	196'878.8
Pa	94.97	178.319	654.430	31.399	115.235	16'934.19	62'148.49	2981.86	10'943.41
Fa	2210.72	7.861	28.851	2.696	9.893	17'379.37	63'782.28	5959.53	21'871.46
Um	1206.48	12.152	44.599	2.976	10.920	14'661.34	53'807.13	3589.98	13'175.23
Cb	1111.58	0.887	3.256	0.313	1.150	986.06	3618.85	348.28	1278.18
Tp	374.69	122.907	451.070	26.431	97.000	46'052.41	169'012.4	9903.34	36'345.24
Ac	1129.85	23.068	84.658	6.997	25.677	26'063.06	95'651.43	7905.10	29'011.70
St	585.46	30.694	112.647	9.672	35.498	17'970.07	65'950.17	5662.78	20'782.41
Ph	31.45	140.978	517.390	28.479	104.517	4434.32	16'273.95	895.77	3287.49
				Totale Bosco [kg]		**274'174.1**	**1'006'219**	**90'892.07**	**333'573.9**
				Totale Bosco [t]		**274.17**	**1006.22**	**90.89**	**333.57**
				t / ha		**15.23**	**55.90**	**5.05**	**18.53**

Considerando il calcolo eseguito impiegando i valori stimati con la Procedura 1, il sequestro annuale di CO_2 da parte del Bosco risulta pari a 1006.22 t, per un valore di 55.9 t/ha; il dato di Carbonio fissato annualmente è invece pari a 274.17 t sull'intera estensione, corrispondente a circa 15 t/ha.

Considerando invece il calcolo che ha utilizzato i valori stimati secondo la Procedura 2, l'assorbimento annuale di CO_2 da parte del Bosco risulta pari a 333.6 t, per un valore di circa 18.5 t/ha; il dato di Carbonio annuo fissato è invece pari a 90.9 t sull'intera estensione, corrispondente a circa 5 t/ha.

Mettendo in relazione le stime di CO_2 annua sequestrata con il carico emissivo annuo prodotto dal depuratore Piave Servizi, pari a 504 t CO_2 eq (Lancioni et al. 2022), emergono due situazioni differenti a seconda che si consideri il valore stimato con la Procedura 1 o quello stimato con la Procedura 2. È importante innanzitutto tenere presente come una massa espressa in "t di CO_2 eq" rappresenti un'unità di misura che include la CO_2 assieme ad altri gas serra, pesati in base al loro potenziale di riscaldamento globale e convertiti in un equivalente di CO_2 allo scopo di confrontarne l'impatto sul riscaldamento globale. Nel caso del depuratore, il carico emissivo annuo è composto dai seguenti contributi:

- 209 t CO_2 eq di CO_2 (anidride carbonica);
- 21 t CO_2 eq di CH_4 (metano);
- 166 t CO_2 eq di N_2O (protossido di azoto).

Nel caso della Procedura 1, il quantitativo di CO_2 sequestrata dal Bosco supererebbe le 504 t CO_2 eq emesse dal depuratore, compensando quindi il contributo combinato delle emissioni di CO_2, CH_4 e N_2O. Con questo scenario il Bosco sarebbe in grado di compensare il 199% (1006 t / 504 t eq) dell'impronta di Carbonio del depuratore, ovvero una quantità in tonnellate di CO_2 eq quasi doppia di quella emessa, neutralizzandone l'impatto e contribuendo positivamente alla riduzione della CO_2 atmosferica.

Diversamente, nel caso della Procedura 2, il valore di CO_2 assorbita dal Bosco non compenserebbe l'intero carico emissivo del depuratore, ma soltanto il contributo della CO_2 (209 t CO_2 eq), sequestrandone il 160% (334 t / 209 t eq), una quantità 1.6 volte maggiore di quella emessa. Con questo scenario il Bosco non sarebbe quindi in grado di neutralizzare del tutto l'impronta di Carbonio del depuratore (comprensiva anche di CH_4 e N_2O), ma soltanto una sua parte pari al 66% (334 t / 504 t eq).

Dalla consultazione di altri studi sull'assorbimento di CO_2 di boschi planiziali, emerge come entrambe le stime calcolate per il Bosco Belvedere di Meolo siano superiori. Ad esempio, impianti di età simile (compresa fra 2 e 23 anni) in Friuli-Venezia Giulia presentano valori di Carbonio sequestrato pari a 3.4 t/ha*anno e valori di CO_2 assorbita pari a 8.8 t/ha*anno (Alberti et al. 2015). I dati rilevati in Friuli-Venezia Giulia sono comparabili con quelli riportati in impianti di arboricoltura a latifoglie autoctone su terreni ex-agricoli in Europa (ad es. Poulton et al. 2003), con valori compresi fra 2.5 e 3.5 t di Carbonio/ha*anno.

Il database dell'Inventario nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio (INFC) (2015) indica per il Veneto un dato di Carbonio fissato nella sola fitomassa arborea pari a circa 41 t/ha per boschi naturali di latifoglie miste (categoria "altri boschi di latifoglie"). Se raffrontato a questo valore, le stime di Carbonio fissato ad ettaro ottenute con entrambe le procedure sono di gran lunga inferiori.

In relazione a quanto sopra esposto, la stima di CO_2 annua sequestrata dall'intera superficie arborea del Bosco Belvedere presentata in questo report costituisce un dato da prendere con cautela che sarà verificato con futuri approfondimenti e alla luce della completa risoluzione dei problemi tecnici legati alla trasmissione dati dei TT. Nature 4.0, la ditta sviluppatrice, ha infatti confermato che alcuni dispositivi non comunicano con i TTcloud presenti in campo, rendendosi disponibile a sostituirli. Inoltre, nella prima settimana di novembre 2024 è stato programmato un nuovo momento di confronto sull'elaborazione dei dati allo scopo di verificare la bontà delle stime di CO_2 sin qui ottenute e di approfondire ulteriori aspetti nell'interesse di Piave Servizi, come ad esempio la relazione esistente tra il flusso di linfa degli alberi monitorati e l'acqua presente nel suolo.

Va inoltre precisato che l'estensione del dato di CO_2 assorbita per singolo albero a tutti gli alberi della medesima specie presenti nel Bosco rappresenta una generalizzazione con dei limiti, poiché non considera la variabilità spaziale dei fattori ambientali che controllano il processo della fotosintesi, e quindi lo stoccaggio del Carbonio, i quali differiscono sensibilmente anche tra individui di una stessa specie in base alle condizioni ambientali e alla competizione intra e interspecifica. Alcuni di questi fattori riguardano, ad esempio, la disponibilità di acqua e di nutrienti (soprattutto Azoto (N)) nel suolo, l'intensità di luce o la presenza di condizioni di stress che possono rallentare il processo fotosintetico (Ericsson et al. 1996; Magnani e Raddi 2021).

4.10. Attività 3) Contributo al processo di impollinazione

4.10.1. Analisi preliminare del valore della vegetazione per gli impollinatori

La copertura media delle specie entomofile rilevate nei plot permanenti all'interno del Bosco Belvedere risulta generalmente elevata e pari al 52%, con un range di coperture per plot che varia dal 14% all'82%. Considerando le coperture medie all'interno dei plot, le specie entomofile più abbondanti sono, per lo più, specie arbustive ed arboree caratterizzate da fioriture precoci (es., *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* e *Tilia platyphyllos*). Questa peculiarità è comune a tutti i boschi planiziali di latifoglie caducifoglie che sono, in generale, contraddistinti da specie con periodi di fioritura tardo invernali-primaverili.

All'interno dell'area dei Laghetti di Marteggia la copertura media delle specie entomofile nei plot permanenti presenta invece valori ancora maggiori e pari al 70%, garantiti dalle elevate coperture di *Cornus sanguinea* per lo strato arbustivo e di *Hedera helix* per lo strato erbaceo.

L'elevata copertura di specie entomofile, che assicura fioriture copiose, rende il Bosco Belvedere e l'area dei Laghetti potenzialmente molto importanti per la conservazione degli impollinatori a livello di paesaggio. Infatti, in considerazione della matrice territoriale agricola intensiva circostante, la presenza di queste due aree naturali è fondamentale nel garantire risorse alimentari (nettare e polline) nei primi mesi della primavera quando le specie appartenenti alle altre comunità vegetali (es., prati da sfalcio, o più in generale le comunità erbacee) non sono ancora in fiore.

Per quanto riguarda il Bosco Belvedere, il range di copertura dal punto di vista della distribuzione spaziale delle specie entomofile è emersa la presenza di un certo livello di eterogeneità, con aree caratterizzate da una maggior copertura contrapposte ad aree in cui le specie entomofile risultano, sempre considerando la loro copertura, meno abbondanti (Figura 34). Inoltre, è interessante in questo senso osservare come l'area del Bosco a maggior vocazione per gli impollinatori corrisponda all'area in cui sono presenti alcune arnie, sottolineando la bontà della scelta compiuta dall'ente gestore del bosco, la cooperativa sociale "Il Bozzolo Verde".

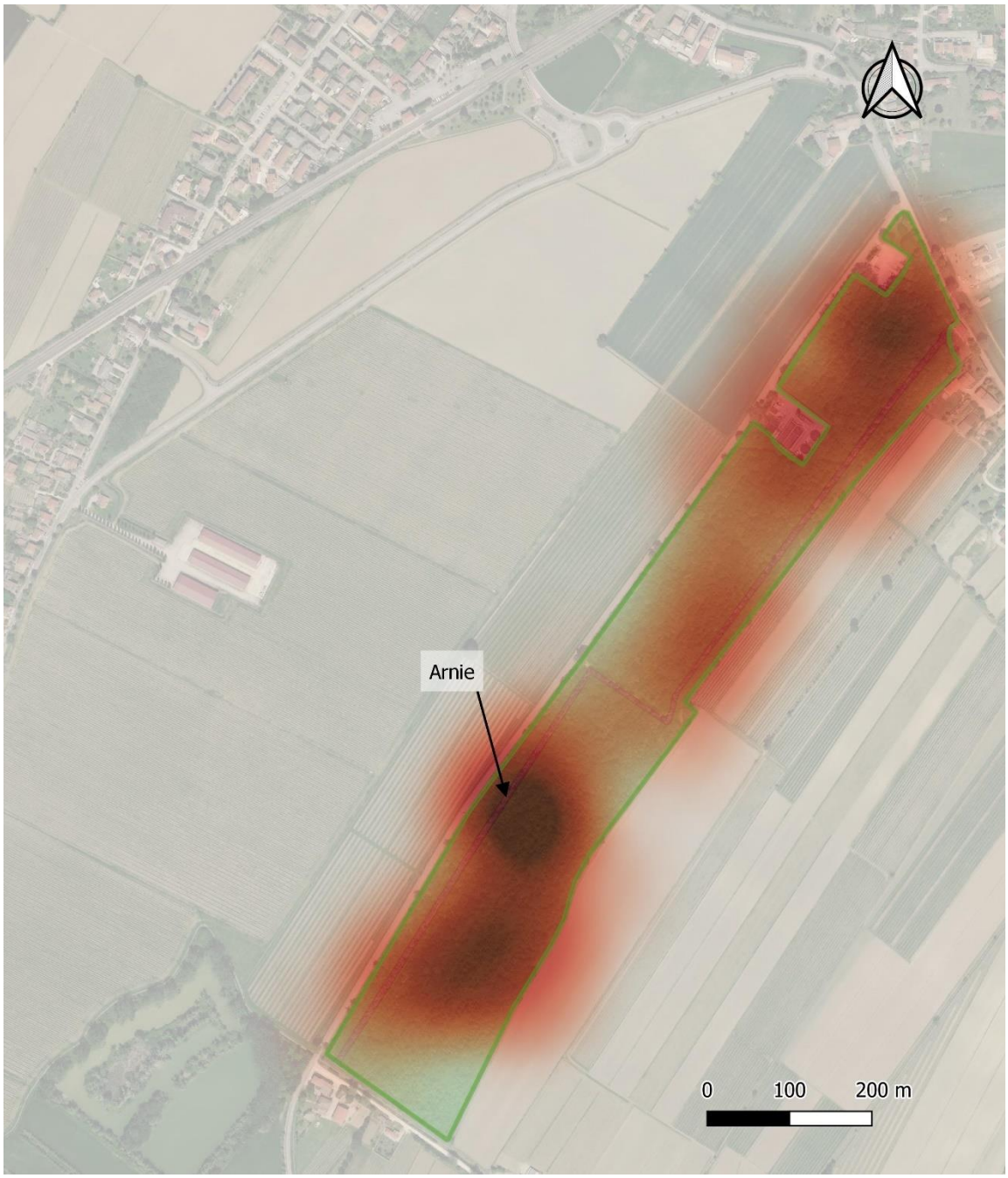


Figura 34. Mappa di densità delle coperture di specie entomofile nei plot permanenti del Bosco Belvedere. La colorazione più intensa del rosso indica densità maggiori. Viene segnalata l’area di collocazione delle arnie.

Relativamente all’area dei Laghetti di Marteggia, una valutazione spaziale della distribuzione delle specie entomofile è stata possibile soltanto sul lato orientale del sito, dove sono ubicati i 4 plot di vegetazione, in quanto più facilmente accessibile. Diversamente dal Bosco, per quest’area emerge una maggiore omogeneità nella distribuzione delle specie entomofile, la cui presenza risulta costante ed abbondante nei plot (Figura 35).

Figura 35. Mappa di densità delle coperture di specie entomofile nei plot permanenti dell’area Laghetti.

4.10.2. Esiti del campionamento con vane traps

In Tabella 17 e nei grafici in Figura 36 e Figura 37 sono riportati gli esiti delle determinazioni di laboratorio sui campioni raccolti nelle tre campagne di monitoraggio eseguite.

Tabella 17. Abbondanze di impollinatori nelle 3 campagne di monitoraggio per i 20 alberi selezionati.

ID	Ubicazione	Impollinatori 1^ campagna (maggio 2024)	Impollinatori 2^ campagna (luglio 2024)	Impollinatori 3^ campagna (settembre 2024)
VT 1	Bosco Belvedere	1	6	3
VT 2	Bosco Belvedere	1	2	1
VT 3	Bosco Belvedere	3	1	0
VT 4	Bosco Belvedere	5	2	0
VT 5	Bosco Belvedere	3	4	2
VT 6	Bosco Belvedere	0	1	3
VT 7	Bosco Belvedere	0	2	1
VT 8	Bosco Belvedere	1	3	2
VT 9	Bosco Belvedere	3	0	0
VT 10	Bosco Belvedere	0	2	1
VT 11	Bosco Belvedere	4	0	0
VT 12	Bosco Belvedere	3	2	3
VT 13	Bosco Belvedere	8	2	1
VT 14	Bosco Belvedere	8	1	1
VT 15	Bosco Belvedere	13	1	0
VT 16	Bosco Belvedere	1	2	2
VT 17	Bosco Belvedere	8	2	1
VT 18	Bosco Belvedere	5	4	0
VT 19	Bosco Belvedere	28	3	4
VT 20	Laghetti di Marteggia	31	5	2

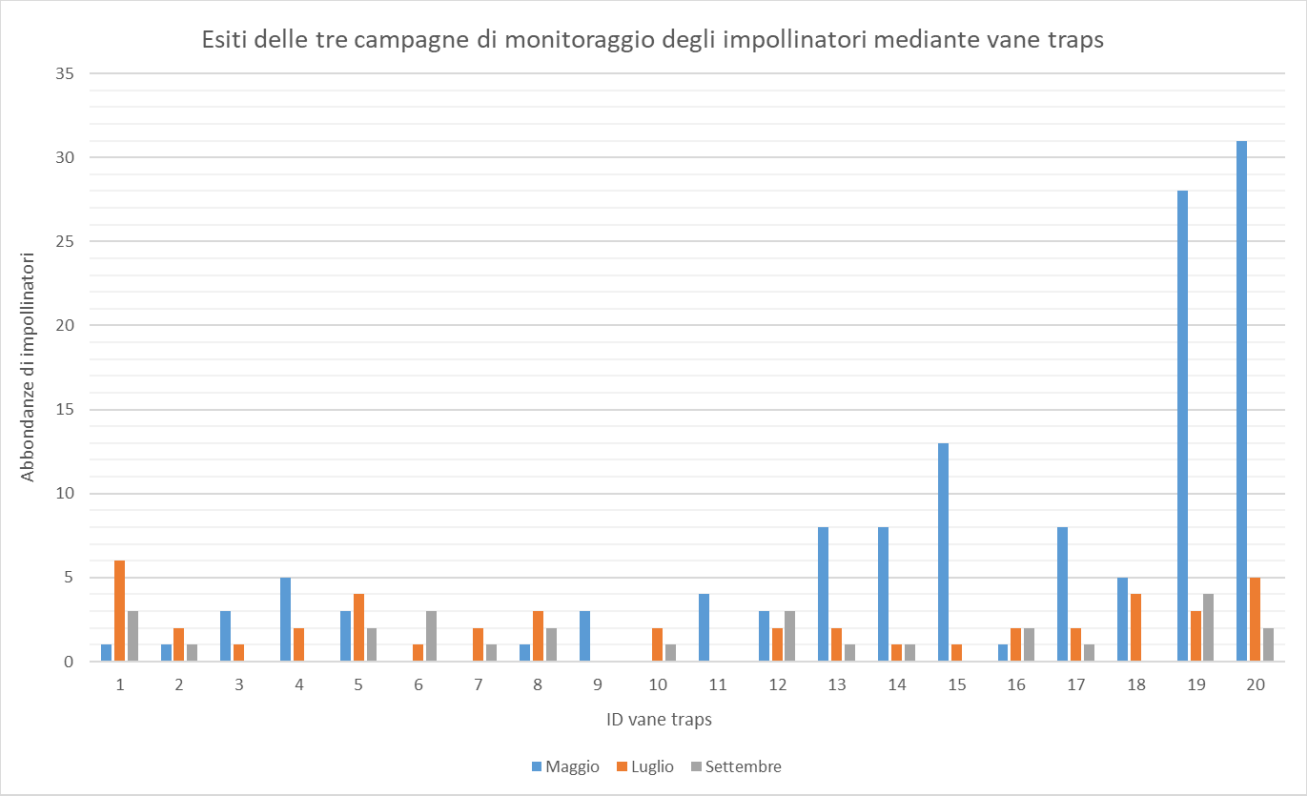


Figura 36. Abbondanze di impollinatori nelle 3 campagne di monitoraggio per i 20 alberi selezionati.

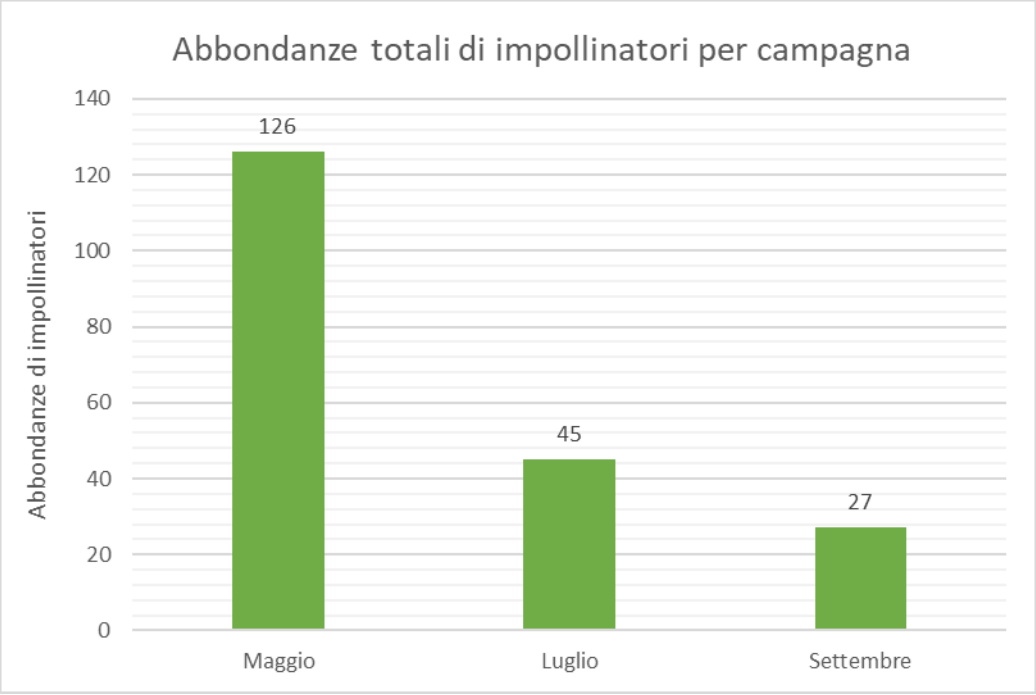


Figura 37. Abbondanze totali di impollinatori per campagna.

Come risulta evidente, le maggiori abbondanze di impollinatori si rilevano nella prima campagna di campionamento condotta a maggio, in un periodo in cui la fioritura di alcuni arbusti presenti nelle due aree di studio (ad es. *Cornus sanguinea*) era ancora in corso. L’abbondanza complessiva di impollinatori di questo primo campionamento si attesta a 126. In questa prima campagna spiccano le elevate abbondanze di

impollinatori osservate nelle VT 19 e 20, date, nello specifico, dall’elevato numero di individui di *Cantharis livida*, coleottero cantaride impollinatore, presente con un totale di 41 esemplari soltanto presso questi due alberi (n. 19 e 20). Per quanto riguarda invece gli apoidei, il gruppo di impollinatori più noto e biodiverso per abbondanza di taxa (comprendente api selvatiche e bombi), nel mese di maggio è stata registrata un’abbondanza complessiva pari a 33 individui. Minori sono invece le abbondanze di sirfidi, ditteri impollinatori, con un’abbondanza complessiva pari a 2 individui.

La seconda e la terza campagna di monitoraggio restituiscono abbondanze di insetti impollinatori complessivamente più basse, rispettivamente pari a 45 e 27. Con riferimento ai principali gruppi, gli apoidei catturati presentano un’abbondanza pari a 10 individui a luglio e a 12 individui a settembre; in merito ai sirfidi a luglio è stato catturato un solo individuo, mentre a settembre 6; le abbondanze di coleotteri impollinatori si attestano invece a 15 individui a luglio e 1 solo individuo a settembre. La ragione di questi numeri più bassi è da ricercare sia nel ciclo vitale dei principali taxa di impollinatori, che, soprattutto, nella minore presenza di fioriture presso le due aree di studio. Ad esempio, le catture di settembre sono state influenzate quasi certamente dalla fioritura di *Hedera helix*, abbondante, come visto, all’interno delle due aree di studio.

Per quanto concerne la **distribuzione spaziale** degli impollinatori nelle aree di indagine, si riportano di seguito tre mappe di densità (Figura 38, Figura 39, Figura 40), una per ogni campionamento, utili ad illustrare i punti di maggiore concentrazione delle abbondanze. In linea generale, dalla consultazione delle mappe è possibile affermare che, nei tre campionamenti, le maggiori abbondanze di impollinatori si concentrano in zone con elevata copertura di specie entomofile (cfr. Figura 34) o in zone marginali delle due aree di studio, dove è maggiore l’influenza delle comunità vegetali esterne.

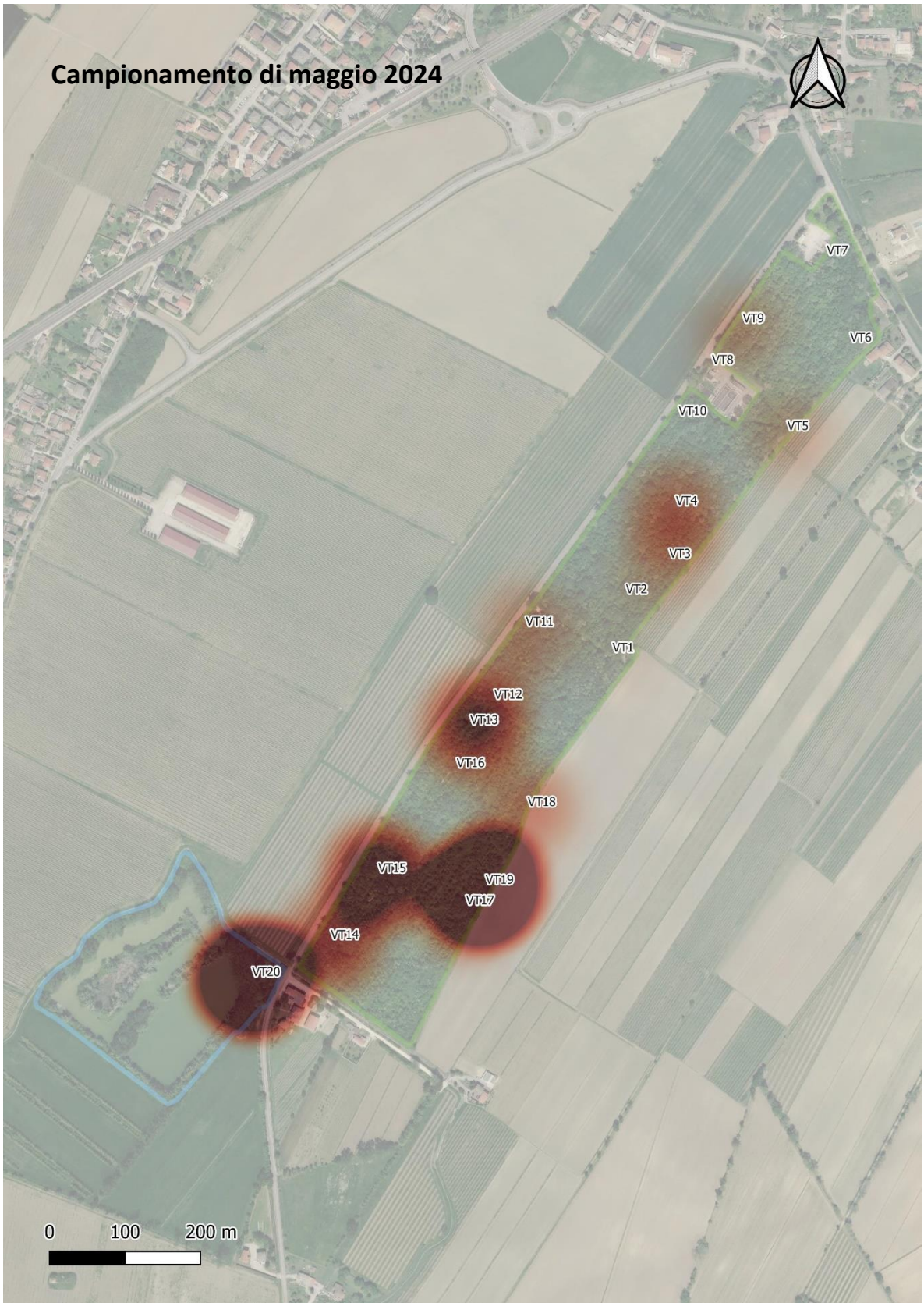


Figura 38. Mappa di densità degli insetti impollinatori presso due aree di studio nel campionamento di maggio 2024. La colorazione più intensa del rosso indica le aree in cui sono state registrate maggiori abbondanze.

Figura 39. Mappa di densità degli insetti impollinatori presso due aree di studio nel campionamento di luglio 2024. La colorazione più intensa del rosso indica le aree in cui sono state registrate maggiori.

Figura 40. Mappa di densità degli insetti impollinatori presso due aree di studio nel campionamento di settembre 2024. La colorazione più intensa del rosso indica le aree in cui sono state registrate maggiori abbondanze.

L’esistenza di una relazione tra le coperture di specie vegetali entomofile e le abbondanze di pronubi è stata valutata per mezzo di un Generalized Linear Model, il quale evidenzia come all’aumentare delle prime

aumentino significativamente le seconde (slope = 0.953; intercept = 0.7109; p = 0.017; Figura 41). Ciò ad ulteriore conferma di come le due aree di studio supportino proficuamente il processo dell'impollinazione, contributo essenziale in un contesto a forte vocazione agricola come quello nell'intorno delle due aree di studio. Si ricorda, infatti, che i boschi planiziali sono in grado di fornire agli impollinatori risorse fiorali nei primi mesi della primavera, quando le specie appartenenti alle comunità vegetali erbacee (ad esempio i prati da sfalcio o le bordure) non sono ancora in fiore.

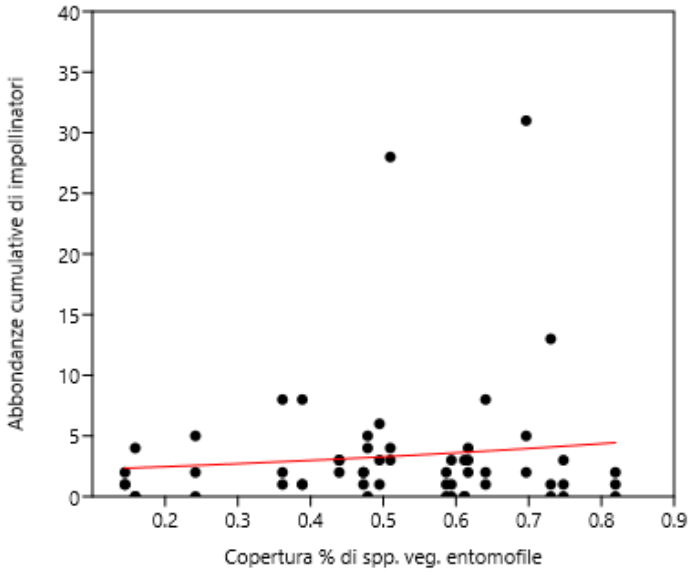


Figura 41. Relazione tra la copertura relativa di specie entomofile (%) e le abbondanze di impollinatori.

4.11. Strategie gestionali suggerite

Alla luce di quanto emerso dall'analisi della vegetazione e dai campionamenti sull'entomofauna nelle due aree di studio (cfr. paragrafi relativi: "Bosco Belvedere", "Laghetti di Marteggia" e "Esiti del campionamento con *vane traps*"), in questo paragrafo vengono presentate alcune raccomandazioni gestionali tali da migliorare lo stato di conservazione dei due siti.

Dal punto di vista della vegetazione, sia il Bosco Belvedere che la boscaglia perimetrale ai bacini idrici di Marteggia rientrano nella categoria dei "boschi planiziali naturaliformi", cioè imboschimenti realizzati su porzioni di territorio (che in genere riguardano pochi ettari) nell'ambito di opere di riqualificazione ambientale o interventi a carattere naturalistico. I sesti d'impianto sono inizialmente piuttosto fitti e sono concepiti in modo da ricreare un aspetto naturaliforme, ad esempio file sinusoidali con alternanza casuale delle specie messe a dimora. Nel caso specifico, sia il Bosco Belvedere che la boscaglia perimetrale ai bacini idrici di Marteggia, risentono ancora molto dell'elevata densità iniziale del sesto d'impianto, evidenziata da strati arbustivi altamente sviluppati, con coperture medie sempre molto elevate (pari, rispettivamente, al 72% e al 73%) e da una copertura arborea consistente. Una struttura di questo tipo, di fatto, impedisce l'insediamento di un vero e proprio strato erbaceo, a prevalenza di specie nemorali, com'è tipico nei boschi maturi. Le specie nemorali censite presso il Bosco sono, infatti, soltanto due (*Cephalanthera damasonium* e *Polygonatum multiflorum*), entrambe sempre rilevate in aree più aperte (bordo sentiero per *Cephalanthera damasonium* e margine boschivo per *Polygonatum multiflorum*). Nella gestione di tali formazioni è di rilevante importanza l'effettuazione dei diradamenti, allo scopo di ridurre l'elevata densità del sesto d'impianto iniziale e di regolare in maniera corretta la crescita e la competizione degli individui delle varie specie presenti.

Il diradamento consiste nella riduzione, controllata dall'uomo, del numero di alberi in piedi attraverso l'abbattimento di una percentuale di questi. I diradamenti sono necessari per garantire la sopravvivenza di questi tipi di bosco. Infatti, durante la loro crescita, gli alberi competono tra loro fino all'esaurimento della luce e delle altre risorse nutritive a disposizione nel suolo. Questo può portare ad una fase critica in cui un evento sfavorevole particolarmente severo (vento, attacchi parassitari ecc.) può determinare un crollo del bosco. L'apertura di chiari all'interno di una superficie forestale si configura, perciò, come una strategia adeguata ad aumentare la resistenza del popolamento forestale stesso rispetto ai sempre più frequenti eventi estremi connessi al cambiamento climatico, come ad esempio siccità ed incendi (Moreau et al. 2022). Inoltre, attraverso la riduzione della densità di alberi in un popolamento, il diradamento determina il miglioramento dello stato di salute degli alberi rimanenti e quindi un aumento nel tasso di crescita degli alberi rimanenti; se opportunamente pianificato può essere utilizzato per il miglioramento della composizione in specie di un popolamento, l'incremento della rigenerazione naturale e lo sviluppo di flora al suolo (Kerr e Haufe 2011). Infine, è importante considerare che, dopo il diradamento, negli alberi rimasti in piedi viene innescato un forte aumento della crescita in diametro e quindi anche un aumento nel sequestro di anidride carbonica come conseguenza della maggiore disponibilità di luce. Questo fenomeno aumenta la capacità di mitigazione dei cambiamenti climatici da parte di questi boschi.

Gli approcci utilizzati per il diradamento rientrano in due principali categorie: diradamento "convenzionale" e diradamento "selettivo". Il diradamento selettivo si basa sulla regolazione della penetrazione della luce e sulla selezione delle piante candidate come migliori al fine di aumentare la produttività primaria netta della foresta. Il diradamento convenzionale invece elimina le piante dominate, sottomesse o già fortemente compromesse dalla competizione in atto. La differenza principale tra i due metodi consiste sia nella quantità di biomassa asportata, sia nella qualità degli alberi tagliati. Infatti, a parità del numero di piante, il diradamento selettivo agisce soprattutto su piante di grandi dimensioni (competitrici); la biomassa complessiva è quindi significativamente maggiore rispetto al trattamento tradizionale.

Per la pianificazione degli interventi si suggerisce di rivolgersi a personale forestale specializzato in attività di diradamento in imboschimenti planiziali di piccole dimensioni.

Attenzioni particolari:

a. La pianificazione dei diradamenti dovrà tenere conto delle piccole dimensioni del Bosco che aumentano il rischio di inquinamento floristico con l'entrata di specie vegetali ruderali tipiche degli ambienti agricoli ed urbani, già diffuse nelle zone di orlo del Bosco. Si sconsiglia fortemente di intervenire ai margini del Bosco, anche in considerazione di quanto emerso dal monitoraggio degli impollinatori, dal momento che le maggiori abbondanze di pronubi sono state registrate per lo più in settori forestali marginali caratterizzati da elevate coperture di specie vegetali entomofile. È quindi opportuno evitare l'alterazione di questi habitat idonei, considerazione valida specialmente per le porzioni a "siepe mellifera" presenti sul lato occidentale del Bosco, così come previste dal progetto di impianto.
b. Particolare attenzione dovrà essere riservata alle specie esotiche (su tutte *Robinia pseudoacacia*) e alle specie indice di degrado (ad es. *Rubus* spp.), diffusamente presenti in alcune aree dei siti indagati. Per quanto riguarda *R. pseudoacacia*, qualsiasi intervento dovrà essere strettamente monitorato nel tempo, tenendo conto dell'elevata attività di propagazione vegetativa della specie e la sua elevata potenzialità di diffusione all'interno degli ambienti aperti e disturbati. In letteratura sono disponibili protocolli per la gestione di questa specie (ad es. Csiszár e Korda 2017; Nicolescu et al. 2020). Relativamente alle aree con elevate coperture di *Rubus* sp. (soprattutto presso i Laghetti), è necessario procedere tramite diserbo meccanico, con l'uso di una trinciatrice o un decespugliatore, tenendo presente che, a causa della grande capacità di propagazione di questa specie, la sua completa eliminazione può richiedere diversi passaggi. Il periodo migliore in cui effettuare il primo intervento di trinciatura meccanica è solitamente il tardo autunno/inverno, quando le piante sono a riposo vegetativo. Sui giovani ricacci (ovvero le nuove plantule) che seguono, sarà opportuno ripassare per almeno 2/3 volte nel corso della stagione a partire dalla ripresa vegetativa.

c. Di particolare importanza è la pianificazione temporale degli interventi, che dovrà coincidere con il riposo vegetativo del Bosco e dovrà arrecare il minimo disturbo alla fauna selvatica presente (ad esempio, dovrà essere evitato il periodo riproduttivo dell'avifauna).

Per quanto riguarda il contributo del Bosco al processo di impollinazione, si propongono alcune attenzioni gestionali:

a. Mantenimento delle bordure campestri che interessano il lato Sud-Ovest e Sud-Est in quanto, come si evince dagli esiti del censimento floristico per quadranti (cfr. Figura 21), si tratta di aree con elevata ricchezza specifica (ad es. quadranti n. 6, 41, 48, 63, 74, 87; cfr. Allegato 1 nel file .xls "Relazione finale ottobre 2024 – Allegati").
b. Miglioramento della gestione delle aree erbacee, come la radura situata al centro del Bosco. In questo tipo di vegetazione, l'assenza di sfalci periodici innesca processi di evoluzione spontanea dell'habitat; dapprima, a causa dell'accumulo di massa vegetale morta, si ha una diminuzione del numero di specie, in particolare di quelle entomofile. Successivamente, le superfici sono colonizzate da rovi e arbusti e quindi da essenze arboree. La pratica dello sfalcio mantiene sotto controllo le infestanti, assicura il mantenimento della diversità di specie vegetali e impedisce l'invasione di piante legnose. Tuttavia, nel caso delle aree a vegetazione erbacea presenti nel Bosco, i problemi principali derivano da un'intensità elevata delle pratiche gestionali, sia per quanto riguarda il numero di sfalci effettuati, sia per quanto riguarda l'altezza di taglio. Lo sfalcio raso e frequente porta alla riduzione della ricchezza di specie in quanto favorisce tutte quelle specie che, per la loro forma di crescita risultano particolarmente adattate a questo disturbo: graminacee a cespo e piante annuali, e tutte le piante che crescono appressate al suolo, come il tarassaco comune o i trifogli; al contrario, vengono progressivamente ridotte tutte le specie a portamento eretto come, ad esempio, margherite, campanule e fiordalisi. Il cambiamento della composizione in specie produce un effetto a cascata anche sulla comunità di insetti. Insomma, anche se può sembrare controintuitivo, lo sfalcio frequente, condotto prevalentemente per motivi estetici, può creare altri problemi estetici facilitando l'aumento delle invasioni di erbe infestanti e parassiti. Altrettanto importante è l'altezza del taglio: un prato mantenuto più alto è più resistente a parassiti, erbe infestanti ed eventi di siccità. Idealmente, **il mantenimento di una buona ricchezza di specie è assicurato da non più di 2-3 sfalci l'anno, con un'altezza minima di taglio intorno ai 20 cm, programmati dopo che le specie entomofile hanno raggiunto la fioritura e hanno disseminato; questo garantisce la loro permanenza nel tempo. Il primo sfalcio deve essere effettuato a fine primavera/inizio estate (giugno), circa a fine maturazione delle principali graminacee; il secondo sfalcio va effettuato ad inizio autunno (settembre/ottobre): questa turnazione consente la permanenza delle fioriture primaverili più interessanti e la successiva selezione delle specie a fenologia estiva. Se l'area è molto frequentata, e necessita quindi di sfalci più frequenti, quando possibile falciare non più del 50% dell'area in una sola volta, o mantenere fasce non falciate**. Questo consentirà la ricolonizzazione del sito falciato sia da parte delle piante che degli insetti.
c. Particolare attenzione va infine posta alla rimozione del fieno, pratica utile ad evitare eccessivi apporti di sostanza organica al suolo.

4.12. Conclusioni

Il censimento floristico per quadranti condotto nelle due stagioni di campionamento 2023 e 2024 presso le due aree di studio ha attestato la presenza di 228 specie vegetali. Considerando separatamente le due aree, le specie censite presso il Bosco Belvedere sono state 212, mentre quelle censite nell'area dei Laghetti sono state 130.

Nel corso delle due stagioni di campionamento, all'interno delle due aree di studio sono stati eseguiti 31 rilievi di vegetazione, 27 all'interno del Bosco Belvedere (primavera 2023) e 4 presso l'area dei Laghetti di Marteggia (primavera 2024). Secondo quanto emerge, sia il Bosco Belvedere che la boscaglia perimetrale ai bacini idrici di Marteggia presentano strati arbustivi altamente sviluppati, con coperture medie elevate, pari, rispettivamente, al 72% e al 73%. Una struttura di questo tipo, accoppiata ad una copertura arborea consistente, non garantisce l'insediamento di un vero e proprio strato erbaceo, a prevalenza di specie nemorali, com'è tipico nei boschi maturi. A tal proposito, si richiama l'importanza di avvalersi di personale forestale specializzato in attività di diradamento in imboschimenti planiziali di piccole dimensioni per la pianificazione degli interventi.

Nel corso delle due stagioni di campionamento, 20 alberi di specie arboree "rappresentative" presenti nelle due aree di studio sono state monitorate mediante TreeTalker® (TT). A partire dai valori di CO_2 annua assorbita da 15 dei 20 alberi monitorati, calcolati mediante due procedure distinte, è stato possibile stimare il valore di CO_2 annua sequestrata dal Bosco Belvedere, considerando il numero di individui di 9 specie arboree presenti all'interno del sito. Considerando il calcolo eseguito impiegando i valori stimati con la Procedura 1, il sequestro annuale di CO_2 da parte del Bosco risulta pari a 1006.22 t, corrispondente a 55.9 t/ha; il dato di Carbonio fissato annualmente è invece pari a 274.17 t sull'intera estensione, corrispondente a circa 15 t/ha. Considerando invece il calcolo che ha utilizzato i valori stimati secondo la Procedura 2, l'assorbimento annuale di CO_2 da parte del Bosco risulta pari a 333.6 t, corrispondente a circa 18.5 t/ha; il dato di Carbonio annuo fissato è invece pari a 90.9 t sull'intera estensione, corrispondente a circa 5 t/ha.

Mettendo in relazione le stime di CO_2 annua sequestrata con il carico emissivo annuo prodotto dal depuratore Piave Servizi (=504 t CO_2 eq) emergono due situazioni differenti a seconda che si consideri il valore stimato con la Procedura 1 o quello stimato con la Procedura 2. Nel primo caso il Bosco sarebbe in grado di compensare una quantità di CO_2 eq quasi doppia di quella emessa (199% delle emissioni annuali totali del depuratore), mentre nel secondo caso il Bosco non sarebbe in grado di neutralizzare completamente l'impronta di Carbonio del depuratore, ma una quantità pari al suo 66% circa.

Queste stime sono da assumere con cautela, in quanto saranno oggetto di futuri approfondimenti alla luce della completa risoluzione dei problemi tecnici legati alla trasmissione dati che interessano alcuni TT presenti in campo. Si ricorda, tuttavia, che il diradamento suggerito come necessaria pratica gestionale dell'imboschimento, avrà anche l'effetto di innescare negli alberi rimasti un significativo aumento della crescita in diametro e quindi anche un aumento nel sequestro di anidride carbonica come conseguenza della maggiore disponibilità di luce, aumentando di conseguenza anche la capacità di mitigazione dei cambiamenti climatici da parte del bosco.

Nel corso della stagione di campionamento 2024, presso i 20 alberi su cui sono stati installati i TT sono state disposte un totale di 60 *vane traps* per il monitoraggio degli insetti pronubi, allo scopo di valutare l'entità del contributo dato dal Bosco nel sostenere il processo dell'impollinazione. Sono state condotte tre campagne di monitoraggio nei mesi di maggio, luglio e settembre, con le maggiori abbondanze registrate durante la prima. Spazialmente, le abbondanze di insetti impollinatori sono maggiori laddove vi sono elevate coperture di specie vegetali entomofile, ovvero nei settori forestali marginali (ad esempio i moduli d'impianto a "siepe mellifera"), che si suggerisce di mantenere contestualmente alla modifica della pratica di sfalcio delle aree a vegetazione erbacea (bordure campestri che delimitano il Bosco e radura), allo scopo di favorire maggiormente le specie entomofile.

4.13. Bibliografia citata

Adorni M., Alessandrini A., Andreatta S., Ardenghi N.M.G., Argenti C., Bertolli A., ... Wilhalm T., 2022. Cartografia floristica del Nord Italia: stato dell'arte. *Ann. Mus. civ. Rovereto*, 37, 17-28.

Aguaron E., McPherson E.G., 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest. In: *Carbon sequestration in urban ecosystems*, 43-71.

Alberti G., Marelli A., Piovesana D., Peressotti A., Zerbi G., Gottardo E., Bidese F., 2006. Accumulo di carbonio e produttività delle piantagioni legnose (Kyoto forests) del Friuli Venezia Giulia. *Forest@-Journal of Silviculture and Forest Ecology*, 3(4), 488.

Anderle A., Ciccarese L., Dal Bon D., Pettenella D., Zanolini E., 2002. Assorbimento e fissazione di carbonio nelle foreste e nei prodotti legnosi in Italia. *Rapporto 21/2002*, APAT, Roma.

Angelini P., Casella L., Grignetti A., Genovesi P. (ed.), 2016. *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat*. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142/2016. 280 pp.

Asgharinia S., Valentini R., 2023. Converting Raw TreeTalker Data into Physical Units. *Version: TT+ 3.4 – String type: 59/49*. DIBAF – University of Tuscia. Nature 4.0 SB S.r.l.

Barbati A., Ferrari B., Alivernini A., Quatrini A., Merlini P., Puletti N., Corona P., 2014. Sistemi forestali e sequestro del carbonio in Italia. *L'Italia Forestale e Montana*, 69(4), 205-212.

Bartolucci F., Peruzzi L., Galasso G. et al., 2018. An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(2), 179-303.

Bot S., Van de Meutter F., 2019. *Hoverflies of Britain and North-West Europe – a photographic guide*. Bloomsbury Wildlife.

Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd Edition, Springer-Verlag, Berlin. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2.

Brusa G., Bottinelli A., Castiglioni L.R., Cerabolini B.E.L., 2012. La flora erbacea nemorale nel Parco Nord Milano. *Informatore Botanico Italiano*, 44(1), 153-158.

Buffa G., Ferrarini A., Malagoli C. et al., 2005. Strumenti e Indicatori per la salvaguardia della biodiversità. Regione del Veneto – Segreteria Regionale all'Ambiente e al Territorio. 48 pp.

Buffa G., Carpanè B., Casarotto N. et al., 2016. Lista rossa regionale delle piante vascolari – Regione del Veneto. Regione del Veneto, Società Botanica Italiana. 207 pp.

Casetta D., Salvatori M., 2020. Studio della vegetazione attuale del Bosco Belvedere di Meolo e dei prospicienti laghetti di Marteggia. In: Progetto di valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco Belvedere di Meolo e promozione del turismo ambientale in quest'area e presso l'impianto di depurazione.

Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V. et al., 2010. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Biosystems*, 144, 12–28.

Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V. et al., 2009a. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems*, 143(2), 386-430.

Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G. et al., 2009b. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. *Plant Invasion in Italy, an overview*. Rome: Ministry for the Environment Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate.

Chinery M., 1993. *Field Guide – Insects of Britain and Northern Europe*. Collins.

Chytrý M., Otýpková Z., 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *J. Veg. Sci.*, 14, 563–570.

Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., Ter Steege H., Morgan H.D., Van Der Heijden M.G.A., Pausas J.G., Pooter H., 2003. Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51, 335–380.

Csiszár Á., Korda M. (eds), 2017. *Practical experiences in invasive alien plant control*. Rosalia Handbooks 3. Budapest: Duna-Ipoly National Park Directorate. 249 p.

Del Vecchio S., Fantinato E., Silan G., Buffa G., 2018. Trade-offs between sampling effort and data quality in habitat monitoring. *Biodiversity and Conservation*, 28, 55-73.

Dengler J., Chytrý M., Ewald J., 2008. Phytosociology. In: Sven Jørgensen E., Fath B.D. (Ed.), *General Ecology*. Vol. [4] of *Encyclopedia of Ecology*, pp. 2767-2779. Oxford: Elsevier.

Ericsson T., Rytter L., Vapaavuori E., 1996. Physiology of carbon allocation in trees. *Biomass and Bioenergy*, 11(2-3), 115-127.

Falk S., 2015. *Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland*. Bloomsbury.

Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Berg D.R., Chen J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), 399-423.

Galasso G., Conti F., Peruzzi L. et al., 2018. An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems*, 152(3), 556-592.

Granier A., 1987. Evaluation of Transpiration in a Douglas-Fir Stand by Means of Sap Flow Measurements. *Tree Physiology*, 3, 309–320.

Greig-Smith P., 1952. The Use of Random and Contiguous Quadrats in the Study of the Structure of Plant Communities. *Annals of Botany*, 16(62), 293–316.

Gollan J.R., Ashcroft M.B., Batley M., 2011. Comparison of yellow and white pan traps in surveys of bee fauna in New South Wales, Australia (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Australian Journal of Entomology*, 50, 174-178.

Hall M., 2018. Blue and yellow vane traps differ in their sampling effectiveness for wild bees in both open and wooded habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 20(4), 487-495.

Inventario nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio – INFC. Terzo inventario, 2015. Disponibile su https://www.inventarioforestale.org/it/

Kerr G., & Haufe J., 2011. *Thinning Practice – A Silvicultural Guide.* Forestry Commission.

Lancioni N., Radini S., Marinelli E., Eusebi A.L., Fatone F., 2022. Proposta di calcolo dell'indicatore denominato "Impronta di Carbonio del servizio di depurazione" valutato in accordo alla norma UNI EN ISO 14064-1:2019. Water and Waste Enviromental Engineering LAB, Università Politecnica delle Marche.

Magnani F., Grassi G., Tonon G., Cantoni L., Ponti F., Vicinelli E., ... & Rossi F., 2005. *Quale ruolo per l'arboricoltura da legno italiana nel protocollo di Kyoto? Indicazioni da una "Kyoto forest" della pianura emiliana.* Forest@, 2(4), 333-344.

Marshall S.A., 2012. *Flies: The Natural History & Diversity of Diptera.* Firefly Books Ltd.

Marshall S.A., 2018. *Beetles: The Natural History and Diversity of Coleoptera.* Firefly Books Ltd.

Masin R., Bertani G., Favaro G. et al., 2009. *Annotazioni sulla flora della Provincia di Venezia.* Natura Vicentina, n. 13, 5-106.

McPherson E.G., & Simpson J.R., 1999. *Carbon Dioxide Reduction Through Urban Forestry.* Albany, CA, USA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.

Moreau G., Chagnon C., Achim A., Caspersen J., D'Orangeville L., Sánchez-Pinillos M., & Thiffault N., 2022. *Opportunities and limitations of thinning to increase resistance and resilience of trees and forests to global change.* Forestry, 95(5), 595-615.

Nature 4.0 SB srl, 2020. *TT+ User Manual. TREETALKER VERSION: TT+.*

Nicolescu V.N., Rédei K., Mason W.L. et al., 2020. *Ecology, growth and management of black locust (Robinia pseudoacacia L.), a non-native species integrated into European forests.* J. For. Res. 31, 1081–1101 (2020). https://doi.org/10.1007/s11676-020-01116-8

Nowak D.J., & Crane D.E., 2002. *Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA.* Environmental pollution, 116(3), 381-389.

Oberdorfer E., 2001. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora: Für Deutschland und angrenzende Gebiete.* Ulmer.

Paolucci P., 2010. *Le farfalle dell'Italia nordorientale.* CIERRE edizioni.

Pignatti S., 1975. *Zum Stand der floristischen Kartierung Mitteleuropas in Norditalien.* Gött. Flor. Rundbr., 9 (2): 61-63.

Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia.* Prima edizione. Edagricole.

Pignatti S., 1994. *Ecologia del paesaggio.* UTET.

Pignatti S., Menegoni P., Pietrosanti S., 2005. *Valori di bioindicazione delle piante vascolari della Flora d'Italia.* Braun-Blanquetia 39: 3-97.

Pignatti S., 2017. *Flora d'Italia.* Seconda edizione. Edagricole.

Poldini L., Buffa G., Sburlino G., Vidali M., 2009. *I boschi della pianura padana orientale e problemi inerenti alla loro conservazione.* Natura Bresciana 36: 173-178. ISSN 0391-156X.

Popescu S.C., Wynne R.H., & Nelson R.F., 2003. *Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass.* Canadian journal of remote sensing, 29(5), 564-577.

Poulton P.R., Pye E., Hargreaves P.R., & Jenkinson D.S., 2003. *Accumulation of carbon and nitrogen by old arable land reverting to woodland.* Global Change Biology, 9(6), pp.942-955.

Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M. et al., 2004. *Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists.* Taxon. 53:131–143.

Raunkiær C., 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography.* Clarendon Press, Oxford.

Scarton F., Mezzavilla F., 2023. *Escursioni in pianura alla scoperta di ambienti e fauna – 20 percorsi fra Veneto e Friuli-Venezia Giulia.* Editoriale Programma. 191 pp.

Shadman S., Khalid P.A., Hanafiah M.M., Koyande A.K., Islam M.A., Bhuiyan S.A., ... & Show P.L., 2022. *The carbon sequestration potential of urban public parks of densely populated cities to improve environmental sustainability.* Sustainable energy technologies and assessments, 52, 102064.

Stephen W.P., Rao S., 2005. *Unscented color traps for non-Apis bees (Hymenoptera: Apiformes).* Journal of the Kansas Entomological Society, 373-380.

Stoppa G., Villani M., Buffa G., 2012a. *Valutazione della funzionalità dei boschi planiziali relitti della pianura veneta orientale per la conservazione delle specie nemorali erbacee.* Archivio Geobotanico 14: 51-66. ISSN 1122-7214.

Stoppa G., Villani M., Buffa G., 2012b. *La componente floristica dei relitti boscati della pianura veneta orientale: qualità e grado di conservazione.* Informatore Botanico Italiano 44: 301-313.

Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P., 2011a. *Aboveground tree volume and phytomass prediction equations for forest species in Italy.* European Journal of Forest Research, 130(6), 911-934.

Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P., Morelli S., 2011b. *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea.* Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Trento. 412 pp.

Tasinazzo S., 2014. *La vegetazione dei Colli Berici.* Provincia di Vicenza.

Thompson H.R., 1958. *The statistical study of plant distribution patterns using a grid of quadrats.* Australian Journal of Botany, 6(4), 322-342.

Valentini R., Marchesini L.B., Gianelle D., Sala G., Yarovslavtsev A., Vasenev V.I., Castaldi S., 2019. *New tree monitoring systems: From industry 4.0 to nature 4.0.* Ann. Silvic. Res., 43: 84–88.

Wilmer P., 2011. *Pollination and Floral Ecology.* Princeton University Press, New Jersey.

Wu Y., & Strahler A.H., 1994. *Remote estimation of crown size, stand density, and biomass on the Oregon transect.* Ecological Applications, 4(2), 299-312.

4.14. Materiale associato alla relazione

File .xls “Relazione finale ottobre 2024 – Allegati”, contenente:

- Allegato 1 – Griglia per il censimento floristico per quadranti del Bosco;
- Allegato 2 – Griglia per il censimento floristico per quadranti dei Laghetti;
- Allegato 3 – Checklist delle specie censite presso Bosco e Laghetti;
- Allegato 4 – Matrice dei rilievi di vegetazione condotti presso Bosco e Laghetti.

Cartella .zip “Relazione finale ottobre 2024 – Shapefiles”, contenente gli shapefiles di:

- Griglia per censimento floristico per quadranti del Bosco Belvedere;
- Griglia per censimento floristico per quadranti dei Laghetti di Marteggia;
- Punti di osservazione delle specie vegetali nemorali;
- Punti di rilievo della vegetazione (plot) presso il Bosco Belvedere;
- Punti di rilievo della vegetazione (plot) presso i Laghetti di Marteggia;
- Punti di collocazione dei TreeTalker© e delle Vane Traps;
- Punti di collocazione dei TreeTalker© utilizzati per le stime di CO_2 al 30/09/2024;
- Punti di collocazione dei TTClouds.

5. Monitoraggio della componente Erpetofauna del Bosco Belvedere e dei laghetti di Marteggia

5.1. Obiettivi dello studio

A distanza di quattro anni dal primo censimento sistematico della diversità erpetologica dell'area del Bosco Belvedere di Meolo e dei Laghetti di Marteggia (Coccon 2020; Novarini in stampa) si è ritenuto opportuno effettuare una verifica dello stato delle specie di anfibi e rettili presenti. È stato quindi effettuato un nuovo monitoraggio, con modalità analoghe al precedente, allo scopo di rilevare 1) eventuali cambiamenti intervenuti nella composizione e nella distribuzione delle specie, 2) variazioni nel numero di esemplari rilevabili (e quindi della densità delle popolazioni), 3) persistenza e/o cambiamenti dei fattori che possono influenzare la presenza dell'erpetofauna.

La fauna erpetologica dell'area non era mai stata indagata in modo organico prima del 2019, anno in cui è stato realizzato un primo progetto di monitoraggio della vegetazione e di alcune componenti faunistiche di particolare rilievo, come l'avifauna e l'erpetofauna, grazie ad un finanziamento di Piave Servizi e con il patrocinio del Comune di Meolo (Coccon 2020; Novarini in stampa). Quest'ultimo, in qualità di prima "istantanea" complessiva dello stato naturalistico dell'area, rappresenta il punto di riferimento principale con cui confrontare lo stato attale. In precedenza, i dati disponibili in letteratura per il Bosco Belvedere di Meolo e i laghetti di Marteggia erano invece piuttosto scarsi e frammentari e riportavano un ridotto numero di specie di anfibi e rettili (Simonella 2006; Zanetti 2014, 2015, 2019). Un quadro più generale dell'erpetofauna potenzialmente presente era inoltre ricavabile dall'Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto (Bonato et al. 2007), la cui scala territoriale minima è però ben più ampia dell'area di studio considerata (quadranti UTM di 10x10 km). La Tabella 18 sintetizza le informazioni disponibili per l'area di studio prima dell'inizio del presente progetto. Nella stessa è riportato anche il grado di tutela (Direttiva Habitat - DPR 357/1997) delle specie di anfibi e rettili effettivamente o potenzialmente presenti.

Tabella 18. Lista delle specie di Anfibi e Rettili note per l'area di studio e relativo stato di tutela in base alla Direttiva Habitat. L'ultima colonna riporta tutte le specie riportate nel quadrante UTM 33T-UL05 (10x10 km) in cui ricadono il Bosco Belvedere e i Laghetti di Marteggia (Bonato et al., 2007), pertanto potenzialmente presenti nel sito d'indagine e/o negli immediati dintorni.

SPECIE	Dir. Habitat (DPR 357/97)	Dati pubblicati				UTM 33T-UL05 (Bonato et al., 2007)
		Simonella (2006)	Zanetti (2014, 2015)	Zanetti (2019)	Novarini (in stampa)[7]	
Tritone punteggiato italiano (Lissotriton vulgaris meridionalis)	-	-	-	-	-	X
Tritone crestato italiano (Triturus carnifex)	II, IV (B, D)	-	-	-	-	X
Rospo comune (Bufo bufo)	-	-	-	-	-	X
Rospo smeraldino (Bufotes viridis)	IV (D)	-	-	-	X	X
Raganella padana (Hyla intermedia perrini)	IV (D)	-	-	-	X	X
Rana agile (Rana dalmatina)	IV (D)	-	-	-	-	X
Rana di Lataste	II, IV (B, D)	-	X	-	-	X

[7] Questo lavoro si basa sui risultati ottenuti grazie alla campagna di monitoraggio eseguita nell'area di studio nel 2019-2020 (cfr. Novarini in Coccon 2020)

SPECIE	Dir. Habitat (DPR 357/97)	Dati pubblicati				UTM 33T-UL05 (Bonato et al., 2007)
		Simonella (2006)	Zanetti (2014, 2015)	Zanetti (2019)	Novarini (in stampa)[7]	
(Rana latastei)						
Rana verde (Pelophylax synkl. esculentus)	V (E)	-	-	X	X	X
Testuggine palustre europea (Emys orbicularis)	II, IV (B, D)	-	-	-	-	X
Testuggine scritta (Trachemys scripta sspp.)	[alloctono]	-	-	-	X	-
Ramarro occidentale (Lacerta bilineata)	IV (D)	X	X	-	X	X
Lucertola muraiola (Podarcis muralis)	IV (D)	-	-	-	X	X
Orbettino (Anguis veronensis)	-	-	-	-	X	-
Colubro liscio (Coronella austriaca)	IV (D)	-	-	-	-	X
Natrice dal collare (Natrix natrix)	-	X	X	-	X	X
Natrice tassellata (Natrix tassellata)	IV (D)	-	-	-	-	X
Biacco carbone (Hierophis viridiflavus carbonarius)	IV (D)	-	-	-	X	X

5.2. Materiali e Metodi

5.2.1. Attività di rilevamento dei dati

L'attività di monitoraggio ha seguito essenzialmente il protocollo di censimento e le metodiche già utilizzate nel corso dell'indagine precedente (Novarini in Coccon 2020) al fine di garantire la confrontabilità dei dati. In particolare, i rilevamenti sono stati eseguiti mediante la tecnica del Visual Encounter Survey (VES), ossia del rilevamento a vista degli individui presenti lungo transetti predeterminati, con standardizzazione sia della lunghezza dei percorsi sia del tempo di percorrenza (20-30 minuti) (Heyer et al. 1994; McDiarmid et al. 2012). Lungo ciascun transetto sono stati esplorati anche i potenziali rifugi (tronchi caduti, anfratti, rocce) e le raccolte d'acqua. Ai fini del censimento si è tenuto conto anche di tutti gli esemplari di anfibi e rettili osservati nei pressi dei transetti ma fisicamente al di fuori di essi, degli eventuali esemplari morti e delle tracce (ad esempio le exuvie dei rettili).

Per garantire l'individuazione di eventuali esemplari anche a una certa distanza dall'osservatore e per poter osservare i caratteri morfologici necessari all'identificazione senza avvicinarsi eccessivamente agli animali, si è fatto uso di binocolo (Pentax Papilio II 8.5x21) e/o fotocamera digitale (Nikon Coolpix P610 - zoom 60x).

Il programma di campionamento iniziale prevedeva di effettuare tutte le uscite nel corso del 2023, tuttavia lo slittamento dell'inizio del progetto ha comportato la necessità di coprire il periodo inizio-primaverile dell'anno successivo. Pertanto, tra maggio 2023 e maggio 2024 sono state effettuate otto uscite di campo con cadenza mensile, di cui cinque il primo anno (maggio, giugno, luglio, settembre e ottobre 2023) e tre il secondo (marzo, aprile e maggio 2024) (cfr. Tabella 20).

Per coprire adeguatamente le diverse tipologie di habitat presenti nel bosco e nella zona umida, sono stati percorsi periodicamente 12 transetti (Figura 42), di circa 100 m ciascuno, utilizzando in gran parte i tracciati già definiti nel 2019, con l’eccezione di alcune modifiche minori dovute a problemi di accessibilità di alcuni percorsi. In particolare, due transetti della garzaia (G2, G3) sono risultati del tutto impraticabili (come già rilevato alla fine del 2019) e sono stati quindi sostituiti da nuovi percorsi (G2N e G3N). Il transetto G2 è stato traslato sulla sponda opposta del canale (G2N), mentre il secondo (G3) è stato spostato lungo il margine sudovest (G3N), tra garzaia e campo agricolo (ora incolto), mantenendo un affaccio sui bacini. Altri due transetti (B7, G1) sono stati leggermente modificati, sempre per motivi di accessibilità/percorribilità. Nel caso di G1 si è reso necessario solo un modesto riassetto di un piccolo tratto del percorso. In B7 il transetto è stato parzialmente traslato qualche metro a nord, lungo il vialetto, a causa dell’eccessiva chiusura del bosco nel passaggio originario. In entrambi i casi e stata mantenuta la denominazione originale poiché la porzione di territorio monitorata è rimasta essenzialmente invariata. Il transetto B8N, invece, era stato ridenominato come tale già nel corso del 2019, in quanto si era reso ben presto necessario traslare il percorso dall’interno del bosco al margine stradale, ed è rimasto pertanto invariato nel 2023-24 mantenendo anche la denominazione precedente (per completezza è comunque indicato anche il tracciato di partenza utilizzato nei primi mesi del 2019; cfr. Coccon 2020).

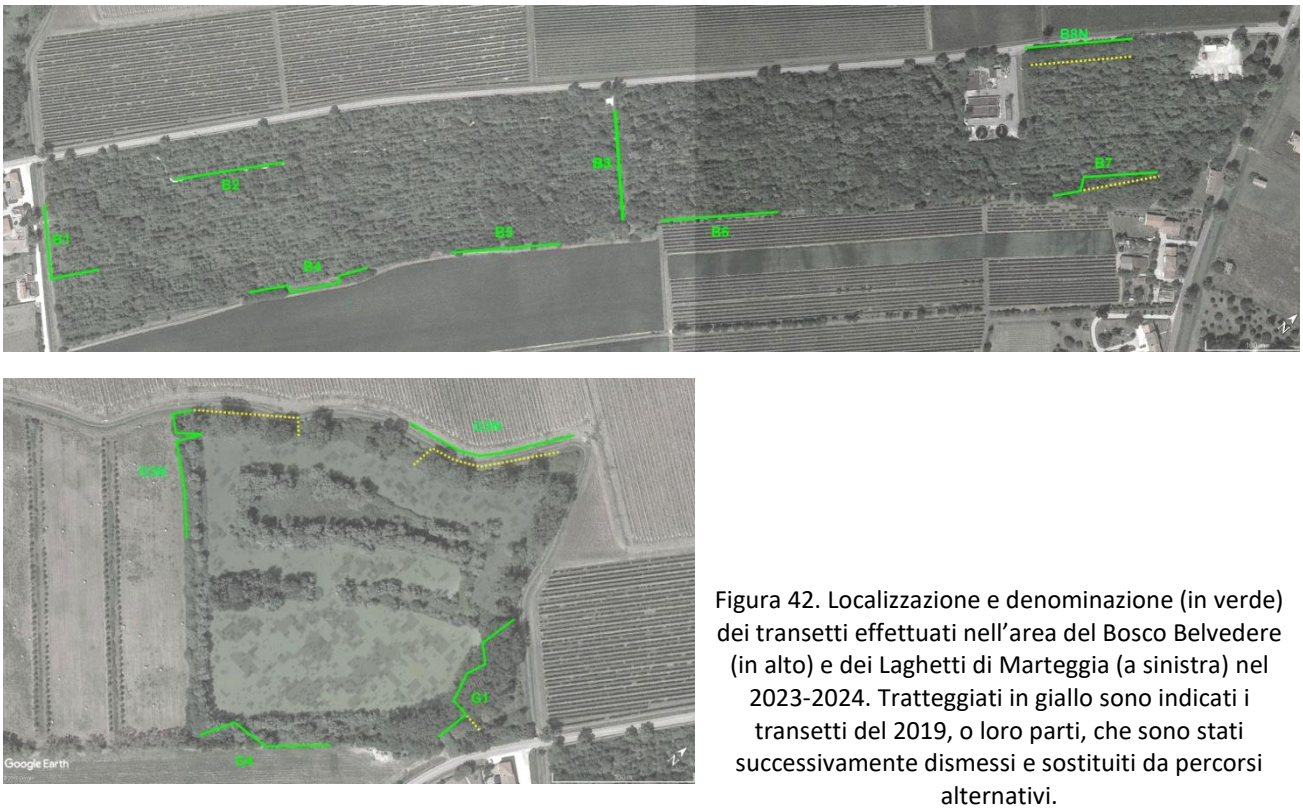


Figura 42. Localizzazione e denominazione (in verde) dei transetti effettuati nell’area del Bosco Belvedere (in alto) e dei Laghetti di Marteggia (a sinistra) nel 2023-2024. Tratteggiati in giallo sono indicati i transetti del 2019, o loro parti, che sono stati successivamente dismessi e sostituiti da percorsi alternativi.

Tabella 19. Descrizione e localizzazione dei 12 transetti situati nell’area del bosco (B1-B8N) e della garzaia (G1-G4). I transetti seguiti dalla lettera N (= nuovo) indicano percorsi leggermente modificati rispetto a quelli individuati nel corso della precedente indagine, all’inizio del 2019.

Transetti	Coordinate (WGS84)	Descrizione
B1	45.602865, 12.452384 - 45.602636, 12.453364	Margine sud del bosco lungo l’argine del canale, con breve digressione nel bosco lungo una scolina
B2	45.603820, 12.453242 - 45.604584, 12.453970	Interno del bosco, lungo vialetto
B3	45.607150, 12.456473 - 45.606597, 12.457486	Interno del bosco, lungo vialetto bordato da scoline e attraversato dallo scolo proveniente dal depuratore

Transetti	Coordinate (WGS84)	Descrizione
B4	45.603620, 12.454984 - 45.604586, 12.455813	Margine est del bosco, lungo scolina agricola esposta
B5	45.605266, 12.456417 - 45.606029, 12.457256	Margine sud-est del bosco, lungo scolina agricola bordata da siepe alberata
B6	45.606805, 12.457894 - 45.607526, 12.458694	Margine nord-est del bosco, lungo scolina agricola con siepe bassa e vigneto
B7	45.609597, 12.461098 - 45.610292, 12.461936	Interno bosco, lato nord-est, lungo il vialetto tra bosco e siepe di bambù
B8N	45.610240, 12.459494 - 45.611133, 12.460438	Margine nord-ovest del bosco, lungo via Marteggia tra ecocentro e impianto di depurazione
G1	45.602865, 12.451494 - 45.603398, 12.450977	Macchia boschiva lungo il margine nord-est dei laghetti, con affacci sui bacini
G2N	45.604577, 12.450041 - 45.603841, 12.448940	Margine del canale lungo campo coltivato, a ridosso del lato nord-ovest della garzaia
G3N	45.602916, 12.447526 - 45.602320, 12.448381	Tra garzaia e campo agricolo, lungo il lato sud-ovest della garzaia, con affaccio su un bacino
G4	45.601489, 12.449698 - 45.602096, 12.450570	Area di siepe tra laghetto e campo incolto, lungo il margine sud-est della garzaia, con affacci su un bacino

5.2.2. Analisi dei dati

Per quanto riguarda la tassonomia erpetologica seguita nel presente lavoro si fa riferimento a quella utilizzata nell'Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto (Bonato et al. 2007), aggiornata in base alle considerazioni tassonomiche recentemente riassunte da Speybroeck et al. (2020) e Sindaco & Razzetti (2021), che modificano in parte anche la nomenclatura utilizzata nel precedente monitoraggio (cfr. Novarini in Coccon 2020). In particolare, la Raganella padana è oggi cautelativamente riportata a livello di sottospecie (*Hyla intermedia perrini*, non più *H. perrini*), mentre per l'Orbettino italiano appare giustificato il rango di specie (*Anguis veronensis*) e l'attribuzione a tale taxon delle popolazioni venete planiziali, che quindi non ricadono più in *Anguis fragilis*. La Natrice dal collare nel Nordest italiano si conferma essere *Natrix natrix*, sebbene in parte geneticamente introgressa dalla "specie sorella" più occidentale *N. helvetica*. Infine, per la forma melanotica del Biacco, che è quella distribuita anche nel Nordest, le analisi più recenti (Meier et al. 2023) supportano inequivocabilmente il rango di sottospecie (*Hierophis viridiflavus carbonarius*). Si ricorda infine che il livello di tutela delle specie non viene modificato dai cambiamenti nomenclaturali, pertanto, a titolo di esempio, il grado di tutela stabilito per *Bufo viridis* dalla Direttiva Habitat è tuttora valido, sebbene il nome della specie sia oggi cambiato in *Bufotes viridis* (Tabella 18).

I dati raccolti sono stati digitalizzati su foglio Excel e georeferenziati (cfr. Allegati ai report intermedi 2023 e 2024), e utilizzati per calcolare l'indice di Ricchezza specifica (S_{max} = numero di specie rilevate), l'indice di Diversità di Shannon-Wiener ($Hs = -\Sigma[(n_i/N)*\ln(n_i/N)]$; dove n_i = n di individui della specie i-esima, N = n totale degli individui), che basandosi sia sul numero di specie che sul numero di individui rilevati stima il livello di diversità del gruppo considerato in un dato territorio, e l'indice di Equiripartizione ($Eh = Hs/\ln S_{max}$), che varia tra 0 e 1 e consente di stimare come gli individui sono distribuiti tra le diverse specie. Maggiore è il valore di Hs, maggiore sarà il livello di biodiversità del sito in esame; tuttavia, poiché in genere non tutte le specie sono ugualmente distribuite e campionabili è utile calcolare anche Eh, che permette di capire se la diversità stimata sia equamente ripartita tra le diverse specie (valore tendente a 1) o solo tra poche specie dominanti (valore tendente a 0) (Krebs 1999). Gli indici ottenuti per il periodo 2023-24 e per il 2019 sono stati posti a confronto per evidenziare le eventuali differenze rilevate nella composizione faunistica tra i due monitoraggi.

Sebbene i due studi non siano del tutto identici in quanto il monitoraggio attuale è stato svolto a cavallo di due anni solari mentre il precedente (2019) è stato portato avanti nel corso di un singolo anno, il numero complessivo di uscite (n = 8) e la loro distribuzione mensile/stagionale (marzo-luglio e settembre-ottobre)

sono sovrapponibili, pertanto si ritiene possibile confrontare i dati e gli indici ricavati delle due campagne. Inoltre, il 2023 è stato interessato da una situazione particolarmente siccitosa soprattutto tra l'inverno e l'inizio della primavera (cfr. report ARPAV Agrometeo per l'anno 2023), periodo di particolare importanza per la riproduzione degli anfibi, tanto che la scolina che fiancheggia il confine sudest del bosco è rimasta del tutto asciutta per gran parte dell'anno. Le tre uscite del 2024 hanno perciò consentito di raccogliere dati in un periodo climaticamente più simile al 2019 e in generale alla tipica stagionalità del territorio in oggetto, con permanenza dell'acqua nella scolina di cui sopra per buona parte del periodo primaverile, almeno in alcuni tratti.

5.3. Risultati

Nel corso delle 8 uscite sul campo sono state riscontrate 3 specie di anfibi: Rana verde, Raganella padana e Rospo smeraldino, e 7 specie di rettili: Lucertola muraiola, Ramarro occidentale, Orbettino italiano, Biacco carbone, Natrice dal collare e le alloctone Testuggine scritta e probabile Pseudemide, di origine nordamericana.

Tutte le specie osservate nel corso del monitoraggio del 2019 (Novarini in Coccon 2020) sono state dunque confermate. Il Rospo smeraldino e la Natrice dal collare sono stati rilevati solo nelle uscite 2024, verosimilmente a causa della forte siccità che ha caratterizzato il 2023, specialmente tra la fine dell'inverno e la primavera, con un evidente impatto sulla fauna semi-acquatica. Almeno due esemplari di testuggini palustri osservati ad aprile e maggio 2024 mostravano una livrea diversa da quella tipica per *Trachemys scripta* e sono da ascrivere verosimilmente al genere *Pseudemys* (Figura 44), probabilmente *P. concinna* o *P. rubriventris*, anch'esse specie nordamericane oggetto di commercio come animali da compagnia e già occasionalmente rinvenute in analoghi habitat di ex-cava nella pianura veneta, ad esempio presso l'Oasi delle Cave di Gaggio Nord.

La Tabella 20 riassume i rilevamenti nelle due aree indagate (bosco e laghetti rispettivamente) nel corso del presente studio. Le specie rilevate sono illustrate in Figura 43 e Figura 44.

Dal punto di vista della localizzazione delle specie, con l'eccezione delle testuggini palustri prevalentemente legate ai laghetti, tutta l'erpetofauna è risultata distribuita soprattutto lungo il perimetro del bosco e dell'area umida che, in quanto ambienti ecotonali, offrono una maggiore diversificazione dei microhabitat. In alcuni casi, tuttavia, si è osservata una certa penetrazione della Lucertola muraiola nell'interno dei siti (soprattutto nell'area umida), in corrispondenza di strette radure create da alberi caduti (transetto G1).

Tra le specie aliene note per avere un impatto negativo sulle specie autoctone di Anfibi e Rettili acquatici (cfr. Bon et al. 2016), oltre alle testuggini palustri già citate, è stata rilevata la presenza di gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*) e di Gambusia (*Gambusia holbrooki*), sia nello scolo proveniente dall'impianto di depurazione, sia lungo il canale che costeggia la garzaia (Figura 44). Gli individui di entrambe le specie sono apparsi abbastanza sporadici nel 2023, probabilmente per il clima siccitoso già menzionato, ma relativamente numerosi durante le uscite del 2024.

Tabella 20. Numero di individui di Anfibi e Rettili contattati nei due siti di indagine (B = bosco, G = garzaia) per uscita e complessivi. Per completezza, la tabella include anche gli individui osservati al di fuori dei transetti e gli eventuali serpenti e lacertidi di cui non è stato possibile determinare la specie (non det.). La presenza di girini è qui indicata con “N” (= numerosi), e con un “+” nei totali, in quanto gli individui non erano contabili singolarmente. Nelle ultime tre colonne sono riportate le frequenze medie per queste specie (le frequenze non tengono conto dei girini).

SPECIE	1 23/05/23		2 21/06/23		3 14/07/23		4 13/09/23		5 26/10/23		6 19/03/24		7 9/04/24		8 09/05/24		Contatti TOT			Contatti/Uscita		
	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B	G	B+G	B	G	B+G
Rospo smeraldino	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	N	0	0	1	N	1+	0.20	0.00	0.20
Rana verde	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	3	0	1	0	7	1	8	1.40	0.20	1.60
Raganella padana	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	5	0.40	0.60	1.00
Tot. Anfibi	1	0	0	0	0	0	2	3	1	0	1	1	4	N	1	0	10	4+	14+	2.00	0.80	2.80
Testuggine scritta americana	0	0	0	2	0	0	0	4	0	5	0	6	0	5	1	12	1	34	35	0.20	6.80	7.00
Pseudemide	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	2	0.00	0.40	0.40
Ramarro	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0.40	0.00	0.40
Lucertola muraiola	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	4	5	3	6	0	1	10	13	23	2.00	2.60	4.60
Lacertidi non det.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00
Orbettino italiano	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0.20	0.00	0.20
Natrice dal collare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0.00	0.20	0.20
Biacco carbone	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	3	6	0.60	0.60	1.20
Colubridi non det.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0.40	0.00	0.40
Tot. Rettili	3	1	3	3	2	0	0	4	0	6	5	12	4	13	2	14	19	53	72	3.80	10.60	14.40
Tot. Anfibi + Rettili	4	1	3	3	2	0	2	7	1	6	6	13	8	13+	3	14	29	57+	86+	5.80	11.40	17.20

Figura 43. Erpetofauna autoctona rilevata nei due siti di campionamento (dall’alto in basso, da sx a dx). Rospo smeraldino: adulto investito a pochi metri da B8N e alcuni girini nell’incolto a sud della garzaia; Rana verde in B3 (foto: A. Spada) e Orbettino sul vialetto in B7; Ramarro giovane lungo B8N e Lucertola muraiola in garzaia in G1; Biacco tra l’erba in B1 e Natrice dal collare presso un pozzetto lungo G2N.

Figura 44. Specie alloctone rilevate nel corso del monitoraggio. In alto: Testuggini scritte americane su un tronco in G3N. Al centro: femmina di *Trachemys scripta* con maschio di probabile *Pseudemys* sp. (evidenti il ventre aranciato e la colorazione molto contrastata del capo) su un tronco in G4, e possibile femmina di *Pseudemys* sp. in acqua in G3N. Sotto: Gamberi della Louisiana nello scolo interno al bosco nei pressi di B1 (a sinistra) ed esemplari di Gambusia nello stesso scolo in B3.

Il confronto tra i dati raccolti durante la campagna 2023-2024 e quelli ottenuti nel 2019 (Figura 45) ha evidenziato frequenze comparabili a livello di area complessiva solo per Lucertola muraiola e Orbettino (quest’ultimo però rinvenuto con solo un individuo in entrambi i monitoraggi). Per Rospo smeraldino, Rana

verde, Ramarro, Natrice dal collare e Biacco è stata registrata una frequenza di rilevamento inferiore rispetto al 2019, in particolare nella zona del bosco. La frequenza di osservazione di Rospo smeraldino e Biacco è stata invece analoga tra i due anni di studio nell’area dei laghetti. In quest’ultimo sito è stata osservata per la prima volta anche la Natrice dal collare (un esemplare; Figura 43), risultata invece assente nel bosco, dov’era stata rilevata con più esemplari nel 2019. A tutt’oggi Ramarro e Orbettino non sono mai stati rilevati nei laghetti, né negli immediati dintorni.

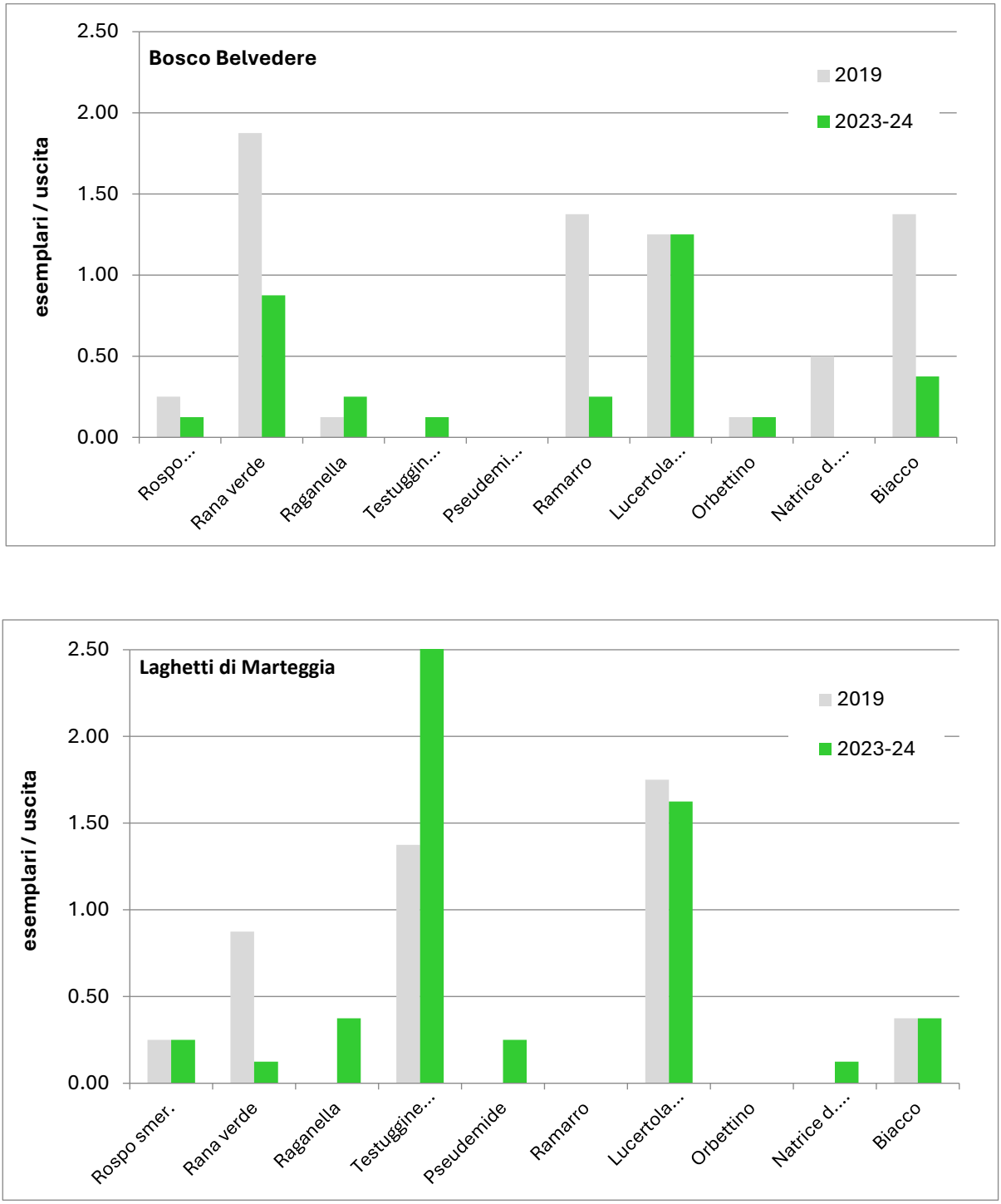


Figura 45. Confronto delle frequenze di rilevamento delle specie tra le due campagne di monitoraggio del 2019 e 2023-24 nei due siti indagati. In questi grafici nel calcolo delle frequenze di Rospo smeraldino e Rana verde le riproduzioni sono state interpretate come segnale di presenza di almeno una coppia di adulti (vedi oltre).

Una nota positiva è il modesto incremento della presenza della Raganella padana ai margini del bosco e dei laghetti nel 2023, sebbene non siano state osservate riproduzioni nemmeno con l'elevata disponibilità d'acqua che ha caratterizzato la primavera 2024. Nell'anno in corso, infatti, la specie non è neppure mai stata rilevata, quanto meno fino al termine del monitoraggio (maggio 2024).

In decisa controtendenza la Testuggine scritta americana, che è stata rilevata nei laghetti con numeri decisamente maggiori rispetto al 2019, con il rinvenimento anche di un giovane esemplare nel canale che lambisce il Bosco (transetto B1). Sebbene questo aumento sia in gran parte dovuto a una maggiore disponibilità di punti di "basking" (i.e. siti in cui gli animali si espongono ai raggi solari, ad esempio i tronchi caduti, per termoregolare) e dunque a una maggiore visibilità delle testuggini rispetto al 2019, il rilevamento di alcuni giovani poco più che neonati suggerisce che la popolazione di *Trachemys* sia comunque in aumento. A questa specie si aggiunge inoltre, sempre nell'area dei laghetti, la presenza di una seconda testuggine alloctona, *Pseudemys* sp., la cui identificazione specifica rimane però incerta poiché effettuata solo a distanza (Figura 44, Figura 45).

Ai fini dell'analisi le riproduzioni di anfibi (ovature e/o girini) sono state interpretate come segnale di presenza di almeno una coppia di adulti e dunque conteggiate come due individui; tale numero è quindi da intendersi come numero minimo. Lo stesso approccio è stato seguito anche per i due grafici illustrativi in Figura 45. Gli Indici ricavati dai dati raccolti sono illustrati nella tabella e nei grafici sottostanti (Tabella 21, Figura 46, Figura 47).

Tabella 21. Sintesi dei valori ottenuti per gli indici calcolati in base ai dati dei monitoraggi 2019 e 2023-24: Smax = Ricchezza di specie; Hs = Indice di diversità di Shannon-Wiener; Eh = Indice di equiripartizione ("evennes").

	2019			2023-24		
	B	G	B+G	B	G	B+G
S_{max}	8	5	9	8	8	10
$Hs = - \Sigma [(n_i/N) * \ln (n_i/N)]$	1,765	1,382	1,867	1,714	1,322	1,686
Eh = Hs/LnS	0,849	0,859	0,850	0,824	0,636	0,732

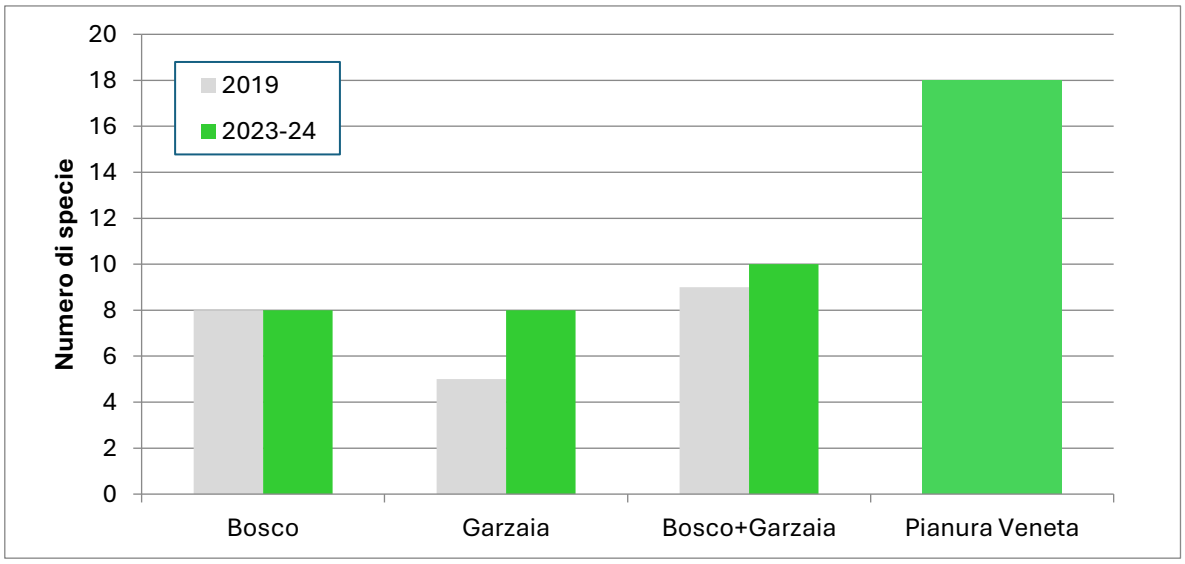


Figura 46. Ricchezza di specie (S_{max}) rilevata nel bosco, nella garzaia e nell'insieme dei due siti nel corso dei monitoraggi 2019 e 2023-24. Nella colonna a destra, per confronto, viene riportata la ricchezza di specie nota per la Pianura veneta in base a Bonato et al. (2007). I dati includono anche le due specie di testuggini alloctone.

Il grafico della ricchezza di specie (Figura 46) evidenzia come, rispetto al 2019, nel 2023-24 sia aumentato il numero di specie rilevate nell'area dei Laghetti, ora equivalente al valore registrato nel Bosco (n = 8), mentre il dato per il Bosco è rimasto sostanzialmente invariato. Va tuttavia ricordato che due delle specie rilevate nella garzaia sono testuggini alloctone di origine nordamericana; inoltre, anche nell'area boschiva una delle specie rilevate è alloctona (*Trachemys scripta*), mentre una delle autoctone presenti nel 2019, la Natrice dal collare, non è stata mai osservata nell'anno in corso. Considerando solo le specie autoctone quindi la ricchezza del bosco risulta leggermente inferiore rispetto al 2019. Il confronto con l'erpetofauna presente nel territorio della pianura circostante indica inoltre come sia i due siti separatamente che l'area nel suo complesso alberghino attualmente circa solo la metà delle specie potenzialmente presenti.

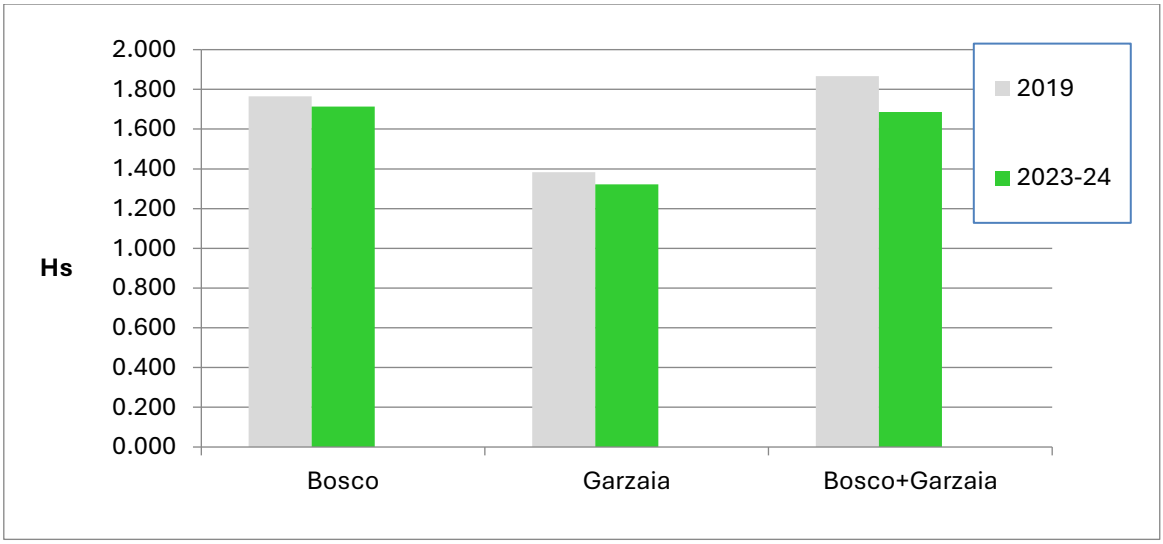


Figura 47. Confronto tra gli indici di Diversità di Shannon-Wiener (Hs) ricavati per i due periodi di campionamento (2019 e 2023-24) per i due siti separatamente e combinati. I dati includono anche le due specie di testuggini alloctone.

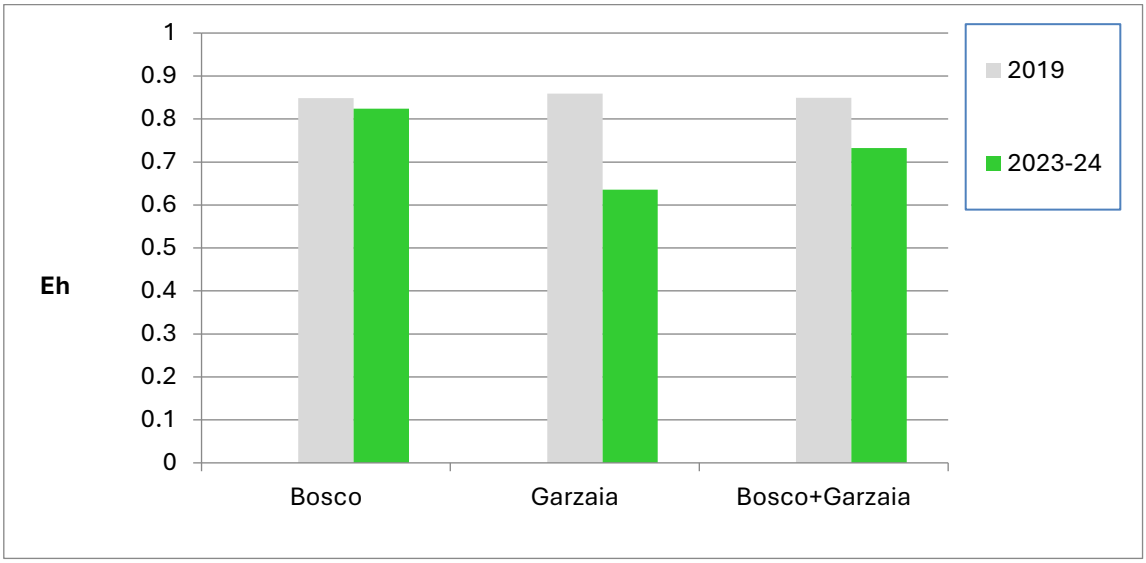


Figura 48. Confronto tra gli indici di Equiripartizione (Eh) ricavati per i due periodi di campionamento (2019 e 2023-24) per i due siti separatamente e combinati. I dati includono anche le due specie di testuggini alloctone.

Nonostante il leggero incremento nella ricchezza di specie (Figura 46), gli indici di Diversità confermano una leggera flessione della diversità erpetologica complessiva durante il periodo 2023-24 rispetto al 2019 (Figura 47), così come già traspariva dalla diminuzione del numero di individui rilevati (Figura 45); flessione che diventa tanto più significativa se consideriamo le sole specie autoctone. Gli indici di Equiripartizione (Figura

48) sottolineano come tale effetto sia particolarmente marcato nell'area della garzaia, con valori di Eh per il 2023-24 decisamente inferiori sia a quelli dello stesso sito nel 2019, sia a quelli del bosco e probabilmente dovuti anche alla preponderanza di individui dell'alloctona *Trachemys scripta* rilevati durante l'attuale monitoraggio, che appare infatti "dominante" rispetto alle altre specie.

5.4. Conclusioni e indicazioni gestionali

Il monitoraggio svolto tra maggio 2023 e maggio 2024 ha confermato la presenza di tutte le specie già rilevate nella precedente indagine: 3 Anfibi e 6 Rettili (cfr. Novarini in Coccon 2020) ed ha individuato la presenza di almeno un'ulteriore specie di testuggine palustre aliena nei Laghetti, probabilmente appartenente al genere nordamericano *Pseudemys* ma per la cui identificazione certa sarebbe necessaria la cattura degli esemplari. I Rettili ora annoverano quindi 7 taxa e il totale dell'erpetofauna sale a 10 specie, di cui almeno 8 sono presenti in ciascuno dei due siti indagati.

Ciò nonostante, si tratta di poco più della metà delle 17-18 specie note per la pianura veneta (Bonato et al. 2007), molte delle quali ubiquitarie, antropofile e non particolarmente sensibili al disturbo. Il numero di esemplari rilevati, inoltre, è stato inferiore a quanto osservato nel 2019 per la maggior parte delle specie (Figura 45). Gli Anfibi in particolare appaiono in generale contrazione e l'unica attività riproduttiva osservata si basa sul riscontro, ad aprile 2024, di pochi girini di Rospo smeraldino (verosimilmente da una singola deposizione) in una depressione umida dell'incolto a sud della garzaia, a breve distanza dal transetto G4, essiccatasi prima del raggiungimento della metamorfosi. Contestualmente nello stesso incolto è stato inoltre notato a più riprese un ampio gruppo di Ibis sacri in attività di foraggiamento, specie alloctona nota per predare attivamente lo Smeraldino e altri anfibi (Novarini e Stival 2017), che potrebbe aver avuto un impatto sugli adulti confluiti nelle depressioni per la riproduzione.

Se la mancata riproduzione degli Anfibi nel 2023 non aveva stupito, data la prolungata siccità che ha mantenuto asciutti i potenziali siti riproduttivi, non sono invece chiare le ragioni della quasi totale assenza di ovature o larve nel 2024, caratterizzato da abbondanti precipitazioni. In particolare, la scolina lungo il margine sud del bosco, che nel 2019 aveva visto la presenza di un gran numero di girini di Rospo smeraldino, è risultata del tutto priva di tracce di riproduzione quanto meno fino al 9 maggio 2024, data dell'ultima uscita, nonostante la presenza costante d'acqua e di vegetazione algale. È comunque possibile che la siccità del 2023 abbia influito sulla mobilità e sulla sopravvivenza sia degli Anfibi adulti che di molti piccoli Rettili, con effetti negativi più a lungo termine di quanto inizialmente ipotizzato.

Tra i Rettili, la ridotta presenza della Natrice dal collare può essere in parte imputabile alla scarsità di Anfibi, che ne rappresentano la preda principale. Per Ramarro e Biacco, tuttavia, la diminuzione è più difficilmente spiegabile e forse dovuta ad altri fattori ad oggi non identificati. Anche la quasi totale assenza di esemplari investiti attorno ai siti indagati sembra ulteriormente confermare una generalizzata diminuzione della presenza di Anfibi e Rettili per il periodo in oggetto, dato che dove le popolazioni sono cospicue qualche "roadkill" (carcasse di individui investiti) viene generalmente rinvenuto, com'è accaduto nel 2019.

La nuova campagna di monitoraggio ha confermato l'assenza di molte specie tipiche della pianura veneta orientale: i tritoni (*Lissotriton vulgaris meridionalis, Triturus carnifex*), il rospo comune (*Bufo bufo*), le rane rosse (*Rana dalmatina* e *Rana latastei*), il colubro liscio (*Coronella austriaca*), la natrice tassellata (*Natrix tessellata*) e la testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*). Si tratta, tuttavia, di specie che richiedono habitat con elevata naturalità e mediamente più sensibili al disturbo antropico. La *Rana latastei*, pur citata in letteratura per il sito (Zanetti 2015), non è stata mai osservata né nel 2019 né nel 2023-24 ed è perciò da considerarsi attualmente assente.

La Raganella padana sembra invece in fase di lenta colonizzazione del sito, con un primo maschio udito nel 2019 e alcuni altri nel 2023, forse tutti maschi erratici in via di dispersione, ed è pertanto lecito attendersi qualche primo possibile tentativo di riproduzione nei prossimi anni.

Non si riscontrano invece particolari differenze con il 2019 a livello della distribuzione spaziale delle specie, che sono risultate per lo più sempre distribuite nelle aree ecotonali lungo i perimetri del bosco e della garzaia

(in particolare Ramarro, Lucertola muraiola e Biacco), ad eccezione delle testuggini palustri, più tipicamente acquatiche, che occupano quasi esclusivamente i bacini della garzaia.

In ogni caso, come già evidenziato in passato (Novarini in Coccon 2020; Novarini, in stampa), l'area di studio rappresenta un sito importante per la sopravvivenza della comunità erpetofaunistica locale, composta in gran parte da specie protette minacciate di estinzione (Bonato et al. 2007; Tabella 18) e circondate da un ambiente fortemente antropizzato.

Ulteriore motivo di preoccupazione sembra essere l'aumentato traffico veicolare su via Marteggia, che può influire sull'erpetofauna del bosco e della garzaia non solo mediante l'impatto diretto su individui in attraversamento, ma anche rendendo il bosco meno ospitale per queste specie. Alcuni studi infatti hanno rilevato la penetrazione di fattori di disturbo all'interno delle aree forestali adiacenti alle strade per diverse centinaia di metri, in particolare le luci notturne (fari, illuminazione stradale) possono influenzare la luminosità di un bosco fino a 360 m di distanza dalla strada e il rumore può penetrare fino a 400 m (Pocock e Lawrence 2006), mentre gli inquinanti chimici come i metalli pesanti, che si concentrano soprattutto nei primi 5-8 m, possono comunque essere rinvenuti fino a 150 m all'interno del bosco (Forman e Alexander 1998; Spellerberg 1998). Tutte queste problematiche dovrebbero essere particolarmente considerate nella gestione di un ambito forestale la cui estensione, perpendicolarmente alla strada, è di soli 150 m circa.

Restano pertanto validi i suggerimenti gestionali già proposti in passato (cfr. Novarini in Coccon 2020), e brevemente richiamati di seguito, per tutelare e possibilmente incrementare l'area naturalistica, al fine di garantire la sopravvivenza a lungo termine delle specie di Anfibi e Rettili presenti. In particolare, si auspica che possano essere messe in atto tutte le azioni necessarie a contrastare i) la ridotta estensione, ii) l'elevata omogeneità, iii) la frammentazione dell'area, iv) il relativo isolamento (cioè, la mancanza di corridoi ecologici verso altri siti naturali circostanti), e v) la presenza di specie aliene invasive, regolamentando al contempo adeguatamente le attività di gestione e fruizione dei siti.

Più in dettaglio, per incrementare la variabilità ambientale e favorire la biodiversità faunistica si suggeriscono alcuni semplici interventi: i) apertura di alcune piccole radure (ad esempio una nella parte nord ed una nella parte sud) per consentire la penetrazione dei rettili all'interno del bosco ; ii) realizzazione di piccoli invasi temporanei nelle radure da realizzarsi, anche a partire dalle scoline interne esistenti per favorire la riproduzione degli anfibi; iii) modesta espansione della superficie boscata, unitamente alla realizzazione di alcuni sottoattraversamenti per la piccola fauna sotto il tratto stradale di Via Marteggia, che di fatto costituisce una barriera ad una potenziale connessione ecologica fra il Bosco e i laghetti per ridurre l'isolamento o effetto "siepe"; iv) sviluppo della rete ecologica territoriale locale, con corridoi ecologici adatti anche all'erpetofauna, soprattutto lungo gli argini fluviali e i margini del reticolo idrografico minore, in modo da favorire l'interconnessione tra le popolazioni.

Rispetto alle specie alloctone, andrà attentamente monitorato il gambero della Louisiana (Figura 44), fortemente impattante sull'erpetofauna acquatica, possibilmente garantendo agli anfibi la presenza di più raccolte d'acqua piccole e temporanee che, asciugandosi periodicamente, possano eventualmente liberarsi dei gamberi eventualmente insediatisi. Sarebbe inoltre auspicabile, come anche previsto dall'attuale normativa sulle specie aliene (D.L. 230/2017), la rimozione delle testuggini alloctone dai laghetti, cosa che potrebbe favorire l'insediamento dell'autoctona testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*).

Dal punto di vista della gestione, si ricorda che molte delle attività di gestione forestale e idraulica possono avere un impatto significativo sulle specie presenti. Impatto però in gran parte evitabile, o quanto meno minimizzabile, adeguando tempistiche e modalità alle necessità della fauna. In particolare, le lavorazioni forestali con macchinari (ad esempio potature, diradamenti, ecc.) andranno pianificate in autunno e inverno, quando la fauna eteroterma si trova in ibernazione. Analogamente, la manutenzione idraulica di scoline e fossati (risezionamento, ripristino degli argini, ecc.) andrà effettuata tra settembre e gennaio dell'anno successivo, al di fuori del periodo riproduttivo degli anfibi. Anche per lo sfalcio della vegetazione ripariale non erbacea andrà evitato il periodo riproduttivo e, in caso di estrema necessità non dilazionabile, dovranno essere evitati il taglio a livello o sotto il pelo dell'acqua e l'utilizzo di mezzi a catena. Il materiale tagliato

(canne e fogliame consistente) dovrà inoltre essere rimosso con cura e non lasciato nel fosso, onde ridurre al minimo, sul lungo periodo, gli interventi di ripristino per interrimento. Lo sfalcio dell’erba andrà effettuato nelle ore centrali della giornata quando gli animali sono più attivi così da consentire loro di spostarsi, evitando la prima mattina e il tardo pomeriggio (orari di minor attività per i rettili) e sempre procedendo dall’area più esposta a quella arbustata, idealmente non lavorando più di un terzo della superficie disponibile al giorno, per consentire la redistribuzione degli animali presenti.

Per quanto riguarda infine la fruizione pubblica, se da un lato questa stimola l’apprezzamento e l’inclusività della comunità locale rispetto al sito, dall’altro andrà gestita in modo da indirizzare la gran parte del pubblico lungo percorsi predeterminati, mantenendo parte del sito meno accessibile, con aree-rifugio meno disturbate dove il ciclo biologico delle specie possa essere svolto in relativa assenza del fattore perturbante umano. Sarà inoltre opportuno prevedere un’adeguata cartellonistica che riporti la presenza, le caratteristiche, il quadro normativo di protezione e lo stato di conservazione delle specie, nonché le corrette modalità di fruizione dell’area.

5.5. Bibliografia citata

Bon M., Latella L., Mizzan L., Novarini N., Uliana M., 2016. La fauna aliena in Veneto. In: G. Sartori (cur.), Fauna Aliena ed Invasiva in Veneto. Problemi e proposte di gestione - Veneto Tendenze, 2/2016. Consiglio Regionale del Veneto, Servizio Attività e Rapporti Istituzionali.

Bonato L., Fracasso G., Pollo R., Richard J., Semenzato M. (cur.), 2007. Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto. Associazione Faunisti Veneti / Nuovadimensione, Portogruaro.

Coccon F. (cur.), 2020. Valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco Belvedere di Meolo e promozione del turismo ambientale in quest'area e presso l'Impianto di depurazione - Relazione finale, Maggio 2020. Rapporto inedito per Piave Servizi S.p.A.

Forman R.T.T., Alexander L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics, 29: 207-231.

Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.A.C., Foster M.S. (cur.), 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington.

Krebs C.J., 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Longam Inc., Menlo Park.

McDiarmid R.W., Foster M.S., Guyer C., Gibbons J.W., Chernoff N. (cur.), 2012. Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London.

Meier N., Lucek K., Zuffi M.A.L., Storniolo F., Mezzasalma M., Geniez P., Dubey S., Sacchi R., Scali S., Ursenbacher S., 2023. Extensive gene flow suggests lack of reproductive barriers between the two subspecies of the green whip snake, Hierophis viridiflavus (Squamata: Colubridae). Biological Journal of the Linnean Society, 141(1): 133-147.

Novarini N., [in stampa]. Erpetofauna del Bosco Belvedere e dei Laghetti di Marteggia (Meolo, VE). Atti IX Convegno dei Faunisti Veneti (Mestre-Venezia, 2022).

Novarini N., Stival E., 2017. Wading birds predation on Bufotes viridis (Laurenti, 1768) in the Ca' Vallesina wetland (Ca' Noghera, Venice, Italy). Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 67: 71-75.

Pocock Z., Lawrence R.E., 2006. How far into a forest does the effect of a road extends? In: Irwin C.L., Garrett P., McDermott K.P. (curat.). On the Road to Stewardship - Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh NC (USA): 397-405.

Sgorlon G., 2013. VE-22 Laghetti di Marteggia. In: Scarton F., Mezzavilla F., Verza E. (cur.). Le garzaie in Veneto. Risultati dei censimenti svolti nel 2009-2010. Associazione Faunisti Veneti / Grafiche Italprint, Treviso: 115-116.

Simonella I. (cur.), 2006. Atlante degli Ambiti di Interesse naturalistico della Provincia di Venezia. Provincia di Venezia / Cicero Editore, Venezia.

Sindaco R., Razzetti E., 2021. An updated check-list of the Italian amphibians and reptiles. Natural History Sciences, 8(2): 35-46.

Spellerberg I. F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. Global Ecology and Biogeography Letters, 7: 317-333.

Speybroeck J., Beukema W., Dufresnes C., Fritz U., Jablonski D., Lymberakis P., Martinez-Solano I., Razzetti E., Vamberger M., Vences M., Voros J., Crochet P.A., 2020. Species list of the European herpetofauna - 2020 update by the Taxonomic Committee of the Societas Europaea Herpetologica. Amphibia-Reptilia, 41(2): 139-189.

Zanetti M., 2014. Fiumi Cave Valli Lagune - Acque della Venezia orientale. ADLE, Padova.

Zanetti M., 2015. Boschi, pinete, parchi, siepi. La vegetazione forestale della Pianura Veneta Orientale. ADLE, Padova.

Zanetti M., 2019. Biocenosi del Bosco Belvedere di Marteggia (Meolo, VE). Flora e Fauna della Pianura Veneta Orientale, 21[2018]: 55-67.

6. Monitoraggio della componente Avifauna del Bosco Belvedere e dei laghetti di Marteggia

6.1. Obiettivi dello studio

Scopo del monitoraggio dell'avifauna è quello di descriverne la composizione in termini qualitativi e quantitativi, documentando le variazioni temporali nelle quattro fasi del ciclo biologico degli uccelli: dalla nidificazione, allo svernamento, attraverso i periodi di passo primaverile e autunnale. Visto il ruolo di indicatori ambientali che gli uccelli ricoprono (Gregory et al. 2003), tale studio riveste un ruolo centrale e di primaria importanza nel fornire informazioni sulla qualità ambientale del sito indagato. L'indice di diversità biologica, nonché il numero e l'abbondanza relativa delle specie nidificanti sono infatti direttamente proporzionali al grado di conservazione dell'ambiente (Hawksworth 1985; Bibby et al. 1992). Inoltre, una conoscenza approfondita sulla presenza e distribuzione delle specie ornitiche permette di effettuare una zonazione dell'area, individuando le zone di maggiore e minore valenza ornitologica, anche in relazione alle attività antropiche presenti nell'area (i.e. impianto di depurazione di Piave Servizi, ecocentro di Veritas). Tali informazioni risultano di grande utilità per gestire idoneamente il bosco, mantenendone ed anzi aumentandone la biodiversità.

6.2. Materiali e Metodi

6.2.1. Attività di rilevamento dei dati

Nel periodo maggio 2023 – aprile 2024 sono stati svolti i censimenti dell'avifauna nell'area del Bosco Belvedere di Meolo e degli adiacenti laghetti di Marteggia seguendo il protocollo di monitoraggio precedentemente utilizzato per garantire la confrontabilità dei dati.

I rilievi in campo sono stati condotti, con cadenza mensile, tra maggio e luglio per il periodo riproduttivo, a settembre e ottobre per il periodo di passo autunnale, a dicembre e gennaio per il periodo di svernamento e ad aprile per il periodo di passo primaverile, per un totale di 8 uscite. In questo modo, è stato possibile ottenere una descrizione della comunità ornitica presente nei siti di studio durante le principali fasi del ciclo biologico degli uccelli.

All'interno del bosco sono state impiegate due tecniche di censimento diverse: la tecnica del transetto, che è stata utilizzata durante tutto il periodo di studio e la tecnica dei punti di ascolto, impiegata esclusivamente in periodo riproduttivo. Nell'area dei laghetti di Marteggia, invece, sono stati effettuati dei censimenti completi da due punti di osservazione da cui l'area era visivamente accessibile.

I censimenti sono stati svolti dall'alba fino al massimo alle 11:00 del mattino, posticipando leggermente l'orario di inizio del monitoraggio nei mesi di svernamento, in quanto in condizioni di freddo e di elevata umidità gli uccelli sono meno attivi e quindi più difficilmente contattabili.

I rilievi sono stati svolti da due ornitologi professionisti, in maniera tale da limitare il più possibile eventuali errori, come la mancata annotazione di individui o il rischio di doppi conteggi. Per quanto concerne la strumentazione, è stato utilizzato il binocolo (10x42) all'interno del bosco, mentre nell'area dei laghetti le osservazioni hanno previsto anche l'uso del cannocchiale (20x60).

Nella presente relazione, la tassonomia utilizzata è quella della "Lista CISO-COI 2020 degli uccelli italiani" (Baccetti et al. 2021).

Tabella 22. Sintesi dei campionamenti effettuati nel bosco Belvedere di Meolo e nei laghetti di Marteggia nel periodo maggio 2023 – aprile 2024.

Data di campionamento	Fase biologica dell'avifauna
18/05/2023	Riproduzione
08/06/2023	

26/07/2023	
14/09/2023	Migrazione autunnale o post-riproduttiva
11/10/2023	
15/12/2023	Svernamento
26/01/2024	
08/04/2024	Migrazione primaverile o pre-riproduttiva

6.2.2. Bosco Belvedere di Meolo

6.2.2.1. Censimenti tramite transetto

La tecnica dei transetti consiste nel percorrere un sentiero annotando durante il tragitto gli individui di tutte le specie viste o sentite. Questo metodo risulta uno dei più utilizzati nell'ambito dei rilevamenti faunistici per la possibilità di censire un considerevole numero di specie e perché può essere applicato in tutte le stagioni dell'anno e in ambienti aperti e omogenei, così come nelle zone boscate (Alatalo 1981).

Durante questi censimenti è stato percorso il sentiero naturalistico, inaugurato nel 2013 dal Comune di Meolo, che si snoda internamente e longitudinalmente al bosco. È stato inoltre percorso il perimetro sud-est del bosco con l'obiettivo di indagare le specie tipiche di ambienti più aperti e antropizzati, quali i campi agricoli e le abitazioni limitrofe al bosco, nonché di rilevare l'eventuale presenza di specie ornitiche nell'habitat di fossato di delimitazione sud.

La mappa in Figura 49 mostra l'itinerario eseguito durante i rilievi sul campo. Il transetto, di lunghezza pari a 2.118 metri, è stato percorso a piedi, ad una velocità moderata (circa 1 km/ora) che consentisse l'esatto riconoscimento delle specie ornitiche contattate. Durante il tragitto sono stati annotati tutti gli uccelli visti o sentiti senza limiti di distanza, in modo tale da coprire l'intera area di studio.

I dati dei percorsi sono stati raccolti mediante l'utilizzo di apposite schede di campo (in Allegato 1), su cui è stata riportata, per ciascuna specie osservata, la posizione esatta, il numero degli uccelli contattati ed altre informazioni aggiuntive. Per ciascuna specie è stato annotato anche l'ambiente di avvistamento, il comportamento (ovvero se gli individui erano attivi all'interno dell'area di studio o in volo alto e direzionale, in tal caso è stata segnata la direzione di volo principale) ed eventuali note. In presenza di aggregazioni di individui, questi sono stati trattati come un avvistamento singolo, localizzando la loro posizione al centro del gruppo.

I dati raccolti sul campo sono stati successivamente trasferiti in Excel per le successive elaborazioni e analisi statistiche. Per le analisi spaziali è stato utilizzato il programma open source Q-GIS versione 3.14.16 (QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org).

6.2.2.2. Censimenti per punti di ascolto

Il metodo dei punti di ascolto consiste nel conteggiare tutti gli individui, sentiti e osservati, stando fermi al centro di stazioni di rilevamento opportunamente scelte, per un determinato intervallo di tempo che può variare da un minimo di 3 minuti ad un massimo di 20, a seconda dell'obiettivo dello studio (Fornasari et al. 2002). Questo metodo risulta particolarmente indicato per le specie canore e per ambienti con una fitta copertura vegetazionale, dove la contattabilità visiva è bassa (Bibby et al. 2000; Gregory et al. 2004). È inoltre tipicamente utilizzato in periodo riproduttivo per conoscere la composizione qualitativa e quantitativa (stime di abbondanza relativa delle specie) della comunità ornitica nidificante nell'area (Blondel et al. 1970). Nel caso del presente progetto, sono stati condotti nel bosco rilievi mensili tra maggio e luglio con l'obiettivo di rilevare sia le specie residenti, che le specie migratrici a lunga distanza il cui periodo di massima attività è compreso tra maggio e giugno (Fornasari et al. 2002). Inoltre, per consentire la confrontabilità dei dati, sono state utilizzate le quattro stazioni di ascolto selezionate nella precedente campagna di monitoraggio del 2019-2020 (Coccon 2020). Le stazioni sono ubicate lungo l'asse longitudinale mediano del bosco, in habitat tra loro omogenei e con una distanza media l'una dall'altra di circa 300 metri per evitare doppi conteggi. Tali

punti, numerati in ordine crescente dalla porzione meridionale del bosco verso nord, sono stati raggiunti facilmente grazie alle coordinate geografiche fornite dai precedenti rilevatori.

In ciascun punto d'ascolto sono stati registrati gli individui contattati, senza limiti di distanza (Blondel et al. 1981), in un arco temporale di 8 minuti. Tale durata del rilevamento è stata scelta in quanto offre un campione sufficientemente rappresentativo dell'avifauna presente in una data stazione; è noto, infatti, che circa il 50% degli uccelli viene registrato nei primi 5 minuti di censimento e oltre il 70 % in un intervallo di 10 minuti (Fuller e Langslow 1984).

Anche in questo caso, i dati sono stati raccolti mediante delle schede di campo su cui è stato riportato il codice identificativo della stazione di rilevamento, data e orario di inizio del censimento. Inoltre, ai singoli contatti sono stati associati dei codici indicativi delle caratteristiche dell'osservazione secondo una codifica personalizzata, simile a quella utilizzata per il programma MITO2000, Monitoraggio Italiano Ornitologico (Fornasari et al. 2002) e presentata in Tabella 23. Ciò allo scopo di trasformare il dato relativo al numero d'individui in stima del numero di coppie nidificanti.

Tabella 23. Codici identificativi del tipo di contatto da associare agli individui di ciascuna specie censita (Fornasari et al. 2002).

Codice	**Attività degli individui osservati**
A	maschio in canto o mostrante qualche altra manifestazione territoriale (ad esempio Columbiformi, Piciformi e Galliformi)
B	comportamento nuziale: parata, accoppiamento o scambio di nutrimento tra adulti
C	coppia presente nel suo habitat nel suo periodo di nidificazione
D	attività riproduttiva (trasporto di materiale per il nido)
E	attività riproduttiva (trasporto imbeccata, asportazione di sacche fecali)
F	giovani non involati
G	giovani che hanno appena lasciato il nido e incapaci di volare su lunghe distanze
V	soggetti in volo di trasferimento o in volo direzionale, la cui presenza non è strettamente connessa alla stazione di rilevamento
SI	solo numero individui senza annotazioni particolari

6.2.3. Laghetti di Marteggia

6.2.3.1. Censimenti per punti di osservazione

Le specie ornitiche all'interno dei laghetti di Marteggia sono state censite da due punti panoramici situati lungo gli argini della zona umida: l'uno nel versante di delimitazione sud-est, l'altro nel versante nord-ovest (Figura 49). Tali stazioni, le stesse utilizzate nel 2019-2020, sono state selezionate trovando un giusto compromesso tra la scarsa praticabilità dell'area dovuta alla massiva presenza di rovi che impediscono il passaggio, l'importanza di collocarsi in una posizione defilata rispetto alla garzaia per arrecare il minor disturbo possibile alle specie nidificanti e la necessità di una visibilità consona al censimento. L'accesso ai laghetti per i censimenti è stato garantito dall'ente proprietario dell'area, la Cattolica Agricola S.A.R.L.

L'area ospita una colonia plurispecifica in cui da diversi anni nidificano con regolarità diverse specie di ardeidi come l'airone cenerino (*Ardea cinerea*), l'airone guardabuoi (*Bubulcus ibis*), la garzetta (*Egretta garzetta*) e la nitticora (*Nycticorax nycticorax*) e due specie di falacrocoracidi, il cormorano (*Phalacrocorax carbo*) e il marangone minore (*Microcarbo pygmaeus*) (Scarton et al. 2020; Sighele et al. 2022, 2024). La garzaia si è insediata probabilmente nel 2005 ed è in seguito aumentata di dimensioni fino a contare, nel 2021, circa 250 coppie di ben sette specie ornitiche diverse (Scarton e Mezzavilla 2023).

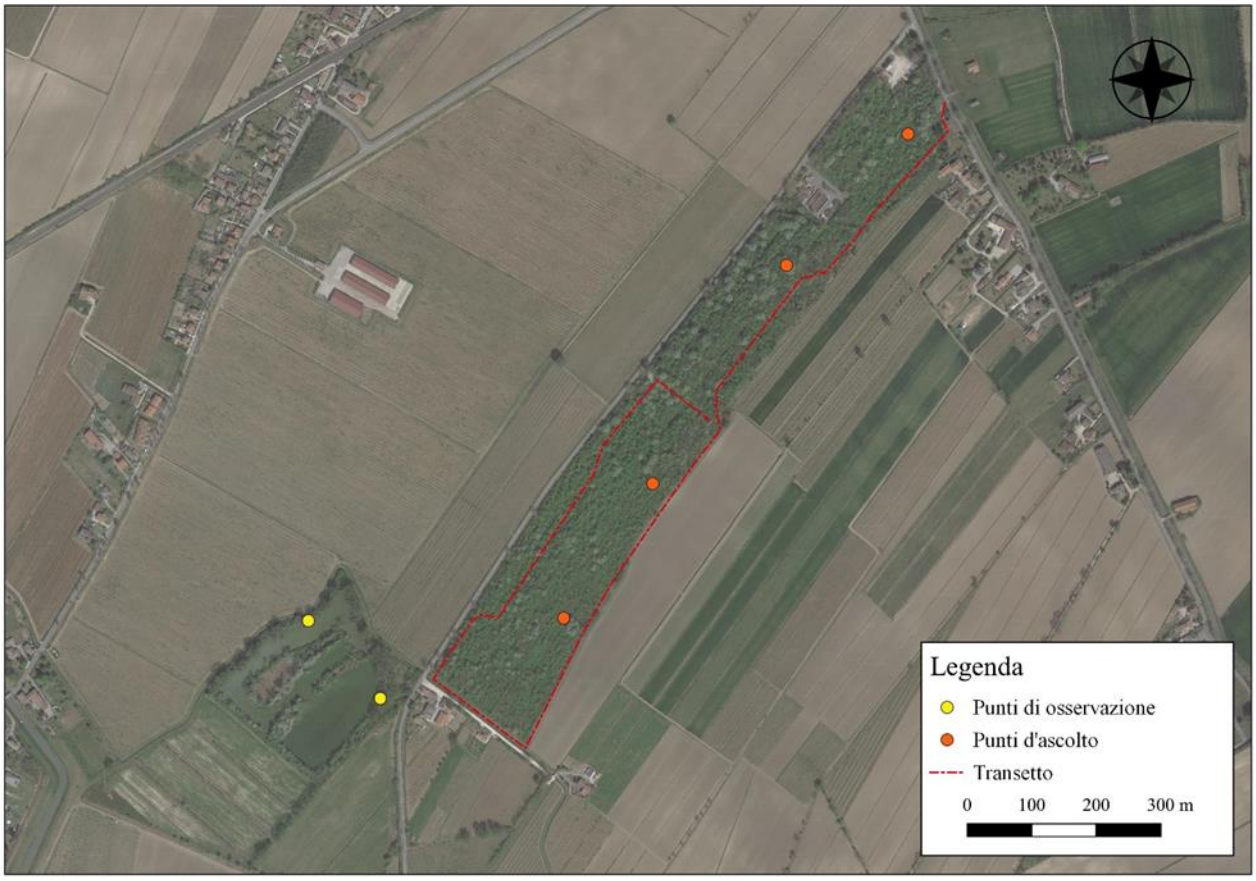


Figura 49. Localizzazione dei transetti e delle stazioni di censimento utilizzate nel corso dei rilevamenti all’interno del Bosco Belvedere di Meolo e dell’area umida dei laghetti di Marteggia.

6.3. Analisi dei dati

I dati raccolti in campo durante i censimenti condotti tra maggio 2023 e aprile 2024 sono stati elaborati con il programma Microsoft Office Excel per poi essere sottoposti ad analisi mediante software R (versione 4.0.2., R Foundation for Statistical Computing, Wien, Austria: www.cran.r-project.org), con l’utilizzo del pacchetto “vegan” (Oksanen et al. 2022).

Per prima cosa è stata elaborata una check-list delle specie ornitiche registrate nel bosco Belvedere di Meolo, nel periodo in oggetto, individuando le specie di interesse conservazionistico, incluse nell’Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE). La check-list, per l’elaborazione della quale sono stati utilizzati i dati dei transetti (sia i dati degli individui osservati in volo, esclusi quelli in volo alto direzionale, che quelli degli individui posati), è stata confrontata con quella redatta nel 2019-2020 (Coccon 2020) per valutare l’esistenza di eventuali variazioni rispetto a quattro anni fa.

La comunità ornitica propria del Bosco Belvedere durante il periodo in esame è stata descritta utilizzando i seguenti parametri ecologici, calcolati a partire dai dati di abbondanza mensile raccolti col metodo dei transetti:

- ricchezza specifica (S), che rappresenta il numero di specie rilevate in un determinato periodo nell’area di studio, indipendentemente dalla loro abbondanza e frequenza di osservazione;
- indice di abbondanza (N), ovvero la somma delle abbondanze delle singole specie osservate in un determinato periodo nell’area di studio;
- indice di equiripartizione di Pielou (J) (Pielou 1966), che valuta il grado di uniformità nella distribuzione degli individui tra le diverse specie ed è massimo quando tutte le specie sono presenti

con la stessa abbondanza mentre ha valori bassi quando c'è una sola specie abbondante e numerose specie rare;

- indice di diversità di Shannon (H) (Shannon & Weaver 1963), che esprime sia la ricchezza in specie (numero di specie entro la comunità) sia l'equitabilità della comunità ed assume valori crescenti all'aumentare del numero di specie e della loro uniformità, mentre tende a zero quanto più la ripartizione è sbilanciata a favore di una sola specie;
- indice di dominanza di Simpson (D) (Simpson 1949) che è l'opposto dell'indice di diversità e indica la misura di quanto gli individui di una comunità siano distribuiti uniformemente tra le varie specie oppure siano concentrati in poche di esse. Tale indice può variare da 0 a 1 con valori crescenti all'aumentare della dominanza delle specie. Un'elevata dominanza significa che una o poche specie sono fortemente abbondanti nella comunità e le altre hanno un'incidenza poco rilevante, mentre una bassa dominanza è indice di un ecosistema equilibrato.

Sono state quindi sviluppate delle mappe della ricchezza specifica e della diversità biologica della comunità con l'obiettivo di effettuare una zonazione del bosco in sub-unità con diverso valore ornitologico nel corso dei diversi periodi dell'anno, al fine di restituire uno strumento visivo di facile interpretazione. A tale scopo l'area di studio è stata suddivisa in quadranti di dimensioni 100x100 m ed è stato calcolato per ciascuna cella l'indice di ricchezza specifica (S), l'abbondanza totale (N) e l'indice di diversità di Shannon (H) partendo dai dati spaziali puntiformi registrati durante le campagne di monitoraggio con la tecnica del transetto. Per tali elaborazioni cartografiche è stato utilizzato lo strumento "unisci attributi per posizione" di QGIS che ha permesso di associare i dati raccolti nel corso dei censimenti alle celle della griglia sulla base delle loro reciproche relazioni spaziali.

Mediante gli strumenti di geoprocessing di QGIS è stato possibile definire la composizione delle comunità ornitiche rilevate internamente (IN) ed esternamente (OUT) al bosco e compararle tra loro attraverso l'analisi SIMPER (SIMilarity PERcentage), che consente di individuare le specie più rappresentative di ciascun gruppo di osservazioni e al contempo quelle maggiormente responsabili della differenza fra i due (Clarke 1993). Tali risultati sono stati utilizzati per realizzare delle mappe di presenza e distribuzione delle specie maggiormente caratterizzanti il bosco (categoria 'IN') nel periodo oggetto della relazione (numero di individui osservati per specie tra maggio 2023 e aprile 2024). È stata quindi operata l'analisi ANOSIM (ANalysis Of SIMilarities) (Clarke 1993) che consente di verificare se le differenze fra i gruppi sono statisticamente significative o meno. A tale riguardo, si tenga presente che il risultato del test statistico (R) ricade normalmente tra -1 e 1, più usualmente tra 0 e 1. Nel presente caso di studio, se R=1 i gruppi sono composti da comunità che differiscono significativamente tra loro, se R=0 la composizione delle comunità è mediamente uguale. Al valore di R si associa il valore del test statistico (P) che indica la significatività delle differenze riscontrate.

I dati ottenuti mediante i punti di ascolto sono stati utilizzati per calcolare un Indice Puntiforme di Abbondanza (IPA) (Blondel et al. 1970). A tale scopo è stato attribuito un punteggio ad ogni contatto, corrispondente ad 1 nel caso di individui con evidenti segnali di nidificazione (Tabella 23, categorie di contatto A, B, C, D, E, F, G) e 0.5 nel caso di individui non in atteggiamento riproduttivo (Tabella 23, categorie di contatto SI e V) (Blondel et al. 1981). L'indice IPA è stato quindi calcolato:

- per mese di campionamento;
- per stazione di rilevamento;
- per orario del censimento;
- per specie contattata.

I dati dei punti di osservazione registrati nei laghetti di Marteggia sono stati utilizzati per stilare una check-list di tutte le specie presenti ed effettuare una stima delle coppie nidificanti per ciascuna specie.

6.4. Risultati

Per comodità di esposizione, i risultati sono riportati per area di studio e tipologia di campionamento; quindi, transetto, punti di ascolto e punti di osservazione.

6.5. Bosco Belvedere di Meolo

Complessivamente, nel periodo di indagine (maggio 2023 - aprile 2024) sono state censite 66 specie per l'area del Bosco Belvedere di Meolo, considerando anche quelle in volo alto direzionale. In Tabella 24 è riportata la checklist degli uccelli rilevati nel periodo in esame, confrontata con quella derivata dalla precedente indagine desunta da Coccon (2020) e riferita alle medesime stagioni ornitologiche indagate.

Dal confronto si evince una sostanziale similitudine tra le comunità osservate all'interno del Bosco Belvedere a distanza di quattro anni, con un numero di specie censito equiparabile. Risulta interessante segnalare, nei mesi invernali, una buona presenza di individui di beccaccia (*Scolopax rusticola*), specie non censita nell'indagine del 2019 e che sembra utilizzare soprattutto il lato orientale del bosco in quanto confinante con un appezzamento incolto dove può alimentarsi su lombrichi e altri invertebrati (Brichetti e Fracasso 2004).

Tabella 24. Confronto delle check-list delle specie ornitiche censite nel Bosco Belvedere nel presente periodo di indagine (maggio 2023 – aprile 2024) e nella campagna di monitoraggio precedente (marzo 2019 – gennaio 2020).

ORDINE E FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
			2023/2024	2019/2020
GALLIFORMES				
PHASIANIDAE	*Phasianus colchicus*	Fagiano	X	X
ANSERIFORMES				
ANATIDAE	*Anas platyrhynchos*	Germano reale		X
COLUMBIFORMES				
COLUMBIDAE	*Columba livia f. domestica*	Piccione domestico	X	X
	Columba palumbus	Colombaccio	X	X
	Streptopelia turtur	Tortora selvatica	X	
	Streptopelia decaocto	Tortora dal collare	X	X
APODIFORMES				
APODIDAE	*Apus apus*	Rondone comune	X	
GRUIFORMES				
RALLIDAE	*Gallinula chloropus*	Gallinella d'acqua	X	
CICONIFORMES				
ARDEIDAE	*Nycticorax nycticorax*	Nitticora	X	X
	Bubulcus ibis	Airone guardabuoi	X	X
	Ardea cinerea	Airone cenerino	X	X
	Egretta garzetta	Garzetta	X	X
SULIFORMES				
PHALACROCORACIDAE	*Microcarbo pygmaeus*	Marangone minore	X	X
	Phalacrocorax carbo	Cormorano	X	X
CHARADRIFORMES				
CHARADRIDAE	*Vanellus vanellus*	Pavoncella	X	X
SCOLOPACIDAE	*Scolopax rusticola*	Beccaccia	X	
LARIDAE	*Larus ridibundus*	Gabbiano comune	X	X
	Larus melanocephalus	Gabbiano corallino	X	X

ORDINE E FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
	Larus michahellis	Gabbiano reale	X	X
STRIGIFORMES				
STRIGIDAE	*Athene noctua*	Civetta	X	X
	Otus scops	Assiolo	X	X
ACCIPITRIFORMES				
ACCIPITRIDAE	*Accipiter nisus*	Sparviere	X	X
	Buteo buteo	Poiana	X	X
BUCEROTIFORMES				
UPUPIDAE	*Upupa epops*	Upupa	X	
CORACIFORMES				
ALCEDINIDAE	*Alcedo atthis*	Martin pescatore		X
PICIFORMES				
PICIDAE	*Picus viridis*	Picchio verde	X	X
	Dendrocopos major	Picchio rosso maggiore	X	X
FALCONIFORMES				
FALCONIDAE	*Falco tinnunculus*	Gheppio	X	
	Falco subbuteo	Lodolaio	X	X
PASSERIFORMES				
ORIOLIDAE	*Oriolus oriolus*	Rigogolo	X	X
CORVIDAE	*Garrulus glandarius*	Ghiandaia	X	X
	Pica pica	Gazza	X	X
	Corvus monedula	Taccola	X	
	Corvus corone cornix	Cornacchia grigia	X	X
PARIDAE	*Parus major*	Cinciallegra	X	X
	Cyanistes caeruleus	Cinciarella	X	X
	Periparus ater	Cincia mora		X
ALAUDIDAE	*Alauda arvensis*	Allodola	X	X
CISTICOLIDAE	*Cisticola juncidis*	Beccamoschino	X	
HIRUNDINIDAE	*Hirundo rustica*	Rondine	X	X
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus sibilatrix*	Luí verde	X	X
	Phylloscopus trochilus	Luí grosso	X	X
	Phylloscopus collybita	Luí piccolo	X	X
SCOTOCERCIDAE	*Cettia cetti*	Usignolo di fiume	X	
AEGITHALIDAE	*Aegithalos caudatus*	Codibugnolo	X	X
SYLVIIDAE	*Sylvia atricapilla*	Capinera	X	X
	Sylvia borin	Beccafico	X	X
STURNIDAE	*Sturnus vulgaris*	Storno	X	X
TURDIDAE	*Turdus merula*	Merlo	X	X
	Turdus philomelos	Tordo bottaccio	X	X
	Turdus pilaris	Cesena	X	X
MUSCICAPIDAE	*Muscicapa striata*	Pigliamosche	X	X
	Erithacus rubecula	Pettirosso	X	
	Luscinia megarhynchos	Usignolo	X	X

ORDINE E FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
	Ficedula hypoleuca	Balia nera	X	X
REGULIDAE	*Regulus regulus*	Regolo	X	X
	Regulus ignicapilla	Fiorrancino	X	X
TROGLODYDITAE	*Troglodytes*	Scricciolo	X	X
PRUNELLIDAE	*troglodytes*	Passera scopaiola	X	X
PASSERIDAE	*Prunella modularis*	Passera d'Italia	X	X
	Passer italiae			
MOTACILLIDAE	*Motacilla alba*	Ballerina bianca	X	X
	Motacilla flava	Cutrettola	X	X
	Anthus pratensis	Pispola	X	X
	Anthus trivialis	Prispolone	X	X
FRINGILLIDAE	*Fringilla coelebs*	Fringuello	X	
	Fringilla montifringilla	Peppola	X	X
	Carduelis carduelis	Cardellino	X	X
	Spinus spinus	Lucherino	X	X
	Serinus serinus	Verzellino	X	X

6.5.1. Transetto

In Tabella 25 si riporta la checklist degli uccelli osservati suddivisi per le quattro stagioni ornitologiche considerate. Alcune di queste, tuttavia, sono state osservate esclusivamente in volo direzionale come il gabbiano reale (*Larus michahellis*), la rondine (*Hirundo rustica*) ed il gabbiano corallino (*Larus melanocephalus*); si tratta pertanto di specie presenti ma non direttamente legate all'area boscata.

Tabella 25. Check-list delle specie censite nell'area del Bosco Belvedere durante i periodi di riproduzione, migrazione post-riproduttiva, svernamento e migrazione pre-riproduttiva (maggio 2023 – aprile 2024).

Specie	Riproduzione	Migrazione post-riproduttiva	Svernamento	Migrazione pre-riproduttiva
Airone cenerino	X			
Airone guardabuoi		X		
Allodola		X		
Assiolo				X
Balia nera		X		X
Ballerina bianca	X	X		X
Beccaccia			X	
Beccafico		X		
Beccamoschino	X			X
Capinera	X	X	X	X
Cardellino	X	X	X	
Cesena			X	
Cinciallegra	X	X	X	X
Cinciarella		X	X	
Civetta		X		
Codibugnolo	X	X	X	X
Colombaccio	X	X	X	X
Cormorano	X	X		
Cornacchia grigia	X	X	X	X
Cutrettola				X

Specie	Riproduzione	Migrazione post-riproduttiva	Svernamento	Migrazione pre-riproduttiva
Fagiano	X	X	X	X
Fiorrancino		X	X	
Fringuello		X	X	
Gabbiano comune		X	X	
Gabbiano corallino				X
Gabbiano reale			X	
Gallinella d'acqua				X
Garzetta	X	X	X	
Gazza	X	X	X	X
Gheppio		X		
Ghiandaia	X	X	X	X
Lodolaio		X		
Lucherino		X	X	
Luì grosso		X		X
Luì piccolo		X		X
Luì verde	X	X		X
Marangone minore				X
Merlo	X	X	X	X
Nitticora	X			
Passera d'Italia		X		
Passera scopaiola		X	X	
Pavoncella	X			
Peppola			X	
Pettirosso		X	X	X
Picchio rosso maggiore	X	X	X	X
Picchio verde	X	X	X	X
Piccione torraiolo	X	X		X
Pigliamosche	X	X		X
Pispola		X		
Poiana	X	X	X	
Prispolone		X		
Regolo		X	X	
Rigogolo	X			
Rondine	X	X		X
Rondone comune	X			
Scricciolo		X	X	
Sparviere		X	X	X
Storno	X	X		
Taccola	X	X	X	X
Tordo bottaccio		X	X	X
Tortora dal collare	X	X	X	X
Tortora selvatica	X			
Upupa	X			
Usignolo	X	X		X
Usignolo di fiume				X

Specie	Riproduzione	Migrazione post-riproduttiva	Svernamento	Migrazione pre-riproduttiva
Verzellino	X	X		
TOTALI	**33**	**48**	**31**	**32**

In Figura 50 sono riportati i valori degli indici di biodiversità calcolati per le uscite eseguite. Dai grafici si osserva come il maggior numero di specie sia stato registrato durante i mesi interessati dalla migrazione pre e post-riproduttiva. In particolare, nei mesi di ottobre ed aprile, sono state contattate oltre 30 specie, fra cui alcuni migratori di lungo raggio come il prispolone (*Anthus trivialis*), il beccafico (*Sylvia borin*) e il luì grosso (*Phylloscopus trochilus*). Per quanto riguarda l'indice di abbondanza (N), i valori massimi sono stati registrati ancora una volta nel mese di ottobre, periodo di picco della migrazione post-riproduttiva. Gli altri indici (Shannon, Simpson e Pielou) sembrano invece rimanere pressoché costanti nel corso dei mesi tranne a luglio, in cui si osserva un picco negativo. Quanto riscontrato è ascrivibile ad uno stormo numeroso di taccole (*Corvus monedula*) rilevato in alimentazione sui campi nei pressi del Bosco Belvedere e che ha quindi influenzato in modo sostanziale l'andamento degli indici.

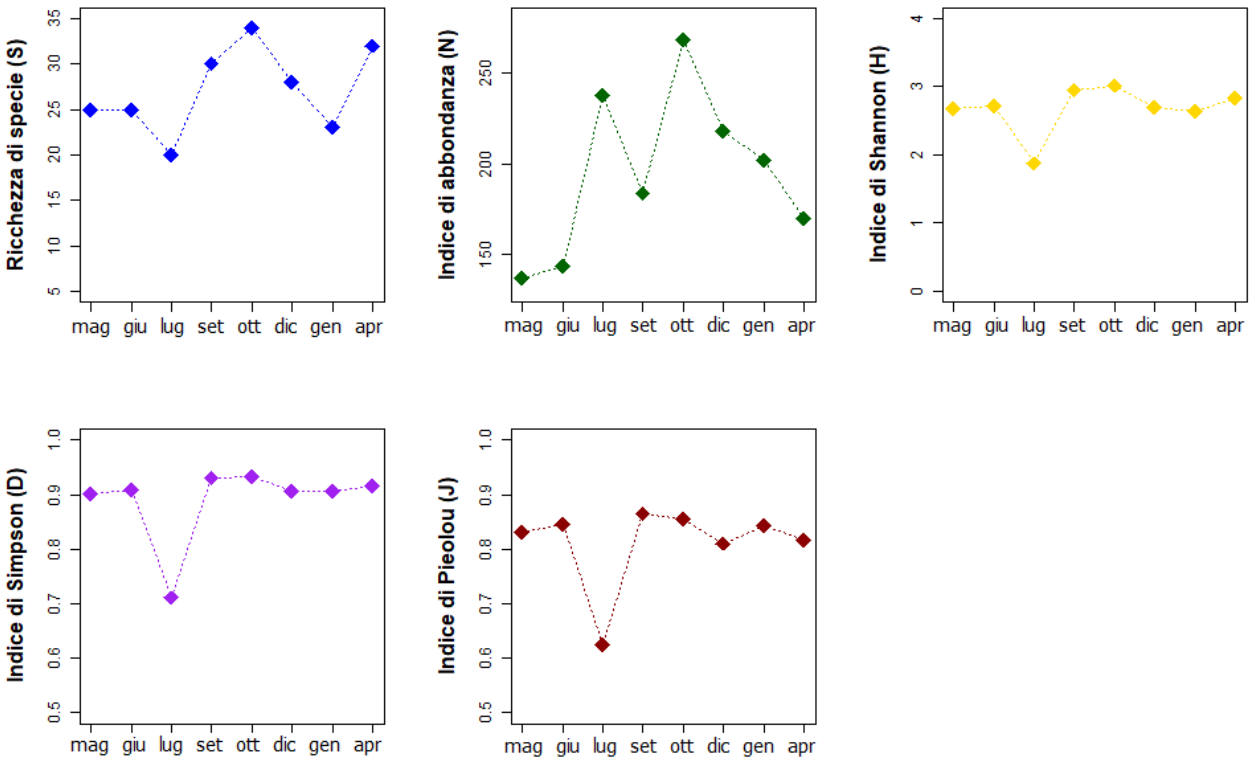


Figura 50. Andamento degli indici di diversità calcolati sui dati raccolti nel corso delle 8 uscite effettuate nel Bosco Belvedere di Meolo.

Nelle pagine seguenti si riportano le mappe del Bosco Belvedere raffiguranti la zonazione dell'area di studio in base ai principali indici di diversità considerati, ovvero ricchezza di specie (S), indice di abbondanza (N) e indice di diversità di Shannon (H), calcolati per l'intero periodo di studio.

In linea generale, le aree a minor valenza ornitologica sono risultate quelle lungo il confine nord-ovest del bosco, in prossimità dell'impianto di depurazione di Piave Servizi e dell'ecocentro di Veritas. Quanto riscontrato è in parte attribuibile alla localizzazione del transetto che, sviluppandosi per lo più verso il lato opposto del bosco, non facilita l'osservazione degli individui frequentanti quella porzione dell'area di studio. Si ipotizza comunque una minor presenza di specie lungo il confine ovest in quanto la strada e la vicinanza con le attività antropiche possono rappresentare delle fonti di disturbo per l'avifauna.

Complessivamente nell’arco dell’anno possiamo affermare che, tolta la porzione a nord-ovest, non sembrano esserci delle aree a maggior valenza ornitologica ben definite. Da un’analisi visiva della cartografia prodotta, infatti, si nota come esistano diverse celle del reticolo caratterizzate da alti valori di biodiversità, sia nella porzione meridionale che in quella centrale, ed in misura minore anche nella parte settentrionale. Quanto osservato è in parte spiegabile dal calo della territorialità degli uccelli al di fuori del periodo riproduttivo, dall’irrequietezza migratoria e dalla necessità di ricercare il cibo sfruttando le risorse alimentari disponibili nel territorio. Gli uccelli, infatti, soprattutto durante i mesi delle migrazioni, ed in parte anche nei mesi invernali, tendono ad essere meno vincolati a particolari condizioni ambientali, muovendosi alla ricerca di sostanze trofiche da trasformare in riserve di grasso utili a sostenere la migrazione o per svernare (Berthold 2015).

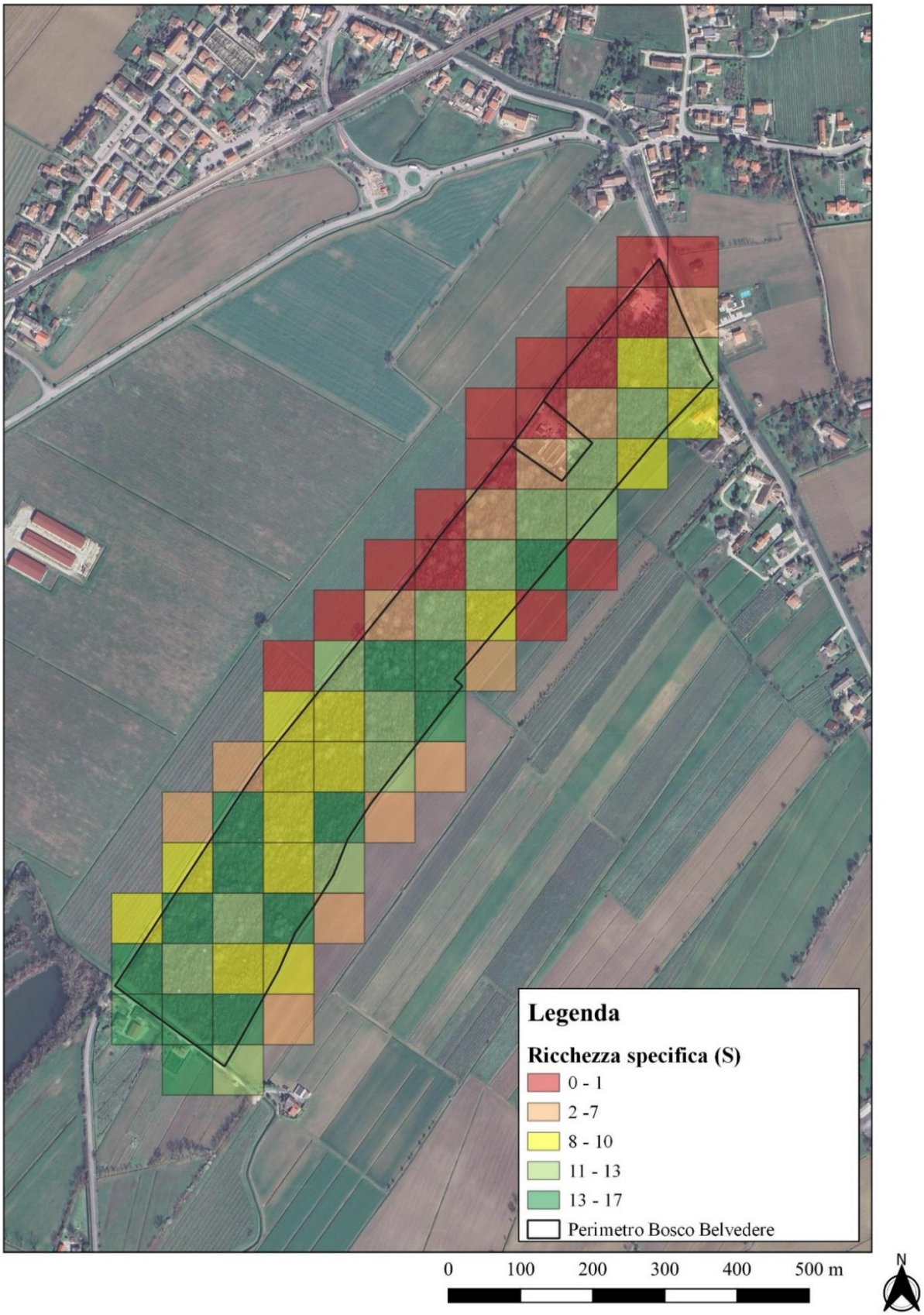


Figura 51. Mappa della distribuzione della ricchezza specifica (S) della comunità ornitica nel periodo di studio (maggio 2023 – aprile 2024).

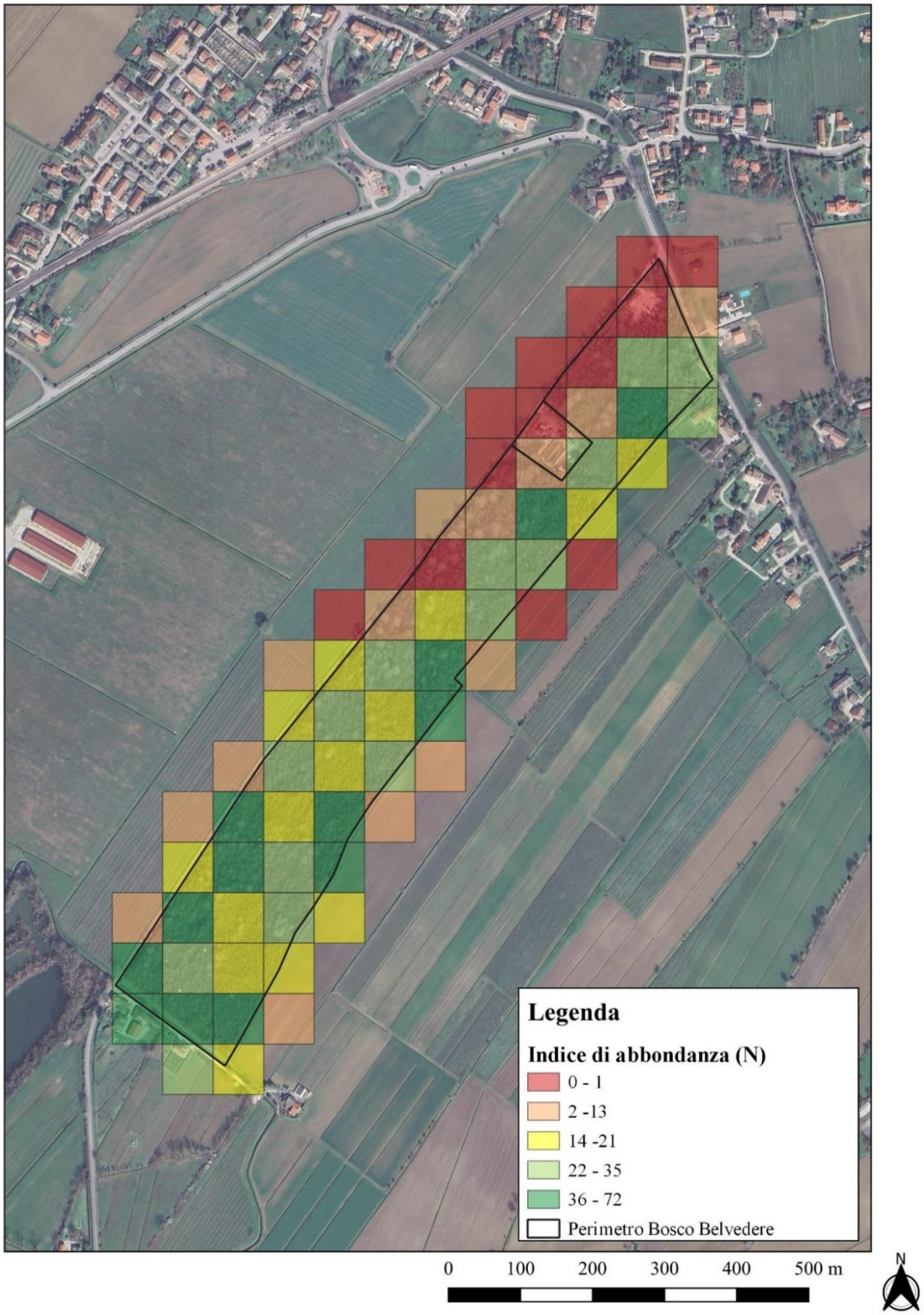


Figura 52. Mappa della distribuzione dell’indice di abbondanza (N) della comunità ornitica nel periodo di studio (maggio 2023 – aprile 2024).

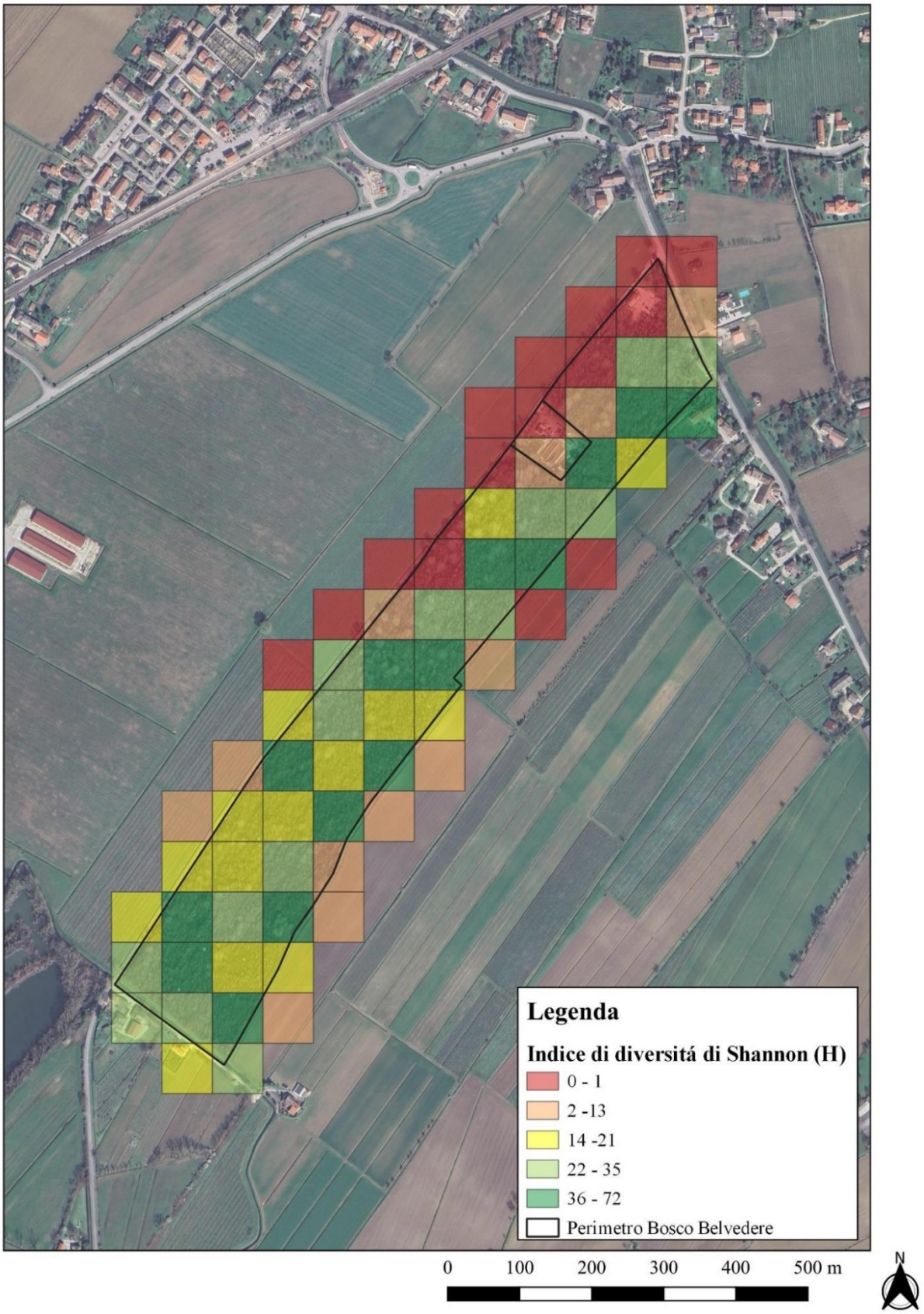


Figura 53. Mappa della distribuzione della diversità di Shannon (H) della comunità ornitica nel periodo di studio (maggio 2023 – aprile 2024).

È stato altresì possibile individuare le specie più rappresentative del bosco e degli ambienti aperti ad esso circostanti. Di seguito sono riportate le specie caratterizzanti la comunità, ovvero quelle che costituiscono oltre il 50% degli individui rilevati, per ciascun periodo fenologico dell'anno:

- **Riproduzione**: capinera (*Sylvia atricapilla*) (27%), codibugnolo (*Aegithalos caudatus*) (16.3%), colombaccio (*Columba palumbus*) e usignolo (*Luscinia megarhynchos*) (entrambi 11%)
- **Migrazione post-riproduttiva**: pettirosso (*Erithachus rubecula*) (10.7 %), colombaccio (9.1%), codibugnolo (8.5%), cinciallegra (8.2%), gazza (*Pica pica*) (7.1%) e merlo (6.9%);
- **Svernamento**: codibugnolo (16.7%), merlo (14.9%), tortora dal collare (10.7%) e cinciallegra (9.7%);
- **Migrazione pre-riproduttiva**: capinera (17.6%), colombaccio (16.2%), piccione domestico (*Columba livia* f. domestica) (10.1%) e usignolo (10.1%).

Inoltre, per l'intero periodo considerato sono state individuate mediante l'analisi SIMPER le specie mediamente più abbondanti all'interno (categoria 'IN') e all'esterno dell'area boscata (categoria 'OUT'), riportate in Tabella 26. Le specie complessivamente più abbondanti per l'area boscata (costituenti il 60% dell'intera comunità) sono, in ordine decrescente: codibugnolo (18.88%), capinera (15.75%), merlo (13.88%) e colombaccio (11.88%). L'abbondanza relativa e la distribuzione di queste specie è mostrata nelle mappe in Allegato 2. Al contrario, la porzione di territorio limitrofa al bosco (categoria 'OUT'), rappresentata principalmente da campi agricoli, vigneti e abitazioni private, è risultata dominata dal colombaccio e dalla tortora dal collare. Abbondante anche la taccola, di cui si segnala la presenza di un cospicuo dormitorio nell'area dei laghetti Marteggia; si tratta di un uccello gregario che si riunisce anche in grandi gruppi, soprattutto al tramonto quando si accinge ad occupare siti tranquilli e sicuri per riposare in compagnia di conspecifici. La composizione della comunità ornitica interna ed esterna al bosco è risultata statisticamente diversa (test ANOSIM, R= 0.5399, P= 0.0004); la dissimilarità media tra i gruppi è risultata pari a 0.69.

Tabella 26. Elementi di dissimilarità nel confronto tra la comunità ornitica interna al bosco ('IN') e quella esterna ('OUT') nel periodo settembre 2023 – aprile 2024.

Specie	Contributo delle specie alla dissomiglianza media tra i gruppi	Deviazione standard	Abbondanze medie IN (%)	Abbondanze medie OUT (%)	Contributo cumulativo ordinato	p
Totale complessivo	0.250	0.112	140.620	179.500	0.361	0.004 **
Colombaccio	0.077	0.133	11.880	127.000	0.471	0.022 *
Codibugnolo	0.044	0.029	18.880	0.120	0.534	0.000 ***
Capinera	0.043	0.041	15.750	0.250	0.596	0.002 **
Taccola	0.030	0.070	0.380	16.880	0.640	0.890
Merlo	0.029	0.023	13.880	0.620	0.682	0.000 ***
Cinciallegra	0.027	0.019	11.750	0.880	0.720	0.000 ***
Tortora dal collare	0.019	0.024	0.250	7.620	0.748	0.434
Usignolo	0.017	0.019	6.250	0.120	0.772	0.003 **
Pettirosso	0.017	0.019	8.880	0.250	0.797	0.020 *
Gazza	0.014	0.012	7.500	1.500	0.817	0.001 **
Fringuello	0.013	0.016	5.500	2.620	0.837	0.970
Storno	0.010	0.021	5.380	0.620	0.851	0.874
Ghiandaia	0.009	0.006	4.620	0.620	0.865	0.002 **
Piccione torraiolo	0.009	0.014	0.380	3.380	0.877	0.972
Gabbiano corallino	0.007	0.018	0.000	2.500	0.886	0.965
Fagiano	0.006	0.006	0.880	2.380	0.896	0.524
Regolo	0.006	0.009	3.000	0.000	0.904	0.055
Picchio verde	0.005	0.005	3.500	2.750	0.911	0.825

Specie	Contributo delle specie alla dissomiglianza media tra i gruppi	Deviazione standard	Abbondanze medie IN (%)	Abbondanze medie OUT (%)	Contributo cumulativo ordinato	p
Picchio rosso maggiore	0.005	0.003	2.250	0.120	0.918	0.002 **
Cornacchia grigia	0.004	0.007	1.750	0.880	0.924	0.392
Lucherino	0.004	0.009	2.380	0.500	0.930	0.160
Cinciarella	0.003	0.005	1.880	0.000	0.935	0.058
Scricciolo	0.003	0.004	1.500	0.120	0.939	0.124
Luì piccolo	0.003	0.007	1.750	0.380	0.944	0.173
Rondine	0.003	0.004	0.620	0.500	0.947	0.899
Airone cenerino	0.002	0.005	0.000	0.750	0.950	0.965
Cardellino	0.002	0.003	0.250	0.620	0.953	0.969
Poiana	0.002	0.002	0.750	0.500	0.956	0.946
Rigogolo	0.002	0.003	0.620	0.120	0.958	0.272
Airone guardabuoi	0.002	0.005	0.000	0.620	0.961	0.965
Luì verde	0.002	0.003	0.620	0.000	0.963	0.017 *
Rondone comune	0.002	0.004	0.500	0.120	0.965	0.572
Tordo bottaccio	0.002	0.003	0.880	0.000	0.967	0.051
Ballerina bianca	0.002	0.002	0.120	0.750	0.970	0.951
Prispolone	0.001	0.003	0.380	0.250	0.972	0.963
Pigliamosche	0.001	0.002	0.500	0.000	0.974	0.005 **
Luì grosso	0.001	0.002	0.500	0.000	0.976	0.036 *
Passera scopaiola	0.001	0.002	0.750	0.120	0.977	0.166
Sparviere	0.001	0.001	0.620	0.000	0.979	0.019 *
Beccaccia	0.001	0.002	0.500	0.120	0.981	0.879
Beccamoschino	0.001	0.002	0.000	0.380	0.983	0.347
Gabbiano comune	0.001	0.002	0.250	0.250	0.984	0.979
Cormorano	0.001	0.001	0.380	0.120	0.985	0.959
Garzetta	0.001	0.001	0.250	0.120	0.987	0.887
Pavoncella	0.001	0.002	0.000	0.250	0.988	0.977
Lodolaio	0.001	0.002	0.000	0.250	0.989	0.965
Passera d'Italia	0.001	0.002	0.000	0.250	0.990	0.965
Balia nera	0.001	0.001	0.250	0.000	0.991	0.036 *
Nitticora	0.001	0.001	0.000	0.250	0.992	0.949
Beccafico	0.001	0.001	0.120	0.120	0.992	0.979
Verzellino	0.001	0.001	0.250	0.000	0.993	0.064
Peppola	0.001	0.001	0.250	0.000	0.994	0.070
Cesena	0.000	0.001	0.250	0.000	0.995	0.139
Fiorrancino	0.000	0.001	0.250	0.000	0.995	0.122
Gabbiano reale	0.000	0.001	0.000	0.120	0.996	0.966
Assiolo	0.000	0.001	0.120	0.000	0.996	0.059
Gallinella d'acqua	0.000	0.001	0.120	0.000	0.997	0.059
Civetta	0.000	0.001	0.000	0.120	0.997	0.965
Cutrettola	0.000	0.001	0.000	0.120	0.998	0.965
Marangone minore	0.000	0.001	0.000	0.120	0.998	0.965
Usignolo di fiume	0.000	0.001	0.000	0.120	0.999	0.965
Tortora selvatica	0.000	0.001	0.120	0.000	0.999	0.068
Upupa	0.000	0.001	0.120	0.000	1.000	0.068

Specie	Contributo delle specie alla dissomiglianza media tra i gruppi	Deviazione standard	Abbondanze medie IN (%)	Abbondanze medie OUT (%)	Contributo cumulativo ordinato	p
Gheppio	0.000	0.001	0.120	0.000	1.000	0.230
Allodola	0.000	0.000	0.000	0.120	1.000	0.998
Pispola	0.000	0.000	0.000	0.120	1.000	0.998

Signif. codes: *** 0.001 **0.01 *0.05
Permutation: free
Number of permutations:
9999

6.5.2. Punti di ascolto

Di seguito si riportano i risultati dell'analisi dell'indice IPA, calcolato sui dati dei punti di ascolto registrati nel bosco Belvedere di Meolo nel periodo maggio-luglio 2023, corrispondente al periodo riproduttivo.

Diversamente da quanto riportato in Coccon (2020), in cui erano stati registrati valori più alti all'inizio della stagione riproduttiva, quando gli uccelli sono più attivi per la difesa del territorio, la costruzione del nido, ecc. in questo caso si osserva un aumento dell'indice IPA nel mese di luglio (Figura 54). Tale picco è riconducibile alla presenza di un gruppo di piccione domestico (*Columba livia* f. domestica) rilevato nei pressi del punto di ascolto numero 2 in data 26/07/2023. Infatti, se omettessimo questa osservazione, l'indice mostrerebbe un pattern analogo a quello documentato nella campagna di monitoraggio precedente, con un leggero calo dell'IPA a luglio, compatibile con una diminuzione dell'attività degli uccelli in quanto impegnati nelle cure parentali o addirittura interessati dalla muta post-riproduttiva, come nel caso dell'usignolo, e quindi meno mobili e più difficilmente contattabili.

La stazione 2, dislocata nella porzione più centrale del bosco, è risultata quella con l'indice IPA più elevato, mentre la stazione 4, situata nel margine nord-orientale, mostra i valori più bassi (Figura 55). Quanto osservato sembra indicare la presenza di una sorta di effetto margine, già osservato in altri contesti forestali (Robbins 1979; Whitcomb et al. 1981; Amine e Aghely 2014) e secondo il quale si assiste ad un declino degli uccelli specialisti dell'habitat boschivo all'aumentare del contrasto tra il margine del bosco e gli habitat adiacenti e del grado di frammentazione del paesaggio. In altre parole, maggiore è la differenza tra le tipologie ambientali e più il paesaggio si presenta frammentato, minore sarà il grado di biodiversità caratterizzante l'ambiente di transizione o area marginale. La Figura 55 testimonia quindi un effetto negativo sulla presenza di uccelli, specialmente in periodo riproduttivo, all'aumentare del livello di antropizzazione dell'area. Alcune specie tipiche di ambienti boschivi possono infatti risentire di fattori di disturbo rappresentati, in questo caso, dalla strada, dagli impianti di Veritas e Piave Servizi e dalle attività antropiche in essi condotte.

Come desunto da molteplici studi in ambito ornitologico (Gregory et al. 2004), si osserva infine un calo graduale e costante dell'IPA con il protrarsi del mattino (Figura 56). Le prime luci dell'alba costituiscono infatti il momento di massima attività per l'avifauna, quando anche le emissioni canore connesse alla conquista del territorio, al corteggiamento e alla scelta del partner hanno la massima efficacia biologica.

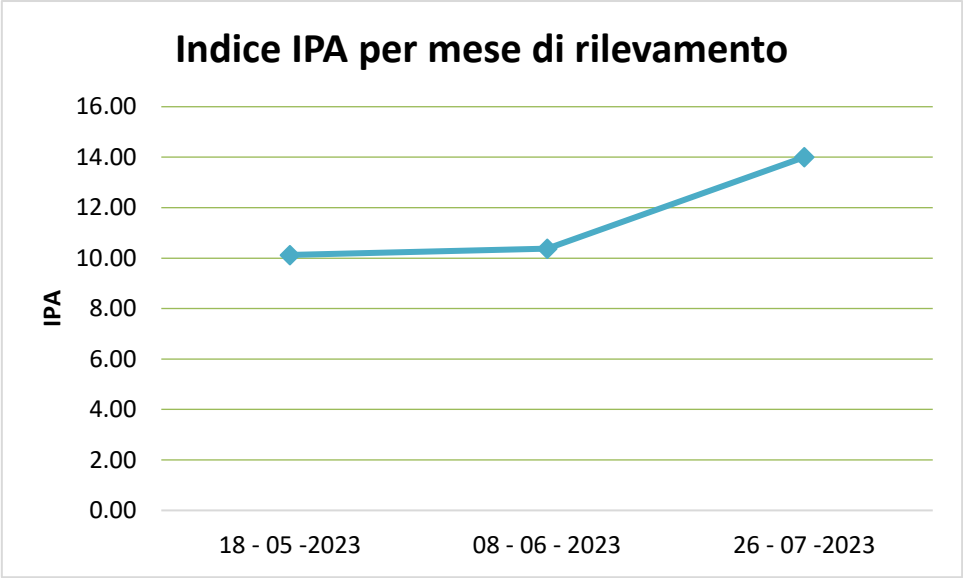


Figura 54. Indice IPA calcolato sui dati dei punti di ascolto per mese di rilevamento (maggio-luglio 2023).

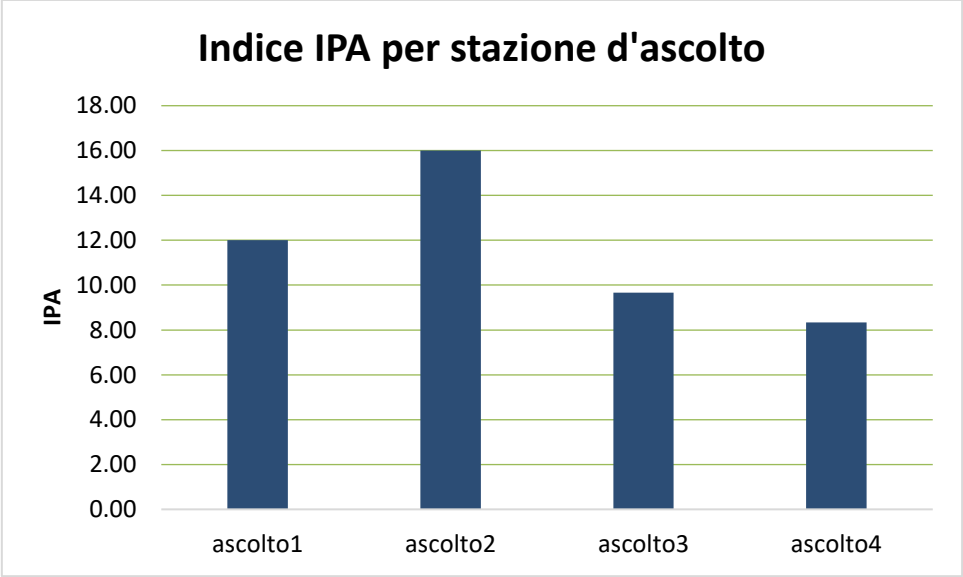


Figura 55. Indice IPA calcolato sui dati dei punti di ascolto per ciascuna stazione di ascolto.

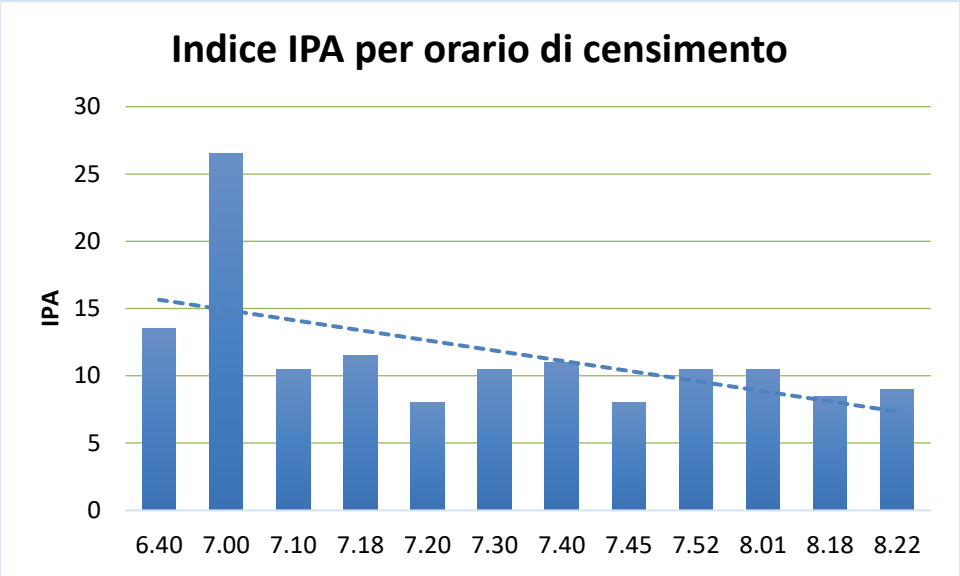


Figura 56. Indice IPA calcolato sui dati dei punti di ascolto in rapporto agli orari di censimento.

In Figura 57 è rappresentato l’indice IPA calcolato per ogni specie contattata durante i censimenti per punti di ascolto nel periodo riproduttivo 2023. Si nota come la specie più abbondante e frequente sia la capinera. Risulta abbondante anche il piccione domestico, con gruppi in alimentazione nei campi limitrofi all’area boschiva. Altre specie ben documentate all’interno del bosco sono l’usignolo, il merlo, il colombaccio e il codibugnolo. Si tratta di specie che risultano diffuse e nidificanti comuni in tutto il territorio provinciale (Bon et al. 2014). In misura minore, si segnala anche la presenza di alcuni picchi, come picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*) e picchio verde (*Picus viridis*) e della cinciallegra. Tra i Corvidi risulta piuttosto frequente la gazza (*Pica pica*), mentre meno rappresentate sono la cornacchia grigia (*Corvus corone cornix*) e la ghiandaia (*Garrulus glandarius*). Interessante l’osservazione di un’upupa in canto il 18 maggio, ma non più ricontattata; si tratta di una specie la cui densità riproduttiva nel territorio veneziano risulta relativamente bassa (Bon et al. 2014) e pertanto la sua presenza all’interno del bosco rappresenta un valore aggiunto.

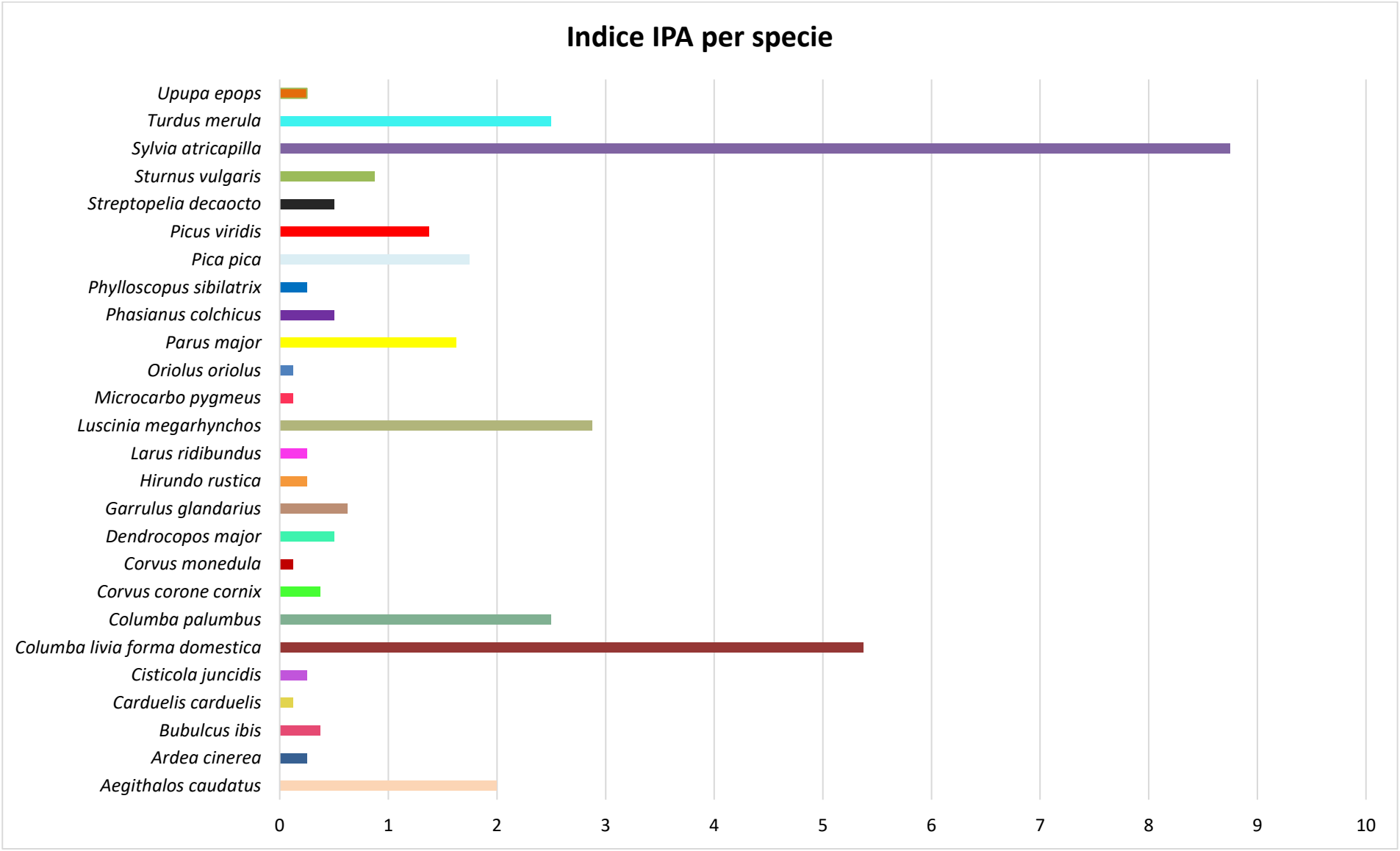


Figura 57. Indice IPA calcolato per ciascuna specie contattata durante i censimenti per punti di ascolto nel periodo maggio-luglio 2023.

Ad integrazione dei risultati sopra esposti, al fine di visualizzare la distribuzione ed abbondanza relativa delle specie nell’area di studio, è stata elaborata una cartografia tematica raffigurante la composizione percentuale in specie per ciascuna stazione di ascolto (si veda Allegato 3).

In Tabella 27 si riporta la check-list delle specie nidificanti nel bosco Belvedere di Meolo con la relativa stima delle coppie riproduttive, indicata come valore minimo e massimo possibile. Sono state rilevate 22 specie nidificanti, la maggior parte delle quali appartenente all’ordine dei passeriformi (n=13). Dal confronto con le stime riportate in Coccon (2020), si nota una sostanziale somiglianza della comunità ornitica nidificante nell’area a distanza di quattro anni, sebbene il leggero calo di alcune specie di passeriformi caratterizzanti l’area boschiva, come l’usignolo. Ciò è in linea con quanto documentato in altre aree planiziali del Veneto (Nardotto et al. 2023) ed è da imputarsi verosimilmente all’alterazione e perdita degli habitat, al calo delle prede e all’aumento dei predatori.

Si conferma anche la nidificazione probabile di due specie di picidi: il picchio verde e il picchio rosso maggiore, che potrebbero aver trovato alcuni esemplari di alberi dalle dimensioni idonee per lo scavo dei rispettivi nidi, soprattutto nella parte più settentrionale dell’area.

Foto 1. Picchio rosso maggiore, maschio (Foto di A. Nardotto).

Così come osservato nella campagna di monitoraggio del 2019-2020, anche nell’anno in corso è stato registrato un possibile tentativo di nidificazione della pavoncella (*Vanellus vanellus*) nei campi limitrofi all’area di studio, anche se non verificato con certezza. Sembra invece scomparsa la piccola colonia di passera d’Italia che era presente nei pressi dell’azienda agrituristica “Ai Laghetti”. Risulta difficile identificare la causa della scomparsa locale della specie, è tuttavia possibile che in anni recenti siano stati eseguiti dei lavori al tetto dell’edificio che hanno portato al suo allontanamento.

Tabella 27. Confronto della check-list delle specie nidificanti nel bosco Belvedere di Meolo nel periodo riproduttivo 2019 e 2023. In tabella è riportato il valore minimo e massimo del numero di coppie stimate per ciascuna specie. Lo 0 indica la presenza della specie in periodo riproduttivo ma non la certezza della nidificazione.

Specie	Stima coppie	
	2023	2019
Germano reale	/	0-1
Fagiano comune	1-3	1-3
Poiana	0-1	/
Sparviere	/	0-1
Pavoncella	0-1	0-1
Upupa	0-1	/
Colombaccio	3-7	5-10
Tortora dal collare	1-2	1-2
Tortora selvatica	0-1	/
Cuculo	/	0-1
Picchio verde	2-3	0-1
Picchio rosso maggiore	1-2	0-1
Usignolo	6-8	8-11
Merlo	4-8	3-8
Beccamoschino	0-1	/
Capinera	9-16	10-15
Codibugnolo	4-6	3-6
Cinciallegra	2-4	1-2
Rigogolo	1-2	2-4
Ghiandaia	1-2	4-7
Gazza	2-4	3-5
Cornacchia grigia	1-2	/
Storno	2-3	1-2
Passera d'Italia	/	3-5
Verdone	/	0-1
Cardellino	0-1	1-3
Verzellino	0-1	/

6.6. Laghetti di Marteggia

6.6.1. Punti di osservazione

Nell’intero periodo di studio sono state censite nei laghetti di Marteggia 45 specie ornitiche appartenenti a 10 ordini e 26 famiglie. Di queste, 5 specie risultano incluse nell’Allegato I della Direttiva Uccelli: marangone minore, nitticora, garzetta, tarabusino e martin pescatore. Tale risultato evidenzia l’importante ruolo di questa area umida all’interno del territorio, caratterizzata da un indice di ricchezza specifica elevato, stante le ridotte superfici dei laghetti (circa 5 ha) e frequentata da specie di grande valore conservazionistico.

A differenza del 2019, dove a pari periodo sono state censite 57 specie, nell’indagine più recente sembrano mancare dalla check-list soprattutto alcune specie di Passeriformi come prispolone, ballerina bianca (*Motacilla alba*), beccafico, peppola (*Fringilla montifringilla*), ma anche l’airone rosso, il falco di palude (*Circus aeruginosus*) e il nibbio bruno (*Milvus migrans*). Tuttavia, la “scomparsa” di tali specie sembra essere associata semplicemente allo sforzo di campionamento ed alle condizioni metereologiche, non sempre ottimali, riscontrate nel corso dei rilevamenti sul campo. Infatti, ad eccezione dell’airone rosso, che potrebbe aver risentito di un parziale ritiro del canneto utilizzato dalla specie per la nidificazione, le altre specie citate

sono state osservate nel corso di ulteriori rilievi svolti dallo scrivente per conto dell'ente proprietario Cattolica Agricola S.A.R.L e pertanto la loro presenza nell'area risulta confermata (Nardotto oss. pers.).

I laghetti appaiono dominati dalle specie coloniali che vi nidificano e che si riuniscono in dormitorio durante l'arco dell'anno. In periodo invernale, tra le anatre risulta abbondante il germano reale (*Anas platyrhynchos*); tutto l'anno si segnala la presenza di diversi individui di colombaccio, taccola e gazza. Si riportano di seguito i risultati dell'analisi SIMPER che mostrano le specie caratterizzanti la comunità per ciascun periodo fenologico, ovvero quelle che costituiscono oltre il 50% degli individui rilevati:

- **Riproduzione**: airone guardabuoi (33%) e cormorano (30%);
- **Migrazione post-riproduttiva**: colombaccio (14.2%), taccola (13.3%), airone cenerino (12.4%), cormorano (9.5%) e gazza (4.8%);
- **Svernamento**: germano reale (18.2%), colombaccio (15.7%), taccola (10.5%) e marangone minore (9,4%);
- **Migrazione pre-riproduttiva**: airone guardabuoi (25.9%), cormorano (22.7%) e airone cenerino (27.8%).

Tabella 28. Confronto delle check-list delle specie ornitiche censite presso i laghetti di Marteggia nel presente periodo di indagine (maggio 2023 – aprile 2024) e nella campagna di monitoraggio precedente (marzo 2019 – gennaio 2020).

			PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
ORDINE E FAMIGLIA	**NOME SCIENTIFICO**	**NOME COMUNE**	**2023/2024**	**2019/2020**
ANSERIFORMES				
ANATIDAE	*Tadorna tadorna*	Volpoca		X
	Anas platyrhynchos	Germano reale	X	X
	Anas crecca	Alzavola	X	
	Spatula querquedula	Marzaiola		X
COLUMBIFORMES				
COLUMBIDAE	*Columba palumbus*	Colombaccio	X	X
	Streptopelia turtur	Tortora selvatica	X	
	Streptopelia decaocto	Tortora dal collare	X	X
CAPRIMULGIFORMES				
CAPRIMULGIIDAE	*Caprimulgus europaeus*	Succiacapre		X
CUCULIFORMES				
CUCULIDAE	*Cuculus canorus*	Cuculo	X	
GRUIFORMES				
RALLIDAE	*Rallus aquaticus*	Porciglione	X	X
	Gallinula chloropus	Gallinella d'acqua	X	X
	Fulica atra	Folaga	X	
CICONIFORMES				
ARDEIDAE	*Ixobrychus minutus*	Tarabusino	X	
	Nycticorax nycticorax	Nitticora	X	X
	Ardeola ralloides	Sgarza ciuffetto		X
	Bubulcus ibis	Airone guardabuoi	X	X
	Ardea cinerea	Airone cenerino	X	X
	Ardea purpurea	Airone rosso		X
	Ardea alba	Airone bianco maggiore		X

			PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
ORDINE E FAMIGLIA	**NOME SCIENTIFICO**	**NOME COMUNE**	**2023/2024**	**2019/2020**
	Egretta garzetta	Garzetta	X	X
THRESKIORNITHIDAE	*Threskiornis aethiopicus*	Ibis sacro		X
SULIFORMES				
PHALACROCORACIDAE	*Microcarbo pygmaeus*	Marangone minore	X	X
	Phalacrocorax carbo	Cormorano	X	X
CHARADRIFORMES				
LARIDAE	*Sterna hirundo*	Sterna comune		X
	Larus ridibundus	Gabbiano comune		X
	Larus michahellis	Gabbiano reale		X
STRIGIFORMES				
STRIGIDAE	*Otus scops*	Assiolo		X
ACCIPITRIFORMES				
ACCIPITRIDAE	*Circus aeroginosus*	Falco di palude		X
	Milvus migrans	Nibbio bruno		X
BUCEROTIFORMES				
UPUPIDAE	*Upupa epops*	Upupa		X
CORACIFORMES				
ALCEDINIDAE	*Alcedo atthis*	Martin pescatore	X	X
PICIFORMES				
PICIDAE	*Picus viridis*	Picchio verde	X	X
	Dendrocopos major	Picchio rosso maggiore	X	X
FALCONIFORMES				
FALCONIDAE	*Falco tinnunculus*	Gheppio		X
PASSERIFORMES				
ORIOLIDAE	*Oriolus oriolus*	Rigogolo	X	
CORVIDAE	*Pica pica*	Gazza	X	
	Corvus monedula	Taccola	X	X
	Corvus corone cornix	Cornacchia grigia	X	X
PARIDAE	*Parus major*	Cinciallegra	X	X
	Cyanistes caeruleus	Cinciarella	X	X
CISTICOLIDAE	*Cisticola juncidis*	Beccamoschino	X	
HIRUNDINIDAE	*Hirundo rustica*	Rondine	X	X
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus trochilus*	Luí grosso		X
	Phylloscopus collybita	Luí piccolo	X	X
SCOTOCERCIDAE	*Cettia cetti*	Usignolo di fiume	X	
AEGITHALIDAE	*Aegithalos caudatus*	Codibugnolo	X	X
SYLVIIDAE	*Sylvia atricapilla*	Capinera	X	X
	Sylvia borin	Beccafico		X
STURNIDAE	*Sturnus vulgaris*	Storno	X	
TURDIDAE	*Turdus merula*	Merlo	X	X
	Turdus philomelos	Tordo bottaccio	X	X
MUSCICAPIDAE	*Erithacus rubecula*	Pettirosso	X	X

			PERIODI DI INDAGINE A CONFRONTO	
ORDINE E FAMIGLIA	**NOME SCIENTIFICO**	**NOME COMUNE**	**2023/2024**	**2019/2020**
	Luscinia megarhynchos	Usignolo	X	
	Ficedula hypoleuca	Balia nera	X	X
REGULIDAE	*Regulus regulus*	Regolo	X	X
TROGLODYTIDAE	*Troglodytes troglodytes*	Scricciolo	X	X
PRUNELLIDAE				
PASSERIDAE	*Prunella modularis*	Passera scopaiola	X	X
MOTACILLIDAE	*Motacilla alba*	Ballerina bianca		X
	Anthus pratensis	Pispola		X
	Anthus trivialis	Prispolone		X
FRINGILLIDAE	*Fringilla coelebs*	Fringuello	X	X
	Fringilla montifringilla	Peppola		X
	Spinus spinus	Lucherino	X	X
EMBERIZIDAE	*Emberiza schoeniclus*	Migliarino di palude		X

In Tabella 29 si riporta la checklist degli uccelli rilevati in ciascuna delle quattro stagioni ornitologiche considerate nell’area dei laghetti.

Tabella 29. Check-list delle specie ornitiche censite presso i laghetti di Marteggia durante i periodi di riproduzione, migrazione post-riproduttiva, svernamento e migrazione pre-riproduttiva (maggio 2023 – aprile 2024).

Specie	Riproduzione	Migrazione post-riproduttiva	Svernamento	Migrazione pre-riproduttiva
Airone cenerino	X	X	X	X
Airone guardabuoi	X	X		X
Alzavola			X	
Balia nera		X		
Beccaccia			X	
Beccamoschino	X			
Cannaiola comune	X			
Capinera	X	X		X
Cinciallegra	X	X	X	X
Cinciarella		X	X	
Codibugnolo	X	X	X	
Colombaccio	X	X	X	X
Cormorano	X	X	X	X
Cornacchia grigia	X	X	X	
Cuculo		X		
Folaga			X	
Fringuello		X	X	X
Gallinella d'acqua	X		X	
Garzetta	X	X	X	X
Gazza	X	X	X	X
Germano reale			X	
Ghiandaia		X		X

Specie	Riproduzione	Migrazione post-riproduttiva	Svernamento	Migrazione pre-riproduttiva
Lucherino		X		
Luí piccolo		X	X	
Marangone minore	X	X	X	X
Martin pescatore	X	X		X
Merlo	X	X	X	X
Nitticora	X			X
Passera scopaiola			X	
Pettirosso		X	X	X
Picchio rosso maggiore	X	X	X	X
Picchio verde	X	X	X	X
Porciglione		X	X	
Regolo	X		X	
Rigogolo	X			
Rondine	X			
Scricciolo			X	
Storno	X			X
Taccola	X	X	X	X
Tarabusino	X	X		
Tordo bottaccio		X		
Tortora dal collare	X	X	X	X
Tortora selvatica	X			
Usignolo	X			X
Usignolo di fiume	X	X	X	X
TOTALI	29	29	28	22

Per il periodo riproduttivo 2023, il cormorano e l’airone guardabuoi rappresentano oltre il 60% delle coppie nidificanti (rispettivamente 30% e 33%), mentre il restante 40% circa è ripartito in 5 specie, di cui il tarabusino è la meno abbondante con al massimo due coppie (Figura 58). Per quasi tutte le specie è stato registrato un leggero calo rispetto al 2019 ad eccezione dell’airone guardabuoi, che sembra invece aumentato, in linea con quanto osservato nel rapporto sulle garzaie del Triveneto (Sighele et al. 2022) (Tabella 30). La garzaia ha probabilmente raggiunto la capacità portante dell’habitat disponibile e infatti nel corso degli anni recenti è stato registrato un assestamento del numero di coppie nidificanti di Ardeidi e Falacrocoracidi (Nardotto e Panzarin, com. pers.), sebbene la fluttuazione annuale del numero di individui sia legata anche a naturali dinamiche di popolazione (Fasola et al. 2010). Il leggero calo osservato negli ultimi anni può essere anche legato al depauperamento della vegetazione, danneggiata dall’azione delle ingenti deiezioni degli uccelli coloniali. A differenza dell’indagine precedente, non è stato rilevato all’interno dell’area dei laghetti, nessun individuo di ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*), nemmeno nei mesi invernali. Va precisato che si tratta di una specie alloctona invasiva per la quale sono state previste azioni di contenimento e rimozione secondo il Regolamento (UE) nr. 1143/2014; in aumento a livello provinciale (Scarton et al. 2020, Sighele et al. 2022, 2024) ma attualmente non nidificante nel sito indagato. Tuttavia, nel corso dell’anno, non è raro imbattersi in diversi individui in alimentazione sui campi limitrofi (Nardotto oss. pers.), non è da escludere quindi che nei prossimi anni la specie possa utilizzare la garzaia come dormitorio o come sito di nidificazione.

Tabella 30. Numero di coppie (espresso come minimo e massimo registrato nel periodo) per specie coloniale censita nella garzaia dei laghetti di Marteggia (Meolo) nelle stagioni riproduttive 2019 e 2023.

Specie	2023	2019

	Min	Max	Min	Max
Cormorano	40	50	60	71
Marangone minore	15	20	15	51
Nitticora	3	5	5	15
Tarabusino	1	2	/	/
Sgarza ciuffetto	/	/	1	2
Airone guardabuoi	45	55	18	40
Garzetta	5	10	15	20
Airone cenerino	20	30	13	37
Airone rosso	/	/	3	3

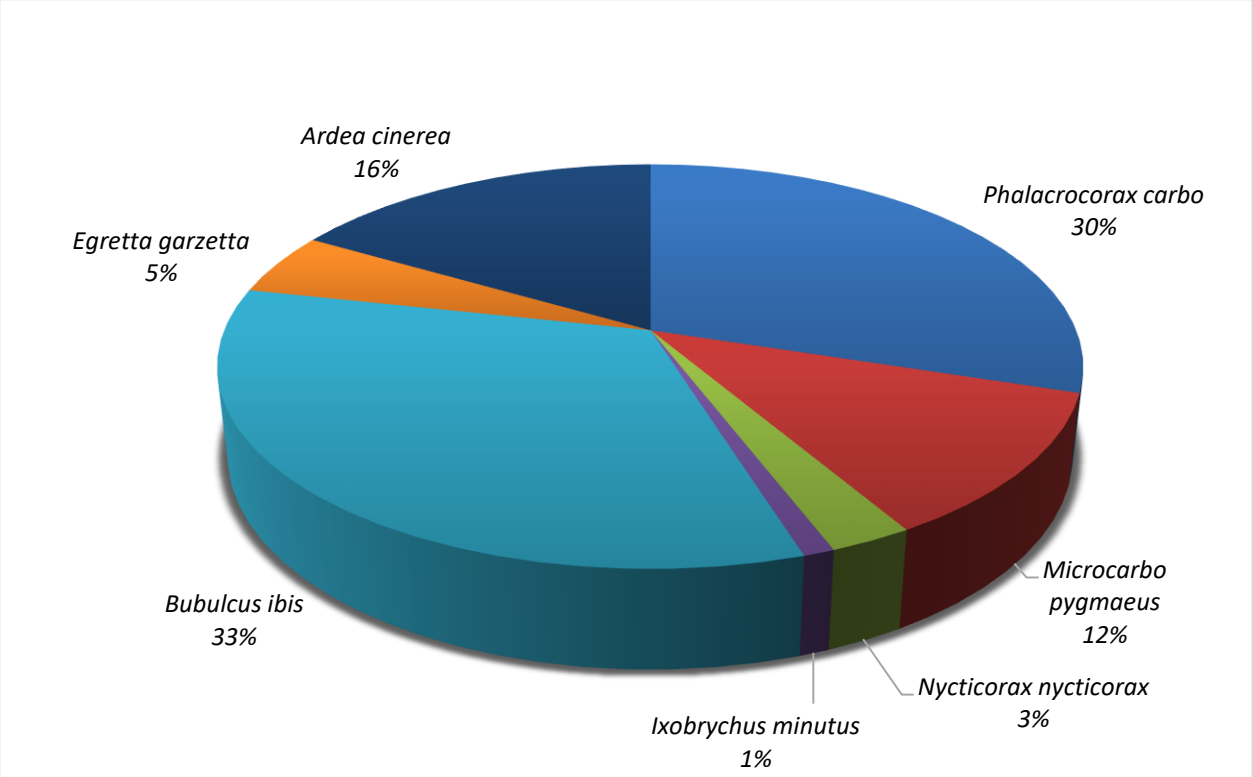


Figura 58. Distribuzione percentuale delle specie coloniali nidificanti nei laghetti di Marteggia, in base al numero di coppie censite (media tra i valori minimi e massimi registrati per specie nella stagione riproduttiva 2023).

6.7. Conclusioni e indicazioni gestionali

Considerando l’intero periodo di studio (maggio 2023-aprile 2024) sono state contattate complessivamente, nel corso dei rilievi avifaunistici, 73 specie ornitiche. Più in dettaglio, sono state osservate 66 specie nel Bosco Belvedere e 45 specie nei laghetti. Si tratta di una situazione di discreto valore faunistico, se consideriamo che l’area in esame si estende per meno dell’1% dell’intero territorio provinciale. Gli indici di diversità biologica calcolati per entrambi i siti di studio testimoniano l’esistenza di una comunità ornitica ben diversificata, con delle variazioni non sostanziali nel corso delle stagioni. In particolare, i valori di diversità più elevati sono stati registrati nei mesi autunnali e invernali, ad indicare che l’area indagata ben si presta come sito di sosta e svernamento per le specie migratrici e svernanti nel nostro territorio.

La zonazione del Bosco sulla base degli indici di diversità conferma quanto documentato precedentemente (Coccon 2020) ovvero sia un maggiore valore ornitologico nella porzione centrale e meridionale del Bosco, mentre la fascia settentrionale, più soggetta a pressione antropica, presenta un minor numero di specie, per

lo più generaliste e poco specializzate. Tale differenza è risultata meno evidente nei periodi al di fuori di quello riproduttivo, suggerendo quindi che anche le aree potenzialmente di minor interesse ornitologico sono comunque utilizzate dagli uccelli nei periodi di passo primaverile e autunnale e forse ancor di più nel periodo di svernamento, quando gli animali hanno la necessità di cercare più cibo per superare l’inverno.

Il processo di maturazione del bosco è risultato di fondamentale importanza per ospitare diverse specie di passeriformi e non, che non avrebbero trovato altri siti idonei nel territorio fortemente antropizzato nel quale il sito di studio si inserisce.

Nei laghetti di Marteggia, sono state censite 5 specie incluse nell’Allegato I della Direttiva Uccelli e una, il tarabusino, classificata come “Vulnerabile” secondo la Lista Rossa Nazionale (Gustin et al. 2021). Ciò sottolinea la valenza di questa zona umida nell’ospitare una comunità ornitica di pregio durante tutte le stagioni fenologiche considerate. L’area è infatti utilizzata dalle specie coloniali, non solo come garzaia dove nidificare, ma anche come dormitorio durante tutto l’arco dell’anno (Coccon 2020).

Di seguito, si propongono alcuni suggerimenti utili per gestire i siti in modo consapevole e rispettoso la biodiversità che li caratterizza. Le indicazioni proposte sono finalizzate a conservare le popolazioni di uccelli (in riproduzione, di passo e svernanti) presenti nei siti d’indagine, adeguando l’ambiente alle loro esigenze ecologiche affinché vengano garantite sufficienti risorse, sia alimentari, che della vegetazione, che di protezione dal disturbo antropico. In particolare: per evitare il disturbo alle specie si sconsiglia un’eventuale fruizione pubblica dei laghetti, attualmente di proprietà della Cattolica Agricola Soc. Agr. R.L, in quanto le specie coloniali utilizzano l’area sia in periodo riproduttivo e sia durante il resto dell’anno, riunendosi in dormitorio.

Le attività di manutenzione ordinaria, come la pulizia dei sentieri ed altre azioni di sistemazione del verde, andrebbero sospese da metà aprile a metà luglio o ridotte allo stretto necessario. In tal modo sarà possibile minimizzare il disturbo antropico ed intercettare un maggior numero di specie e individui.

Si consiglia inoltre l’installazione di alcuni nidi artificiali sia per rapaci notturni come l’allocco e la civetta, attualmente scarsamente presenti nell’area, che per passeriformi, al fine di attrarre un maggior numero di specie e di individui. Anche la casa del Bosco si presta per l’installazione di nidi artificiali per Irundinidi come balestruccio e rondini, ma anche per Apodidi come il rondone. Si segnala infatti la criticità, in anni recenti, nel reperire siti idonei alla nidificazione di questa specie a causa delle ristrutturazioni edilizie che tendono ad utilizzare le cosiddette “reti antipassero” ed altri dissuasori fisici che vanno ad ostruire le cavità e i pertugi che questi animali sfruttano per la deposizione delle uova rendendo gli edifici inospitali per questi uccelli.

Si consiglia di evitare il taglio delle piante vetuste rimanenti e di favorire la maturazione della componente arborea del bosco. Qualora si rendesse necessario il taglio di piante dislocate lungo i sentieri per motivi di sicurezza pubblica, la pianta ove possibile andrebbe ridimensionata all’altezza massima di modo che il fusto continui ad esplicare la sua funzione ecologica nel bosco (es. nido per picchi, rapaci notturni e altre specie come scoiattoli, topi, ecc.).

Così come suggerito anche in Coccon (2020), sarebbe utile creare all’interno del bosco alcune aree a prato/radura e delle piccole aree umide per diversificare l’ambiente ed aumentare la biodiversità. Gli ambienti prativi e umidi, infatti, stanno scomparendo in tutto il territorio regionale e, pertanto, risultano di essenziale importanza per la conservazione dell’avifauna e non solo. Si tratta di microhabitat che forniscono ingenti risorse trofiche, soprattutto agli uccelli insettivori, e la loro realizzazione e protezione avrebbe una ricaduta molto positiva sulla comunità ornitica del territorio, nel senso più ampio. Inoltre, gli invasi potrebbero accogliere l’acqua depurata dall’impianto di Piave Servizi e potrebbero svolgere anche un’importante funzione di fitodepurazione.

Si consiglia infine di apporre dei cartelli che invitino i proprietari di cani a condurli al guinzaglio per evitare il disturbo alla fauna selvatica presente e di disincentivare la presenza di animali ferali e domestici, ad esempio

dei gatti, nell’area del bosco e dei laghetti, in quanto attuano una pesante pressione predatoria specialmente sugli uccelli.

6.8. Bibliografia citata

Alatalo R.V., 1981. Habitat selection of forest birds in the seasonal environment of Finland. Annales Zoologici Fennici 18: p. 103-114.

Amine, N., & Aghely, M., 2014. Edge Effects on Bird Community. Environmental Researches, 4(8), 183-194.

Baccetti N., Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020. Avocetta 45: 21-85.

Berthold P., 2015. La migrazione degli Uccelli: Genetica, evoluzione, Comportamento, Ecologia. Torino: Bollati Boringhieri. 400 pp.

Blondel J., Ferry C. and Frochot B., 1970. La méthode des indices ponctuels d’abondance (IPA) ou des relevés d’avifaune par “stations d’écoute” Alauda 38(1): p. 55-71.

Blondel J., Ferry C. and Frochot B., 1981. Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds, Studies in Avian Ecology 6: 414 – 420.

Bibby C. J., Collar N. J., Crosby M. J., Heath M. F., Imboden C., Johnson T.H., Long A. J., Stattersfield A.J. and Thirgood S. J., 1992. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. Cambridge, UK: International Council for Bird Preservation.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. and Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques - 2nd edition. Academic Press, London.

Bon M., Scarton F., Stival E., Sattin L. and Sgorlon G. (a cura di), 2014. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Venezia. Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale di Venezia.

Brichetti P., Fracasso G., 2004. Ornitologia italiana. Vol. 2 – Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

Clarke K., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: p. 117-143.

Coccon F., 2020. Rapporto finale periodo di riferimento: da marzo 2019 a gennaio 2020. Studio della componente ornitica propria del Bosco Belvedere di Meolo e dei prospicenti laghetti di Marteggia. In: Progetto di valorizzazione del patrimonio naturalistico del Bosco Belvedere di Meolo e promozione del turismo ambientale in quest’area e presso l’impianto di depurazione.

Fasola, M., Rubolini, D., Merli, E. et al., 2010. Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. Popul Ecol 52, 59–72. https://doi.org/10.1007/s10144-009-0165-1.

Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E. and Mingozzi T., 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO2000. Avocetta 26(2): p. 59-116.

Fuller R. and Langslow D., 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? Bird Study 31(3): p. 195-202.

Gregory R.D., Gibbons D.W., Donald P.F., 2004. Bird census and survey techniques. In: Sutherland W.J., Newton I., Green R.E. (eds.), Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques. Oxford University Press: 17-56.

Gregory R.D., Noble D., Field R., Marchant J., Raven M. and Gibbons D.W., 2003. Using birds as indicators of biodiversity. Ornis Hungarica 12(13): p. 11–24.

Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. (compilatori), 2021. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

Hawksworth D.L., 1995. Biodiversity: measurement and estimation. Springer Science & Business Media.

Nardotto A., Luchetta A., Salvador P., Finco G., Panzarin L., Barbon A., 2023. The “Medio Piave” Ornithological Observatory (Spresiano, TV): 7 years of activity within the MonITRing project. Poster. Conference: XXI Convegno Italiano di Ornitologia, Varese, Italy, 5-9 September 2023.

Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M., Ribeiro Cunha E., Smith T., Stier A., Ter Braak C., Weedon J., 2022. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4, https://CRAN.R-project.org/package=vegan.

Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology, 13: 131-144.

Robbins, C.S., 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations. Pp. 198-212 in Proc. workshop on management of northcentral and northeastern forests for nongame birds (R. M. DeGraaf, tech. coord.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rept. NC-51.

Scarton, F., Mezzavilla, F., Verza, E. (a cura di), 2013. Le garzaie in Veneto. Risultati dei censimenti svolti nel 2009-2010. Associazione Faunisti Veneti, 224.

Scarton F., Mezzavilla F., 2023. Escursioni in pianura alla scoperta di ambienti e fauna – 20 percorsi fra Veneto e Friuli-Venezia Giulia. Editoriale Programma. 191 pp.

Scarton F., Sighele M., Stival E., Verza E., Cassol M., Fioretto M., Guzzon C., Maistri R., Mezzavilla F., Pedrini P., Piras G., Utmar P., Volcan G., 2020. Risultati del censimento delle specie coloniali (Threskiornithidae – Ardeidae – Phalacrocoracidae) nidificanti nel Triveneto (Veneto, province di Trento e Bolzano, Friuli-Venezia Giulia). Anno 2019. Birding Veneto, www.birdingveneto.eu/garzaie/index.html.

Shannon C.E., Weaver W., 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana/Chicago, IL, 117 pp.

Sighele, M., Scarton, F., Verza, E., Stival, E., Valle, R.G., Cassol, M., Guzzon, C., Maistri, R., Mezzavilla, F., Peruzzo, J., Piras, G., Sartori, A., Utmar, P., Volcan, G., 2022. Risultati del censimento delle specie coloniali (Threskiornithidae – Ardeidae – Phalacrocoracidae) nidificanti nel Triveneto (Veneto, province di Trento e Bolzano, Friuli-Venezia Giulia). Anno 2021. Birding Veneto, www.birdingveneto.eu/garzaie/index.html.

Sighele M., Scarton F., Verza E., Stival E., Cassol M., Maistri R., Mezzavilla F., Peruzzo J., Piras G., Sartori A., Sighele G., Utmar P., Valle R.G., Volcan G., 2024. Risultati del censimento delle specie coloniali (Threskiornithidae – Ardeidae – Phalacrocoracidae) nidificanti nel Triveneto (Veneto, province di Trento e Bolzano, Friuli-Venezia Giulia). Anno 2023. Birding Veneto, www.birdingveneto.eu/garzaie/index.html.

Simpson E., 1949. Measurement of Diversity. Nature, 163, 688 pp. https://doi.org/10.1038/163688a0.

Smith E.P., Van Belle G., 1984. Nonparametric estimation of species richness. Biometrics, 40: 119-129.

Whitcomb, R. F., Robbins C.S., Lynch J.F., Whitcomb B.L., Klimiuewicz M.K., Bystrack D., 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. Pp. 125-205 in Forest island dynamics in man-dominated landscapes (R. L. Burgess and D. M. Sharpe, eds.). Springer-Verlag, Inc., New York, New York.

6.9. Allegato 1

6.9.1. Scheda di campo utilizzata per i rilievi sul campo

Figura 59: Esempio di scheda di campo utilizzata per il rilevamento su campo.

6.10. Allegato 2

6.10.1. Specie caratterizzanti il Bosco Belvedere di Meolo nell’intero periodo di indagine (maggio 2023-aprile 2024) secondo l’analisi SIMPER

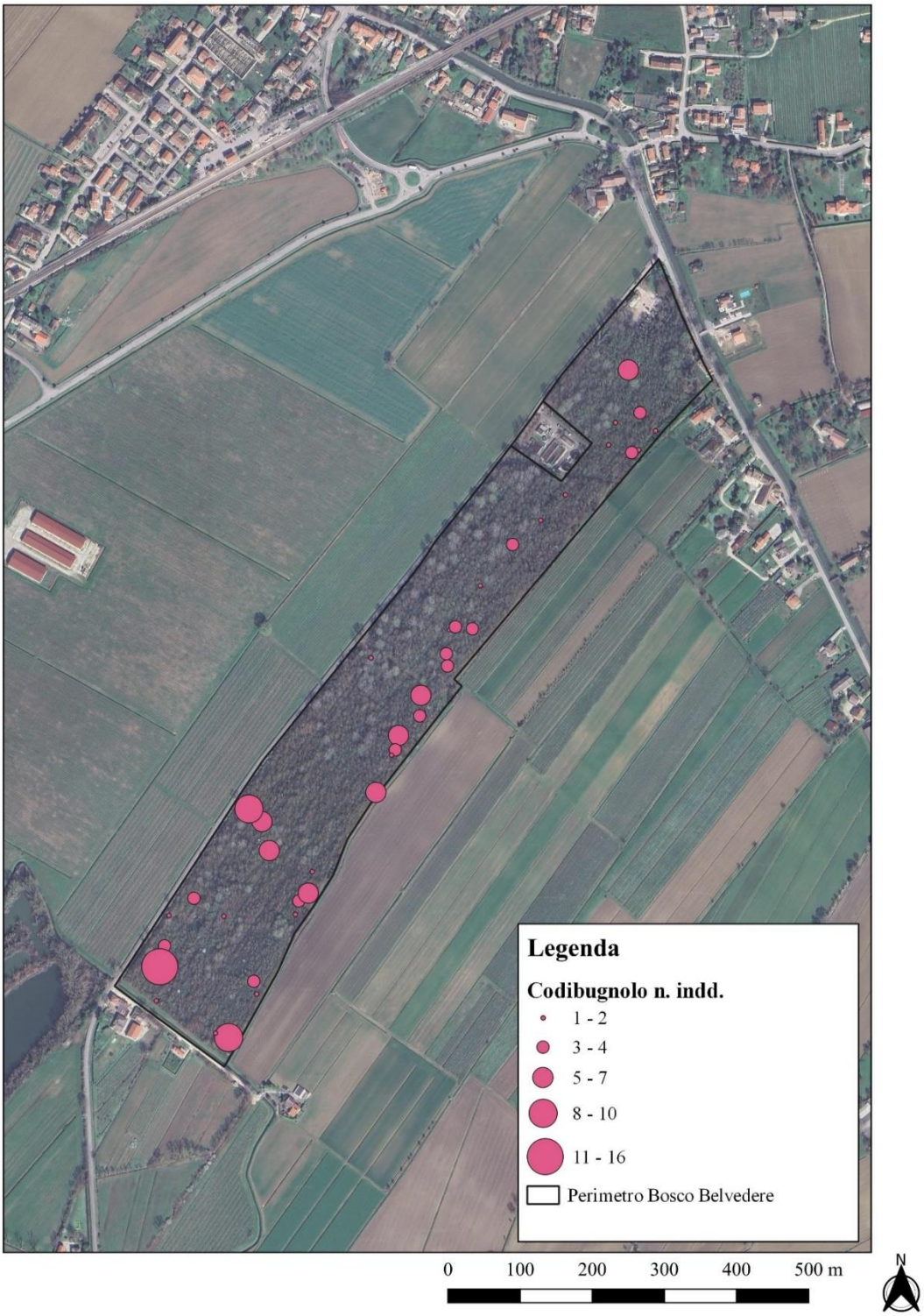


Figura 60: Abbondanza relativa e distribuzione degli individui di codibugnolo contattati nel periodo d’indagine (maggio 2023-aprile 2024).

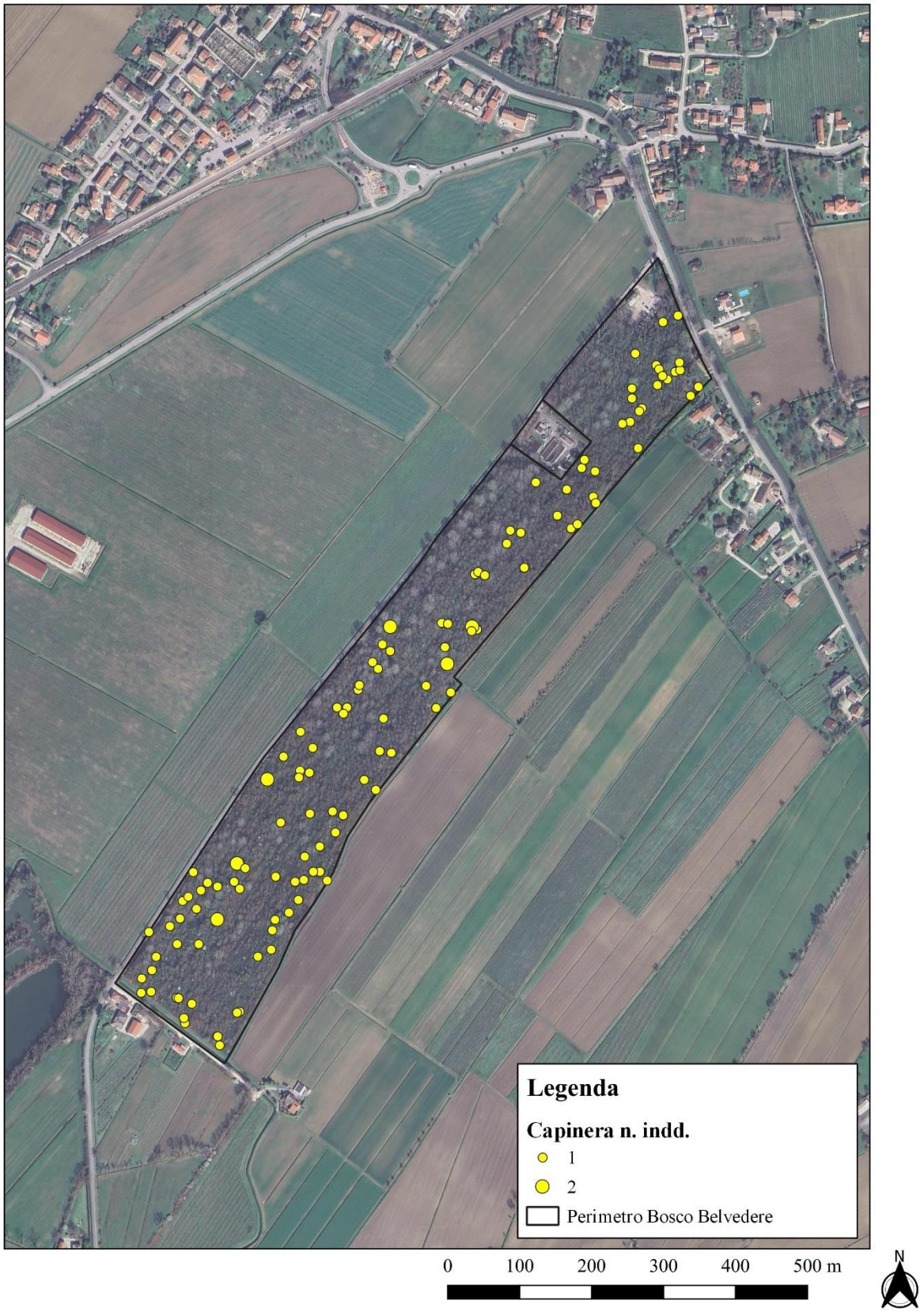


Figura 61: Concentrazione degli individui di capinera contattati nel periodo d’indagine (maggio 2023-aprile 2024).

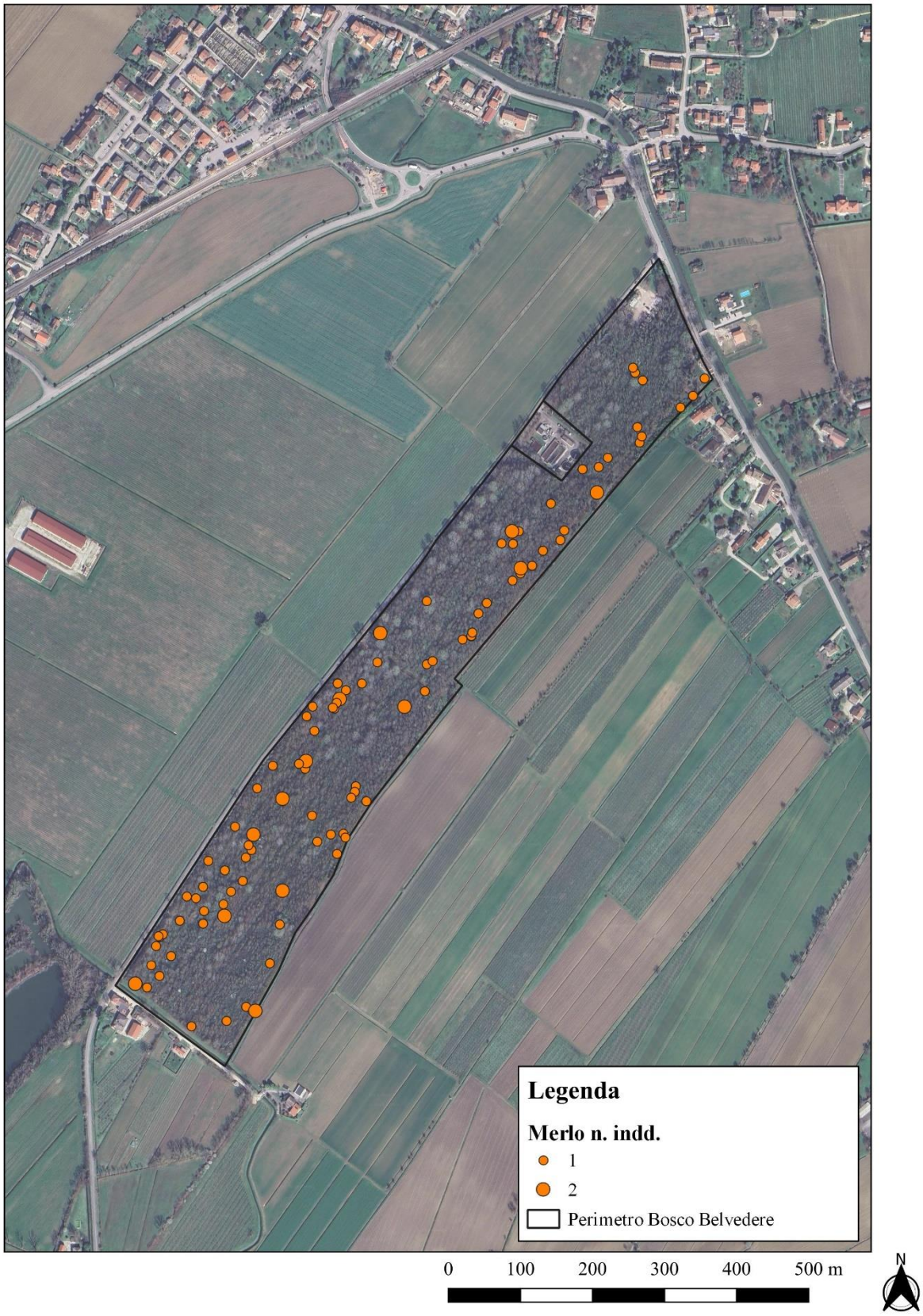


Figura 62: Abbondanza relativa e distribuzione degli individui di merlo contattati nel periodo d’indagine (maggio 2023-aprile 2024).

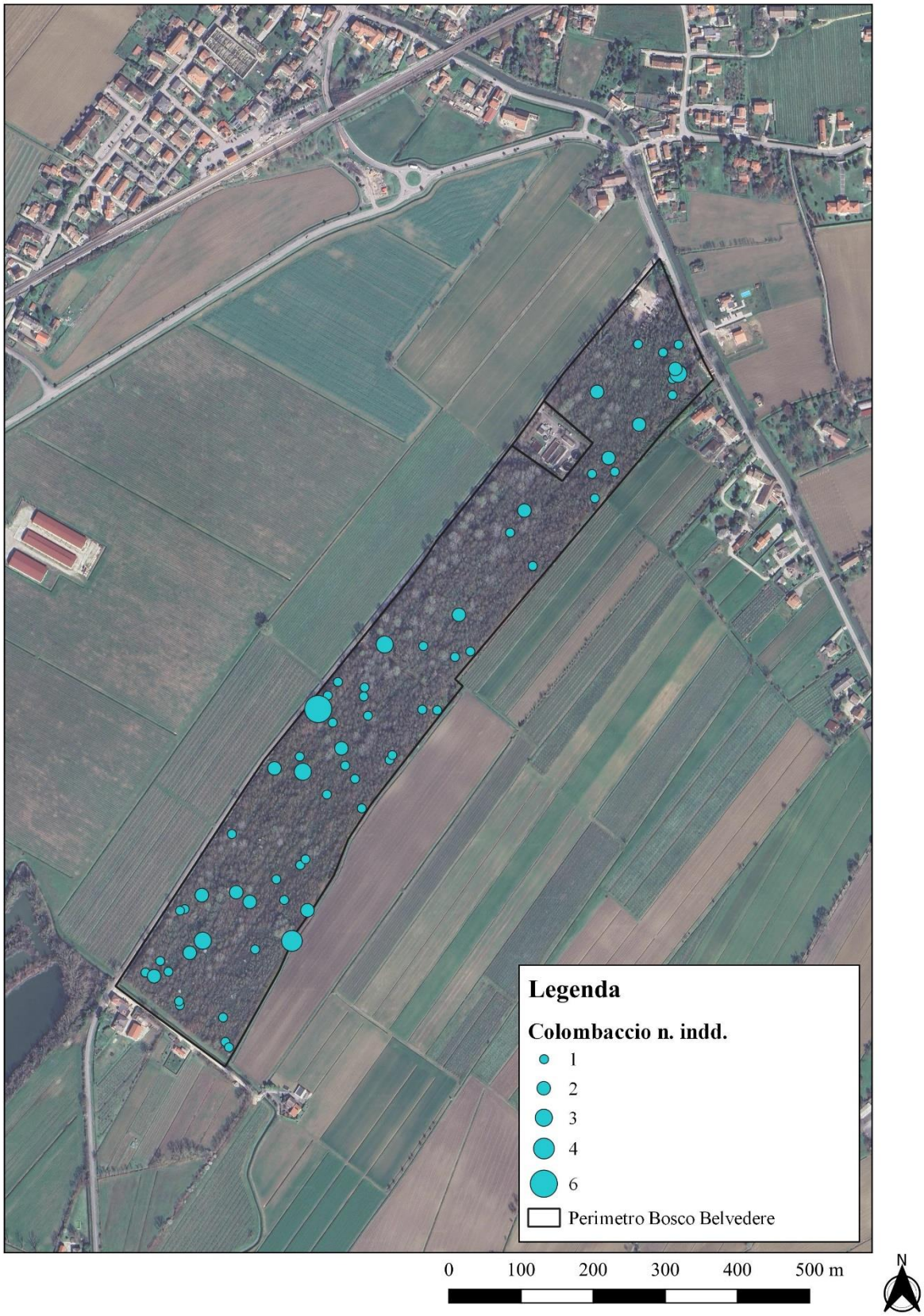


Figura 63: Concentrazione degli individui di colombaccio contattati nel periodo d’indagine (maggio 2023-aprile 2024).

6.11. Allegato 3

6.11.1. Composizione percentuale in specie per stazione di ascolto

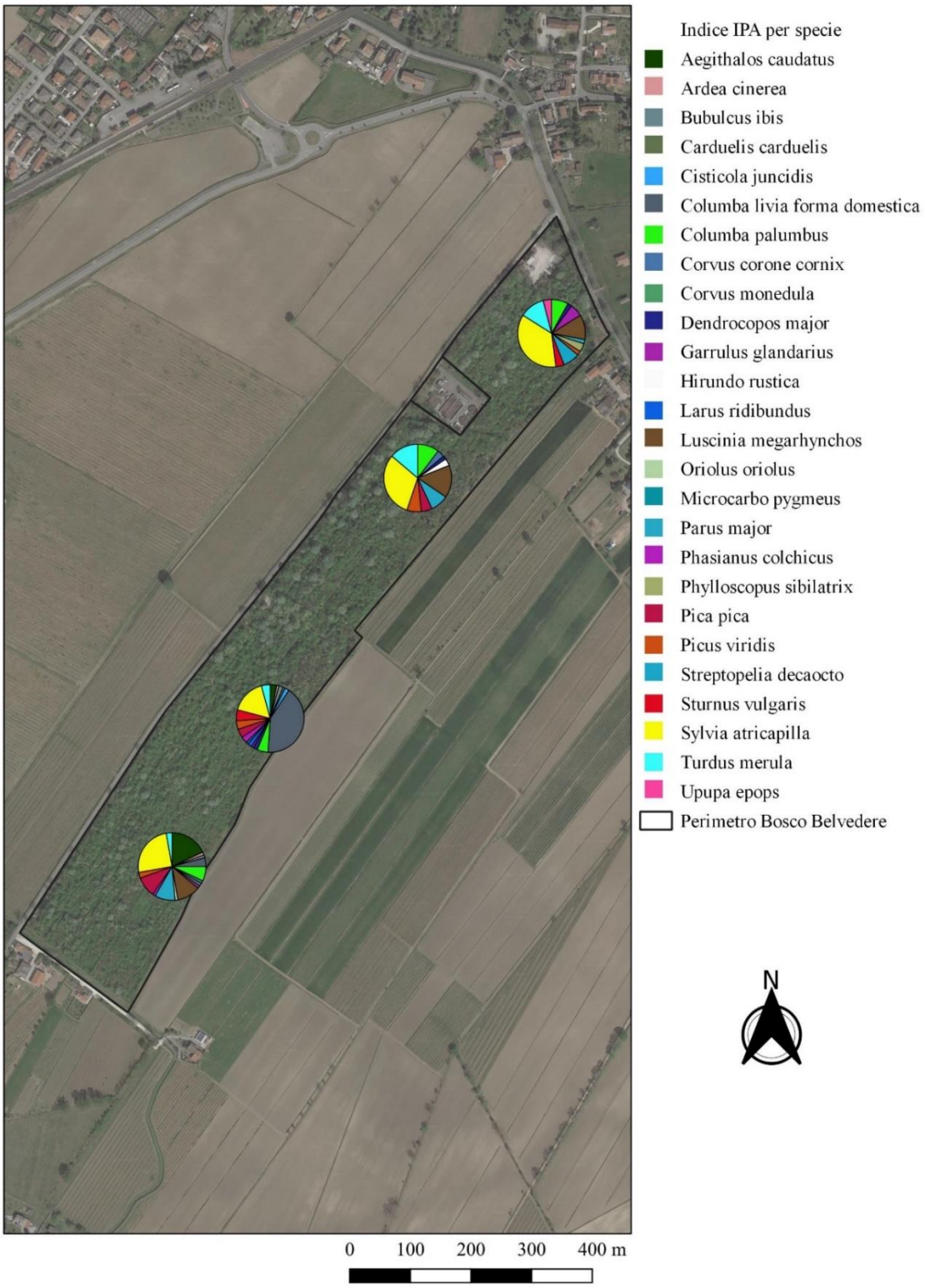


Figura 64: Composizione percentuale delle specie presenti nel periodo riproduttivo (maggio-luglio 2023).

6.12. Allegato fotografico

Foto 2. Rilevamento nel tratto di transetto posto nel confine orientale del Bosco Belvedere.

Foto 3. Rilevamento nel tratto di transetto posto nel confine orientale del Bosco Belvedere in primavera.

Foto 4. Tratto di transetto da percorrere all’interno del Bosco Belvedere.

Foto 5. Codibugnolo nel transetto di rilevamento il 26/01/2024.

Foto 6. Cardellino nel tratto di transetto posto nel confine orientale del Bosco Belvedere.

Foto 7. Regolo in attività trofica sugli alberi nel confine orientale del Bosco Belvedere.

Foto 8. Cinciallegra in alimentazione a terra nel confine sud-orientale del Bosco Belvedere.

Foto 9. Veduta dal punto di osservazione 1, situato nel margine orientale dei laghetti di Marteggia.

Foto 10. Nidi di airone guardabuoi, cormorano e airone cenerino presso l’area dei laghetti di Marteggia, stagione riproduttiva 2023.

Foto 11. Cormorani, adulti e giovani nell’area dei laghetti di Marteggia.

Foto 12. Esemplare di nitticora adulto nell’area dei laghetti di Marteggia.

7. Monitoraggio della Fauna nectonica e della Teriofauna, con particolare riferimento alle specie elusive, nel Bosco Belvedere e nei laghetti di Marteggia

7.1. Obiettivi dello studio

Come già citato nei capitoli precedenti, la componente faunistica del Bosco “Belvedere” e dei prospicienti laghetti di Marteggia nel Comune di Meolo (VE) ed in particolare la componente ornitica ed erpetologica sono state indagate nella campagna di monitoraggio condotta tra marzo 2019 e agosto 2020 (cfr. Coccon 2020). Non sono, invece, state condotte indagini specifiche volte ad individuare le specie di mammiferi presenti, né la fauna nectonica che popola gli habitat di acqua dolce. Nell’ambito di questo nuovo progetto di monitoraggio si è pertanto deciso di inserire anche lo studio di queste due componenti al fine di completare il quadro conoscitivo sulla fauna presente nei due siti di indagine.

Più in dettaglio, a partire da maggio 2023 fino al mese di settembre 2024, sono state condotte, mediante metodi non invasivi, due differenti tipologie e campagne di indagine volte a rilevare presenza e distribuzione e, in certi casi, abbondanza di:

- specie animali elusive o difficili da avvistare (maggio-luglio 2023; maggio-settembre 2024)
- specie nectoniche degli habitat acquatici (maggio-luglio 2023; maggio-giugno 2024).

Per l’individuazione della teriofauna[8] si è scelto di utilizzare la tecnica del foto-videotrappolaggio. Questa metodica viene definita non-invasiva perché permette di studiare, in particolare i mammiferi, senza modificare o perturbare la loro attività. L’indagine sulla teriofauna mediante foto-videotrappolaggio è stata condotta al fine di:

- redigere una check list delle specie di mammiferi presenti nell’area, fatta eccezione per i chirotteri, per i quali questa metodica non è idonea;
- verificare la presenza/assenza di specie di interesse conservazionistico;
- verificare la presenza/assenza di specie alloctone, con particolare attenzione alle aliene invasive (Regolamento-UE n. 1143/2014; Decreto Legislativo n. 230 del 15 dicembre 2017)
- ottenere informazioni sulla distribuzione delle specie di mammiferi presenti nell’area;
- ottenere indici di abbondanza relativi (RAI) per le specie di mammiferi individuate;
- ottenere indicazioni sui ritmi di attività delle specie maggiormente foto-videotrappolate.

Per l’individuazione della fauna nectonica, l’indagine è stata condotta attraverso l’utilizzo di nasse innescate e si è concentrata nella sola area dei laghetti di Marteggia con l’obiettivo di:

- redigere una check-list della fauna acquatica che popola gli habitat di acqua dolce dell’area;
- verificare la presenza/assenza di specie di interesse conservazionistico;
- verificare la presenza/assenza di specie alloctone, con particolare attenzione alle aliene invasive (Regolamento-UE n. 1143/2014; Decreto Legislativo n. 230 del 15 dicembre 2017)
- ottenere informazioni sulla distribuzione in particolare delle specie alloctone e aliene invasive, funzionali ad interventi di gestione.

Scopo di entrambe le indagini è stato quindi di verificare quali specie utilizzino abitualmente l’area di studio, in quali parti e, per i soli mammiferi, in quali fasce orarie. I dati raccolti nel corso di queste indagini consentiranno di fornire importanti indicazioni gestionali per migliorare la biodiversità dell’area e valorizzarla anche da un punto di vista didattico-divulgativo.

[8] Per teriofauna si intende la fauna rappresentata dai mammiferi.

7.2. Materiali e Metodi

7.2.1. Attività di rilevamento dei dati

Per l’indagine di foto-videotrappolaggio si è deciso di suddividere il Bosco Belvedere in 4 quadranti di 400 metri di lato e di collocare una stazione di foto-videotrappolaggio per ciascun quadrante. Nell’area dei laghetti, che rientra interamente in un unico quadrante, si è scelto, invece, di collocare due stazioni di foto-videotrappolaggio poiché essa può rappresentare anche a livello trofico un’area di interesse per le specie di mammiferi indagate, in particolare per i carnivori. Le zone umide sono, infatti, ambienti ricchi di biodiversità e possono ospitare molte specie diverse, tra cui anche potenziali prede per i mammiferi carnivori. Queste aree rappresentano inoltre riserve d’acqua facilmente accessibili, essenziali nei periodi siccitosi e possono, grazie alla vegetazione rigogliosa presente lungo le sponde, offrire luoghi adatti dove trovare rifugio. I punti potenziali dove collocare le foto-videotrappole sono stati individuati in modo randomico utilizzando la funzione nativa del programma QGIS© versione 3.10.6-A Coruña: punti casuali nell’estensione del layer. Il programma ha consentito di individuare 12 punti all’interno del Bosco Belvedere e 8 punti nell’area dei laghetti di Marteggia, tra cui sono state estratte le stazioni di foto-videotrappolaggio utilizzate per il presente studio (Figura 65).

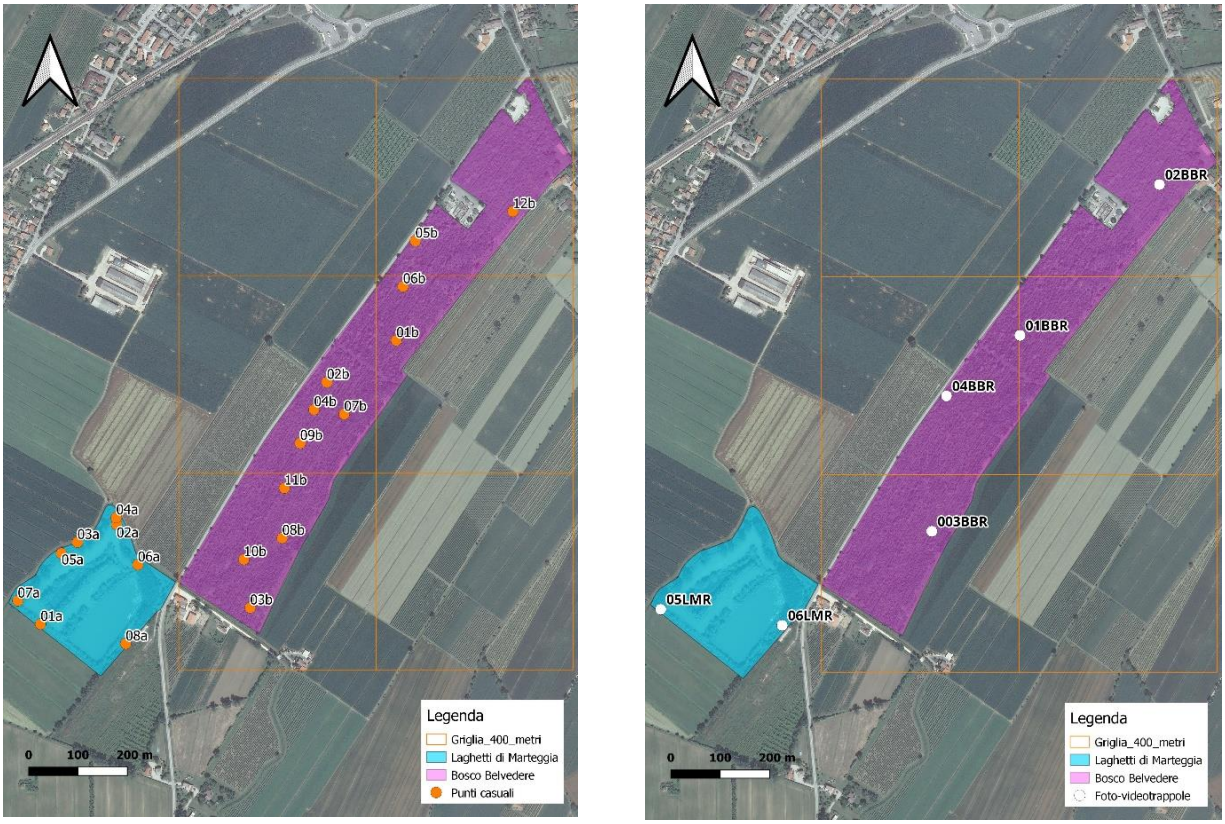


Figura 65. A sinistra selezione di punti casuali dove collocare le fototrappole, a destra stazioni di foto-videotrappolaggio utilizzate per il presente studio.

Per quanto riguarda l’indagine sulla fauna nectonica le nasse sono state collocate solo nell’area dei laghetti di Marteggia, poiché i fossati e i canali di scolo all’interno del bosco non presentavano né nella primavera-estate 2023 né nella primavera-estate 2024 una portata sufficiente perché le nasse fossero completamente sommerse. I punti per il posizionamento delle nasse sono stati scelti in base all’accessibilità dell’area, come mostrato in Figura 66.

Figura 66. Punti dove sono state calate in acqua le nasse per l’indagine sulla fauna nectonica.

Indagine di foto-videotrappolaggio della teriofauna

Per la realizzazione di questo studio sono state utilizzate contemporaneamente 6 foto-videotrappole di cui 4 sono state collocate all’interno del Bosco e 2 nell’area dei Laghetti (Figura 65, Tabella 31) modello Scout Guard BG590-K2-24Mhd fornite dall’Università Ca’ Foscari di Venezia. Si tratta di foto-videotrappole di medie dimensioni (147x96x79; peso: 0,30 kg), dotate di un display LCD 2” a colori e in grado di registrare sia foto (risoluzione foto: 5- 12 – 24 – 45 Mp con sensore CMOS da 5 MP) che video (risoluzione video: Full HD 1080p con audio) o entrambi (Figura 67). Si è scelto di utilizzare un unico modello di fototrappola per rendere omogeneo il campionamento ed evitare di introdurre errori nella “detection” (capacità di “cattura” delle specie) dovuti all’utilizzo di strumentazioni differenti. Modelli diversi di fototrappole possono infatti avere differenti caratteristiche tecniche, come ad esempio diverse velocità di attivazione o angoli di visuale (FOV) e di attivazione del sensore (detection zone-angle) più o meno ampi, che possono influire sulla capacità delle strumentazioni di ottenere immagini relative alle specie indagate (Rovero e Spitale 2016).

Tabella 31. Coordinate delle stazioni di foto-videotrappolaggio. Nella campagna di indagine 2024 la stazione di campionamento 03BBR è stata spostata di qualche metro per permettere una migliore inquadratura, trattandosi di una distanza minima nelle analisi è stata considerata come lo stesso punto dell’anno precedente. Con il codice BBR si intende il Bosco Belvedere di Meolo, mentre LMR sta per Laghetti di Marteggia.

Name	X	Y
01BBR	1769621,958	5056270,723
02BBR	1769904,011	5056575,660
03BBR	1769443,669	5055874,603
04BBR	1769473,273	5056148,203
05LMR	1768895,633	5055716,869
06LMR	1769141,180	5055684,405

Figura 67. A sinistra e al centro fototrappola BG590-K2-24Mhd collocata all’interno del Bosco Belvedere, rispettivamente posizioni 01BBR e 04BBR, entrambe dotate di cavo e lucchetto per impedire la rimozione e l’accesso alla scheda di memoria. A destra immagine relativa alla memorizzazione delle coordinate del punto di collocamento (SR: Monte Mario 3003) attraverso l’applicazione per smartphone Locus GIS©.

Le foto e i video registrati si presentano a colori di giorno e in bianco e nero nelle ore crepuscolari e di notte, poiché la strumentazione è dotata di un illuminatore IR che permette di registrare immagini e video in condizioni di scarsa luminosità mediante led infrarossi invisibili fino ad una distanza di 30 metri (Figura 68). La foto-videotrappola viene attivata da un sensore passivo (P.I.R.), un dispositivo sensibile ai raggi infrarossi che basa il suo funzionamento sul rilevamento termico dello spazio inquadrato. Appena il sensore infrarosso termico rileva una differenza di temperatura, come ad esempio un corpo caldo che attraversa il campo inquadrato, fa scattare la fotocamera. La sensibilità di questo dispositivo può essere regolata su tre differenti livelli: normale (normal), alto (high) e basso (low) e presenta una velocità di attivazione (trigger speed) inferiore a 0,7 secondi e un angolo di visuale di 55°. Le foto-videotrappole impiegate nel presente studio sono state impostate tutte nel medesimo modo per raccogliere un’immagine e un video (durata: 20 sec) ad ogni attivazione. La sensibilità è stata impostata su “Normal”, che permette alla foto-videotrappola di attivarsi con una variazione media degli infrarossi nel campo inquadrato, e con un intervallo di 0 sec tra una serie di scatti e l’altra per poter riprendere quasi ininterrottamente nel corso delle 24 ore (impostazioni generali: 1 foto e 1 video, intervallo 0 secondi, sensibilità Normal).

Tutte le strumentazioni sono state alimentate mediante 8 batterie alcaline o al litio di tipo AA e le immagini e i video raccolti sono stati registrati su un supporto digitale (Micro SD Card: 32-16 Mp). Le informazioni che si possono raccogliere attraverso l’utilizzo di questa metodica sono molteplici: identificazione e localizzazione della specie, data e ora in cui la specie è passata di fronte alla foto-videotrappola e altre informazioni collaterali come fase lunare e temperatura (Figura 68).

Figura 68. Esempio di immagini, in bianco e nero e a colori, che possono essere riprese dalle foto-videotrappole e dati che possono essere desunti (specie, luogo, data, ora, temperatura e fase lunare).

Ogni stazione di foto-videotrappolaggio è stata selezionata raggiungendo, quando possibile, il punto individuato a livello cartografico (punti random, Figura 65), avvalendosi dell’applicazione Locus GIS© sulla quale erano stati precedentemente caricati i punti. Una volta raggiunto il punto è stata ispezionata l’area per trovare dei sentieri utilizzati dagli animali negli spostamenti al fine di massimizzare la probabilità di cattura delle specie (Rovero e Zimmermann 2016).

In ogni punto la fototrappola è stata collocata su un albero; laddove non presenti o non disponibili nella posizione ricercata, si è utilizzato un paletto di abete alto circa un metro facente parte dell’attrezzatura necessaria per l’installazione delle foto-videotrappole per effettuare una corretta inquadratura. Tutte le strumentazioni sono state posizionate ad un’altezza compresa tra 30 e 50 cm dal suolo e senza particolari inclinazioni, se non necessario per migliorare l’inquadratura. Non è stato previsto l’utilizzo di alcun tipo di esca olfattiva e/o alimentare per attirare la specie nella stazione di foto-videotrappolaggio in quanto l’impiego di tali esche, se da un lato può aumentare la probabilità che una specie passi in prossimità della stazione, dall’altro ne va a modificare il comportamento, portandola a transitare in un’area dove non sarebbe altrimenti presente. L’utilizzo di esche risulta quindi non indicato in studi sistematici che vogliano valutare come le specie occupino un dato ambiente (Rovero e Spitale 2016; Rovero e Zimmermann 2016). Una volta completato il setting della stazione di foto-videotrappolaggio, è stata compilata una scheda di campo riportante le coordinate, registrate anche sull’applicazione Locus GIS© e alcune informazioni relative al collocamento della fototrappola (data di collocamento, nome punto, rilevatore, numero seriale della fototrappola, inclinazione, altezza dal suolo).

L’indagine di foto-videotrappolaggio è stata condotta attraverso la realizzazione di due campagne di campionamento specifiche, condotte rispettivamente dal 26/05/2023 al 31/07/2023 e dal 27/05/2024 all’11/09/2024.

Le foto-videotrappole sono state controllate mediamente ogni 15 giorni (Min: 9; Max: 26 gg) nel 2023, mentre nel 2024 i controlli sono avvenuti mediamente ogni 54 giorni (Min:30; Max 77 gg) per poter prolungare il tempo di permanenza in campo delle strumentazioni. Ad ogni controllo si è verificato il funzionamento delle stesse, controllato il livello di carica delle batterie e, laddove necessario, queste sono state sostituite, scaricate le immagini e sostituita la scheda SD o lasciata in campo dopo aver eseguito la formattazione. A completamento del periodo di campionamento le foto-videotrappole sono state rimosse (Tabella 33).

Tabella 32: Sintesi delle uscite sul campo effettuate nel periodo maggio-luglio 2023 e maggio-settembre 2024.

Data	Attività eseguite	Area indagata
26/05/23	Posizionamento stazioni di foto-videotrappolaggio: 01BBR, 02BBR, 03BBR, 04BBR	Bosco
09/06/23	Posizionamento stazioni di foto-videotrappolaggio: 05LMR, 06LMR; Controllo foto-videotrappola 03BBR	Bosco/Laghetti
21/06/23	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio	Bosco/Laghetti
12/07/23	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio	Bosco/Laghetti
21/07/23	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio eccetto 03BBR	Bosco/Laghetti
31/07/23	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio e ritiro delle strumentazioni fotografiche	Bosco/Laghetti
27/05/2024	Posizionamento stazioni di foto-videotrappolaggio: 01BBR, 02BBR, 03BBR, 04BBR, 05LMR, 06LMR	Bosco/Laghetti
26/06/2024	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio	Bosco/Laghetti
11/09/2024	Controllo di tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio e ritiro delle strumentazioni fotografiche	Bosco/Laghetti

Indagine sulla fauna nectonica

L'indagine sulla fauna nectonica attraverso l'attività di pesca a scopo scientifico nel Bosco "Belvedere" e nei laghetti di Marteggia è stata autorizzata con il Decreto n. 431 del 30/05/2023 della Regione Veneto. L'indagine ha previsto due stagioni di campionamento; la prima è stata condotta a partire dal 09/06/2023 sino al 31/07/2023 con attività di pesca scientifica realizzata in media ogni 15 giorni, la seconda, condotta nel 2024, ha previsto ulteriori due campionamenti, nei mesi di maggio e giugno (27/05/2024-26/06/2024), al fine di verificare la composizione della fauna nectonica nell'area di studio (Tabella 33).

La tecnica scelta ha previsto la cattura delle specie nectoniche che popolano le zone umide presenti nell'area di studio attraverso l'uso di nasse innescate. Le nasse sono delle trappole di rete con maglie da 5 mm sostenute da un'armatura metallica rigida a forma di parallelepipedo, di dimensioni 25x25x45 cm. Le trappole presentano alle due estremità due fori (diametro 65 mm) ad imbuto, con la parte più stretta verso il centro della trappola, che permettono agli animali di entrare, senza poi essere in grado di uscire. Le nasse sono state innescate con del pellet di mangime per pesci posto in un sacchetto di rete all'interno della trappola, che funge da attrattore per attirare la fauna nectonica all'interno della stessa. Sono state utilizzate complessivamente 3 nasse che, come già detto, sono state collocate solo nell'area dei laghetti di Marteggia. Il regime idrico presente nei fossati e nei canali di scolo posti all'esterno e all'interno del Bosco Belvedere non ha infatti permesso, in entrambe le annate di studio, di collocare le nasse in modo che fossero completamente sommerse e permettessero la cattura temporanea degli animali e il loro benessere all'interno della trappola. Ad ogni campionamento, le nasse innescate sono state calate in acqua ad una distanza di 3-4 metri dalla riva della zona umida e ancorate ad un tronco grazie ad un apposito cordino (Figura 69).

Tabella 33. Sintesi delle uscite sul campo effettuate nel periodo maggio-luglio 2023 e maggio-giugno 2024.

Data	Attività eseguite	Area indagata
09/06/23	Inizio campionamento con nasse 01 e 02.	Laghetti
21/06/23	Campionamento con nasse 01, 02 e 03.	
12/07/23	Campionamento con nasse 01, 02 e 03.	
21/07/23	Campionamento con Nasse 01, 02 e 03.	
31/07/23	Campionamento con Nasse 01, 02 e 03.	
27/05/2024	Campionamento con Nasse 01, 02 e 03.	
26/06/2024	Campionamento con Nasse 01, 02 e 03.	

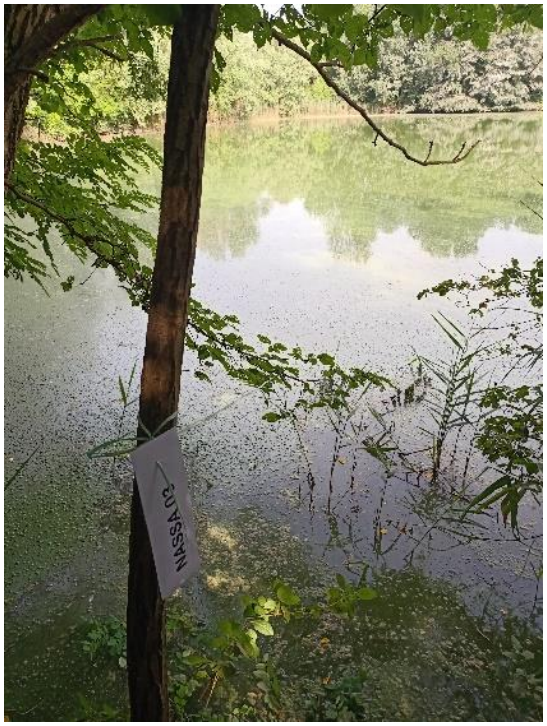


Figura 69. Nasse utilizzate e metodo di ancoraggio.

In ogni giornata di campionamento le nasse sono state lasciate in acqua per un minimo di 2 ore e 30 minuti fino ad un massimo di 6 ore (mediamente 4 ore), nella fascia oraria compresa tra le 9.00 e le 16.00 (Tabella 34).

Tabella 34. Tempo di permanenza in acqua delle nasse per data di attività di pesca a scopo scientifico.

DATA	**TEMPO PERMANENZA DELLE NASSE**		
	Inizio	**Fine**	**Totale**
09/06/2023*	09:00:00	11:30:00	02:30:00
21/06/2023	09:30:00	15:00:00	05:30:00
12/07/2023	10:30:00	14:00:00	03:30:00
21/07/2023	09:00:00	15:00:00	06:00:00
31/07/2023	09:30:00	12:30:00	03:00:00
27/05/2024	12:00:00	16:00:00	04:00:00
26/05/2024	11:25:00	15:45:00	04:20:00
Permanenza media in acqua			04:07:09
*Nassa 03 non attiva			

Una volta completato il periodo di campionamento in acqua, le nasse sono state ritirate e le specie catturate poste in una vaschetta di plastica bianca riportante il giorno, il numero della nassa e un pezzo di carta millimetrata per valutare al meglio le dimensioni. Successivamente sono state scattate una serie di immagini, prima di liberare gli esemplari autoctoni catturati, ancora vivi, nuovamente in acqua.

Figura 70. Esempio di immagine raccolta durante il campionamento della fauna nectonica.

7.3. Analisi dei dati

Indagine di foto-videotrappolaggio della teriofauna

Per l’archiviazione di tutte le immagini e i video raccolti è stato utilizzato il programma Wild.ID versione 0.9.31, database relazionale rilasciato dalla “San Diego Supercomputer Center”.

Questo software, ideato nell’ambito del Progetto “*Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network*” (Fegraus e MacCarthy 2016; TEAM Network 2011), è nato per gestire e processare in modo standardizzato i dati di foto-videotrappolaggio. È un software rilasciato liberamente che permette di archiviare automaticamente i metadati delle immagini (data, ora, fase lunare, temperatura) e di attribuire manualmente l’identificazione della specie e i dati relativi al progetto e al punto di collocamento delle foto-videotrappole, secondo lo schema riportato nell’immagine in Figura 71. Data la facilità di utilizzo di questo programma e l’aumentare della richiesta da parte di enti e ricercatori di tutto il mondo, questo software è stato reso disponibile anche per chi conduce studi al di fuori dell’area tropicale e viene utilizzato e suggerito anche in contesto europeo (Oberosler et al. 2017; Rovero e Zimmermann 2016).

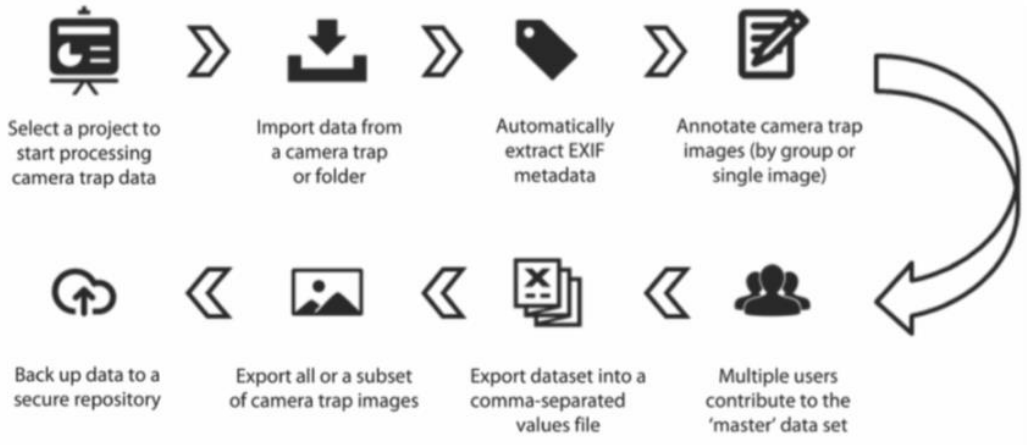


Figura 71. Schema sintetico di come le immagini vengono archiviate e processate in Wild.ID fino all’estrazione dei dati.

Le immagini e i video raccolti sono stati classificati in base alle seguenti categorie (Figura 72):

Animal: immagini che contengono animali, incluso l’uomo, ma non considerando lo staff di progetto.
Blank: immagini che non contengono animali. Scatti a vuoto che possono essere generati ad esempio dalla vegetazione di fronte alla fototrappola.
Setup/Pikup: immagini che riprendono lo staff di progetto nelle operazioni di installazione, controllo o rimozione della fototrappola.
Unidentifiable: immagini che non permettono il riconoscimento della specie perché di cattiva qualità o perché riprendono solo parte dell’animale.
Unknown: immagini che ritraggono chiaramente un animale, ma non permettono l’identificazione di genere o specie.
Misfired: immagini ripetute che non riprendono animali e che sono attribuibili ad un funzionamento non corretto della strumentazione. Nel corso di questa indagine sono state così identificate le immagini completamente nere o non correttamente salvate.
Start & End: immagini di inizio e fine campionamento.

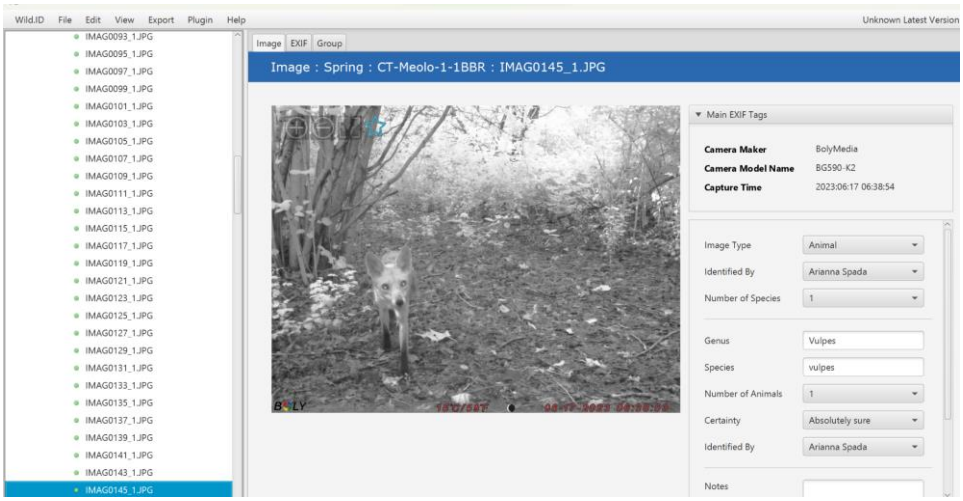


Figura 72. Esempio di archiviazione delle immagini su Wild.ID.

Poiché il programma permette solo il caricamento delle immagini, tutti i video sono stati visionati contestualmente all’archiviazione (processing) delle immagini e qualora la specie comparisse solo nel video e non nell’immagine questa è stata classificata come “Animal” attribuendo all’immagine la specie identificata nel video.

I dati archiviati mediante questo database relazionale sono stati esportati in due formati (.csv e .xlsx) e a partire da questi sono stati successivamente elaborati con il programma R© (versione R 4.3.1) e l’interfaccia RStudio© (versione 2023.06.2 Build 561 e 2024.09.0 Build 375) e, a livello cartografico, con il programma QGIS© (versione 3.10.6-A Coruña).

L’elaborazione dei dati ha previsto il calcolo dello sforzo di campionamento e della curva di accumulo per verificare che l’indagine e il disegno di campionamento siano stati condotti correttamente.

Lo **sforzo di campionamento** (survey effort) nelle indagini di foto-videotrappolaggio viene espresso in giorni o notti di foto-videotrappolaggio (camera days-nights) in cui la fototrappola ha effettivamente lavorato e viene calcolato moltiplicando il numero di giorni in cui una fototrappola è stata in attività per il totale delle stazioni di foto-videotrappolaggio. Questo calcolo deve tenere in considerazione tutti i giorni di attività delle foto-videotrappole; quindi, anche quando le strumentazioni hanno scattato senza riprendere specie animali a causa del vento o di altri fattori che abbiano attivato i sensori e quindi la fototrappola (Rovero e Spitale 2016).

La **curva di accumulo** delle specie è un grafico del numero cumulativo di specie osservate/trovate (Sn) all’interno di un’area in funzione della misura (n) dello sforzo di campionamento utilizzato per trovare le specie. Questa misura può essere rappresentata dal numero di individui osservati oppure dal numero di campioni, dalle ore di osservazione, dal numero di giorni o ore di trappolaggio (Colwell e Coddington 1994). Nel caso specifico di dati provenienti da foto-videotrappolaggio, la curva di accumulo è basata su unità espresse in giorni di foto-videotrappolaggio e rappresenta un processo uniforme e cumulativo, poiché solo nuove specie aumentano la curva.

La curva è stata realizzata attraverso il software R© (versione R 4.3.1) e i pacchetti TEAM library 1.8. R e vegan attraverso le funzioni: specaccum e acc.curve.

Per capire quali siano le specie maggiormente presenti e come siano distribuite nell’area di studio sono stati in primo luogo calcolati due descrittori di base utilizzati nelle indagini condotte attraverso il foto-videotrappolaggio: la naïve occupancy e l’indice di abbondanza relativo (Relative Abundance Index- RAI).

La **naïve occupancy, o occupancy osservata**, è il rapporto tra le stazioni di foto-videotrappolaggio in cui una specie è stata individuata e il totale dei siti campionati. Si esprime con un valore da 0 a 1 e fornisce un’indicazione di quanto la presenza di una specie sia diffusa nell’area di studio. Qualora il numero di siti campionati sia sufficientemente rappresentativo dell’area, valori di una specie prossimi all’uno indicano come questa sia largamente distribuita nell’area campionata. È importante precisare che la naïve occupancy si distingue da quella che viene definita come “true occupancy” perché non tiene conto del fatto che l’assenza di una specie in un sito può non essere una vera e propria assenza, bensì un errore o un’imperfezione nel metodo di “cattura” (detection error or imperfection detection). La vera occupancy ha un approccio meno semplicistico e stima l’occupancy di una specie tenendo conto dell’errore di cattura e utilizzando un approccio modellistico (Rovero e Spitale 2016; Rovero e Zimmermann 2016).

L’**indice di abbondanza relativo (RAI)**, noto anche come il tasso di “cattura” di foto-videotrappolaggio (camera trapping rate), permette di ottenere informazioni in merito all’abbondanza di una specie all’interno di un territorio indagato. Si esprime attraverso la somma del numero di eventi di foto-videotrappolaggio relativi ad una specie sul totale dello sforzo di campionamento normalizzati per 100 giorni di foto-videotrappolaggio:

$$\mathrm{RAI_2} = \frac{\sum_{i=1} N_i}{\sum_{i=1} Trapday_i} \times 100$$

L’indice, calcolato secondo l’equazione sopra riportata, presenta come numeratore la somma degli eventi indipendenti relativi ad una data specie (Ni) e come denominatore la somma (Σ) dei giorni di foto-videotrappolaggio inteso come sforzo di campionamento totale (O’Brien 2011; Rovero e Zimmermann 2016).

Per evento di foto-videotrappolaggio si intende pertanto ogni evento indipendente, ovvero il passaggio di una specie in un dato luogo e in un dato momento, che può essere immortalato da una o più immagini/video. Gli eventi possono essere calcolati come eventi giornalieri o come eventi orari, ma anche come periodi di tempo più ridotti, mezzora ad esempio, a seconda della specie indagata (Rovero e Spitale 2016). Nel presente studio si è scelto di utilizzare sia gli eventi giornalieri che orari, perché ritenuti idonei alla fauna potenzialmente presente nell’area.

Il calcolo della naïve occupancy e del RAI è stato realizzato attraverso il software R© (versione R 4.3.1) e le funzioni disponibili nel pacchetto TEAM library 1.8. R.

Infine, per ottenere delle indicazioni sugli orari in cui le specie fotovideotrappolate sono attive, sono stati calcolati i **ritmi di attività** (activity pattern), tenendo conto che per ottenere dati affidabili relativamente a

questo aspetto è necessario che lo sforzo di campionamento sia superiore ai 500 giorni e che le specie siano state fototrappolate un numero maggiore di 20 volte (Rovero e Spitale 2016).

Il calcolo dei ritmi di attività è stato realizzato attraverso il software R© (versione R 4.3.1) e le funzioni disponibili nel pacchetto TEAM library 1.8. R e plotrix attraverso la funzione: clock.24.plot.

Indagine sulla fauna nectonica

Per quanto concerne l'indagine sulla fauna nectonica di acqua dolce, i dati raccolti sono derivati dall'analisi delle foto scattate post cattura. Per ogni immagine sono state identificate le specie presenti attraverso l'utilizzo di apposite chiavi dicotomiche (González-Ortegón e Cuesta 2006; Kottelat e Freyhof 2007) ed è stato conteggiato il numero di esemplari. Tutti i dati sono stati organizzati su un foglio Excel e sono stati analizzati ed elaborati secondo la logica della CPUE (Catture per unità di tempo):

$$U=C/E$$

Dove U rappresenta la CPUE definita come rapporto fra le catture totali (C=numero di individui) e lo sforzo di pesca totale in un dato periodo di tempo (E), qui espresso in ore (h).

7.4. Risultati

7.4.1. Indagine di foto-videotrappolaggio della teriofauna

Complessivamente, nel corso della prima campagna di campionamento (iniziata il 26/05/2023 e terminata il 31/07/2023) sono stati raccolti **368** giorni di foto-videotrappolaggio attraverso il collocamento di 6 stazioni di foto-videotrappolaggio poste ad una distanza media di 261 metri e in base ad una griglia di 400 x 400 m (Figura 65). Le strumentazioni fotografiche sono rimaste in campo e in attività mediamente per 61.33 giorni (Tabella 35). La seconda campagna (iniziata il 27/05/2024 e terminata l'11/09/2024) ha permesso di raccogliere complessivamente **456** giorni di foto-videotrappolaggio attraverso le medesime 6 stazioni di foto-videotrappolaggio utilizzate nel 2023 (Figura 65). In questa seconda campagna le strumentazioni fotografiche sono rimaste in campo e in attività mediamente per 76 giorni (Tabella 35).

Tabella 35. Permanenza in campo delle foto-videotrappole nelle due campagne di campionamento del 2023 e del 2024. Per "trap days" si intendono i giorni di attività della foto-videotrappola.

CT	Data inizio	Data fine	Trap days	2023		Data inizio	Data fine	Trap days	2024	
01BBR	2023-05-26	2023-07-31	66.00	***Min.***	**52.00**	2024-05-27	2024-07-25	59.00	***Min.***	**34.00**
02BBR	2023-05-26	2023-07-31	66.00	***1st Qu.***	**55.50**	2024-05-27	2024-07-29	63.00	***1st Qu.***	**60.00**
03BBR	2023-05-26	2023-07-31	66.00	***Median***	**66.00**	2024-05-27	2024-09-11	107.00	***Median***	**74.50**
04BBR	2023-05-30	2023-07-31	66.00	***Mean***	**61.33**	2024-05-27	2024-06-30	34.00	***Mean***	**76.00**
05LMR	2023-06-09	2023-07-31	52.00	***3rd Qu.***	**66.00**	2024-05-27	2024-09-11	107.00	***3rd Qu.***	**101.80**
06LMR	2023-06-09	2023-07-31	52.00	***Max.***	**66.00**	2024-05-27	2024-08-21	86.00	***Max.***	**107.00**

Complessivamente sono stati raccolti **8.936 files** (tra immagini e video), di cui **4.814** immagini e/o video ritraenti animali (mammiferi e uccelli). La restante parte è principalmente composta da immagini e video a vuoto, files in cui non è stato possibile identificare la specie o relativi alle fasi di posizionamento, controllo e ritiro delle foto-videotrappole ("Blank"; "Setup/pickup"). L'elevato numero di questi files "vuoti" è da attribuirsi principalmente alle foto-videotrappole 02BBR e 05LMR che hanno registrato, rispettivamente nel 2023 e nel 2024, molti scatti inutilizzabili perché la fotocamera si è attivata per una variazione di infrarossi dovuta a movimenti della vegetazione o irraggiamento. Le immagini e i video relativi ai mammiferi hanno

permesso di registrare un totale di **181** eventi indipendenti giornalieri e **230** eventi orari nel 2023 e **442** eventi indipendenti giornalieri e **640** eventi orari nel 2024. Le due campagne, nel complesso, hanno permesso di identificare **8** specie di mammiferi; laddove le immagini non hanno permesso di identificare correttamente la specie, si è attribuito solo il genere (Tabella 36).

Tabella 36. Specie di mammiferi individuate nel corso delle due campagne di indagine (2023-2024) ed eventi giornalieri e orari.

		2023		2024	
Specie	**Nome comune**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**
Apodemus sp	Topi selvatici	16	15	39	29
Crocidura sp	Crocidure	0	0	1	1
Erinaceus europaeus	Riccio europeo	1	1	0	0
Felis silvestris catus	Gatto domestico	28	28	16	16
Lepus europaeus	Lepre europea	2	2	0	0
Meles meles	Tasso	13	11	38	36
Myocastor coypus	Nutria	13	12	113	61
Rattus norvegicus	Ratto delle chiaviche	3	3	6	6
Rattus sp		3	3	32	29
Sciurus vulgaris	Scoiattolo	37	32	56	50
Vulpes vulpes	Volpe	114	74	339	214
TOTALE		**230**	**181**	**640**	**442**

Nel corso di entrambe le campagne di indagine (2023-2024) è stato possibile individuare anche alcune specie di uccelli; complessivamente, sono stati registrati **143** eventi indipendenti giornalieri e **193** orari nel 2023 e rispettivamente **174** e **236** nel 2024 relativi alla componente ornitica per un totale di **13** differenti specie di uccelli rilevate. In alcuni casi non è stata possibile l'identificazione della specie dalle immagini e/o i video raccolti e questi dati sono stati classificati come "Uccelli non identificabili". Tali scatti sono stati condivisi con i referenti dello studio per la matrice avifauna (Tabella 37).

Tabella 37. Specie di uccelli individuate nel corso delle due campagne di indagine (2023-2024) e eventi giornalieri e orari.

		2023		2024	
Specie	**Nome comune**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**
Accipiter nisus	Sparviere	1	1	0	0
Bubulcus ibis	Airone guardabuoi	2	2	0	0
Coccothraustes coccothraustes	Frosone	0	0	1	1
Columba palumbus	Colombaccio	28	27	51	35
Garrulus glandarius	Ghiandaia	5	5	3	3
Luscinia megarhynchos	Usignolo	0	0	15	12
Nycticorax nycticorax	Nitticora	6	6	9	6
Otus scops	Assiolo	5	3	0	0
Phalacrocorax carbo	Cormorano	0	0	1	1
Phasianus colchicus	Fagiano	2	2	2	2
Pica pica	Gazza	0	0	5	5
Picus viridis	Picchio verde	5	5	7	7

		2023		2024	
Specie	**Nome comune**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**	**Eventi orari**	**Eventi giornalileri**
Turdus merula	Merlo	139	92	134	94
Uccelli non identificabili		0	0	8	8
TOTALE		**193**	**143**	**236**	**174**

Figura 73. Due immagini raccolte nel corso dei due campionamenti, a sinistra nitticora e a destra un airone guardabuoi.

È stato infine possibile raccogliere immagini e video relative ad alcune testuggini palustri nel periodo estivo, nell’area dei laghetti di Marteggia; i files, visonati dal referente della matrice erpetologica, hanno confermato la presenza dell’aliena *Trachemys scripta* nell’area (Figura 74).

Figura 74. Testuggine palustre americana rilevata nel corso del’indagine di foto-videotrappolaggio (2024).

Al fine di verificare la corretta esecuzione dei campionamenti e se sia stato possibile fototrappolare buona parte delle specie presenti nell’area di studio, è stata calcolata la curva di accumulo delle specie (Figura 75). Questa curva, espressa con un intervallo di confidenza del 95% (linee punteggiate), mostra chiaramente come entrambi i campionamenti siano stati eseguiti correttamente e come siano stati necessari circa 300 giorni di foto-videotrappolaggio per raggiungere il plateau e quindi fotovideotrappolare le 17 specie individuate (8 specie di mammiferi e 13 specie di uccelli).

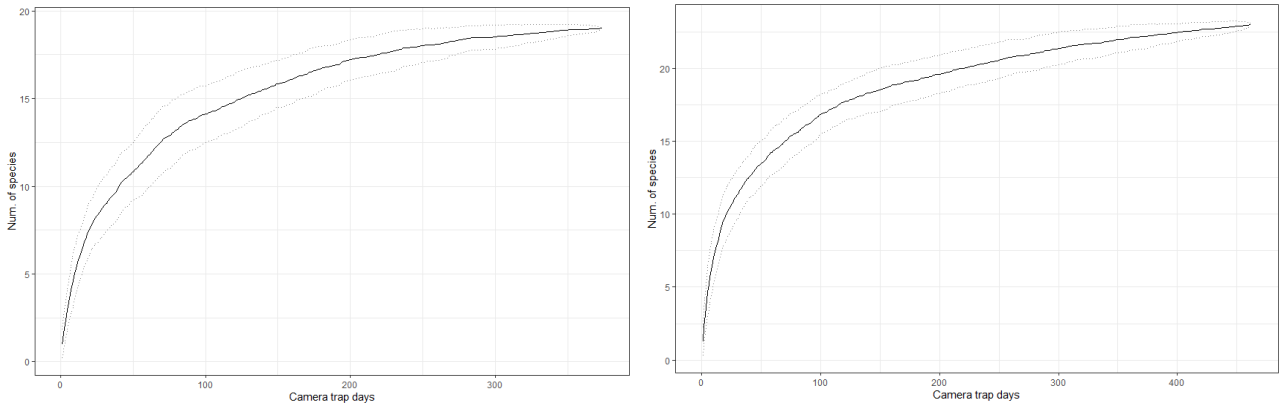


Figura 75. Curva di accumulo delle specie (SAC) relativa al campionamento 2023 a sinistra e a quello del 2024 a destra. Le linee punteggiate rappresentano un intervallo di confidenza del 95%.

Sono stati poi calcolati l’indice di abbondanza relativo e la naïve occupancy per tutte le specie di mammiferi individuate (Tabella 38). La specie più abbondante nell’area di studio in entrambe le campagne di indagine è risultata essere la volpe (*Vulpes vulpes*), seguita da scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) e tasso (*Meles meles*). Abbondante anche la presenza di micromammiferi, identificati come appartenenti principalmente ai generi Apodemus sp. e Rattus sp. Le immagini raccolte hanno permesso solo in alcuni casi di identificare con un buon grado di sicurezza la specie relativa al genere Rattus sp., come *Rattus norvegicus*, comunemente noto come Surmolotto o Ratto delle chiaviche, mentre non è stato possibile identificare le specie relative al genere Apodemus sp. e al toporagno, rilevato solo in un’occasione e attribuito pertanto al genere Crocidura/Sorex sp.

Nel corso del 2024 le specie hanno mostrato un aumento dell’indice di abbondanza relativo (RAI), dovuto principalmente ad un maggiore sforzo di campionamento nel secondo anno. Due specie in particolare hanno mostrato un andamento che si discosta molto dall’anno precedente: il gatto domestico (*Felis silvestris catus*), che è stato individuato meno frequentemente nelle stazioni di fototrappolaggio, e la nutria (*Myocastor coypus*), che invece è stata segnalata molto più frequentemente risultando la specie più abbondante dopo la volpe.

Per quanto riguarda, invece, la naÏve occupancy, ovvero la distribuzione delle specie nell’area di studio, la volpe si conferma la specie più diffusa, così come lo scoiattolo si conferma presente solo nell’area del Bosco Belvedere e la nutria solo nell’area dei laghetti di Marteggia. Il tasso, invece, nel corso del 2024 è stato rilevato in tutte le stazioni di campionamento, mentre il gatto domestico è stato rilevato in un minor numero di stazioni, in linea che con la diminuzione degli eventi di fototrappolaggio per questa specie. Lepre (*Lepus europaeus*) e riccio (*Erinaceus europaeus)* appaiono presenze occasionali all’interno dei siti indagati. Mentre per la lepre questo dato è in linea con l’ecologia della specie, che predilige ambienti prativi e le strumentazioni sono state collocate tutte all’interno di aree boscate, per il riccio questo dato potrebbe in realtà corrispondere ad una presenza sporadica della specie o ad un numero molto limitato di individui nell’area.

Tabella 38. Calcolo del RAI totale e dalla naïve occupancy per specie nel corso delle due campagne di indagine (2023-2024).

	2023			**2024**		
	Eventi orari	**RAI orario**	**Naïve occupancy**	**Eventi orari**	**RAI orario**	**Naïve occupancy**
Apodemus sp	16	4,34	0,66	39	8,55	0.66
Crocidura/Sorex sp.	0	0,00	0,00	1	0,22	0.16
Erinaceus europaeus	1	0.27	0,16	0	0,00	0,00
Felis silvestris catus	28	**7,60**	0,83	16	**3,51**	0.66

	2023			2024		
	Eventi orari	**RAI orario**	**Naïve occupancy**	**Eventi orari**	**RAI orario**	**Naïve occupancy**
Lepus europaeus	2	0,54	0,33	0	0,00	0
Meles meles	13	**3,53**	0,5	38	**8,33**	1,00
Myocastor coypus	13	**3,53**	0,33	113	**24,78**	0.33
Rattus norvegicus	3	0,81	0,33	6	1,32	0.33
Rattus sp	3	0,81	0,33	32	7,02	0.66
Sciurus vulgaris	37	**10,05**	0,66	56	**12,28**	0.66
Vulpes vulpes	114	**30,97**	1,00	339	**74,34**	1,00

I dati raccolti, in particolare quelli relativi alle specie che hanno registrato il maggior numero di eventi giornalieri (Tabella 39), sono stati espressi a livello spaziale attraverso il calcolo cumulativo degli eventi giornalieri per specie e sito di foto-videotrappolaggio, standardizzati sul totale degli eventi relativi a quella data specie (Camera trap event score). Quest’analisi ha permesso di ottenere un quadro della distribuzione delle specie di mammiferi presenti all’interno dell’area di studio.

Tabella 39. Eventi giornalieri distribuiti per specie e stazione di foto-videotrappolaggio. In grassetto le specie che hanno registrato i numeri più elevati di eventi di foto-videotrappolaggio nel corso delle due campagne di campionamento (2023-2024).

Stazione di fototrappolaggio	x	y	**Piccoli mammiferi**	Erinaceus europaeus	Felis silvestris catus	Lepus europaeus	Meles meles	**Myocastor coypus**	**Sciurus vulgaris**	**Vulpes vulpes**
1BBR	1769621,958	5056270,723	36	0	14	0	1	0	30	42
2BBR	1769904,011	5056575,66	0	0	5	0	2	0	11	19
3BBR	1769443,669	5055874,603	22	0	5	1	3	0	28	53
4BBR	1769473,273	5056148,203	13	1	5	1	1	0	12	13
5LMR	1769141,18	5055684,405	10	0	1	0	19	67	0	98
6LMR	1768895,633	5055716,869	5	0	14	0	21	6	0	62
TOTALE (Eventi giornalieri 2023-2024)			**86**	1	44	2	47	**73**	**81**	**287**

Nello specifico si osserva come la volpe, oltre ad essere la specie più abbondante nell’area, sia anche quella che la utilizza tutta. La specie è infatti stata individuata in tutte le stazioni di foto-videotrappolaggio, ma la sua presenza varia tra le stazioni. Si è riscontrata infatti una maggiore presenza nelle stazioni collocate nella parte meridionale dell’area e in particolare nella zona dei laghetti di Marteggia, dove sono stati individuati due cuccioli nel campionamento 2023 e altri due in quello 2024. Nel corso del secondo anno di indagine è stata osservata nella stazione 01BBR una femmina accompagnata da tre cuccioli. Altre immagini e video raccolti nelle stazioni 03BBR e 05LMR hanno permesso di osservare una femmina accompagnata talvolta da un cucciolo, altre volte da due. Data la distanza a cui sono state posizionate le foto-videotrappole si ritiene che si tratti della stessa femmina e che questa possa nel corso della stagione aver perso un cucciolo, o semplicemente il terzo cucciolo non sia stato ripreso insieme ai fratelli dalla foto-videotrappola. Dall’osservazione delle immagini si ritiene pertanto che l’area ospiti una sola unità sociale formata da una coppia monogamica (Boitani et al. 2003) con una femmina che si è riprodotta per due stagioni consecutive dando alla luce il primo anno due cuccioli e il secondo tre. Nel corso del 2024 è stato inoltre possibile

distinguere due individui adulti che presentavano nello stesso periodo una zoppia[9] uno all’arto anteriore e uno all’arto posteriore, permettendo in questo modo di riconoscerli. Non è stato però possibile distinguere il sesso di questi due individui e si potrebbe pertanto trattare o della coppia monogamica o di due femmine, dove una è quella che si è riprodotta e l’altra una “helper”, ovvero una femmina adulta imparentata con la coppia e che aiuta la femmina nell’allevamento dei cuccioli.

Figura 76. Volpi rilevate all’interno dell’area di studio. In alto a sinistra uno dei cuccioli fotografati nel Bosco.

[9] Dal dizionario Treccani “L’essere zoppo, zoppaggine. Il termine è usato in veterinaria, per indicare l’irregolarità di andatura degli animali domestici dovuta al fatto che l’animale sottrae più o meno o del tutto qualche arto all’appoggio o all’impulso; e in medicina, come sinon. meno com. di claudicazione.”.

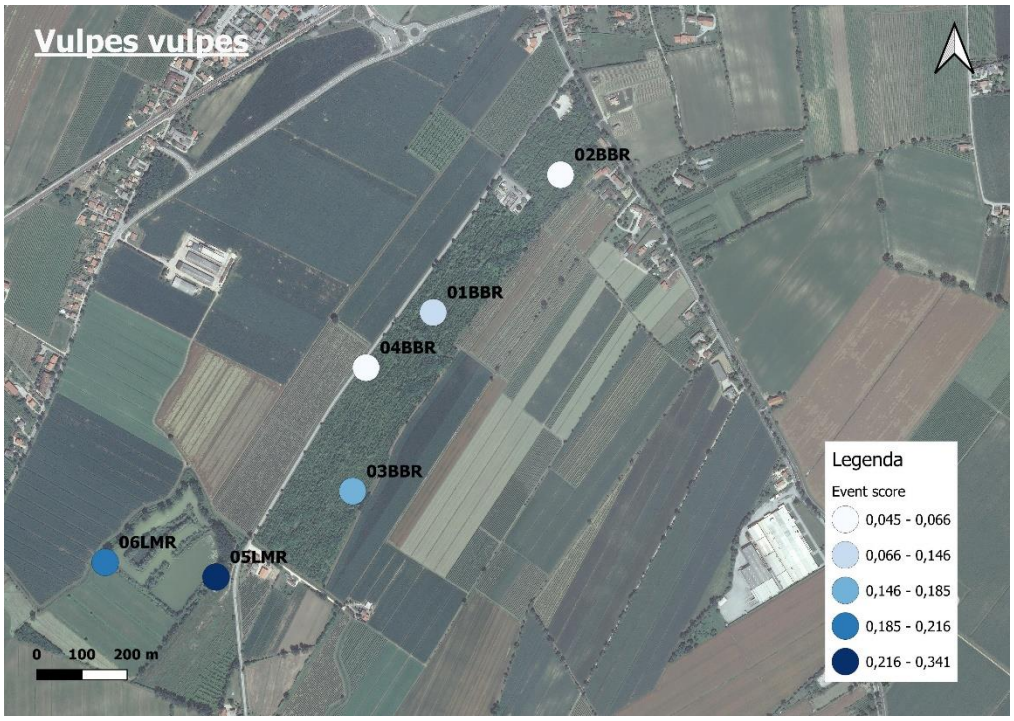


Figura 77. Distribuzione della volpe all’interno dell’area di studio.

All’interno dell’area di studio è stata riscontrata anche la presenza del tasso che, pur frequentando tutta l’area come la volpe, appare più localizzato e presente prevalentemente nella parte più meridionale del bosco. La maggior parte delle osservazioni, inoltre, sono state fatte nella porzione dei Laghetti più lontana da possibili fonti di disturbo. L’analisi delle immagini e dei video e la frequenza delle osservazioni nel sito, fa presupporre che in quella zona possa essere presente la tana di questa specie e che gli individui presenti nell’area siano in realtà un piccolo gruppo famigliare, data l’etologia della specie.

Figura 78. Tassi rilevati all’interno dell’area di studio.

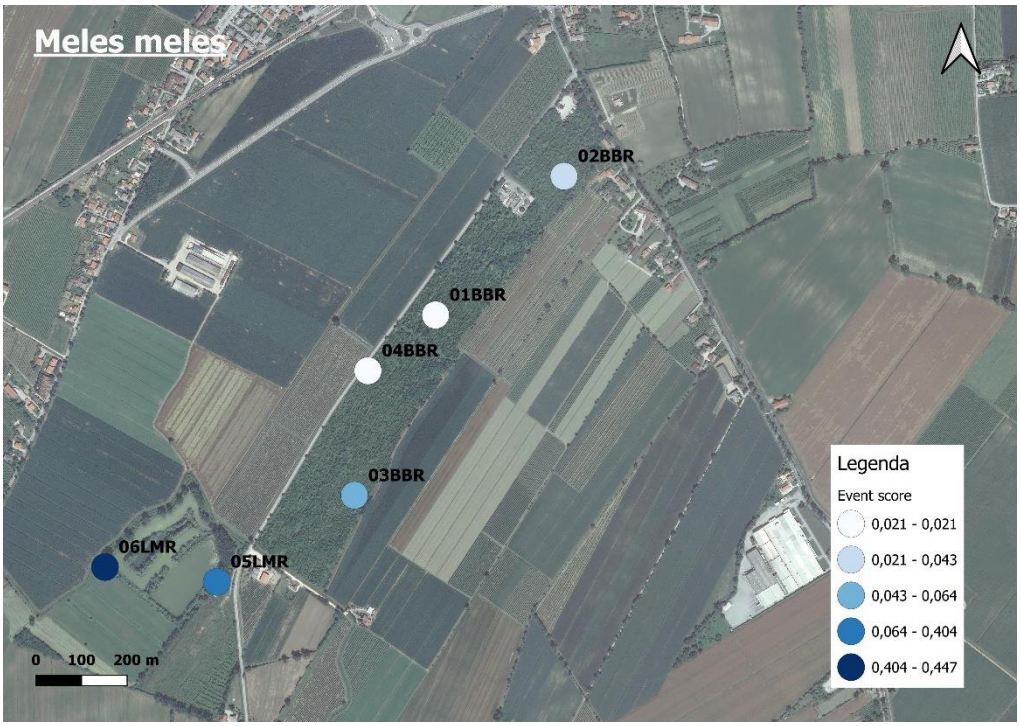


Figura 79. Distribuzione del tasso all’interno dell’area di studio.

Ancora, lo scoiattolo comune è risultato occupare solo l’area del Bosco “Belvedere”, mostrando al suo interno una distribuzione piuttosto omogenea, prevalentemente concentrata nella porzione centrale, dove la fototrappola è stata collocata in prossimità di alcuni noccioli. In generale, la specie sembra occupare tutta la porzione centro meridionale dell’area boscata mentre risulta completamente assente nei laghetti di Marteggia.

Figura 80. Scoiattoli ripresi all’interno dell’area di studio.

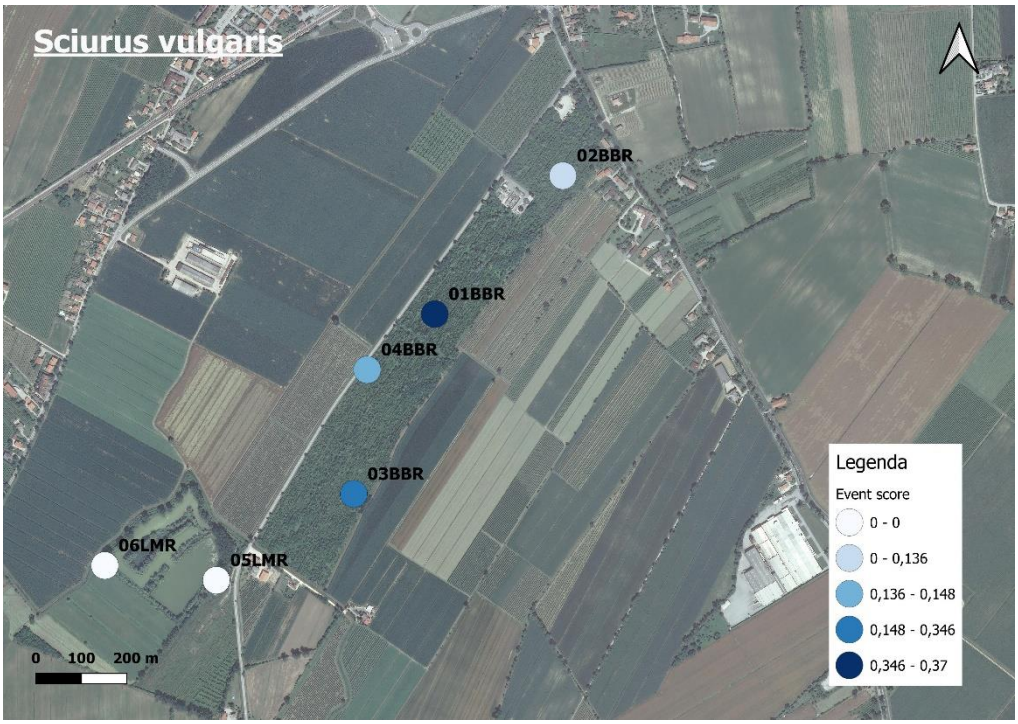


Figura 81. Distribuzione dello scoiattolo all’interno dell’area di studio.

Infine, è stata riscontrata la presenza della nutria, specie alloctona, e del gatto domestico (almeno 2 individui). La presenza della nutria appare localizzata in prossimità della zona umida, mentre il gatto domestico frequenta tutta l’area. Una particolare concentrazione si è vista nella stazione di foto-videotrappolaggio 01BBR, all’interno del Bosco “Belvedere”, dove si concentra anche la presenza dello scoiattolo, e in quella 06LMR dove è stato frequentemente riscontrata la presenza del ratto, entrambe prede potenziali per questo animale domestico.

Figura 82. Nutrie ripresi all’interno dell’area di studio.

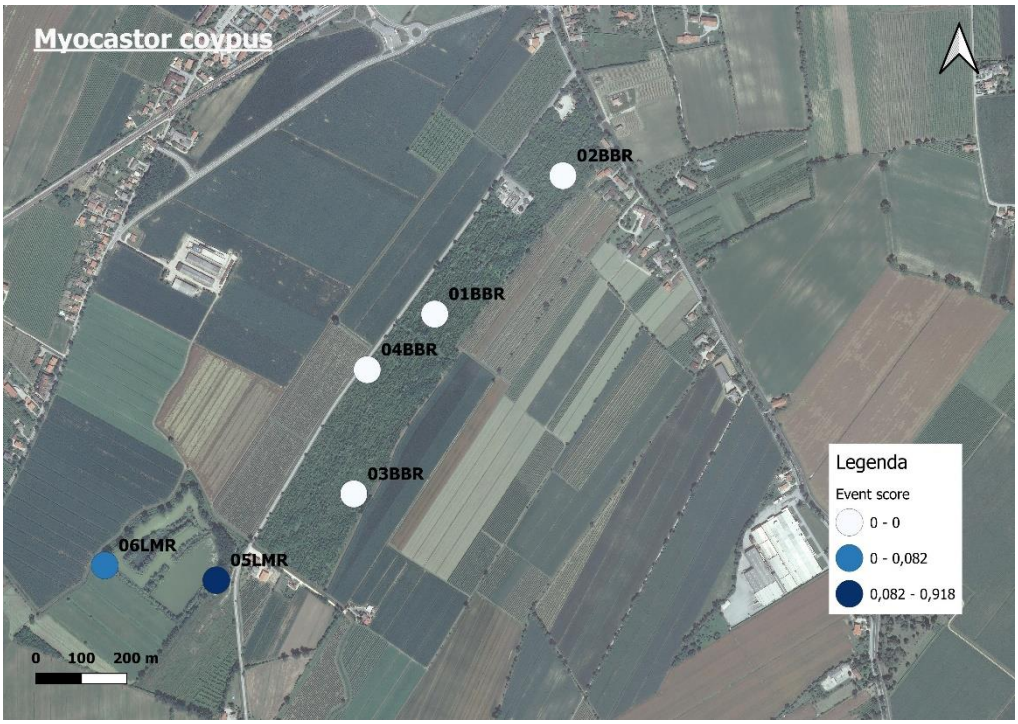


Figura 83. Distribuzione della nutria all’interno dell’area di studio.

Figura 84. Gatti domestici ripresi all’interno dell’area di studio.

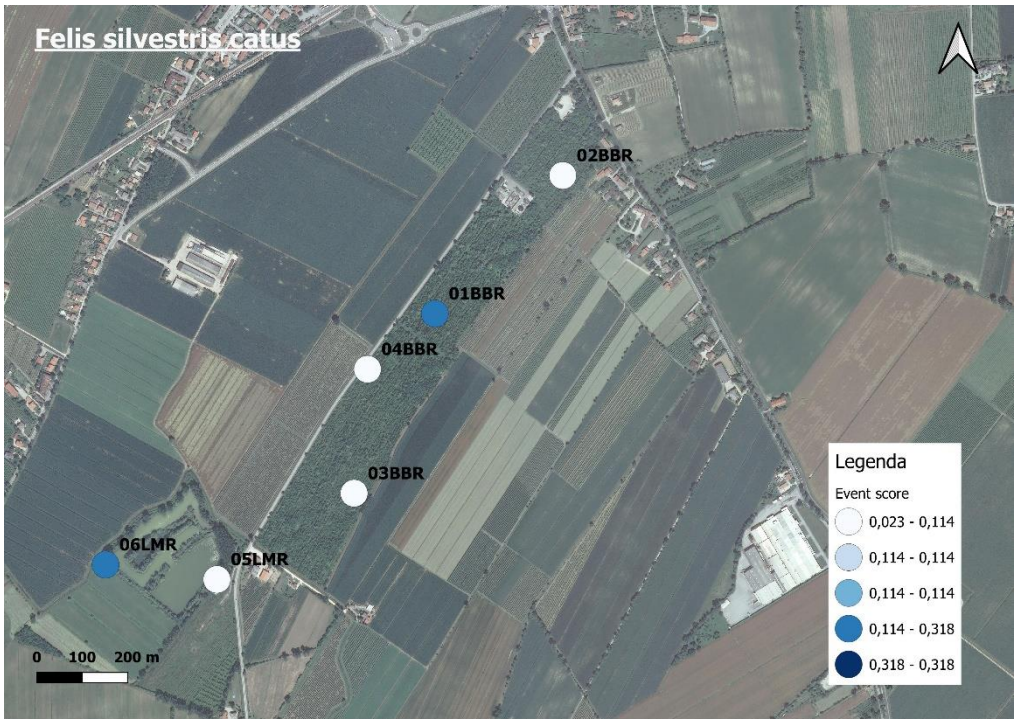
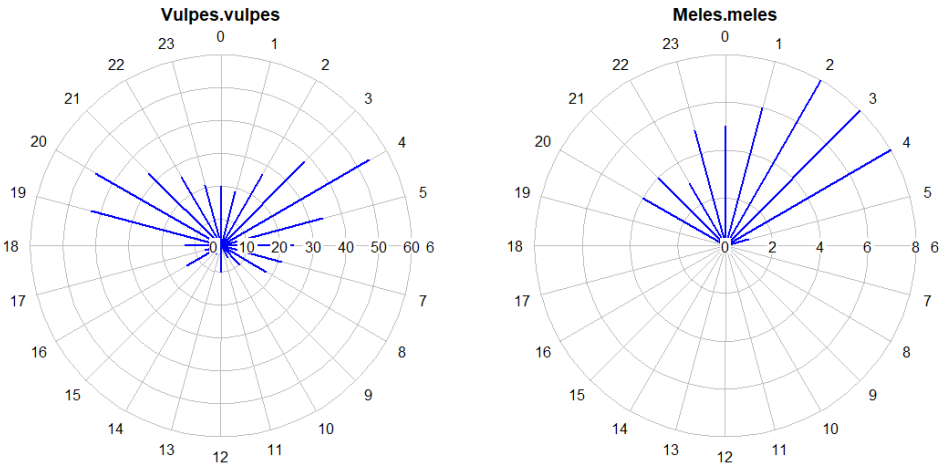


Figura 85. Distribuzione del gatto domestico all’interno dell’area di studio.

Sono stati infine osservati i ritmi di attività di tasso, volpe, nutria, scoiattolo e gatto domestico all’interno dell’area di studio. Questi dati possono essere considerati come delle indicazioni valide per il periodo primaverile-estivo nell’area di studio poiché il campionamento è stato superiore ai 500 giorni/trappola e per tutte le specie analizzate è stato possibile ottenere 20 ricatture (Rovero e Spitale, 2016).

La volpe, come è noto, anche in letteratura, si presenta attiva prevalentemente dalle 19:00 alle 05:00 del mattino, ma mostra attività anche tra le 07:00-08:00, negli orari centrali (12:00) e nel pomeriggio (16:00-18:00). La maggiore attività in quest’area si sviluppa però in due fasce orarie specifiche: dalle 19:00 alle 21:00 e tra le 03:00 e le 05:00 del mattino. Il tasso, invece, in linea con le caratteristiche etologiche note per la specie, è attivo solo in orario crepuscolare e notturno, dalle 20:00 alle 04:00 del mattino, mostrando un picco di attività tra le 02:00 e le 04:00. Anche la nutria in quest’area è attiva prevalentemente in orario notturno dalle 20:00 alle 04:00, ma a differenza del tasso si mostra attiva anche negli orari pomeridiani dalle 14:00 alle 19:00, mostrando un picco di attività tra le 20:00 e le 22:00.



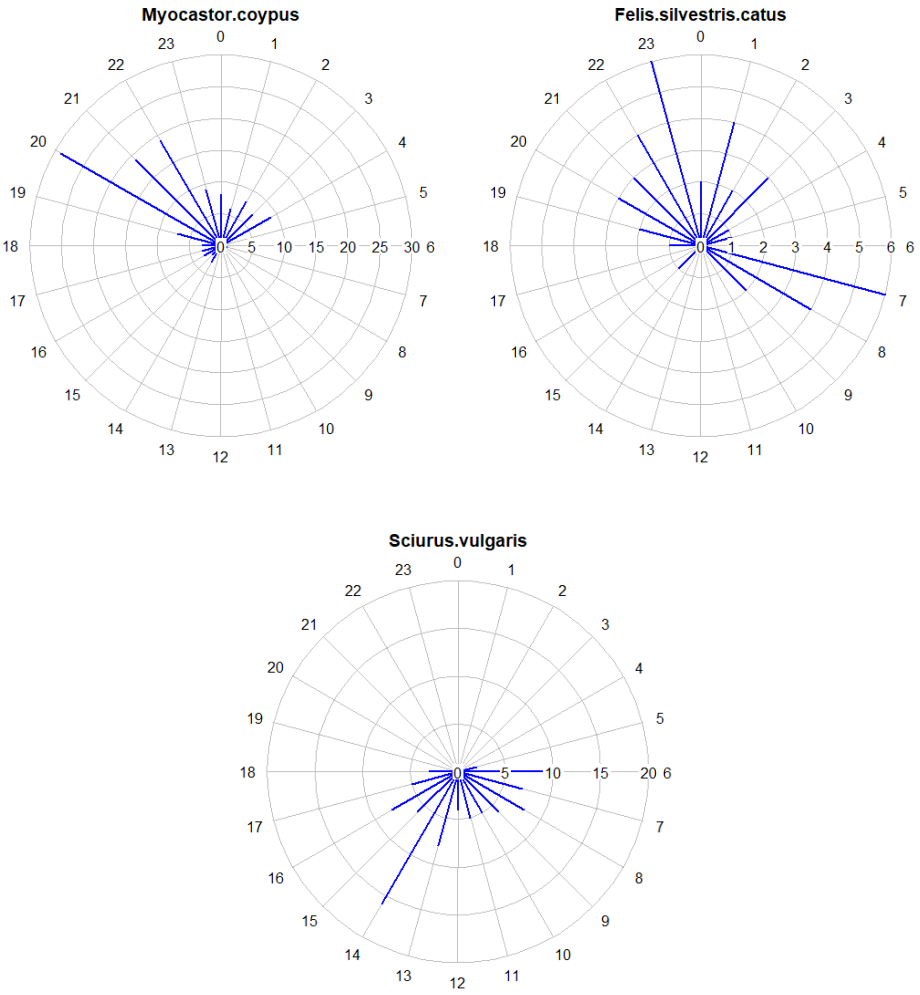


Figura 86. Ritmi di attività preliminari di volpe (*Vulpes vulpes*), tasso (*Meles meles*), scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris)*, nutria (*Myocastor coypus*) e gatto domestico (*Felis silvestris catus*).

Il gatto domestico appare attivo nell’arco di tutta la giornata, fatta eccezioni per gli orari centrali dalle 10:00 alle 14:00, con due picchi di attività tra le 22:00 e le 23:00 e il mattino tra le 07:00 e le 08:00. Lo scoiattolo, infine, come è noto, è attivo solo durante il giorno dalle 06:00 del mattino alle 18:00, con un picco di attività alle 14:00, orario in cui l’attività dei suoi potenziali predatori, volpe e gatto, è sostanzialmente nulla nel periodo primaverile estivo.

7.4.2. Indagine sulla fauna nectonica

L’indagine, condotta da giugno a luglio 2023 e da maggio a giugno 2024, ha permesso di ottenere una check list delle specie di fauna nectonica presenti nei laghetti di Marteggia (Tabella 40).

Nei laghetti di Marteggia è stata individuata la presenza di 4 specie ittiche di cui 3 alloctone (*Pseudorasbora parva*, *Ictalurus melas*, *Procambarus clarkii*) e solo una, il gamberetto di fiume, *Palaemonetes antennarius,* appartenente alla fauna nectonica autoctona. Quest’ultima è un decapode tipico delle acque interne, può tollerare anche contesti leggermente salmastri e vive tra la vegetazione di acque calme o debolmente correnti, nutrendosi principalmente di prede animali vive e/o morte e di detriti vegetali. Il range distributivo del gamberetto di fiume comprende l’Italia e il lato orientale di Turchia, Slovenia, Croazia e Grecia (incluse le isole maggiori). Sebbene non sia noto il trend di popolazione di questa specie, *P. antennarius* viene considerato diffuso e, in assenza di minacce importanti conosciute, è inserito nella IUCN Red List come una specie a Minor Preoccupazione (IUCN 2012).

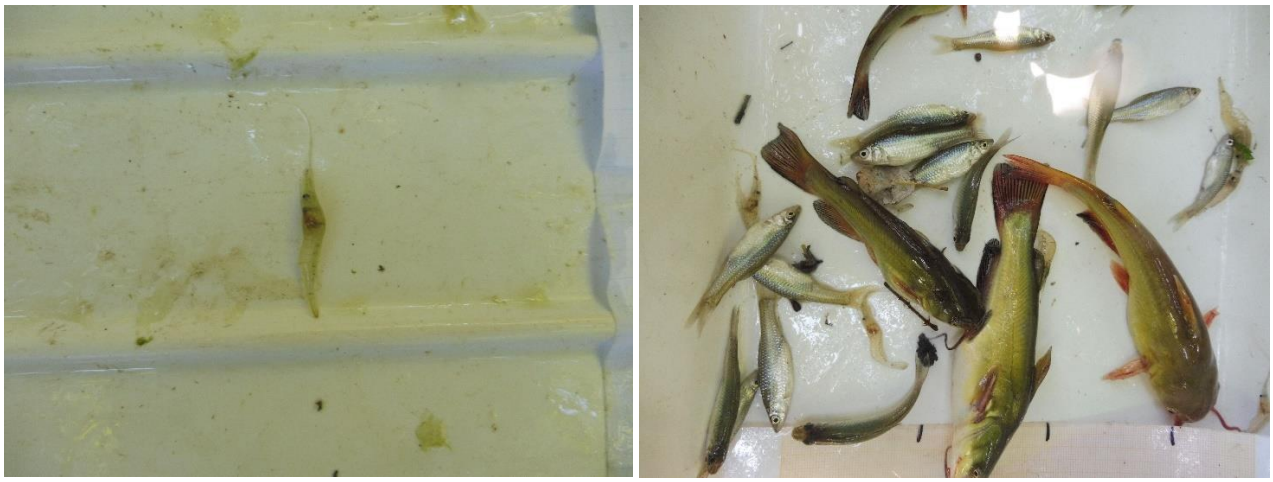


Figura 87. A sinistra *P. antennarius,* a destra *Pseudorasbora parva*, *Ictalurus melas e P. antennarius* temporaneamente catturati nella nassa 03.

Questo piccolo gamberetto è inoltre parte importante della dieta di molti pesci ed è a sua volta un detritivoro/generalista e predatore anche di invertebrati bentonici. Uno studio condotto su *P. antennarius* nel lago di Bracciano ha rivelato come il suo comportamento alimentare lo renda una specie trofica intermedia di importanza cruciale in ecosistemi “wasp-waist” (a nido di vespa), ovvero ecosistemi in cui una singola specie, o al massimo diverse specie, dominano interamente il loro livello trofico. In ecosistemi di questo tipo, infatti, un gran numero di taxa sono collegati da una singola o pochissime specie collocate a metà dei livelli trofici (Traversetti et al. 2016). Nell’area di studio il gamberetto di fiume è stato rilevato in tutte le stazioni campionate, mostrando una maggiore frequenza nella stazione N03 (Figura 66, Figura 89).

Tabella 40. Specie nectoniche individuate attraverso il campionamento con nasse innescate (4) e abbondanza relativa di individui catturati per ciascuna nassa, con le relative coordinate.

SPECIE	**N01**	**N02**	**N03**	**Totale catture**
Pseudorasbora parva	310	283	49	**642**
Palaemonetes antennarius	12	2	36	**50**
Ameiurus melas	0	2	6	**8**
Procambarus clarkii	2	0	2	**4**
Coordinate				
x	1769053	1769134	1769078	
y	5055607	5055773	5055611	

Tra le specie alloctone, quella individuata in maggior numero (Tabella 40, Tabella 41) è la *Pseudorasbora parva,* specie inclusa nell’elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) 1143/2014, recepito in Italia con D. Lgs. 230/2017. Si tratta di un Ciprinide di piccola taglia originario dell’Asia Orientale e introdotto involontariamente in Europa a causa di semine erronee o del suo commercio come esca viva a partire dal 1961 in Romania. La distribuzione attuale di questa specie comprende larga parte dell’Europa e in Italia è abbondante nel bacino del Fiume Po e in aumento nelle regioni centrali (Figura 88). La diffusione di questa specie è imputabile alle pratiche di acquacoltura (introduzione involontaria associata al commercio di altri ciprinidi: 65%), alla pesca ricreativa (22%), al commercio per acquaristica, soprattutto per scopi ornamentali (9%) e infine solo per l’1% alla dispersione naturale (Puzzi et al. 2021). La pseudorasbora è un pesce gregario che vive nei corsi d'acqua di pianura o pedemontani con corrente moderata e ricchi di vegetazione. Si nutre di macrobenthos, zooplancton, detrito e frammenti di vegetali e uova di altri pesci e mostra una grande tolleranza alle acque di scarsa qualità ambientale nonché una spiccata

adattabilità alle variazioni in termini di temperature, salinità e ossigenazione delle acque in cui vive (Puzzi et al. 2021). Nell’area di studio, in base ai dati preliminari raccolti, è risultata essere la specie più abbondante e presente in tutte le stazioni campionate (Figura 89).

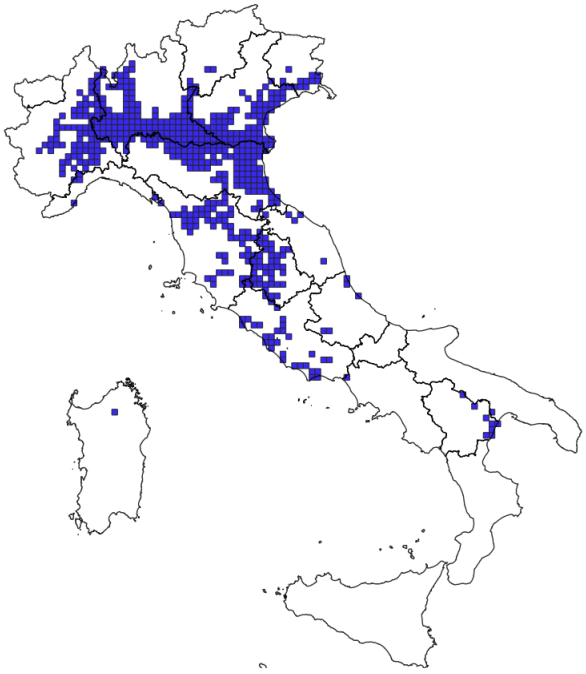


Figura 88: Distribuzione della *Pseudorasbora parva* in Italia su quadranti 10x10 km (Puzzi et al. 2021).

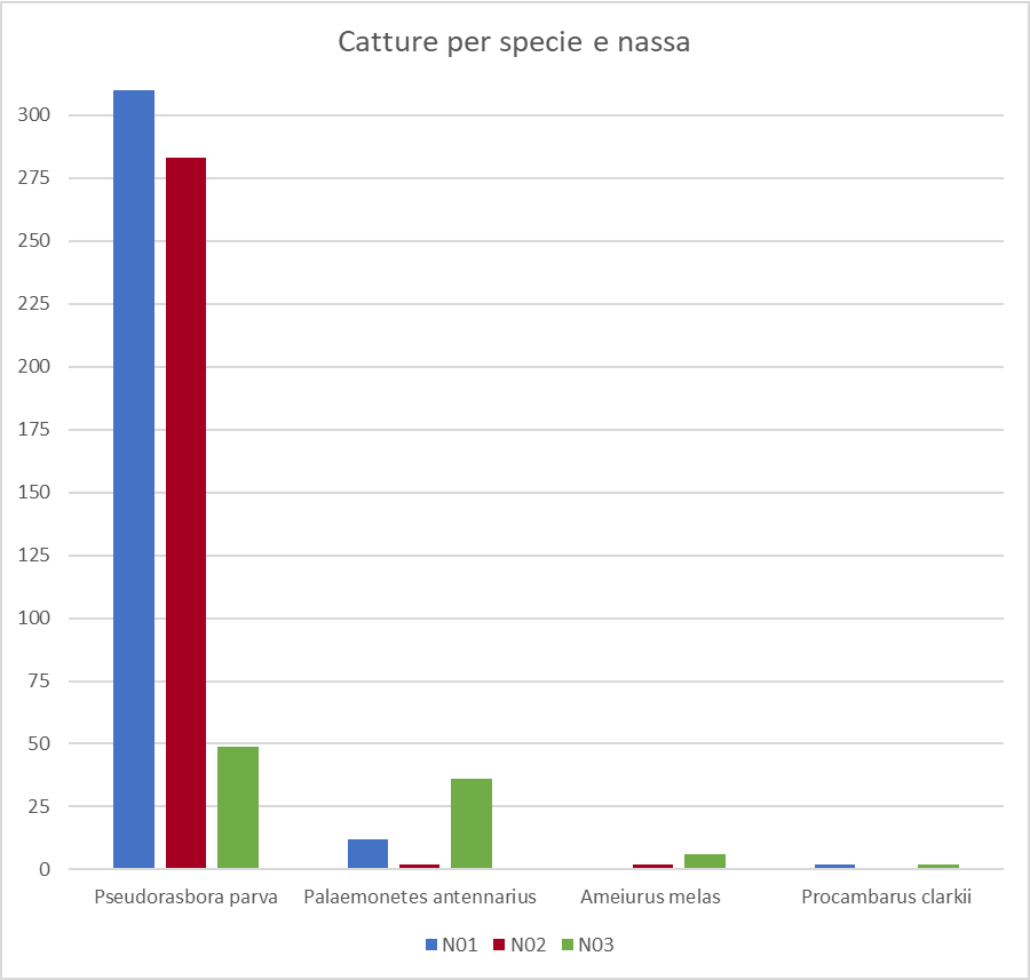


Figura 89: Distribuzione delle catture (n. individui) per specie e nassa.

Nel corso di questa indagine sono state rilevate, seppur con minor frequenza, altre due specie aliene invasive di rilevanza unionale: il pesce gatto (*Ictalurus melas*) e il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*). Entrambe le specie sono state rilevate in due stazioni di campionamento su tre e con un numero di individui limitato.

La presenza del gambero rosso della Louisiana, tuttavia, è stata accertata, attraverso osservazione diretta, anche nei fossati e canali prospicenti il Bosco “Belvedere” (cfr. Relazione intermedia Erpetofauna) e si ritiene pertanto che sia più diffuso nell’area di studio rispetto a quanto emerso da questi dati.

Si tratta di un crostaceo dulcacquicolo appartenente all’Ordine dei Decapodi e alla Famiglia dei Cambaridi originario degli ambienti lentici, come paludi e acquitrini, degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale. La specie è stata introdotta in Italia per rilascio volontario/accidentale di individui in natura a partire da soggetti commercializzati per acquacoltura e acquariofilia.

Tale specie è in grado di colonizzare ogni tipo di ambiente acquatico, incluse le acque salmastre e le acque di grotta e può sopravvivere anche in ambienti acquatici soggetti a forti fluttuazioni stagionali del livello dell’acqua, fino al disseccamento temporaneo. Costruisce attivamente tane per ripararsi da condizioni avverse e dai predatori durante la muta o la riproduzione e presenta una dieta onnivora, negli adulti prevalentemente costituita da piante e detrito vegetale, mentre nei giovani da proteine animali (Tricarico e Zanetti 2023).

Tabella 41. Valore medio di CPUE (Catture per unità di tempo) per ogni specie calcolato su tutte le stazioni di cattura (N01-N02-N03) per ogni sessione di trappolaggio.

Valore Medio CPUE per sessione di cattura e specie							
SPECIE	**09/06/23**	**21/06/23**	**12/07/23**	**21/07/23**	**31/07/23**	**27/05/24**	**26/06/24**
Pseudorasbora parva	11,73	1,03	1,43	7,72	3,44	12,25	17,08
Palaemonetes antennarius	0,27	0,18	1,05	0,50	0,33	1,75	0,08
Ictalurus melas	0,00	0,06	0,00	0,22	0,33	0,00	0,00
Procambarus clarkii	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,08	0,08

Infine, la presenza del pesce gatto, specie originaria del Nord-America, nei laghetti di Marteggia è probabilmente dovuta a immissioni volontarie a scopo di pesca sportiva. Si tratta di un siluriforme introdotto in Italia per ragioni commerciali legate alla pesca ricreativa, che vive prevalentemente in acque dolci come laghi, canali, paludi, stagni e corsi d'acqua, che presentino una corrente lenta o ferma. Predilige acque calde, ricche di nutrienti e vegetazione e con fondali fangosi. In generale questa specie è molto resistente, capace di sopravvivere anche in ambienti fortemente inquinati o poco ossigenati. Queste caratteristiche ecologiche lo rendono un efficace competitore di specie autoctone quali la tinca (*Tinca tinca*) e il persico reale (*Perca fluviatilis*), mettendone a rischio le popolazioni.

7.5. Conclusioni e indicazioni gestionali

La teriofauna individuata nel corso dell'indagine di foto-videotrappolaggio ha rilevato la presenza nell'area di studio di specie molto comuni e diffuse in tutta la Pianura Veneta. Ciò nonostante, è importante sottolineare come la presenza di un'area boscata di questo tipo possa offrire alcune caratteristiche idonee perché determinate specie possano colonizzarla e trovare le condizioni ideali per instaurare un gruppo famigliare riproduttivo e stabile in questo contesto, così come è avvenuto per il tasso. Tali condizioni sono in primo luogo una copertura arborea e arbustiva che possa offrire il riparo necessario alla costruzione della tana (Huck et al. 2008; Remonti et al. 2006; Roper 2010), elemento fondamentale per la vita e la riproduzione di questa specie. Il Bosco Belvedere e l'area dei laghetti di Marteggia rappresentano una superficie boscata sufficientemente ampia, se paragonata al contesto agricolo circostante dove sono presenti solo limitate e isolate superfici ancora occupate da alberi e arbusti. Per tutelare questa specie, inserita nell'Allegato III della Convenzione di Berna e protetta dalla legge italiana (Lg. 157/92), sarebbe importante ripristinare la connettività tra le aree boscate ancora presenti nel territorio al fine di evitare l'isolamento e garantire agli individui di potersi muovere in sicurezza, senza essere investiti lungo le strade. La mortalità stradale è infatti considerata una delle maggiori minacce per la conservazione del tasso e di altre specie (Fabrizio et al., 2019) e pertanto collegare il Bosco Belvedere e i laghetti di Marteggia alle aree verdi vicine attraverso la conservazione, il ripristino e/o la piantumazione di ampie siepi o fasce boscate rappresenterebbe un elemento fondamentale per la sopravvivenza a lungo termine di questa specie nell'area di studio e nelle aree limitrofe. A cascata, il ripristino della connettività ambientale andrebbe ad arricchire la biodiversità faunistica di tutto il territorio nel senso più ampio.

Anche la presenza dello scoiattolo comune rilevato nell'area è in linea con la recente colonizzazione da parte di questa specie della provincia di Venezia e più in generale con i movimenti di dispersione e il fenomeno di aumento di areale di distribuzione che questo sciuride sta mostrando in tutta la regione. La sua presenza appare però isolata e limitata al solo Bosco Belvedere; pertanto, per favorire la dispersione della specie nelle aree limitrofe sarebbe opportuno, così come indicato per il tasso, creare dei corridoi ecologici fatti di siepi e/o alberature per stabilire la connettività tra aree verdi. La mancata presenza della specie nella superficie

boscata prospiciente ai laghetti di Marteggia potrebbe essere dovuta ad una minore disponibilità di risorse trofiche in questa zona, che potrebbero essere implementate attraverso la piantumazione di specie arboree idonee che producano semi o frutti (Es. noce, nocciolo, quercia) per favorire la presenza della specie nell’area. In tal caso, andrà valutato il rischio per la specie di impattare con i veicoli che attraversano Via Marteggia. Questo aspetto potrebbe essere ovviato con la costruzione di un ponte aereo in corda, come viene fatto in alcuni paesi europei e americani (squirrel bridge), che renderebbe l’attraversamento della specie facile e sicuro. Allo stesso modo, la presenza di tasso e volpe in quest’area sono in linea con quanto noto sulla loro distribuzione in regione. L’assiduità con cui sono state riscontrate nell’area potrebbe essere dovuta, come indicato precedentemente in particolare per il tasso, specie leggermente meno plastica (adattabile) della volpe, alla presenza di una sufficiente copertura arborea simile a quella presente nella zona prospicente i laghetti di Marteggia, dove la specie appare più frequente, che andrebbe pertanto preservata e gestita al meglio, seguendo le indicazioni emerse dal presente studio e dal precedente (Coccon 2020), per assicurarne la presenza nell’area. L’apertura, invece, di piccole radure all’interno del Bosco Belvedere potrebbe favorire la presenza della lepre e in futuro anche di specie ecotonali come il capriolo, presente in aree limitrofe. Tra i principali fattori di minaccia che potrebbero influire sulla presenza di questi mammiferi vi è la mortalità stradale, come già detto, e la presenza di specie alloctone e/o aliene/esotiche invasive. In quest’area, particolare attenzione andrebbe rivolta alla presenza del gatto domestico che rappresenta un potenziale competitore per i mammiferi presenti, e che può anche provocare importanti danni sulle popolazioni di uccelli, anfibi e rettili. Il numero di gatti domestici rilevati nel corso di questo studio, non è parso preoccupante; pertanto, azioni mirate e tempestive di sensibilizzazione della cittadinanza potrebbero essere utili ed efficaci a contenere la frequentazione di questi individui nell’area di studio. La nutria invece può avere un impatto rilevante sugli habitat acquatici e rappresentare un rischio sanitario in quanto vettore di malattie come la leptospirosi. In particolare, la presenza della nutria nell’area di indagine andrebbe monitorata e, laddove possibile, ne andrebbe pianificata la rimozione, in linea con il Regolamento EU 1143/2014 (recepito in Italia con D. Lgs. 230/2017).

Anche nel corso dell’indagine sulla fauna nectonica è stata rilevata la presenza di tre specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) 1143/2014, recepito in Italia con D. Lgs. 230/2017: *Pseudorasbora parva, Ictalurus melas e Procambarus clarkii.* In particolare, si sottolinea per la psudorasbora e il gambero rosso della Louisiana l’esistenza di due piani di gestione approvati a livello nazionale e attualmente vigenti (Puzzi et al. 2021; Tricarico e Zanetti 2023).

La pseudorasbora è risultata la specie più abbondante nell’area e rappresenta una minaccia per le specie autoctone sia dal punto di vista eco-etologico che dal punto di vista sanitario. Vi sono infatti evidenze che la specie possa inibire la riproduzione e competere con gli avannotti delle specie native per l’alto tasso riproduttivo che la caratterizza. Inoltre, è un parassita facoltativo poiché si nutre di uova di altre specie ittiche ed è un vorace predatore di zooplancton. Dal punto di vista sanitario può trasmettere un agente infettivo (*Sphaerothecum destruens*) responsabile di gravi morie nei Salmonidi. L’impatto della pseudoraspora si manifesta anche con l’alterazione degli habitat (Puzzi et al. 2021). Allo stesso modo, la presenza del gambero rosso della Louisiana può causare impatti negativi sull’ecosistema a causa della sua attività trofica su macroinvertebrati acquatici, larve di anfibi, uova di pesci e piante acquatiche, ma anche a causa dell’attività di scavo che aumenta la torbidità dell’acqua (che riduce la penetrazione della luce e la conseguente produttività primaria) e che provoca l’instabilità (fino al crollo) degli argini- di modeste dimensioni. Dal punto di vista sanitario, questa specie è portatrice sana della chitridiomicosi e della peste del gambero, entrambe letali per molte specie native di anfibi e di astacidi. Può essere infine colpito dalla malattia dei punti bianchi che, in presenza di specie suscettibili come la trota, potrebbe svolgere il ruolo di carrier della necrosi ematopoietica infettiva (Tricarico e Zanetti 2023).

Per entrambe queste specie, in base ai piani di gestione nazionali, è prevista l’eradicazione rapida o il controllo della specie, interventi che andrebbero pianificati anche nell’area dei laghetti di Marteggia per favorire la conservazione e la proliferazione di specie autoctone quali ad esempio il gamberetto di fiume. Questa specie ha infatti un ruolo cruciale nella catena trofica e può essere particolarmente minacciato dalla presenza e introduzione di potenziali competitori/predatori, rappresentati in particolare da specie alloctone

e aliene invasive, e anche dai parassiti che possono essere introdotti in ambiente da queste specie (Traversetti et al. 2016). Alcune popolazioni vivono in corpi d’acqua caratterizzati da abbondante vegetazione sommersa (ad es. del genere *Potamogeton*) e questo potrebbe suggerire un potenziale ruolo di indicatore ecologico di questa specie. Inoltre, trattandosi di una specie limitatamente studiata, le conoscenze sulla sua distribuzione e sul trend delle sue popolazioni non sono disponibili e pertanto andrebbe posta particolare attenzione alla sua tutela e conservazione, al pari di quella raccomandata per altri decapodi d'acqua dolce, come *Austropotamobius pallipes* e *Potamon fluviatile* (Traversetti et al. 2016).

Alla luce di quanto emerso da questo primo studio sulla fauna nectonica e sulle specie di mammiferi presenti nell’area di studio, sarebbe importante redigere un piano di gestione dell’area che stabilisca azioni concrete atte a limitare le criticità riscontrate, in particolare rispetto alla presenza di specie aliene invasive, mettendo in atto quanto previsto dal Regolamento EU 1143/2014. Molto importante sarebbe anche intraprendere delle azioni di comunicazione volte a limitare l’accesso nell’area di gatti domestici, sensibilizzando i proprietari di questi animali che abitano nelle aree circostanti sugli impatti che questi animali possono arrecare alla fauna selvatica. Un’ulteriore azione importante per tutelare i mammiferi presenti nell’area sarebbe quella di regolamentare la fruizione dell’area da parte di cani, che dovrebbero essere condotti a guinzaglio per limitare l’impatto sull’ambiente e sulle specie presenti. Ulteriori azioni di comunicazione potrebbero essere attuate per evitare il rilascio all’interno dei laghetti di Marteggia e dei canali all’interno del Bosco Belvedere di specie alloctone, in particolare ittiche e di erpetofauna. Infine, in una prospettiva di conservazione a lungo termine delle specie di mammiferi presenti nell’area e per favorire la colonizzazione da parte di altre specie sarebbe importante intraprendere uno studio volto a identificare nel dettaglio gli interventi da mettere in atto per ripristinare la connettività ecologica dell’area e le risorse economiche disponibili per interventi di questo tipo (ad es. PNRR), coinvolgendo e sensibilizzando da subito il comparto agricolo, i decisori politici e tutti i principali portatori d’interesse del territorio.

7.6. Bibliografia citata

Boitani L., Lovari S., Taglianti A., 2003. Fauna d’Italia: mammalia III, Carnivora–Artiodactyla. Calderini de Il Sole 24 ore. ed. Edagricole s.r.l., Bologna.

Colwell R.K., Coddington J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 345, 101–118. https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091.

Fabrizio M., Di Febbraro M., D’Amico M., Frate L., Roscioni F., Loy A., 2019. Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a case study on European badger (Meles meles). https://doi.org/10.1007/s10344-018-1241-7.

Fegraus E., MacCarthy J., 2016. Camera trap data management and interoperability. In: Rovero F. and Zimmermann F. (eds.), Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing.

González-Ortegón E., Cuesta J.A., 2006. An illustrated key to species of Palaemon and Palaemonetes (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species Palaemon macrodactylus. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 86, 93–102. https://doi.org/10.1017/S0025315406012896.

Huck M., Davison J., Roper T.J., 2008. Predicting European badger Meles meles sett distribution in urban environments. Wildl. Biol. 14, 188–198. https://doi.org/10.2981/0909-6396(2008)14[188:PEBMMS]2.0.CO;2.

IUCN, 2012. Palaemonetes antennarius: De Grave S.: The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T197950A2506191. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T197950A2506191.en.

Kottelat M., Freyhof J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Maurice Kottelat (privately published).

Oberosler V., Groff C., Iemma A., Pedrini P., Rovero F., 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. Mamm. Biol. 87, 50–61. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.05.005.

Oberosler V., Tenan S., Zipkin E.F., Rovero F., 2020. When parks work: Effect of anthropogenic disturbance on occupancy of tropical forest mammals. Ecol. Evol. 10, 3881–3894. https://doi.org/10.1002/ece3.6048.

O’Brien T.G., 2011. Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. In: O’Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (Eds.), Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. Springer Japan, Tokyo, pp. 71–96. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6.

Puzzi C.M., Trasforini S., Tamborini D., 2021. Piano di gestione nazionale della Pseudorasbora (Pseudorasbora parva).

Remonti L., Balestrieri A., Prigioni C., 2006. Factors determining badger Meles meles sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. FOLIA Zool.-PRAHA- 55, 19.

Roper T.J., 2010. Badger, The new naturalist library. Collins, London.

Rovero F., Spitale D., 2016. Presence/absence and species inventory. In: Rovero F. and Zimmermann F. (eds.), Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing.

Rovero F., Zimmermann F., 2016. Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing.

TEAM Network, 2011. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA.

Traversetti L., Dörr A.J.M., Scalici M., 2016. The freshwater grass shrimp Palaemonetes antennarius in the diet of fish in Lake Bracciano (Central Italy). Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 7. https://doi.org/10.1051/kmae/2015040.

Tricarico E., Zanetti M., 2023. Piano di gestione nazionale del gambero rosso della Louisiana (Procambarus clarkii).

7.7. Allegato fotografico

Foto 13. Scoiattolo comune rilevato nel Bosco (stazioni 02-03-04BBR).

Foto 14. Tasso rilevato nel Bosco Belvedere.

Foto 15. Esemplari di tasso rilevati nell’area dei Laghetti di Marteggia.

Foto 16. Volpe rilevata nel Bosco Belvedere.

Foto 17. Esemplari di volpe rilevati nell’area dei Laghetti di Marteggia.

Foto 18. Cuccioli di volpe rilevati nel Bosco Belvedere.

Foto 19. Esemplari di nutria rilevati nell’area dei Laghetti di Marteggia (stazioni 05-06LMR).

Foto 20. Nitticora rilevata nel Bosco Belvedere (stazione 01BBR).

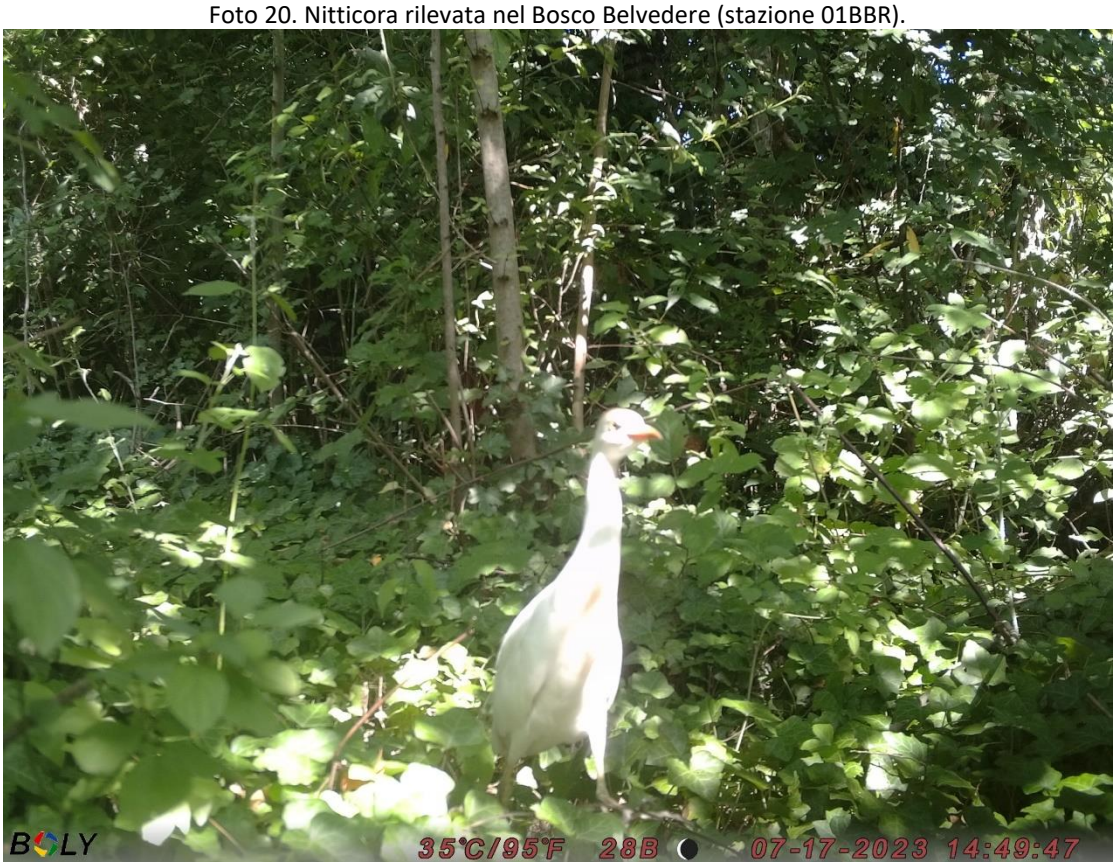


Foto 21. Airone guardabuoi rilevato nell’area dei Laghetti di Marteggia (stazione 05LMR).

Foto 22. Picchio verde rilevato nel Bosco Belvedere (stazione 03BBR).

Foto 23. Cormorano rilevato nell’area dei Laghetti di Marteggia (stazione 06LMR).