Attività finalizzate alla conservazione della fauna nell'ambito del progetto "A.P.R.I.R.E. – Azioni Per il Rafforzamento Integrato della Rete Ecologica"

Report conclusivo

Novembre 2019

A cura di: Paolo Bonazzi e Mariella Nicastro

Associazione FaunaViva
Via Fumagalli, 6 – Milano
www.faunaviva.it

INDICE

1 ..... PREMESSA 3

2 ..... INTERVENTI PER LA CONSERVAZIONE DEI CHIROTTERI 4

2.1 Acquisizione e installazione di batbox 5

2.2 Monitoraggio dell'occupazione delle batbox 9

2.3 Rilievi ultrasonici dei Chirotteri 11

2.3.1 Materiali e metodi 11

2.3.2 Risultati.....13

3 ..... INTERVENTI PER LA CONSERVAZIONE DELLO SCOIATTOLO ROSSO 17

3.1 Installazione di cassette nido e mangiatoie 17

3.2 Monitoraggio degli interventi a favore dello Scoiattolo rosso.....19

3.2.1 Materiali e metodi 19

3.2.2 Risultati.....20

4 ..... INTERVENTI PER IL MONITORAGGIO E IL CONTENIMENTO DEI GAMBERI ALLOCTONI 30

4.1 Inquadramento dell'area di studio.....30

4.2 Materiali e metodi 32

4.3 Risultati.....33

5 ..... BIBLIOGRAFIA 38

1 PREMESSA

Nel presente documento si riportano i risultati delle attività finalizzate alla conservazione della fauna svolte dal 2016 al 2018 nell'ambito del progetto "A.P.R.I.R.E. – Azioni Per il Rafforzamento Integrato della Rete Ecologica", per le quali l'Associazione FaunaViva ha richiesto e ottenuto un contributo dal Consorzio Parco del Molgora (Delibera di C.d.A. n. 24 del 08.06.2016).

Le attività svolte sono state finalizzate al sostegno delle popolazioni locali dl Chirotteri e di Scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*), al monitoraggio della presenza di Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) e al monitoraggio e contenimento del Gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*).

In particolare, le attività svolte hanno previsto:

- Acquisizione e installazione di *batbox*;
- Monitoraggio dell'occupazione delle *batbox*;
- Rilievi ultrasonici dei Chirotteri;
- Monitoraggio della presenza delle specie di Scoiattolo rosso e Scoiattolo grigio;
- Acquisizione e installazione di cassette nido e mangiatoie per lo Scoiattolo rosso;
- Monitoraggio e contenimento del Gambero rosso della Louisiana.

Il presente report riporta i risultati delle attività svolte nel corso del progetto.

2 INTERVENTI PER LA CONSERVAZIONE DEI CHIROTTERI

Il Micro-Chirotteri, cioè il gruppo di Chirotteri a cui appartengono quasi tutte le specie europee, caratterizzati dalla taglia ridotta, dall'alimentazione prevalentemente insettivora, dalle abitudini notturne e dalla capacità di utilizzare l'ecolocalizzazione, costituiscono un gruppo di vertebrati il cui ciclo vitale è particolarmente lungo in proporzione alle dimensioni ed è caratterizzato da tasso riproduttivo estremamente basso.

Queste specie di pipistrelli trascorrono una gran parte della propria vita all'interno di rifugi in cui si riparano dalle condizioni atmosferiche avverse, si riposano, si riparano dai predatori, sviluppano interazioni sociali, si accoppiano e crescono i figli (Kunz and Fenton, 2003). Tuttavia, data la propria struttura fisica, i Chirotteri non sono in grado di scavare autonomamente cavità da utilizzare come rifugio.

La disponibilità e la qualità delle cavità in cui trovare rifugio possono influenzare la sopravvivenza e il successo riproduttivo dei Chirotteri. Le specie forestali utilizzano cavità scavate da altre specie animali (prevalentemente Uccelli Piciformi) o cavità dovute al naturale deperimento degli esemplari arborei. In generale, il numero di rifugi disponibili accresce con l'aumento dell'età degli esemplari arborei (Andrews, 2016).

La riduzione del numero di alberi vetusti dovuta alla deforestazione o alla gestione forestale finalizzata alla produzione di legname, è uno dei fenomeni che negli ultimi secoli ha influito negativamente sullo stato di conservazione di molte specie di Chirotteri con ecologia strettamente forestale (Law, Park and Lacki, 2016).

Anche in presenza di interventi di riforestazione o cambio di gestione forestale finalizzata alla conservazione delle specie legate agli ambienti boschivi maturi, la formazione di cavità naturali avviene prevalentemente dopo che gli alberi hanno raggiunto un'età età superiore ai 50 anni (Vesk *et al.*, 2008). Per sopperire all'assenza di rifugi naturali per i Chirotteri, sia in ambienti con habitat forestali degradati che nell'ambito di interventi di riforestazione relativamente recenti, da oltre un secolo si è diffusa la pratica di installazione di *batbox* (Rueegger, 2016).

L'utilizzo delle *batbox* è stato documentato per 20 specie di Chirotteri in Europa; di queste, 10 le utilizzano comunemente e per 11 specie è stato documentato l'utilizzo da parte di colonie riproduttive (Rueegger, 2016).

Tabella 2.1 – Elenco delle specie di Chirotteri europei per cui è stata segnalato l'utilizzo di batbox*. Nella tabella si indica per ciascuna specie se l'occupazione dei rifugi artificiali è comune e esistano segnalazioni di colonie riproduttive all'interno delle* batbox (Rueegger, 2016). *In grigio sono evidenziate le specie segnalate all'interno del Parco del Molgora in precedenti indagini* (Bonazzi *et al.*, 2013).

Specie	Nome scientifico	Comune	Colonie riproduttive
Barbastello	*Barbastella barbastellus*		x
Serotino di Nilsson	*Eptesicus nilssonii*		x
Serotino comune	*Eptesicus serotinus*		
Vespertilio di Bechstein	*Myotis bechsteinii*	x	x
Vespertilio di Brandt	*Myotis brandtii*	x	x
Vespertilio dasycneme	*Myotis dasycneme*		x
Vespertilio di Daubenton	*Myotis daubentonii*	x	x
Vespertilio mggiore	*Myotis myotis*		
Vespertilio mustacchino	*Myotis mystacinus*		
Vespertilio di Natterer	*Myotis nattereri*	x	x
Nottola gigante	*Nyctalus lasiopterus*		
Nottola di Leisler	*Nyctalus leisleri*	x	

Specie	Nome scientifico	Comune	Colonie riproduttive
Nottola comune	*Nyctalus noctula*	x	x
Pipistrello albolimbato	*Pipistrellus kuhlii*		
Pipistrello di Nathusius	*Pipistrellus nathusii*	x	x
Pipistrello nano	*Pipistrellus pipistrellus*		
Pipistrello nano/pigmeo	*Pipistrellus pipistrellus sensu lato*	x	x
Pipistrello pigmeo	*Pipistrellus pygmaeus*	x	x
Orecchione bruno	*Plecotus auritus*	x	x
Orecchione grigio	*Plecotus austriacus*		
Serotino bicolore	*Vespertilio murinus*		

L'occupazione dei rifugi artificiali da parte dei pipistrelli dipende da numerosi fattori, sia relativi ai rifugi stessi (come modello, materiale con cui sono realizzati, esposizione, altezza da terra, condizioni microclimatiche interne), che alle condizioni ambientali dell'area in cui vengono installati (distanza degli ambienti urbani, percentuale di territorio occupata da ambienti forestali, tipologie forestali presenti, disponibilità di cavità naturali) (Agnelli *et al.*, 2011; Rueegger, 2016). In aree fortemente antropizzate, gli ambienti in cui le *batbox* hanno una maggiore possibilità di occupazione sono quelli forestali, anche marginali, relativamente distanti dai centri abitati (López-Baucells *et al.*, 2016).

Solitamente l'occupazione dei rifugi artificiali avviene in tempi relativamente lunghi, con probabilità poco superiori al 10% entro il primo anno dalla loro installazione e progressivamente crescenti (Agnelli *et al.*, 2011). Il periodo in cui si registra il più alto tasso di occupazione è solitamente quello autunnale, verosimilmente a causa della presenza dei giovani nati nell'anno. I rifugi artificiali vengono solitamente occupati inizialmente da singoli individui, ma con il passare del tempo è frequente che i rifugi occupati possano venire frequentati da più individui (Rueegger, 2016). È quindi importante, una volta installati i rifugi artificiali, mantenerli in sede e mantenerne l'efficienza anche per molti anni.

Tra gli obiettivi del presente progetto c'è quello di ampliare la disponibilità di rifugi artificiali per i Chirotteri, effettuando interventi di manutenzione alle *batbox* installate in precedenza nel Parco del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013) e installandone di aggiuntive in differenti aree boscate.

2.1 ACQUISIZIONE E INSTALLAZIONE DI BATBOX

Per la realizzazione delle *batibox* da utilizzare all'interno del presente progetto, nel 2016 è stata avviata una collaborazione con la cooperativa sociale Il Brugo di Brugherio (MB). All'interno del laboratorio "Creattiviamoci", che coinvolge persone adulte con disabilità, sono stati realizzati alcuni prototipi di batbox (Figura 2.1), a cui ha fatto seguito la produzione di 50 esemplari, destinati all'utilizzo nel territorio del Parco del Molgora.

Le nuove *batbox* sono state utilizzate per due finalità:

- rimpiazzare i rifugi artificiali installati in anni precedenti sul territorio dell'ex PLIS del Molgora e deperiti durante la permanenza all'aperto;
- installare nuovi rifugi in aree ancora non interessate da interventi a favore dei Chirotteri.

Il controllo della *batbox* precedentemente installate è stato effettuato nel mese di luglio del 2017 e ha interessato le sei aree in cui erano state installati i rifugi nel corso del progetto "Un pipistrello per amico", distribuite lungo il corso del Molgora tra Ronco Briantino e Bussero (vedi capitolo 2.2)

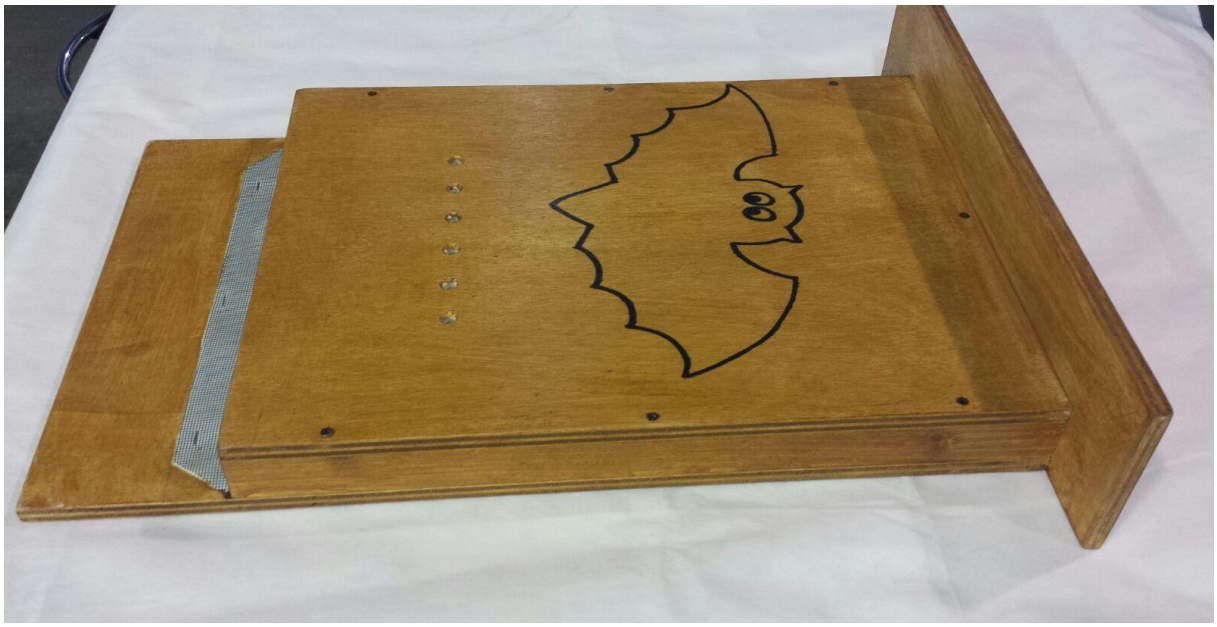

Figura 2.1 – Prototipo di batbox realizzato in collaborazione con la cooperativa sociale Il Brugo.

Alla fine degli interventi di manutenzione, sono rimaste attive 15 delle 30 *batbox* precedentemente installate, localizzate in quattro delle sei aree oggetto di intervento (Figura 2.2, Tabella 2.2).

Tabella 2.2 – Riepilogo delle batbox *precedentemente installate e rimaste attive dopo gli interventi di manutenzione svolti nel 2017. In grigio le aree in cui non sono più presenti* batbox.

Area	**Descrizione area**	***Batbox attive***
Area 01	Bosco di Ronco Briantino	5
Area 02	Bosco presso il Noceto di C.na Corrada (Usmate-Velate)	0
Area 03	Parco Sottocasa (Vimercate)	4
Area 04	Sponda est del Molgora (SP per Omate)	3
Area 05	Filare presso rimboschimento di via del Ginestrino (Carugate)	0
Area 06	Orti lungo il Molgora (Bussero)	3
Totale		**15**

È stata quindi effettuata una valutazione dei terreni di proprietà comunale o del Consorzio Parco, per identificare aree con presenza di vegetazione arborea e condizioni ambientali idonee alla frequentazione dei pipistrelli in cui installare nuove *batbox*. Successivamente a un sopralluogo delle aree potenziali, ne sono state selezionate quattro nella parte centro settentrionale dell'ex PLIS del Molgora (Figura 2.2, Tabella 2.3). Nelle quattro aree selezionate, sono stati effettuate due sessioni di rilievi ultrasonici nel corso del 2017 per valutare la frequentazione da parte dei Chirotteri precedentemente all'installazione dei rifugi artificiali e una sessione nell'autunno del 2018 successivamente all'installazione (vedi capitolo 2.3).

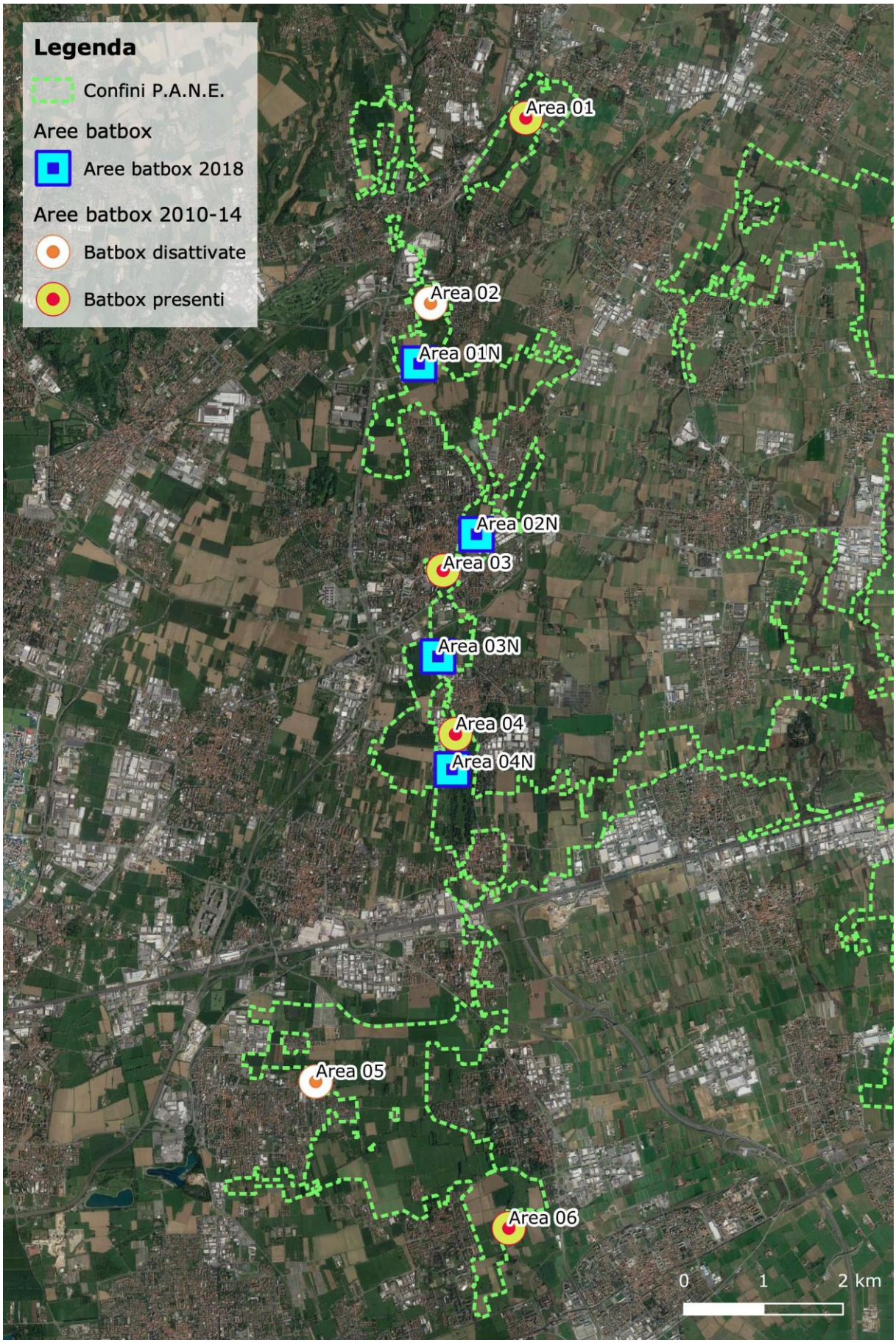

Figura 2.2 – Aree di installazione delle batbox. *Sono visibili le aree in cui sono state installate le* batbox *nel precedente progetto e le nuove aree utilizzate nel 2018. Base: Google Satellite.*

Tabella 2.3 – Riepilogo delle batbox *installate nel 2018.*

Area	**Descrizione area**	***Batbox attive***
Area 01N	Bosco della Bruciata (Carnate)	9
Area 02N	Area boscata a nord del cimitero di Vimercate	7
Area 03N	Rimboschimento presso l'impianto di compostaggio (Vimercate)	5
Area 04N	Area boscata lungo il Molgora (Burago Molgora)	8
Totale		**29**

L'installazione delle nuove *batbox* è stata effettuata tra la fine di aprile e l'inizio di luglio del 2018 (Figura 2.3). Tutti i rifugi sono stati installati su alberi, ad altezza non inferiore quattro metri dal suolo. La selezione delle piante da utilizzare come supporto è stata effettuata tenendo conto di:

- dimensioni idonee della pianta;
- presenza ridotta di rami che possano schermare le *batbox*;
- vicinanza al margine del bosco o a diradamenti idonei per lo spostamento dei Chirotteri in volo;
- accessibilità per i controlli e gli interventi di manutenzione sui rifugi.

Ogni rifugio installato è stato dotato di un codice identificativo univoco da utilizzare per i successivi controlli. Di ogni *batbox* è stata inoltre rilevata la posizione mediante GPS.

Figura 2.3 – A sinistra: attività di Installazione delle nuove batbox*. A destra: rifugio posizionato.*

A conclusione delle attività di installazione, è stata organizzata un'escursione con gli utenti e i volontari del laboratorio "Creattiviamoci" che hanno realizzato i rifugi per illustrare loro il progetto e mostrare l'utilizzo sul campo delle *batbox* (Figura 2.4).

Figura 2.4 – Escursione divulgativa in nelle aree di installazione delle batbox *con gli utenti e i volontari del laboratorio "Creattiviamoci" che hanno realizzato i rifugi utilizzati nel progetto.*

2.2 MONITORAGGIO DELL'OCCUPAZIONE DELLE BATBOX

Nel corso del mese di luglio del 2017 è stata effettuata una sessione di monitoraggio dell'occupazione delle *batbox* installate all'interno del territorio dell'ex PLIS del Molgora a partire dal 2010.

Le *batbox* erano 23, suddivise in sei aree all'interno del territorio del Parco:

- area boscata nel Comune di Ronco Briantino;
- area boscata nel Comune di Usmate Velate;
- parco urbano di Vimercate;
- bosco ripariale di Burago di Molgora;
- filare lungo il Molgora nei pressi di Bussero;
- filare in area agricola di Carugate.

Il controllo, effettuato durante le ore diurne, è stato condotto ricercando la presenza di individui all'interno delle *batbox* o tracce di presenza (per esempio guano) all'interno e nei pressi dei rifugi. I controlli sono stati svolti con l'ausilio di una torcia elettrica al fine di illuminarne la parte superiore in cui solitamente si posizionano i pipistrelli (Figura 2.5).

Durante il controllo sono stati effettuati interventi di controllo dell'occupazione, manutenzione e pulizia dei rifugi ancora presenti e sono state sostituite sei *batbox* danneggiate o deperite (Figura 2.6). Alcuni dei rifugi precedentemente installati sono stati rimossi in quanto non più idonei all'utilizzo da parte dei Chirotteri.

Figura 2.5 – Controllo dell'occupazione e dello stato di pulizia della batbox.

Figura 2.6 – Sostituzione di una batbox danneggiata.

Durante le attività di controllo è emerso come due delle aree in cui sono state posizionate le *batbox* non siano più idonee alla presenza dei rifugi artificiali. Le piante del filare di pioppi in area agricola a Carugate (Area 05), su cui erano posizionate le *batbox*, sono deperite o cadute. I rifugi installati nell'area boscata lungo il Molgora nei pressi del noceto di Cascina Corrada (Area 02) invece sono stati tutti pesantemente danneggiati dall'attività di alimentazione dei picchi che frequentano il bosco. Alla fine delle operazioni di controllo e manutenzione, le *batbox* attive nelle sei aree sono rimaste complessivamente 15 (vedi Tabella 2.2).

L'esito dei controlli non ha consentito di evidenziare la presenza di Chirotteri all'interno dei rifugi, né la presenza di tracce di occupazione. Per la maggior parte dei rifugi, la presenza di numerose ragnatele e di crisalidi di lepidotteri lascia presupporre che non ci sia stata frequentazione recente da parte di pipistrelli. I rifugi installati invece nel parco urbano di Vimercate sono risultati puliti internamente: nonostante la presenza di pipistrelli al loro interno non sia stata verificata, non è da escludere che essi possano essere frequentati saltuariamente.

All'inizio del mese di ottobre del 2018 è stata effettuate una sessione di controlli delle *batbox* installate nelle quattro nuove aree selezionate nell'ambito del presente progetto. Anche per queste aree i controlli non hanno evidenziato nessun segno di occupazione certa dei nuovi rifugi da parte di Chirotteri, ma questo era prevedibile data la recente installazione.

2.3 RILIEVI ULTRASONICI DEI CHIROTTERI

2.3.1 MATERIALI E METODI

I rilievi sono stati condotti mediante l'utilizzo di *bat detector* Pettersson D240X (Figura 2.7) con le metodologie *Heterodyne* e *Time Expansion*, acquisendo le emissioni su registratori digitali (Tascam DR22WL e Olympus DM55).

Figura 2.7 – Bat detector Pettersson D240X.

La metodologia di trasformazione *Heterodyne* consiste nella sottrazione di una frequenza fissa impostata dall'operatore alla frequenza originale di emissione del pipistrello; l'onda risultante ripropone in tempo reale l'emissione del pipistrello in forma udibile, consentendo di rilevare il ritmo degli impulsi e di individuare indicativamente la frequenza del picco di intensità delle emissioni stesse. La metodologia di trasformazione *Time Expansion* consiste invece nella registrazione per un tempo limitato (tra 1,7 e 3,4 secondi nel caso dei bat detector utilizzati) delle emissioni rilevate, che vengono poi riprodotte in un tempo dieci volte più lungo dell'originale; questa metodologia consente di ottenere una riproduzione fedele dell'onda originale su frequenze udibili, consentendone un'analisi

precisa dello spettro a fronte della registrazione di sequenze di emissione molto brevi (in alcuni casi di pochi impulsi).

I *bat detector* sono efficaci nel rilevare le emissioni dei pipistrelli a distanze che possono variare in funzione di molti parametri ambientali e tra le singole specie. Gli ultrasuoni si propagano maggiormente nello spezio in ambiente aperto e in condizioni di assenza di vento e di umidità. Le emissioni di frequenza maggiore inoltre subiscono una maggiore attenuazione dell'intensità con la distanza. Così, specie che cacciano in ambiente aperto con emissioni a bassa frequenza possono essere rilevate fino a distanze di 80 - 100 metri di distanza, mentre specie che cacciano tra la vegetazione con emissioni ad alta frequenza, in condizioni non ottimali possono essere rilevabili solo fino a 10 – 20 metri (Dietz and Kiefer, 2015).

I rilievi sono stati effettuati da stazione fissa o lungo transetto lineare, secondo le caratteristiche di ciascuna area di rilevamento. La localizzazione di ciascun punto da cui sono state rilevate emissioni di pipistrelli è stata associata alla posizione di rilevamento durante i rilievi da stazione fissa, o marcata con un punto distinto mediante GPS durante i rilievi lungo transetto lineare.

Le emissioni registrate sono state successivamente riversate su computer per un'analisi degli spettri di emissione Figura 5–3. La determinazione delle specie (quando possibile) o del genere degli individui registrati è stata fatta avvalendosi anche di registrazioni di confronto (M Barataud, 1996; Michel Barataud, 2015, archivio di registrazioni di FaunaViva). Le analisi sono state effettuate mediante il software di editing audio Audacity ® v.2.0.2 ed il software specifico Batsound ® v. 4.03.

I parametri utilizzati per la determinazione delle specie sono stati:

- frequenza iniziale degli impulsi
- frequenza massima degli impulsi
- frequenza minima degli impulsi
- frequenza di massima intensità degli impulsi
- frequenza finale degli impulsi
- lunghezza degli impulsi
- distanza tra gli impulsi.

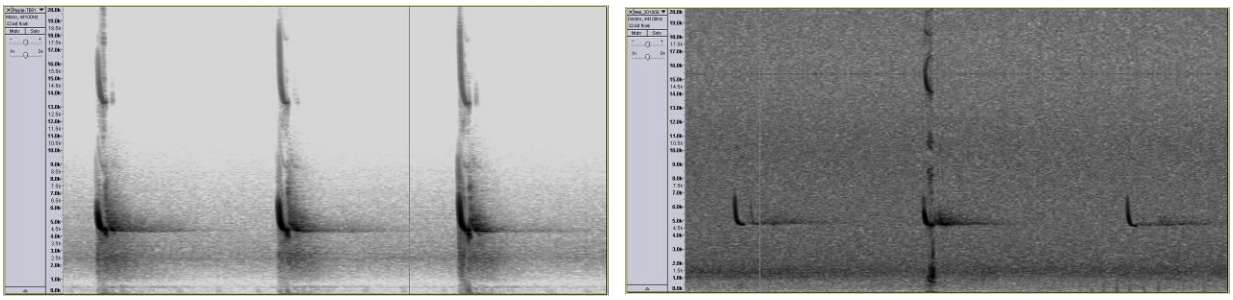

Figura 2.8 – Esempio di sonogrammi relativi a registrazioni di Pipistrello nano in modalità time expansion. *A sinistra registrazione di confronto (Barataud, 1996), a destra registrazione effettuata nell'area di studio.*

Le analisi degli spettri di emissioni così effettuate non consentono sempre di risalire alla specie di appartenenza degli individui contattati. In alcuni casi, la determinazione è possibile solo a livello di genere o gruppo di specie, in quanto specie diverse che cacciano in ambienti simili (spesso appartenenti allo stesso genere) emettono impulsi ultrasonici con frequenza e struttura simile. Inoltre, molte specie di chirotteri mostrano una notevole plasticità nella tipologia di emissioni, ampliando le modulazioni di frequenza durante la caccia in ambienti chiusi o molto frammentati, facendo sì che si modifichino alcuni dei parametri diagnostici per la determinazione (Russo and Jones, 2002; Agnelli *et al.*, 2004).

Generalmente, le specie che difficilmente sono distinguibili le une dalle altre sono raggruppabili come segue:

- specie di piccole dimensioni appartenenti al genere Myotis (di seguito indicate come *Myotis spp.*), tra cui *M. nattereri* (Vespertilio di Natterer), *M. emarginatus* (Vespertilio smarginato), *M. daubentonii* (Vespertilio di Daubenton), *M. capaccinii* (Vespertilio di Capaccini), *M. mystacinus* (Vespertilio mustacchino), *M. bechsteinii* (Vespertilio di Bechstein), che emettono impulsi ultrasonici ampiamente sovrapponibili come tipologia e frequenza gli uni rispetto agli altri
- specie di grandi dimensioni appartenenti al genere *Myotis* (di seguito indicate come *Myotis myotis/blythii*), che includono *M. myotis* (Vespertilio maggiore) e *M. blythii* (Vespertilio di Blyth) che emettono impulsi ultrasonici sostanzialmente sovrapponibili
- specie del genere *Nyctalus* (di seguito indicate come *Nyctalus spp.*), tra cui *N. noctula* (Nottola comune), *N. lasiopterus* (Nottola gigante) e *N. leisleri* (Nottola di Leisler), che presentano una fascia di sovrapposizione delle frequenze di emissione
- specie del genere *Eptesicus* (di seguito indicate come *Eptesicus spp.*), tra cui *E. serotinus* (Serotino comune) e *E. nilssonii* che presentano una fascia di sovrapposizione nelle frequenze di emissione
- specie del genere *Pipistrellus*, (di seguito indicate come *Pipistrellus kuhlii/nathusii*), che includono *P. kuhlii* (Pipistrelo albolimbato) e *P.nathusii* (P. di Nathusius), che hanno emissioni ultrasoniche altamente sovrapponibili e si distinguono in maniera sicura dal richiamo sociale.

Nell'analisi dei risultati derivanti dalle attività di rilevamento ultrasonico, occorre infine ricordare che alcune specie, come quelle appartenenti ai generi *Plecotus* e *Rhinolophus* producono emissioni scarsamente rilevabili mediante *bat detector*. Le specie di *Plecotus* emettono infatti impulsi di intensità particolarmente bassa, udibili quindi solo a distanza molto contenuta; i Rinolofidi invece emettono impulsi ultrasonici molto direzionali e di frequenza elevata, che subiscono una forte attenuazione durante la propagazione nello spazio (Agnelli *et al.*, 2004).

In caso di registrazione di impulsi molto deboli o disturbati da eccessivo rumore di fondo, tali da non presentare caratteri diagnostici essenziali, non è stato possibile procedere alla determinazione delle specie per cui i contatti di appartenenza sono stati classificati come indeterminabili.

In fase di analisi, i risultati dei rilevamenti ultrasonici sono stati riportati indicando il numero di contatti registrati (intesi come passaggi di individui nei pressi dei rilevatori). Il numero di contatti registrati per unità di tempo (nel caso di rilievi da postazione fissa) o per unità di distanza (nel caso di rilevamento lungo transetto lineare) non consentono di fornire un numero assoluto di individui presenti in un'area, ma forniscono un indice di abbondanza semiquantitativo, che può essere confrontato tra studi in aree differenti o in periodi differenti. Data la differente tipologia di rilievi effettuati tra le diverse aree di di indagine e la natura speditiva dei rilievi, per la descrizione dei contatti per ciascuna area di indagine si preferisce in questa sede fornire solo dati di tipo qualitativo.

2.3.2 RISULTATI

Nell'ambito del presente progetto sono state effettuate tre sessioni di rilievo ultrasonico, due delle quali nel 2017 (luglio e inizio ottobre) e una nel 2018 (inizio ottobre) successivamente al completamento dell'installazione delle nuove *batbox*. I rilievi hanno riguardato le quattro aree interessate dall'installazione delle nuove *batbox* e quattro delle aree in cui i rifugi erano stati precedentemente installati. Nella sessione di rilievi del 2018 sono stati effettuati transetti nel settore accessibile al pubblico e nel settore chiuso del Parco Sottocasa di Vimercate. In quest'area, in cui sono state installate *batbox* dal 2011, non erano mai stati effettuati rilievi in precedenza perché inaccessibile durante le ore notturne.

I rilievi sono stati effettuati in ciascuna area da postazione fissa o lungo transetto lineare secondo le caratteristiche ambientali e la rete sentieristica disponibile. All'interno della stessa area i rilievi sono stati svolti con la stessa metdologia nelle diverse sessioni (punto d'ascolto nella stessa posizione e di uguale durata o stesso transetto di rilevamento). Il riepilogo delle sessioni di rilevamento svolte è riportato in Tabella 2.4.

Tabella 2.4 – Riepilogo delle sessioni di rilevamento (P = rilievo da postazione fissa, T = rilievo lungo transetto lineare).

Area	**Descrizione area**	**24/7/17**	**12/10/17**	**12/10/18**
Area 01	Bosco di Ronco Briantino	P	P	
Area 03	Parco Sottocasa – settore accessibile al pubblico (Vimercate)			T
Area 04	Sponda est del Molgora (SP per Omate)	T	T	
Area 06	Orti lungo il Molgora (Bussero)	P	P	
Area 01N	Bosco della Bruciata (Carnate)	T	T	T
Area 02N	Area boscata a nord del cimitero di Vimercate	T	T	T
Area 03N	Rimboschimento presso l'impianto di compostaggio (Vimercate)	P	P	P
Area 04N	Area boscata lungo il Molgora (Burago Molgora)	T	T	T
Parco Sottocasa	Parco Sottocasa – settore chiuso al pubblico (Vimercate)			T

Nel corso dei rilievi sono stati registrati complessivamente 109 contatti, di cui 88 all'interno delle nuove aree oggetto di installazione di *batbox* nel 2018. La ripartizione dei contatti per specie e per sessione di rilevamento è visibile in Tabella 2.5.

Tabella 2.5 – Riepilogo dei risultati delle sessioni di rilevamento. Per ciascuna specie è indicato il numero di contatti registrati per ciascuna sessione. Fra parentesi i dati riferiti esclusivamente alle quattro nuove aree oggetto di installazione di batbox.

Specie	**Nome scientifico**	**07-2017**	**10-2017**	**10-2018**	**Totale**
Myotis spp.	*Myotis spp.*	1 (1)			1 (1)
Pipistrello nano	*Pipistrellus pipistrellus*	2 (2)	10 (10)	1 (1)	13 (13)
Pipistrello albolimbato	*Pipistrellus kuhlii*		1	5 (1)	6 (1)
P. albolimbato/di Nathusius	*P. kuhlii/nathusii*	49 (42)	10 (7)	6 (2)	64 (51)
Pipistrello di Savi	*Hypsugo savii*	11 (11)		1 (1)	12 (12)
Serotino comune	*Eptesicus serotinus*	8 (7)			8 (7)
Nyctalus spp.	*Nyctalus spp.*		1 (1)		1 (1)
Molosso di Cestoni	*Tadarida teniotis*	1 (1)	2 (1)	1	4 (2)
Totale contatti		**72 (64)**	**24 (19)**	**13 (5)**	**109 (88)**
Totale specie		**6 (6)**	**4 (4)**	**4 (3)**	**7 (7)**

La localizzazione e la suddivisione per sessione dei contatti delle specie rilevate è riportate in Tabella 2.4. Nella tabella, per ciascuna area si specifica se ciascuna specie sia stata contattata o meno e nel corso di quale sessione di rilevamento.

Tabella 2.6 – Elenco delle specie rilevate per area di rilevamento. Per ciascuna area sono riportati i dati di presenza riferiti alle tre sessioni di rilevamento svolte nell'ambito del progetto ([luglio 2017] / [ottobre 2017] / [ottobre 2018]). "X" = specie contattata nella sessione; "0" = specie non contattata nella sessione; "-" = Rilievo non svolto nella sessione. Il numero totale di specie per area accorpa le categorie Pipistrello albolimbato e P. albolimbato / di Nathusius.

Specie	**Nome scientifico**	**Area 01**	**Area 03**	**Area 04**	**Area 06**	**Area 01N**	**Area 02N**	**Area 03N**	**Area 04**	**Parco Sc.**
Myotis spp.	*Myotis spp.*	0/0/-	-/-/0	0/0/-	0/0/-	0/0/0	0/0/0	0/0/0	X/0/0	-/-/0
Pipistrello nano	*Pipistrellus pipistrellus*	0/0/-	-/-/0	0/0/-	0/0/-	X/0/0	0/0/0	0/0/0	0/X/X	-/-/0
Pipistrello albolimbato	*Pipistrellus kuhlii*	0/0/-	-/-/0	0/X/-	0/0/-	0/0/0	0/0/X	0/0/0	0/0/0	-/-/X
P. albolimbato/di Nathusius	*P. kuhlii / nathusii*	0/0/-	-/-/1	X/X/-	X/0/-	X/0/0	X/0/0	X/X/0	X/X/X	-/-/X
Pipistrello di Savi	*Hypsugo savii*	0/0/-	-/-/0	0/0/-	0/0/-	X/0/0	X/0/X	X/0/0	X/0/0	-/-/0
Serotino comune	*Eptesicus serotinus*	0/0/-	-/-/0	X/0/-	0/0/-	0/0/0	X/0/0	X/0/0	X/0/0	-/-/0
Nyctalus spp.	*Nyctalus spp.*	0/0/-	-/-/0	0/0/-	0/0/-	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/X/0	-/-/0
Molosso di Cestoni	*Tadarida teniotis*	0/0/-	-/-/1	0/0/-	0/X/-	0/0/0	0/0/0	X/0/0	0/X/0	-/-/0
Specie per sessione		**0/0/-**	**-/-/2**	**2/2/-**	**1/1/-**	**3/0/0**	**3/0/2**	**4/1/0**	**4/4/2**	**-/-/2**
Totale specie		**0**	**2**	**2**	**2**	**3**	**3**	**4**	**7**	**1**

La maggior parte dei contatti (oltre il 60 %) ha riguardato il Pipistrello albolimbato o il gruppo P. albolimbato/di Nathusius, che sono stati rilevati in tutte le aree oggetto di indagine a eccezione dell'Area 01. Dato che il Pipistrello albolimbato è la specie più comune nella pianura lombarda (Vigorita and Cucé, 2008) e che non sono state effettuate determinazioni certe di P. di Nathusius, è verosimile attendersi che la quasi totalità o la totalità dei contatti dubbi tra le due specie sia da attribuire a P. albolimbato, che si conferma la specie più comune come nel precedente studio effettato nell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013).

La seconda specie per numero di contatti registrati è stata il Pipistrello nano. Nonostante il numero di contatti relativamente elevato, la specie è stata contattata solo in due aree (Area 01N e Area 04N) e la quasi totalità dei contatti è stata registrata nella sessione di ottobre 2017 presso l'Area 04N. D'altro canto, il Pipistrello nano, in Lombardia, è meno comune del P. albolimbato (Vigorita and Cucé, 2008) ed era stato contattato solo occasionalmente nel corso dei precedenti rilievi svolti nell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013).

Il Pipistrello di Savi, terza specie per numero di contatti registrati, è ampiamente diffuso a livello regionale seppur con basse densità (Vigorita and Cucé, 2008). Questa specie, che frequenta svariate tipologie di ambienti dalla pianura fino a oltre 2000 m di quota, è stata contattata prevalentemente durante la sessione di luglio 2017 in tutte le nuove aree interessate dal progetto. Il Pipistrello di Savi era stato contattato solo con numeri estremamente ridotti durante i precedenti rilievi svolti nell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013).

Il Serotino comune è stato contattato solo durante la prima sessione di rilevamento, in tre delle quattro nuove aree e nell'Area 03. Questa specie, che frequenta gli ambienti agricoli e le aree marginali dei boschi, è diffusa seppur poco abbondante in Lombardia (Vigorita and Cucé, 2008), ma era stata contattata solo occasionalmente durante i rilievi svolti precedentemente nell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013).

Il Molosso del Cestoni è stato registrato solo con quattro contatti, due dei quali nelle nuove aree. Questa specie ha abitudini rupicole ma frequenta anche ambienti urbani ed è in grado di allontanarsi notevolmente dai rifugi durante l'attività di caccia. Seppure diffusa in parte del territorio regionale, non è nota l'abbondanza, anche a causa del comportamento migratorio di parte delle popolazioni (Vigorita and Cucé, 2008). In

precedenza la specie era stata contattata solo al limite nord e al limite sud del territorio dell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013).

Gli individui ascrivibili generi *Nyctalus* e *Myotis* sono stati registrati con un singolo contatto ciascuno, per cui la presenza di specie appartenenti ai due generi nelle aree interessate dal progetto sono da confermare.

Il contatto di *Nyctalus spp.* è stato registrato nell'Area 04N nel corso dell'ottobre 2017. Poiché le specie di nottola che frequentano il territorio regionale (Nottola comune *N. noctula* e N. di Leisler *N. leisleri*) sono specie forestali migratrici, più comuni in periodo autunnale (Vigorita and Cucé, 2008), è possibile che frequentino l'area di studio in migrazione autunnale. Nei precedenti rilievi nell'ex PLIS del Molgora, era già stato registrato un contatto di Nottola comune nei pressi dell'abitato di Vimercate (Bonazzi *et al.*, 2013).

Il contatto di *Myotis spp.* è stato registrato nell'Area 04N a luglio 2017. Nessuna delle specie del genere era precedentemente stata contattata nel territorio dell'ex PLIS del Molgora (Bonazzi *et al.*, 2013), quindi per confermare la presenza di specie di questo gruppo necessari ulteriori indagini di approfondimento.

I rilievi svolti nelle nuove aree interessate dal progetto hanno dato buoni risultati, relativamente al contesto territoriale, per quel che riguarda sia il numero di contatti che il numero di specie contattate. In ogni area sono state rilevate almeno tre specie di Chirotteri e nell'Area 04N sono stati registrati contatti di tutte le specie rilevate durante il presente progetto.

Secondo quanto noto in merito alle dinamiche di colonizzazione degli ambienti forestali e all'occupazione delle *batbox* (vedi capitolo 2), i risultati dei rilievi lasciano presupporre buone possibilità di colonizzazione dei rifugi installati nell'ambito del progetto. Si raccomanda quindi di proseguire le attività di manutenzione e monitoraggio dei rifugi anche negli anni successivi alla conclusione del progetto.

3 INTERVENTI PER LA CONSERVAZIONE DELLO SCOIATTOLO ROSSO

3.1 INSTALLAZIONE DI CASSETTE NIDO E MANGIATOIE

Nel corso del 2017 è stata avviata la realizzazione di cassette nido per lo Scoiattolo rosso in collaborazione lo stesso laboratorio della cooperativa sociale Il Brugo che si è occupato della realizzazione delle *batbox* utilizzate in questo progetto. Nei primi mesi del 2018 sono stati realizzati 10 esemplari di cassetta nido. Le cassette sono state dotate di un lato apribile per futuri controlli o interventi di pulizia. Oltre alle cassette nido, sono state realizzate alcune mangiatoie per lo Scoiattolo rosso, da disporre nei pressi dei rifugi.

Cassette nido e mangiatoie sono state installate nel mese di luglio del 2018. Le cassette nido sono state installate ad altezza di almeno sei metri dal suolo, su alberi di dimensioni idonee a supportarne il peso (Figura 2.1). I rifugi sono stati posizionati in tre aree del Parco in cui era segnalata la presenza di Scoiattolo rosso (Tabella 3.1, Figura 3.2).

Figura 3.1 – A sinistra: attività di installazione delle cassette nido per lo Scoiattolo rosso. A destra: rifugio posizionato.

Tabella 3.1 – Riepilogo delle cassette nido per Scoiattolo rosso installate nel 2018.

Area	**Descrizione area**	***Cassette nido***
Area S01	Bosco di Ronco Briantino	3
Area S02	Bosco della Bruciata (Carnate)	4
Area S03	Area boscata lungo il Molgora (Burago Molgora)	3
Totale		**10**

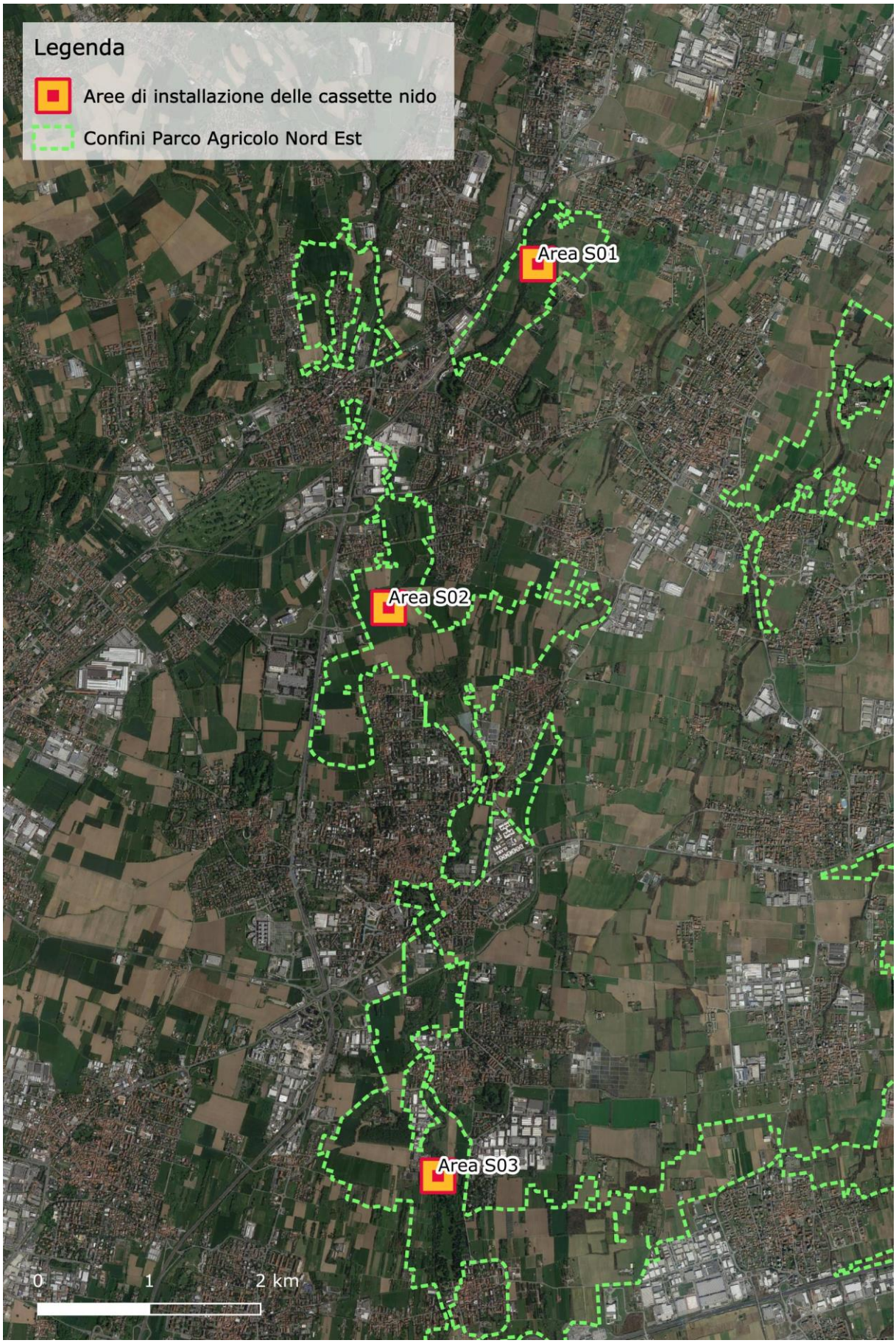

Figura 3.2 – Aree di installazione delle cassette nido per scoiattioli. Base: Google Satellite.

3.2 MONITORAGGIO DEGLI INTERVENTI A FAVORE DELLO SCOIATTOLO ROSSO

Per valutare l'utilizzo delle cassette nido e delle mangiatoie da parte dello Scoiattolo rosso è prevista la dislocazione nelle aree di intervento di alcune fototrappole.

3.2.1 MATERIALI E METODI

Il fototrappolaggio è un metodo di indagine che permette di recuperare dati faunistici senza essere presenti sul territorio tramite l'utilizzo di sistemi video-fotografici. Si tratta di macchine fotografiche o telecamere il cui azionamento viene provocato dall'attivazione di un sistema a sensore di movimento ad esse abbinato.

L'utilità del rilevamento fotografico in automatico (*cameratrapping*), nel monitoraggio di specie elusive, quale tecnica per ottenere informazioni su presenza e distribuzione, abbondanza, ritmi di attività, uso dell'habitat e comportamento riproduttivo è documentata da numerosi studi pubblicati in anni recenti (per esempio Silveira, Jàcomo and Diniz-Filho Felizola, 2003; Royle *et al.*, 2009; Di Cerbo and Biancardi, 2013) e dal crescente impiego e diffusione della tecnica in ecologia animale.

Il rilevamento fotografico in automatico ha il vantaggio di fornire risultati robusti poco influenzabili dalle condizioni ambientali e dall'abilità dei campionatori (Rappole *et al.*, 1985). L'impiego delle fototrappole consente inoltre di registrare la presenza di più specie contemporaneamente, realizzando una raccolta efficace di dati per quantità e qualità, adeguata alla valutazione dell'importanza relativa di diverse frazioni di territorio, diverse tipologie di ambienti naturali e di uso del suolo, diversi elementi del paesaggio, come ad esempio la funzionalità di ambienti lineari come corridoi ecologici per la fauna selvatica oggetto del nostro studio.

I vantaggi nell'utilizzo di tali apparecchiature in campo ecologico sono quindi molteplici:

- si tratta di una tecnica non invasiva che determina un ridottissimo o nullo impatto sulla fauna;
- permette di lavorare su specie spiccatamente elusive;
- fornisce dati oggettivi in un lasso di tempo notevolmente ridotto e spesso informazioni supplementari sulle loro abitudini e sulle condizioni fisiche esteriori che possono dare indicazioni sullo stato di salute dei soggetti fotografati o filmati;
- è una tecnica perfettamente standardizzabile e ripetibile nel tempo.

L'attrezzatura per il fototrappolaggio consiste di una fotocamera e di un sensore di movimento inclusi in un contenitore impermeabile. Il sensore di movimento induce lo scatto fotografico quando l'animale passa davanti alla fotocamera.

Il modello utilizzato in questo progetto è Ir Plus BF HD con sensore piroelettrico ad infrarosso passivo (PIR).

Il sensore PIR non emette energia, esso semplicemente rileva il movimento di soggetti con temperatura superiore alla temperatura ambiente (animali endotermi: uccelli e mammiferi). L'area di rilevamento è un cono con la base distante alcuni metri dal sensore. La distanza tra il sensore e la base del cono determina la distanza massima a cui un soggetto può essere rilevato. Caratteristiche chiave del sensore infrarosso passivo sono l'ampiezza dell'area di rilevamento e la distanza massima di rilevamento.

Il sensore infrarosso emette un segnale elettrico quando un soggetto attraversa la sua area di rilevamento. Se il segnale raggiunge un'intensità soglia la fotocamera si attiva. La fotocamera si attiva dopo un certo tempo dall'istante in cui il PIR è sollecitato dal movimento: nel modello utilizzato il tempo di scatto è 1,2 secondi. Dopo il primo scatto

la macchina necessità di un tempo di recupero, circa un secondo, prima che possa essere scattata una successiva fotografia.

Il modello utilizzato si avvale di flash ad infrarossi (illuminatore IR Black Flash) che realizza immagini in bianco e nero, a differenza dei modelli con illuminazione a incandescenza, ma che non arrecano nessun disturbo agli animali in quanto non emette luce visibile e la loro presenza non può essere percepita dalla fauna.

Figura 3.3 – Fototrappola è Ir Plus BF HD

Il posizionamento della fototrappola necessita di un operatore esperto che analizzando le tracce possa individuare zone di passaggio animale (per esempio terra smossa, tane anche abbandonate o resti trofici). Solo in questo modo si potrà comprendere a pieno dove posizionarla mimetizzandola con l'ambiente circostante.

Alla conclusione del periodo prefissato, la macchina viene ritirata e viene analizzato ciò che è stato documentato.

Per il presente studio le fototrappole sono state puntate sulle cassette nido e sulle mangiatoie per vedere l'effettivo utilizzo da parte degli scoiattoli. Ed è stata comunque occasione per monitorare anche le presenze di altre specie di micro-mammiferi per i quali le conoscenze sono molto ridotte.

Nel 2018, le fototrappole sono state posizionate contestualmente all'installazione delle cassette nido e mangiatoie per un periodo di 30 giorni consecutivi. In particolare, sono state attivate 3 fototrappole a Ronco Briantino e Burago Molgora e 2 fototrappole a Carnate.

Visti i risultati ottenuti si è deciso di ripetere i rilevamenti anche nel 2019, anno in cui sono state installate due fototrappole a Burago Molgora, una fototrappola a Ronco Briantino e una a Carnate per 20 giorni consecutivi.

3.2.2 RISULTATI

Nel 2018 le fototrappole sono state installate contestualmente al posizionamento delle cassette nido e delle mangiatoie. Le fototrappole puntavano su entrambi questi elementi per verificare l'effettivo utilizzo da parte dello scoiattolo rosso. Purtroppo, durante la loro attività non hanno registrato nessun contatto.

Figura 3.4 - Esempio di installazione di cassetta nido, mangiatoia e fototrappola (Burago Molgora).

La mancata registrazione di contatti non è imputabile all'assenza della specie. La presenza, infatti, è stata accertata nelle 3 aree negli anni precedenti grazie a sopralluoghi effettuati ad hoc durante i quali ci sono stati avvistamenti diretti e si sono ritrovati tracce di resti di cibo.

Il risultato invece è spiegabile dal fatto che strutture nuove appena posizionate in un ambiente naturale necessitano di tempo per essere accettate e quindi frequentate dagli animali, soprattutto per una specie così schiva e diffidente come lo scoiattolo rosso.

Per questo motivo si è deciso di effettuare una seconda sessione di censimento nel 2019.

In questo caso in tutte le aree le fototrappole hanno registrato numerosi contatti di scoiattolo rosso dando la possibilità anche di determinare la presenza di più individui e l'utilizzo di alcune cassette nido.

Burago Molgora

La fototrappola installata a Burago Molgora ha permesso di registrare numerosi contatti di Scoiattolo rosso, attribuibili almeno a due individui distinti in quanto presentano notevoli differenze nella colorazione della pelliccia, una molto scura e l'altra più rossiccia.

La fototrappola inoltre ha registrato l'utilizzo assiduo della mangiatoia anche da parte di individui di Ghiro (*Glis glis*).

Figura 3.5 - Scoiattolo che mangia nocciola recuperata dalla mangiatoia

Figura 3.6 - Scoiattolo rosso con pelliccia scura

Figura 3.7 - Scoiattolo rosso con pelliccia rossiccia

Figura 3.8 - Ghiro che si allontana dopo aver mangiato dalla mangiatoia

Carnate

La fototrappola installata a Carnate ha permesso di registrare numerosi contatti di Scoiattolo rosso, anche in questo caso attribuibili almeno a due individui distinti in quanto presentano notevoli differenze nella colorazione della pelliccia, una molto scura (quasi nera) e l'altra rossiccia. L'individuo con pelliccia nerastra ha frequentato la mangiatoia solo una volta a differenza di quello rossiccio che l'ha fatto molto più assiduamente. Quest'ultimo, inoltre, è stato più volte fotografato mentre saliva e scendeva dall'albero accanto dove è posizionata la cassetta nido, facendo quindi ipotizzare a un suo utilizzo.

La fototrappola inoltre ha registrato il passaggio anche di una volpe.

Figura 3.9 - Scoiattolo rosso con pelliccia nera sotto la mangiatoia

Figura 3.10 - Scoiattolo rosso con pelliccia rossastra prima di salire sull'albero dov'è posizionata la cassetta nido

Figura 3.11 - Scoiattolo rosso con pelliccia rossastra prima di alimentarsi alla mangiatoia

Figura 3.12 - Volpe

Ronco Briantino

La fototrappola installata a Ronco Briantino ha permesso di registrare numerosi contatti di Scoiattolo rosso. In questo caso però non sono attribuibili con certezza a più individui in quanto la colorazione della pelliccia risulta in ogni caso intermedia (rossiccia grigiastra).

Si ha in ogni caso la certezza della presenza di almeno 3 individui nell'area dove sono presenti 2 cassette nido e una mangiatoia, grazie all'osservazione diretta effettuata durante il passaggio per la rimozione della fototrappola. All'arrivo nel bosco sono stati avvistati due individui che si rincorrevano sull'albero dove è installata la cassetta nido S02; una volta resosi conto della presenza dell'operatore, un individuo è scappato nella cassetta nido mentre l'altro impaurito, prima è sceso alla base dell'albero per poi risalire e nascondersi nella chioma. Una volta analizzate le foto scattate dalla fototrappola si ha avuto la certezza del terzo individuo in quanto si alimentava sulla mangiatoia durante l'osservazione diretta appena descritta.

La fototrappola inoltre ha registrato l'utilizzo della mangiatoia anche da parte di alcuni esemplari di Ghiro.

Figura 3.13 - Scoiattolo rosso con pelliccia intermedia

Figura 3.14 - Scoiattolo rosso con pelliccia intermedia grigiastra

Figura 3.15 - Scoiattolo rosso con pelliccia intermedia

Figura 3.16 - Scoiattolo rosso che, dopo aver tolto il coperchio dalla mangiatoia, cerca di prendere le nocciole dall'alto

Figura 3.17 - Ghiro

4 INTERVENTI PER IL MONITORAGGIO E IL CONTENIMENTO DEI GAMBERI ALLOCTONI

La presenza di specie autoctone di interesse conservazionistico che caratterizza il territorio dell'ex PLIS del Molgora è minacciata da alcune specie alloctone, in alcuni casi notevolmente invasive. Il caso più eclatante e rappresentato dal Gambero della Louisiana, specie di origine nord-americana la cui invasività rende necessario operare con attività di cattura tramite nasse posizionate in acqua, al fine di contenerne il popolamento il più possibile.

Il Gambero rosso della Louisiana è riconosciuto universalmente come una delle specie invasive più pericolose al mondo (fonte: Invasive Species Specialist della IUCN - http://www.issg.org). *P. clarkii* è presente in Italia dal 1990 (Barbaresi and Gherardi, 2000) e la sua presenza ha condotto notevole problematiche ambientali, tra cui l'arrivo in Italia di *Aphanomyces astaci*, un micete dalla forte incidenza negativa sulle popolazioni di gamberi autoctoni (Aquiloni, Tricarico and Gherardi, 2010). Tra gli effetti della presenza di Gambero rosso della Louisiana all'interno degli ambienti colonizzati, oltre alla competizione con le specie di gambero autoctone, sono stati rilevati fenomeni di riduzione della produttività per le specie che hanno uno stadio larvale acquatico, come ad esempio gli Anfibi (Ficetola *et al.*, 2011), gli invertebrati o le macrofite acquatiche.

4.1 INQUADRAMENTO DELL'AREA DI STUDIO

Dalle segnalazioni ricevute, il Gambero rosso della Louisiana è risultato presente e abbondante nello stagno che si trova nelle vicinanze delle scuole di Ronco Briantino. Nel 2015 infatti nel giardino della scuola erano stati rinvenuti individui della specie, probabilmente in movimento per la ricerca di nuovi specchi d'acqua da colonizzare.

Visto che questo stagno si trova totalmente isolato da altri corsi o specchi d'acqua si è deciso di indagare nei dintorni al fine di determinare se la presenza era dovuta a immissione volontaria o per presenza ormai diffusa negli ambienti idonei limitrofi. In particolare, sono stati monitorati i due laghetti di Ronco Briantino nelle vicinanze del Torrente Molgora, il Torrente Molgora in Comune di Usmate Velate in località Cascina Corrada e in zona via Piave (Figura 4.1 e Figura 4.2).

Figura 4.1 - Stazioni di cattura Gambero rosso della Louisiana a Ronco Briantino.

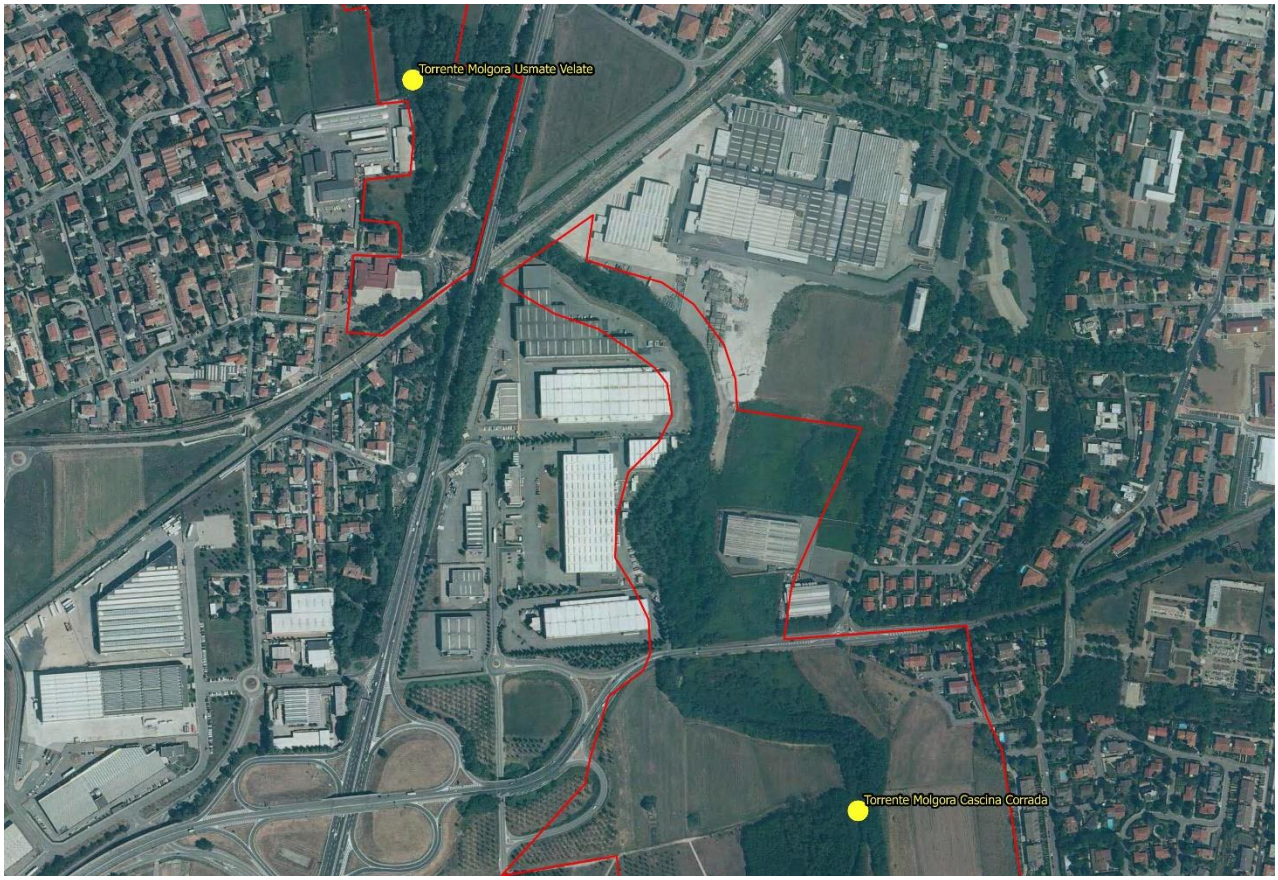

Figura 4.2 - Stazioni di cattura Gambero rosso della Louisiana e Usmate-Velate e Carnate.

4.2 MATERIALI E METODI

Sia per il monitoraggio che per il contenimento del Gambero rosso della Louisiana sono state utilizzate delle nasse.

L'utilizzo di nasse risulta il metodo preferito soprattutto quando le condizioni morfologiche delle aree umide lo consentono e la popolazione di gamberi da contenere e ben insediata e di elevata dimensione numerica, come nel nostro caso. L'utilizzo delle trappole a nassa ha ovviato al limite di poter indagare solo corpi idrici di modesta dimensione e profondità.

Durante il presente studio sono stati monitorati ambienti con caratteristiche morfologiche ed ecologiche differenti (piccoli laghi, torrenti e fiumi), all'interno del territorio dell'ex PLIS del Molgora o nelle immediate vicinanze. Lo studio è stato condotto su un transetto lungo mediamente 50 metri circa sia linearmente (nel caso di corsi d'acqua), sia seguendo la morfologia delle sponde (nel caso di aree umide). Si è cercato di mantenere la dimensione delle stazioni di cattura uniformi per avere dei dati confrontabili tra le varie campagne di monitoraggio. Tale studio è stato condotto mediante l'utilizzo di 10 nasse da pesca per ciascuna stazione di campionamento, posate a breve distanza le une dalle altre, in modo da coprire idealmente il transetto dell'area analizzata. Le nasse del tipo Ron Thompson, costruite con rete di plastica, di maglia di 8 mm di lato, hanno lunghezza di 58 cm, sezione circolare e altezza pari a 33 cm. Le trappole sono state innescate e collocate in acqua per almeno 15 ore ad ogni sessione di campionamento: poste in acqua la sera verso le 18:00 e prelevate la mattina seguente dalle ore 9:00 in poi. All'interno delle nasse sono stati collocati, quali esche, pezzetti di fegato contenuti in porta-esca.

Ogni specchio d'acqua è stato visitato ripetutamente e in particolare:

- dove dal primo campionamento non risultava la presenza, l'area è stata monitorata 2 volte all'anno nel 2016 e 2017;
- dove la presenza era accertata, per rilevare la consistenza delle popolazioni, l'area è stata oggetto di cattura con cadenza ripetuta ogni 30 giorni circa. Le catture sono state fatte da giugno a ottobre 2016 e 2017 per un totale di 10 catture di contenimento.

I seguenti parametri sono stati misurati per ciascuna cattura prima di eliminare gli individui alloctoni catturati:

- numero totale;
- sesso;
- classe di taglia (lunghezza del cefalotorace in mm, misurato con l'ausilio di un calibro di precisione);
- dimensioni (lunghezza totale in mm);
- le classi di taglia del cefalotorace (lunghezza totale in mm) sono state distinte in: < 20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60 e >60;
- peso in g degli individui (misurato con l'ausilio di una bilancia elettronica di precisione);
- stato (sani/mutilati a seconda della presenza di entrambe le chele o dell'assenza di almeno una delle chele o della presenza di ferite pregresse).

Figura 4.3 - Attività di cattura (da in alto a sinistra a in basso a destra: posizionamento nasse, nasse utilizzate per il contenimento, femmina con uova, maschio, misurazione dimensioni e peso).

4.3 RISULTATI

Come riportato nel capitolo 4.1, le aree campionate sono state: lo stagno che si trova nelle vicinanze delle scuole di Ronco Briantino, i due laghetti di Ronco Briantino nelle vicinanze del Torrente Molgora, il Torrente Molgora in Comune di Usmate Velate in località Cascina Corrada e in zona via Piave.

Il gambero predilige corpi d'acqua discretamente o molto diversificati senza interventi di artificializzazione; è in questi ambiti che la specie è più diffusa prediligendo tratti con acqua ferma ricchi di risorse trofiche, vegetazione acquatica e igrofila sulle sponde e rifugi.

I nascondigli preferiti sono i substrati costituiti da ciottoli e le rive incavate e ricche di vegetazione (canneto), ma sembra che i gamberi siano particolarmente adattabili e in grado di approfittare di qualsiasi tipo di rifugio offerto dall'ambiente in cui vivono. Si rileva come tutte le tipologie di substrato ospitino popolazioni di *P. clarkii*. La presenza di ombreggiamento moderato, generalmente commisurata alla vegetazione spondale, è un'altra variabile che influisce sulla presenza della specie, poiché impedisce un eccessivo irraggiamento della superficie e riduce la pressione ad opera di predatori.

Dai dati raccolti è emersa l'assenza nei due laghetti di Ronco Briantino e nel Torrente Molgora nel Comune di Usmate Velate fino al 2017.

È stata invece dimostrata la presenza massiccia del Gambero rosso della Louisiana nello stagno che si trova nelle vicinanze delle scuole di Ronco Briantino con popolazioni con un numero significativo di individui maschi (Figura 4.4).

Analizzando la *sex ratio* per anno di campionamento si evidenzia una ancora più marcata presenza di maschi nel 2017 rispetto al 2016 (Figura 4.5).

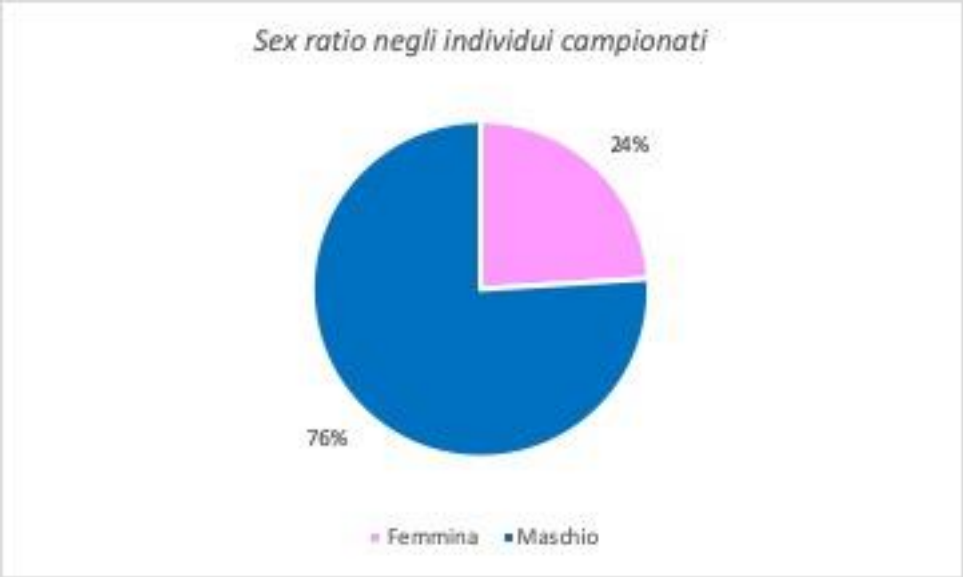

Figura 4.4 - Distribuzione percentuale degli individui maschi e femmine sul campione totale

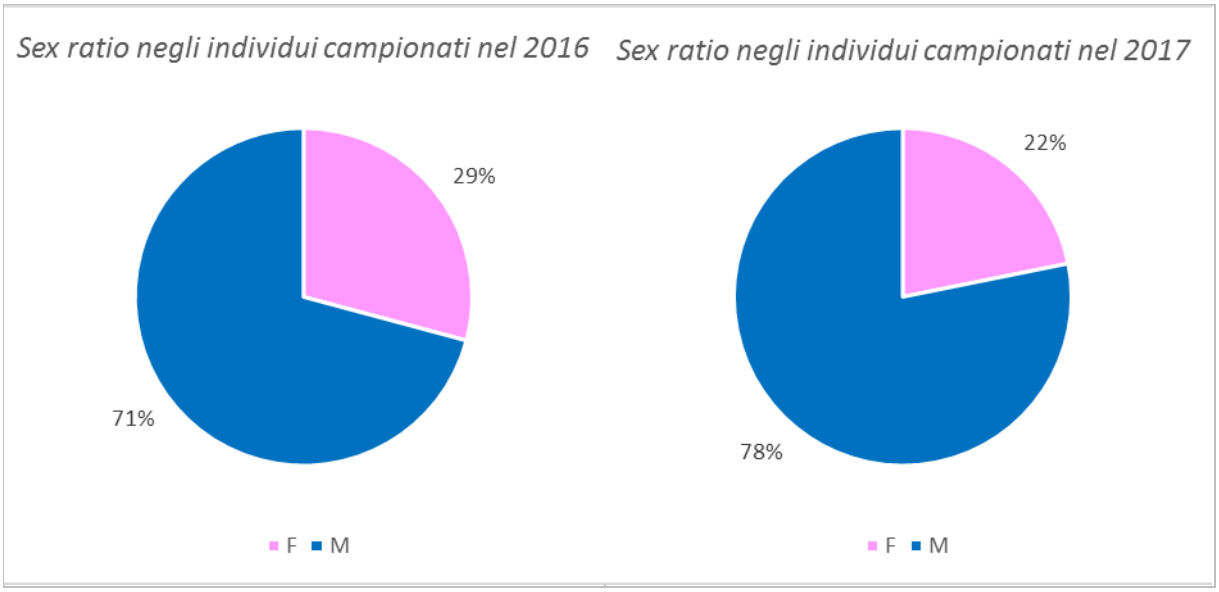

Figura 4.5 - Distribuzione percentuale degli individui maschi e femmine sul campione del 2016 a sinistra e del 2017 a destra.

Inoltre, la popolazione di *P. clarkii* risulta molto ben strutturata oltre che estremamente abbondante. Analizzando le taglie degli individui catturati è possibile ricostruire a livello globale e nel dettaglio la struttura di popolazione suddividendo gli individui in classi (Tabella 4.1 e Figura 4.6 - Distribuzione degli individui catturati in classi di taglia).

Tabella 4.1 – Distribuzione degli individui catturati in classi di taglia

Classe di taglia (mm)	F	M	Totale complessivo
21-30	1	1	2
31-40		4	4
41-50	34	96	130
51-60	41	136	177
>60	2	11	13
Totale complessivo	**78**	**247**	**326**

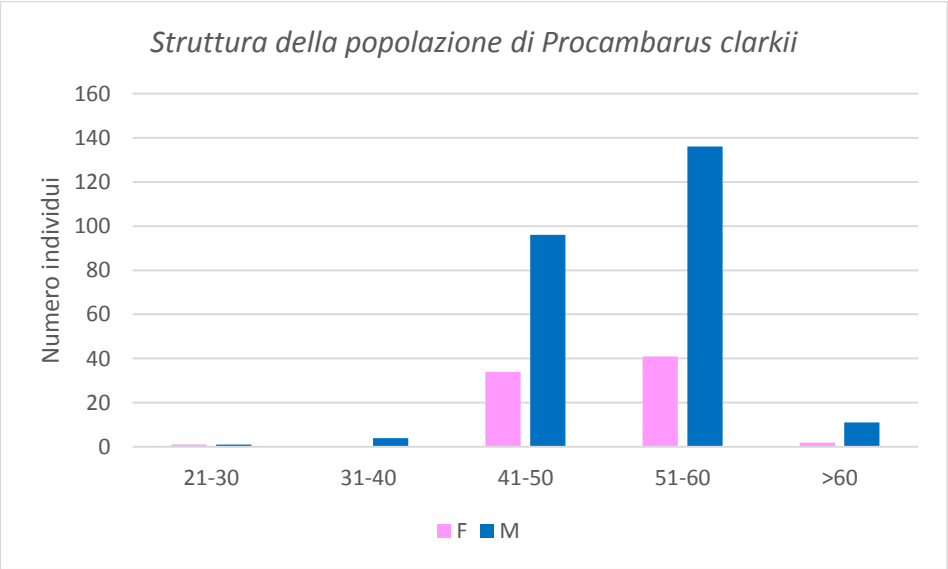

Figura 4.6 - Distribuzione degli individui catturati in classi di taglia

Tabella 4.2 – Dati analitici

2016-2017	Tot. Indiv.	Med. L. tot.	Min L. tot.	Max L. tot.	Media peso	Min. peso	Max. peso
Femmine	78	1030,5	461	1280	29,7	2,4	53,5
Maschio	247	1026,7	517	1300	33,7	3,3	72,6

Utilizzando in modo congiunto sia i dati relativi alla lunghezza totale (mm) degli individui catturati e il peso degli stessi espresso in grammi è possibile osservare come le popolazioni presenti siano ben strutturate e con un accrescimento secondo la retta del grafico seguente (Figura 4.7).

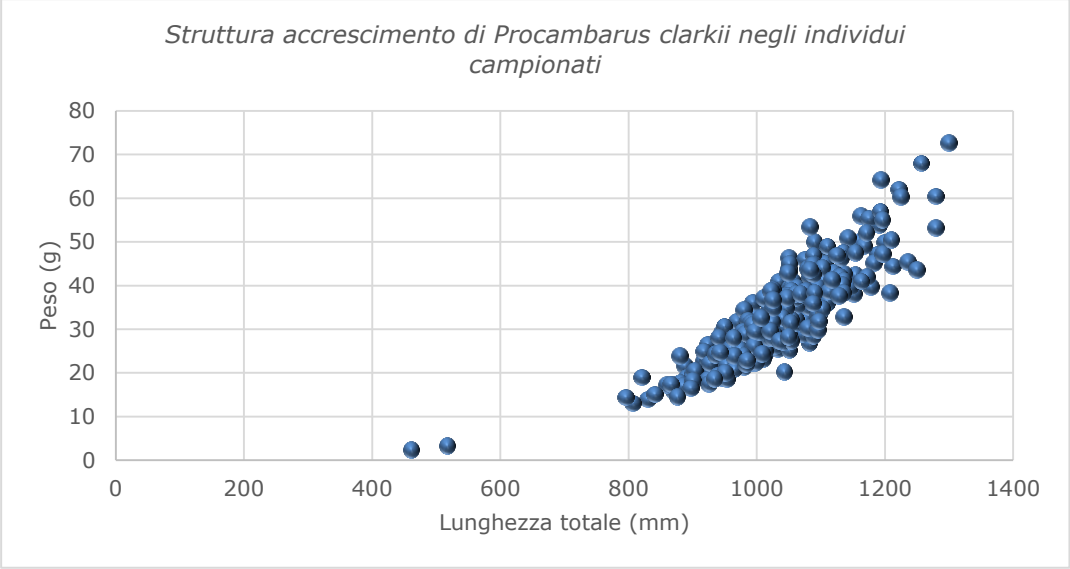

Figura 4.7 - Accrescimento della popolazione di P. clarkii *analizzata*

La presenza di popolazioni di Gambero rosso della Louisiana, soprattutto se ad alta densità, può avere, sull'ambiente invaso, un impatto sia biologico sia strutturale influendo direttamente sia su numerose specie di piccola fauna sia sulla morfologia del bacino a scala locale. Dal punto di vista biologico, infatti, la presenza di popolazioni naturalizzate di gamberi non autoctoni, che spesso raggiungono densità maggiori rispetto a quelli nativi, può produrre diversi cambiamenti. In particolare, il loro comportamento alimentare, soprattutto su molluschi, insetti, anfibi, pesci e macrofite, può indurre modificazioni nella rete trofica e perfino l'eliminazione di alcune specie (Nyström, 1999; Ficetola *et al.*, 2011). Nel caso oggetto di studio, infatti, si è riscontrata la riproduzione di Rana verde, con presenza di ovature prima e girini nei vari stadi di sviluppo dopo, solo nei laghetti nelle vicinanze del Torrente Molgora. Nel laghetto delle scuole invece non sono mai state osservate nè ovature né girini; l'unica altra specie rilevata è stata la *Trachemys scripta,* anche lei alloctona invasiva.

Dal punto di vista strutturale, invece, l'attività di scavo operata da questa specie nella costruzione delle tane può produrre ingenti effetti negativi ad argini di canali di irrigazione, di fiumi e di laghi (Huner and others, 1988; Correia and Ferreira, 1995; Anastácio and Marques, 1997). Inoltre, quale effetto indiretto dell'attività di scavo, si può verificare un aumento della torbidità dell'acqua, con riduzione della penetrazione della luce e quindi della produzione primaria (Anastácio and Marques, 1997).

La frequenza di mutilazioni e ferite, riscontrate nel campione, costituisce un buon indice per descrivere la competizione intraspecifica. I maschi e in modo particolare quelli di grossa taglia, presentano un numero elevato di ferite rispetto alle femmine e questo suggerisce la presenza di una forte competizione agonistica nell'instaurazione di gerarchie sociali. Questi risultati possono riflettere la presenza di una maggiore competizione intraspecifica per risorse quali il cibo, le tane e il territorio.

Pertanto, alla luce dei dati sopra esposti, l'attività di contenimento della specie esotica necessita di essere protratta in modo regolare negli anni in modo da monitorare le evoluzioni ecologiche e biologiche della specie e contemporaneamente contenerne la crescita esponenziale e scala locale. Un mancato controllo della popolazione porterebbe, infatti, inevitabilmente a una diffusione della specie nelle aree umide e corsi d'acqua presenti nelle vicinanze, generando una minaccia per la struttura e composizione delle comunità animali e vegetali che popolano habitat dulciacquicoli. Una volta raggiunte densità troppo elevate questa specie cerca nuovi ambienti da colonizzare che, visto la sua capacità di muoversi anche fuori dall'acqua per tragitti anche di 18 km, possono essere anche molto lontani da quelli d'origine.

Non esistono studi quantitativi sull'effettivo impatto che il crostaceo può avere sulle comunità vegetali e animali, tuttavia la sua introduzione ha certamente causato danni visibili. *Procambarus clarkii* è inserito nell'elenco delle 100 tra le specie invasive più dannose al mondo e gli impatti da esso causati negli ecosistemi invasi sono ascrivibili soprattutto all'escavazione di tane con effetti analoghi a quelli generati da nutria e alla grande voracità.

Per contenere il Gambero rosso della Louisiana lungo periodo, costituita fondamentalmente da catture massive, associate ad altre misure tese ad incrementare l'efficacia del contenimento: ove possibile il rilascio di predatori naturali, l'impiego di esche maggiormente efficaci e la sterilizzazione di una parte della popolazione (Piazza, 2014; Zanetti and Rucli, 2014).

5 BIBLIOGRAFIA

Agnelli, P. *et al.* (2004) *Linee guida per il monitoraggio dei Chirotteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia*, *Quad. Cons. Natura, 19*. Edited by D. S. E. P. G. Agnelli P., A.Martinoli, E. Patriarca, D. Russo. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Agnelli, P. *et al.* (2011) 'Rifugi artificiali per i pipistrelli: Didattica e ricerca. il progetto "un pipistrello per amico" del museo di storia naturale dell'universitá di firenze', *Hystrix*, 22(1), pp. 215–223.

Anastácio, P. M. and Marques, J. C. (1997) 'Crayfish, Procambarus clarkii, effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River valley (Portugal)', *Freshwater Crayfish*, 11(February 2015), pp. 608–617.

Andrews, H. (ed.) (2016) *Bat Tree Habitat Key - 3rd Edition*. Bridgwater: AEcol.

Aquiloni, L., Tricarico, E. and Gherardi, F. (2010) 'Crayfish in Italy: distribution, threats and management', *International Aquatic Research*, 2(June), pp. 1–14.

Barataud, M. (1996) *The world of bats*. Sittelle publisher.

Barataud, M. (2015) *Acoustic ecology of European bats. Species Identification and Studies of Their Habitats and Foraging Behaviour.* Paris: Biotope Editions, National Museum of Natural History.

Barbaresi, S. and Gherardi, F. (2000) 'The Invasion of the Alien Crayfish Procambarus Clarkii in Europe, with Particular Reference to Italy', *Biological Invasions - BIOL INVASIONS*, 2, pp. 259–264.

Bonazzi, P. *et al.* (2013) *Monitoraggio partecipato funzionale a iniziative divulgative sulla Chirotterofauna del Parco del Molgora*. Vimercate: Parco del Molgora.

Di Cerbo, A. R. and Biancardi, C. (2013) 'Monitoring small and arboreal mammals by camera traps: Effectiveness and applications', *Acta theriologica*, 58.

Correia, A. M. and Ferreira, Ó. (1995) 'Burrowing Behavior of the Introduced Red Swamp Crayfish Procambarus Clarkii (Decapoda: Cambaridae) in Portugal', *Journal of Crustacean Biology*, 15(2), pp. 248–257.

Dietz, C. and Kiefer, A. (2015) *Pipistrelli d'Europa - Conoscerli, identificarli, tutelarli*. Ricca editore.

Ficetola, G. F. *et al.* (2011) 'Early assessment of the impact of alien species: Differential consequences of an invasive crayfish on adult and larval amphibians', *Diversity and Distributions*, 17, pp. 1141–1151.

Huner, J. V and others (1988) 'Procambarus in North America and elsewhere.', *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation.* Croom Helm Ltd., pp. 239–261.

Kunz, T. H. and Fenton, M. B. (2003) *Bat ecology*. Chicago: University of Chicago Press.

Law, B., Park, K. J. and Lacki, M. J. (2016) 'Insectivorous bats and silviculture: balancing timber production and bat conservation', in *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*. Springer, Cham, pp. 105–150.

López-Baucells, A. *et al.* (2016) 'Bat boxes in urban non-native forests: a popular practice that should be reconsidered', *Urban Ecosystems*. Urban Ecosystems, (July), pp. 1–9.

Nyström, P. (1999) 'Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. Alien crayfish in Europe: the situation in Italy', *Crustacean Issues*, 11.45.

Piazza, F. (2014) *Sviluppo di metodiche biomolecolari per la cattura e l'eradicazione del gambero rosso della Louisiana Procambarus clarkii (Girard, 1852). Tesi di dottorato*. Università degli Studi di Trieste.

Rappole, J. H. *et al.* (1985) 'Remote trip cameras as a means for surveying for nocturnal felids', in *Nocturnal mammals: tchniques for study: proceedings of a workshop held at the Fourth International Theriological Congress, Edmonton, Alberta, Canada, August 1985*.

Royle, J. A. *et al.* (2009) 'Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models', *Ecology*, 90(11), pp. 3233–3244.

Rueegger, N. (2016) 'Bat boxes - a review of their use and application, past, present and future', *Acta Chiropterologica*, 18(1), pp. 279–299.

Russo, D. and Jones, G. (2002) 'Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls', *Journal of Zoology*, 258(1), pp. 91–103.

Silveira, L., Jàcomo, A. T. A. and Diniz-Filho Felizola, J. A. (2003) 'Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation', *Biological Conservation*, 114(3), pp. 351–355.

Vesk, P. A. *et al.* (2008) 'Time lags in provision of habitat resources through revegetation', *Biological Conservation*, 141(1), pp. 174–186.

Vigorita, V. and Cucé, L. (eds) (2008) *La fauna selvatica in Lombardia - Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi*. Regione Lombardia.

Zanetti, M. and Rucli, A. (2014) 'Contrasto alla diffusione del gambero rosso della Louisiana Procambarus clarkii', in *RARITY. Eradicazione del gambero rosso della Louisiana e protezione dei gamberi di fiume del Friuli Venezia Giulia. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, pp. 144.*