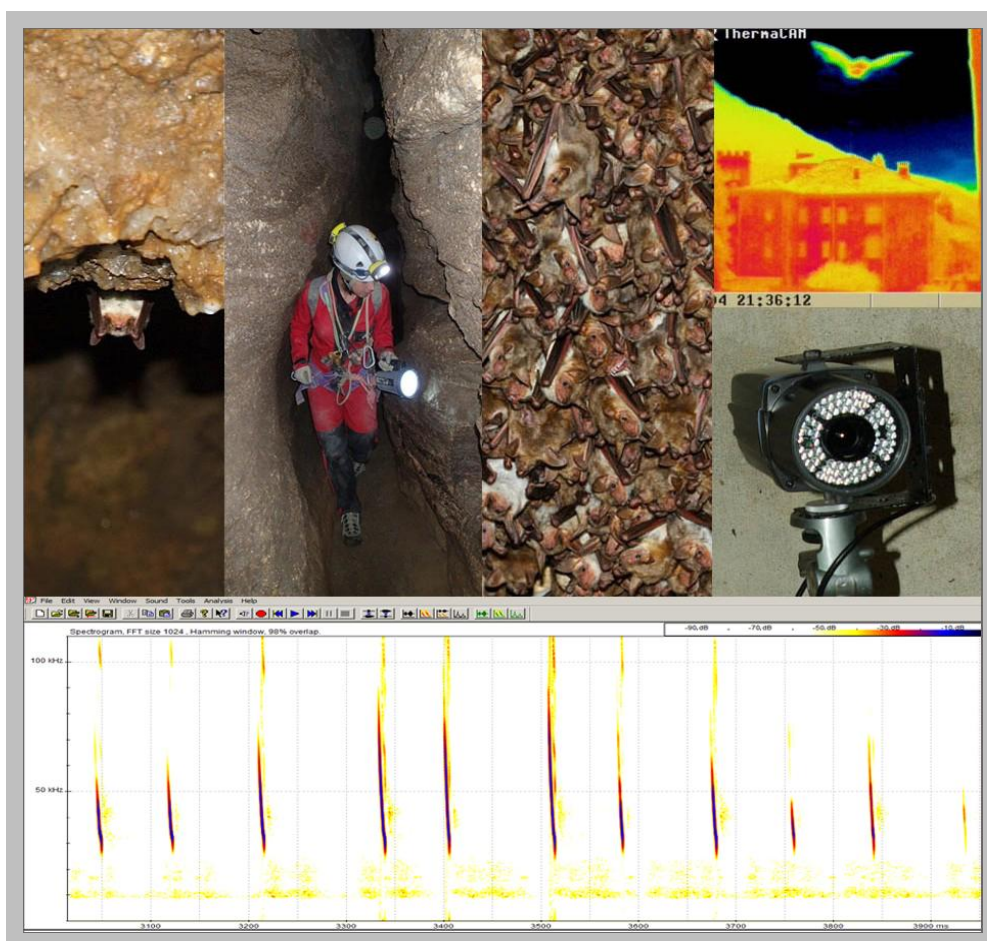


INDIRIZZI E PROTOCOLLI PER IL MONITORAGGIO DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DEI CHIROTTERI IN ITALIA



Hanno variamente collaborato alla redazione e alla discussione del presente documento, condividendone i contenuti:

Stefano Benini, Massimo Bertozzi, David Bianco, Paolo Bonazzi, Mara Calvini, Matteo Cavacetti, Monia Cesari, Marco Ciambotta, Paola Culasso, Marco D'Amico, Paolo Debernardi, Gianna Dondini, Elisabetta De Carli, Luca Dorigo, Christian Drescher, Carlotta Fassina, Vincenzo Ferri, Maria Ferloni, Gaetano Fichera, Tiziano Fiorenza, Laura Garzoli, Annamaria Gibellini, Francesco Grazioli, Eva Ladurner, Luca Lapini, Serena Magagnoli, Giovanni Mastrobuoni, Thea Mondini, Oskar Niederfrininger, Francesca Palombo, Elena Patriarca, Andrea Pereswiet-Soltan, Alessandra Peron, Giulio Piras, Antonio Ruggieri, Irene Salicini, Christiana Soccini, Fabio Suppini, Alessandra Tomassini, Roberto Toffoli, Alessandra Ventura, Simone Vergari.

Foto:

Mara Calvini (copertina, pag. 18), Paolo Debernardi (copertina, pagg. 6 alto e basso dx, 11, 14 alto e basso dx, 23, 25 sn, 30, 35, 44), Gianna Dondini (pag. 28), Carlotta Fassina (pag. 39), Francesco Grazioli (14 basso sn, 24, 43, 46), Luca Lapini (pag. 25 dx), Roberto Toffoli (pag. 6 basso sn).

Gli autori raccomandano la seguente citazione:

AA. VV., 2014. Indirizzi e protocolli per il monitoraggio dello stato di conservazione dei chiroteri in Italia. Settembre 2014. Pubblicazione *on line*.

PREMESSA: RIFERIMENTI NORMATIVI E SPECIE INTERESSATE

Uno degli obblighi più importanti e impegnativi che derivano dalla Direttiva 92/43/CEE (“Direttiva Habitat”), attuata in via regolamentare col D.P.R. 357/1997 e s.m.i., è quello del monitoraggio dello stato di conservazione delle specie di interesse comunitario. Ai sensi degli articoli 11 e 17 della Direttiva, ogni sei anni, l’Italia, assieme agli altri Stati membri dell’Unione Europea, è chiamata a trasmettere alla Commissione europea competente i risultati del monitoraggio; le Regioni e le Province autonome contribuiscono alla rendicontazione fornendo allo Stato rapporti annuali sullo stesso argomento (D.P.R. 357/1997 e s.m.i, art. 13).

Nel gennaio 2014, il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) e l’Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) hanno pubblicato “Linee guida per le Regioni e Province autonome in materia di monitoraggio delle specie e degli habitat di interesse comunitario”, documento che delinea criteri e obiettivi per l’impostazione e la pianificazione del monitoraggio in previsione delle future rendicontazioni.

Ci si attende ora che si instauri un significativo e regolare flusso di dati di monitoraggio fra Regioni/Province autonome e MATTM, su cui basare la prossima rendicontazione, relativa al periodo 01/01/2013-31/12/2018. Se così non fosse, e la rendicontazione nazionale non risultasse adeguata ai requisiti stabiliti a livello comunitario, l’Italia rischierebbe la procedura d’infrazione per violazione del diritto comunitario o omessa attuazione degli obblighi europei. In caso di condanna e sanzionamento è previsto il diritto di rivalsa dello Stato nei confronti delle Regioni/Province autonome inadempienti (L. 234/2012, art. 43); tali Amministrazioni, a loro volta, potrebbero chiedere conto ai dirigenti responsabili del danno erariale cagionato.

Parametri demografici e dati distributivi sono i principali elementi su cui si fonda la valutazione dello stato di conservazione di una specie, sia essa intesa come valutazione del rischio di estinzione, come avviene nelle Liste Rosse, sia in termini comparativi, come richiesto nelle rendicontazioni della Direttiva Habitat, in cui ci si confronta con la condizione di riferimento rappresentata dallo “stato di conservazione favorevole”. Le informazioni devono essere raccolte lungo periodi pluriennali adeguati e, nella procedura di valutazione, integrate da considerazioni parallele circa la disponibilità di habitat, i fattori che hanno condizionato lo stato della specie e le eventuali minacce che si prevede lo influenzeranno in futuro.

Le Linee guida MATTM-ISPRA sottolineano l’importanza che siano adottati protocolli di monitoraggio efficaci e che le attività vengano programmate razionalmente, coordinando l’azione dei diversi soggetti coinvolti col fine di massimizzare i risultati ottenibili con le risorse a disposizione. Raccomandano, inoltre, di individuare priorità d’intervento, dando ad esempio precedenza, fra le specie da monitorare, a quelle che versano in precario stato di conservazione o per le quali si dispone di informazioni inadeguate alla valutazione dello stato di conservazione.

Tutte le specie di chiroteri italiani (tab. 1) sono oggetto delle disposizioni di monitoraggio della Direttiva e a una parte di esse, inclusa nell’allegato II, è riconosciuta implicitamente priorità d’attenzione in relazione agli obiettivi di conservazione della Direttiva, esigenza che trova conferma nelle valutazioni espresse nel terzo rapporto nazionale sull’attuazione della Direttiva.

Resoconti che implicano la disponibilità di dati distributivi, demografici e inerenti ai fattori che condizionano lo stato di conservazione dei chiroteri sono inoltre periodicamente richiesti all’Italia in quanto Parte contraente di altre normative internazionali e in particolare dell’Accordo sulla conservazione delle popolazioni di pipistrelli europei (EUROBATS).

L'importanza dell'acquisizione di tali informazioni è accresciuta dal fatto che i chiroteri sono indicatori ecologici e "specie ombrello": monitorarne lo stato di conservazione contribuisce alla conoscenza dello stato degli ecosistemi e mantenerlo in condizione soddisfacente determina benefici di cui si avvantaggiano anche molte altre componenti delle biocenosi e l'uomo stesso (Jones *et al.*, 2009; Kunz *et al.*, 2011). Per gli stessi motivi, lo stato di conservazione dei chiroteri rappresenta un riferimento importante per misurare il conseguimento degli obiettivi previsti dalla Strategia Nazionale e dalla Strategia Europea per la Biodiversità.

Tab. 1. Specie di chiroteri attualmente segnalate in Italia (si tenga conto dei problemi tassonomici accennati nelle note) e loro posizione nelle normative internazionali che impegnano il Paese ad attuare misure di tutela e azioni di monitoraggio.

Convenzione di Berna: l'allegato II è relativo alle specie di fauna rigorosamente protette, l'allegato III alle specie di fauna protette.

Convenzione di Bonn: l'allegato II è relativo alle specie considerate in precario stato di conservazione, per la cui tutela devono essere stipulati accordi internazionali. L'Accordo sulla conservazione delle popolazioni di chiroteri europei (EUROBATS) è uno di questi.

Direttiva 92/42/CEE: l'allegato II è relativo alle specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione, l'allegato IV alle specie animali e vegetali d'interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa.

	Convenzione di Berna (allegati)	Convenzione di Bonn (allegati)	Accordo cons. pop. pipistrelli europei	Direttiva 92/43/CEE (allegati)
Rinolofa euriale (<i>Rhinolophus euryale</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Rinolofa maggiore (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Rinolofa minore (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Rinolofa di Mehely (<i>Rhinolophus mehelyi</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio di Alcatoe (<i>Myotis alcathoe</i>) ¹	II	II	Inclusa	IV
Vespertilio di Bechstein (<i>Myotis bechsteinii</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio di Blyth (<i>Myotis blythii</i>)= Vespertilio di Monticelli (<i>M. oxygnathus</i>) ²	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio di Brandt (<i>Myotis brandtii</i>)	II	II	Inclusa	IV
Vespertilio di Capaccini (<i>Myotis capaccinii</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio di Daubenton (<i>Myotis daubentonii</i>) ³	II	II	Inclusa	IV
Vespertilio smarginato (<i>Myotis emarginatus</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio maggiore (<i>Myotis myotis</i>) ⁴	II	II	Inclusa	II, IV
Vespertilio mustacchino (<i>Myotis mystacinus</i>) ⁵	II	II	Inclusa	IV
Vespertilio gruppo di Natterer (<i>Myotis nattereri complex</i>) ⁶	II	II	Inclusa	IV
Vespertilio maghrebino (<i>Myotis punicus</i>) ⁷	II	II	Inclusa	IV ⁷
Pipistrello albolimbato (<i>Pipistrellus kuhlii</i>) ⁸	II	II	Inclusa	IV
Pipistrello di Nathusius (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	II	II	Inclusa	IV
Pipistrello nano (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>) ⁹	III	II	Inclusa	IV
Pipistrello pigmeo (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>) ¹⁰	II	II	Inclusa	IV
Nottola gigante (<i>Nyctalus lasiopterus</i>)	II	II	Inclusa	IV
Nottola di Leisler (<i>Nyctalus leisleri</i>)	II	II	Inclusa	IV
Nottola comune (<i>Nyctalus noctula</i>)	II	II	Inclusa	IV
Pipistrello di Savi (<i>Hypsugo savii</i>) ¹¹	II	II	Inclusa	IV
Serotino di Nilsson (<i>Eptesicus nilssonii</i>) ¹²	II	II	Inclusa	IV
Serotino comune (<i>Eptesicus serotinus</i>) ¹³	II	II	Inclusa	IV
Serotino bicolore (<i>Vespertilio murinus</i>)	II	II	Inclusa	IV
Barbastello (<i>Barbastella barbastellus</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Orecchione comune (<i>Plecotus auritus</i>) ¹⁴	II	II	Inclusa	IV
Orecchione meridionale (<i>Plecotus austriacus</i>) ¹⁵	II	II	Inclusa	IV
Orecchione alpino (<i>Plecotus macrobullaris</i>) ¹⁶	II	II	Inclusa	IV
Orecchione sardo (<i>Plecotus sardus</i>) ¹⁷	II	II	Inclusa	IV
Orecchione di Gaisler (<i>Plecotus gaisleri</i>) e/o Orecchione dei Balcani (<i>Plecotus kolombatovici</i>) ¹⁸	II	II	Incluse	IV
Miniottero (<i>Miniopterus schreibersii</i>)	II	II	Inclusa	II, IV
Molosso di Cestoni (<i>Tadarida teniotis</i>)	II	II	Inclusa	IV

NOTE

¹ Recentemente distinta da *M. mystacinus* grazie ad indagini genetiche (Helvesen *et al.*, 2001).

² Lanza (2012), seguendo Simmons (2005), utilizza la denominazione *M. oxygnathus* sulla base di evidenze genetiche attestanti un'elevata distanza genetica degli esemplari europei dai *M. blythii* asiatici; nelle normative e in larga parte della letteratura la specie è ancora citata come *M. blythii* e l'epiteto *oxygnathus* riferito al rango di sottospecie. Secondo le metodologie di classificazione su base genetica attualmente in uso non risulta discriminabile al livello specifico da *M. myotis* (si vedano ad esempio Mayer *et al.*, 2007 e Galimberti *et al.*, 2012), con cui può ibridarsi.

³ Lanza (2012) sottolinea l'opportunità di verificare se in Italia sia presente il morfotipo *nathalinae*, di valore sistematico ancora oggetto di discussione.

⁴ Con le attuali metodologie di classificazione su base genetica non risulta discriminabile al rango specifico da *M. blythii/oxygnathus* (si vedano ad esempio Mayer *et al.*, 2007 e Galimberti *et al.*, 2012), con cui può ibridarsi.

⁵ *Taxon* caratterizzato da elevata variabilità morfologica e molecolare. Da esso è stata recentemente separata *M. alcathoe*, ma è possibile che nasconda ulteriori specie criptiche (Dietz *et al.*, 2009; Lanza, 2012).

⁶ Studi genetici hanno dimostrato che gli esemplari italiani sono da attribuirsi a specie diversa da *M. nattereri* (Mayer *et al.*, 2007; Salicini *et al.*, 2008 e 2012) e che risultano fra loro distinguibili in due cladi, il cui rango tassonomico è ancora in discussione: Salicini *et al.* (2012) riferiscono tutti gli esemplari alla "specie A" (appellativo provvisorio, in attesa della denominazione specifica) e suggeriscono che quelli dell'Italia meridionale rappresentino una sottospecie diversa da quella degli esemplari dell'Italia centrale e settentrionale; Galimberti *et al.* (2012), che confermano la presenza della "specie A" per l'Italia settentrionale, sostengono invece che nell'Italia centrale e meridionale sia presente un'ulteriore buona specie, provvisoriamente detta "specie C".

⁷ In passato confusi con *M. myotis* e *M. blythii/oxygnathus*, i "grandi *Myotis*" di Maghreb, Sardegna, Corsica e Malta sono stati successivamente attribuiti a *M. punicus* (si vedano in particolare Castella *et al.*, 2000 e Simmons, 2005). Le differenze fra i crani evidenziate per via morfometrica da Evin *et al.* (2008) suggeriscono tuttavia che la popolazione sarda (assieme a quella corsa) possa essere differenziata a livello specifico dai *M. punicus* maghrebini. Aggruppabili con questi ultimi potrebbero invece essere gli esemplari di Lampedusa: su tale isola è stata in passato segnalata *M. myotis*, ma, come suggerito da Lanza (2012), appare biogeograficamente più probabile la presenza di *M. punicus*.

All'epoca dell'emanazione della Direttiva Habitat, *M. punicus* era confusa con *M. blythii/oxygnathus*; da quando è stata riconosciuta buona specie viene considerata unicamente nell'allegato IV (che fa generico riferimento a tutte le specie di microchiroteri, senza elencarle). Non essendoci motivi per ritenere il suo stato di conservazione migliore di quello di *M. blythii/oxygnathus* (pare piuttosto il contrario), per il principio di precauzione sarebbe più corretto considerarla anche in allegato II. Tale considerazione vale sia che venga confermata l'appartenenza degli esemplari sardi a *M. punicus* sia (e a maggior ragione!) se questi dovessero risultare appartenenti a specie diversa.

⁸ Necessitano indagini genetiche, in particolare per chiarire la posizione sistematica degli esemplari sardi e siciliani ("*kuhlii/deserti*": cfr. Veith *et al.*, 2011).

⁹ Fino ad epoca recente sono stati attribuiti a questa specie anche gli esemplari di *P. pygmaeus*. La situazione tassonomica di *P. pipistrellus* è tuttavia ancora problematica: necessitano ulteriori indagini, in particolare per chiarire la posizione sistematica degli esemplari sardi e siciliani ("aplotipo II": cfr. Veith *et al.*, 2011).

¹⁰ Distinta da *P. pipistrellus* grazie ad indagini bioacustiche e genetiche (Barratt *et al.*, 1997).

¹¹ *H. savii* è segnalata sul complessivo territorio italiano, ma Veith *et al.* (2011) hanno individuato in Sardegna e Sicilia la presenza di aplotipi affini all'entità nordafricana recentemente proposta come buona specie, distinta da *H. savii*, e provvisoriamente denominata *H. cf. darwinii* (Mayer *et al.*, 2007). Si attende la conferma e la denominazione definitiva della specie.

¹² Con le attuali metodologie di classificazione su base genetica non risulta discriminabile al rango specifico da *E. serotinus* (si vedano ad esempio Mayer *et al.*, 2007 e Galimberti *et al.*, 2012), da cui si distingue invece nettamente dal punto di vista morfologico.

¹³ Con le attuali metodologie di classificazione su base genetica non risulta discriminabile al rango specifico da *E. nilssonii* (si vedano ad esempio Mayer *et al.*, 2007 e Galimberti *et al.*, 2012), da cui si distingue invece nettamente dal punto di vista morfologico.

Lanza (2012) sottolinea l'opportunità di approfondimenti sistematici, in particolare sugli esemplari sardi, evidenziando differenze nella morfologia esterna di questi ultimi rispetto ad esemplari di altre regioni italiane.

¹⁴ Il genere *Plecotus* è stato oggetto di recenti revisioni sistematiche che hanno portato alla scoperta di varie specie criptiche. Degli esemplari precedentemente attribuiti a *P. auritus*, parte di quelli dell'Italia settentrionale apparteneva invece a *P. macrullaris* e parte di quelli sardi a *P. sardus*. Necessitano ancora indagini, in particolare per chiarire il rango tassonomico del clade sardo di *auritus* (Mayer *et al.*, 2007).

¹⁵ Degli esemplari attribuiti a *P. austriacus* prima delle recenti revisioni sistematiche, parte di quelli dell'Italia settentrionale apparteneva invece a *P. macrullaris* e parte di quelli sardi a *P. sardus*.

¹⁶ Prima confusa con altre specie del genere *Plecotus*, è stata recentemente riconosciuta buona specie (Kiefer e Veith, 2001). Necessitano indagini per appurare se le differenze genetiche riscontrate fra esemplari orientali e occidentali abbiano significato sottospecifico (*P. macrobullaris macrobullaris* e *P. macrobullaris alpinus*) o specifico (*P. macrobullaris* e *P. alpinus*) (per una sintesi al riguardo si veda Lanza, 2012); nell'Italia nordorientale risultano segnalate entrambe le entità.

¹⁷ Riconosciuta buona specie solo recentemente (Mucedda *et al.*, 2002).

¹⁸ Queste due specie sono considerate congiuntamente poiché almeno una di esse (non vi è certezza assoluta su quale) è presente in territorio italiano e forse lo sono entrambe.

Lanza (2012) cita *P. gaisleri* per Pantelleria e riporta la possibilità che sulla stessa isola sia presente anche *P. kolombatovici*. Tali considerazioni si fondano essenzialmente sull'analisi morfologica di 6 esemplari dell'isola condotta da Benda *et al.* (2004) e sulla caratterizzazione morfologica e genetica prodotta dagli stessi Autori e da Mayer *et al.* (2007) con riferimento a esemplari nordafricani e balcanici; accertamenti genetici su esemplari di Pantelleria potrebbero chiarirne definitivamente l'appartenenza.

La presenza in Istria di *P. kolombatovici* fa inoltre supporre che tale specie possa essere presente anche nella Venezia Giulia.

Affinché i dati di monitoraggio chiropterologico raccolti nelle diverse realtà locali siano comparabili, e utilizzabili direttamente a livello nazionale, è importante che le Regioni e le Province autonome, nell'acquisizione delle informazioni, adottino metodologie il più possibile standardizzate, accordandosi sulla tipologia dei dati da considerare, sui periodi stagionali e sulle tecniche di rilevamento.

Il presente documento nasce dal confronto e dalla collaborazione di rilevatori che operano in Italia e hanno sentito l'esigenza di tale standardizzazione: in una prima fase è stato redatto un testo relativo alle regioni del Nord (AA. VV., febbraio 2014); con integrazioni, finalizzate ad estenderne l'applicabilità all'intero Paese, si è quindi pervenuti alla versione attuale.

Si è tenuto conto degli strumenti di indirizzo in materia esistenti a livello nazionale (Agnelli *et al.*, 2004) e internazionale (in particolare: Battersby, 2010; Ransom e Hutson, 2000; Hutson *et al.*, 2001; EEA, 2013), nonché dell'esperienza maturata dagli autori sul territorio italiano, con l'obiettivo di fornire riferimenti per il monitoraggio dello stato di conservazione di tutte le specie di chiroteri segnalate nell'area e protocolli di rilevamento demografico più direttamente riferiti alle specie incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat, coerentemente con le priorità di conservazione individuate da tale normativa.

È prevedibile che, in funzione delle future ulteriori acquisizioni in campo chiropterologico e delle innovazioni metodologiche e negli strumenti di rilevamento, il documento debba essere periodicamente aggiornato.

Per quanto riguarda il primo aspetto, occorre ricordare come siano state recentemente scoperte varie specie criptiche di chiroteri, in precedenza confuse con altre di aspetto simile, e come sia molto probabile che ulteriori specie restino da scoprire, dal momento che le indagini fin qui condotte sono lontane dal potersi considerare esaustive. Le note di tabella 1, che identificano le specie di recente descrizione e richiamano le principali questioni tassonomiche in discussione, danno un'idea del problema. Ciò rappresenta ovviamente una complicazione per le attività di monitoraggio: potrà capitare, infatti, che i dati oggi riferiti a una determinata specie risultino in futuro da attribuirsi a una "nuova", diversa specie. Conseguentemente potrebbero doversi ridiscutere valutazioni di stato di conservazione: specie diverse, che oggi siano erroneamente considerate una specie singola, potrebbero risultare in condizioni di conservazione differenti, oppure essere omogenee sotto tale profilo, ma versare in condizioni meno favorevoli di quanto precedentemente creduto, dal momento che la distinzione tassonomica comporta necessariamente un ridimensionamento delle valutazioni di consistenza demografica. Inoltre,

potrebbero emergere differenze ecologiche/etologiche fra le specie precedentemente confuse, tali da rendere opportuni adeguamenti nei rispettivi metodi di rilevamento.

Le incertezze attuali non devono in ogni caso rappresentare un freno alle attività di monitoraggio, ma semmai stimolarle. L'attuazione di campagne chiropterologiche a scala vasta, purché condotte con standard metodologici di qualità, rappresenta infatti uno strumento formidabile non solo per ottenere informazioni preziose per la conservazione delle specie per le quali non si pongono problemi tassonomici, ma anche per fornire elementi (materiali biologici; dati morfologici, geografici, ecologici, ecc.) indispensabili per far chiarezza sui *taxa* problematici, nonché per stimolare progressi nelle tecnologie di rilevamento.

Allo stato attuale delle conoscenze chiropterologiche e della tecnologia disponibile, l'applicazione degli indirizzi e dei protocolli che seguono, già sperimentata con successo in realtà locali, è garanzia della qualità dei dati acquisiti, del rispetto delle normative di tutela faunistica, dell'aggiornamento per quanto concerne le tecniche di rilevamento chiropterologico e la minimizzazione del disturbo connesso.



**Le specie oggetto del documento appartengono a quattro famiglie di chiroteri:
Rhinolophidae, Vespertilionidae, Miniopteridae e Molossidae.**

PARTE I

**INDIRIZZI PER L'ACQUISIZIONE DEI DATI DISTRIBUTIVI
E PER VALUTAZIONI DEMOGRAFICHE PRELIMINARI
CON RIFERIMENTO A TUTTE LE SPECIE DI CHIROTTERI**

INDIRIZZI PER L'ACQUISIZIONE DEI DATI DISTRIBUTIVI

Per stilare l'inventario dei chiroteri di una data zona conviene ricorrere a più tecniche di rilevamento, dal momento che ciascuna delle tecniche attualmente disponibili presenta pregi e limitazioni (Flaquer *et al.*, 2007).

Premesso che esistono anche altre potenziali fonti di dati chiroterologici (in particolare l'analisi delle borre), che solo sporadicamente danno risultati, le opzioni metodologiche sono essenzialmente riconducibili alla seguente casistica:

- rilevamento all'interno o presso gli accessi di siti di rifugio (*roost*), individuati consultando letteratura/fonti museali/soggetti potenzialmente informati oppure sulla base della presenza di caratteristiche favorevoli all'insediamento di chiroteri o, ancora, seguendo gli spostamenti di esemplari dotati di radiotrasmittente;
- operazioni di cattura (seguite da determinazione e rilascio) negli ambienti di foraggiamento/abbeverata o lungo corridoi di transito degli esemplari, realizzate espressamente a fini chiroterologici o per studi ornitologici (quest'ultima possibilità di norma si concretizza coinvolgendo gli inanellatori di avifauna);
- rilevamento con metodi acustici;
- collocazione e successiva ispezione di *bat box*;
- acquisizione di dati conseguenti al casuale rinvenimento di esemplari morti o in difficoltà, attraverso il coinvolgimento dei soggetti preposti alle attività di recupero faunistico.

Nel testo di Agnelli *et al.* (2004), disponibile anche *on line*, è fornita una dettagliata caratterizzazione di tali metodologie e delle autorizzazioni necessarie, alla quale si rimanda, aggiungendo qui alcune integrazioni dovute a possibilità operative concretizzatesi più recentemente, grazie alla disponibilità di nuove strumenti per la raccolta e l'analisi dei dati.

La verifica della presenza/assenza delle specie rare può essere facilitata ricorrendo alla tecnica del *playback*, oggi possibile grazie a dispositivi (es. Bat Lure Apodemus, Avisoft Player BL Pro, Pettersson L400 Ultrasound Loudspeaker, Sussex Autobat) che consentono di replicare segnali acustici delle specie oggetto d'indagine per attrarle presso strumenti di cattura (*mistnet* o *harp-trap*). Come richiami possono essere utilizzati segnali sociali ricavati da Barataud (2012), da www.avisoft.com/batcalls/index.htm o da registrazione personali. Applicazioni fruttuose della tecnica hanno riguardato in particolare *M. bechsteinii* (Hill e Greenaway, 2005; Goiti *et al.*, 2007).

Per il rilevamento ottico e acustico in commercio si trovano apparecchiature di aumentata efficacia, che consentono rispettivamente ottime riprese degli esemplari in transito presso gli accessi dei siti di rifugio (cfr. allegati 3 e 4) e registrazioni in tempo reale, anche automatizzate, dei segnali sonori e ultrasonori (cfr. parte seconda); esiste inoltre una disponibilità più ampia di sussidi (*software*, *call library*, riferimenti di letteratura, ecc.) per l'analisi e la determinazione dei segnali acustici.

Relativamente a quest'ultimo aspetto va tuttavia chiarito che le conoscenze di base circa i segnali sociali delle diverse specie sono ancora molto lacunose e per quanto riguarda il riconoscimento dei segnali di ecolocalizzazione sussistono profonde divergenze fra "scuole" chiroterologiche: per alcuni *taxa* (specie o generi), che producono emissioni con caratteristiche peculiari ed evidenti, vi è completa concordanza circa la determinazione dei segnali, ma relativamente a molti altri, i lavori pubblicati risultano spesso disomogenei, e non solo riguardo ai criteri da adottare, ma anche

rispetto all'effettiva possibilità di attribuzione tassonomica corretta. In particolare, due dei contributi più recenti e importanti sull'argomento, entrambi relativi alla complessiva chiroterofauna europea, risultano uno (Barataud, 2012) estremamente possibilista sulla riconoscibilità al livello specifico della quasi totalità delle specie, fra le quali tutte e 8 le specie del genere *Myotis* che l'autore ha preso in considerazione, mentre l'altro (Walters *et al.*, 2012) restringe molto il campo delle determinazioni al livello di specie e per quanto riguarda il genere *Myotis* ammette per il solo *M. nattereri* una discreta possibilità di classificazione corretta. I due lavori si basano su approcci identificativi diversi: Barataud abbina l'analisi quantitativa di 1-5 parametri considerati più discriminanti a valutazioni circa la forma e il ritmo dei segnali nelle sequenze, desumibili dai sonogrammi, e circa la sonorità delle emissioni, caratteristica quest'ultima la cui percezione è affidata all'abilità soggettiva del rilevatore; Walters *et al.* utilizzano un metodo completamente quantitativo, sviluppato attraverso sistemi di reti neurali artificiali "istruite" mediante 12 parametri bioacustici (selezionati per l'efficacia discriminante nell'ambito di 24 parametri relativi ai singoli segnali) al fine di ottenere determinazioni a diversi livelli di definizione e conoscere la probabilità di classificazione corretta ad ogni stadio (si ottengono cioè determinazioni riferite a gruppi di più specie che presentano emissioni affini, associate ad una determinata probabilità di classificazione corretta, e determinazioni riferite alle singole specie, a loro volta associate alla rispettiva probabilità di classificazione corretta).

Non è questa la sede per esprimersi circa l'efficacia di queste e delle altre procedure di identificazione dei segnali finora utilizzate, o dei *software* finalizzati alla determinazione che sono stati prodotti; è però necessario chiarire che a questa importantissima branca dello studio dei chiroteri non corrisponde ancora un metodo di classificazione dei segnali universalmente accettato. La ricerca nel settore è estremamente attiva ed è possibile che, nel breve periodo, l'incremento delle conoscenze fornisca maggiori strumenti applicativi, che portino a risultati considerati da tutti validi.

Allo stato attuale, ai fini della definizione della distribuzione a vasta scala delle diverse specie, è opportuno utilizzare i dati bioacustici solo quando corrispondono a criteri di determinazione che possano essere considerati "certi" in relazione a una produzione bibliografica ampia e scevra da critiche. Ciò comporta la necessità che i rilevatori esplicitino sempre chiaramente i criteri di determinazione adottati e che conservino i materiali probanti acquisiti (registrazioni) per eventuali verifiche successive, anche in relazione alla possibilità di nuove scoperte in campo sistematico. Su questi aspetti si veda anche l'allegato 1.

In tabella 2, per ciascuna delle specie attualmente segnalate in Italia (si tengano però presenti i limiti delle conoscenze sistematiche di cui alle note di tabella 1), sono individuate le tipologie di rilevamento più efficaci per verificarne la presenza sul territorio. Si sottolinea che si tratta delle opzioni metodologiche che di norma forniscono più dati, ferma restando la possibilità che informazioni utili siano derivate anche dalle altre tecniche.

Per quanto riguarda il rilevamento bioacustico, coerentemente con quanto premesso, ci si è limitati a considerare le specie per le quali sono noti segnali di ecolocalizzazione e/o segnali sociali con caratteristiche specie-specifiche (o per lo meno considerabili tali alla luce delle attuali conoscenze) rilevabili quantitativamente: ciò non significa che tutte le emissioni di tali specie si prestino alla classificazione tassonomica, ma per lo meno a parte di esse può essere riconosciuto valore diagnostico (cfr. allegato 1). Si è tenuto altresì conto della contattabilità delle diverse specie, ossia della distanza alla quale possono essere rilevate con un *bat detector* (a sua volta dipendente da intensità, durata, larghezza di banda e livello di direzionalità dei segnali), ma a tale fattore non è stata data un'importanza preponderante, dal momento che esistono oggi

apparecchiature predisposte per consentire la registrazione automatica anche per periodi di più giorni e ciò amplifica le probabilità di contatto con tutte le specie.

Per quanto riguarda il rilevamento nei siti di rifugio invernale, le specie confondibili all'osservazione a distanza (eventualmente supportata dall'uso del binocolo o della macchina fotografica, ma senza manipolazione degli esemplari) sono state considerate congiuntamente.

Tab. 2. Principali tipologie di rilevamento della presenza delle specie di chiroteri attualmente segnalate in Italia.

■ fonte di dati molto importante;

● fonte di dati importante;

○ fonte di dati significativa, ma meno importante delle precedenti.

Ril. siti invernali= rilevamento dentro i rifugi invernali, senza manipolazione degli esemplari.

Ril. siti estivi= osservazioni dentro i rifugi estivi o presso i loro accessi (*bat box* escluse), se necessario utilizzando varie tecniche e strumentazioni di rilevamento (catture, *bat detector*, dispositivi ottici).

Ril. siti *swarming*= rilevamento agli accessi dei siti di *swarming*, mediante catture/*bat detector*/dispositivi ottici.

Catture= catture in ambienti di foraggiamento/abbeverata o lungo corridoi di transito, con o senza richiami.

Bat box= collocazione e successiva ispezione di *bat box* su alberi/pali/edifici.

Rinvenimenti casuali= dati connessi al casuale rinvenimento di esemplari morti o in difficoltà.

Rilevamento bioacustico= rilevamento con *bat detector*, registrando le emissioni in modalità adatta all'analisi acustica (attualmente si consiglia l'espansione temporale). Si vedano anche il testo e l'allegato 1.

SPECIE	Ril. siti invernali	Ril. siti estivi	Ril. siti <i>swarming</i>	Catture	<i>Bat box</i>	Rinvenimenti casuali	Rilevamento bioacustico
<i>Rhinolophus euryale</i>	■ ¹	■	●				● ²
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	■	■	●				●
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	■	■	●				● ²
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	■ ¹	■	●				● ²
<i>Myotis bechsteinii</i>	○	○	■	■	●		
<i>Myotis blythii/oxygnathus</i>	●	■	●	○			
<i>Myotis myotis</i>		■	●	○			
<i>Myotis punicus</i>	●	■	●				
<i>Myotis capaccinii</i>	○	■	●	●			
<i>Myotis daubentonii</i>		●	■	■	○	○	
<i>Myotis emarginatus</i>	●	■	■	○		○	
<i>Myotis alcathoe</i>	○		●	■	○		
<i>Myotis brandtii</i>		○	●	■	●		
<i>Myotis mystacinus</i>		○	●	■	○		
<i>Myotis nattereri complex</i>	○	●	■	■	●		○
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	○	●		■	●	■	●
<i>Pipistrellus nathusii</i>				■	○	●	●
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		●	○	■	●	■	■
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		●		●	●	○	■
<i>Nyctalus lasiopterus</i>					●		■
<i>Nyctalus leisleri</i>				●	■		●
<i>Nyctalus noctula</i>		○		○	■		●
<i>Hypsugo savii</i>	○	○	○	■	●	■	■
<i>Eptesicus nilssonii</i>	○	○		●			■
<i>Eptesicus serotinus</i>	○	○	○	■		●	
<i>Vespertilio murinus</i>				■		●	●
<i>Barbastella barbastellus</i>	●	●	○	●	○		■
<i>Plecotus auritus</i>	● ³	●	●	■	○	●	
<i>Plecotus austriacus</i>		●	○	■		●	
<i>Plecotus macrobullaris</i>		●	●	■		●	
<i>Plecotus sardus</i>		●	●	■		●	
<i>Plecotus gaisleri</i> e/o <i>Plecotus kolombatovici</i>		●	●	■		●	
<i>Miniopterus schreibersii</i>	■	■	○				○ ⁴
<i>Tadarida teniotis</i>		○				●	■

NOTE

¹ Ove sono presenti sia *R. euryale* che *R. mehelyi*, distinguere gli esemplari ibernanti delle due specie senza manipolarli può risultare impossibile. In Sardegna, ove sono simpatriche ed è presente la principale popolazione italiana di *R. mehelyi*, non risultano tuttavia segnalate aggregazioni ibernanti miste delle due specie (Mucedda *et al.*, 2009).

² La discriminazione di *R. euryale*, *R. hipposideros* e *R. mehelyi* sulla base dei segnali di ecolocalizzazione è complicata dalla sovrapposizione che si registra fra *R. euryale* e *R. mehelyi* e fra *R. hipposideros* e *R. mehelyi*. Per quanto riguarda la Sardegna, principale area di simpatia delle tre specie in Italia, si ha tuttavia evidenza di una maggiore divergenza fra i segnali, che ne può consentire il riconoscimento specifico (Russo *et al.*, 2007).

³ Gli esemplari ibernanti del genere *Plecotus* non possono essere determinati al livello di specie senza la manipolazione. La diversa distribuzione geografica delle specie restringe il campo delle determinazioni possibili (sull'arco alpino, ad esempio, attualmente si ritengono presenti, e quindi potenzialmente confondibili, *Plecotus auritus*, *P. austriacus* e *P. macrobullaris*), ma è consigliabile attenersi comunque a quanto effettivamente rilevato, e riferire quindi ogni esemplare osservato a distanza a *Plecotus* sp.

⁴ *M. schreibersii* emette segnali di ecolocalizzazione spesso considerati diagnostici in letteratura; è tuttavia frequente, per lo meno nell'Italia settentrionale, il rilevamento di segnali molto simili dovuti a esemplari del genere *Pipistrellus*. Nell'utilizzo del metodo bioacustico per il rilevamento di questa specie occorre pertanto grande cautela.



Dispositivi per la cattura di esemplari: *harp-trap* (sn) e *mistnet* (dx).

Ciò premesso per quanto riguarda le tecniche di rilevamento, è evidente che un'attività di monitoraggio della distribuzione delle specie richiede innanzitutto che si pervenga a una conoscenza sufficientemente accurata della loro distribuzione in un dato momento, per poterne fare un termine di paragone rispetto al quale valutare le eventuali variazioni successive. A tal proposito occorre purtroppo riconoscere che le conoscenze sull'attuale distribuzione dei chirotteri in Italia sono ancora lacunose e ancor più frammentari sono i dati relativi al passato, a causa della carenza di indagini e delle difficoltà proprie dello studio dei chirotteri, che hanno cominciato ad essere superate significativamente solo negli ultimi decenni, grazie a nuovi strumenti e metodologie (in particolare in campo genetico e bioacustico). Come si è già evidenziato, è ritenuta molto probabile l'esistenza nel Paese di specie criptiche non ancora descritte, cioè attualmente confuse con altre di aspetto simile.

Si auspica dunque la realizzazione di indagini mirate per caratterizzare adeguatamente l'attuale distribuzione della chiropterofauna, aventi in oggetto specie bersaglio o determinate aree geografiche o, ancora, tipologie ambientali poco conosciute sotto il profilo chiropterologico o di particolare interesse conservazionistico.

Fra i chiropteri più meritevoli di indagini vi sono le specie criptiche recentemente scoperte (ciò comporta ovviamente anche una revisione delle conoscenze riferite alle specie con cui erano precedentemente confuse) e i *taxa* endemici sardi (per un elenco di entrambi si veda tabella 1), le specie più legate ad ambienti distrutti o alterati profondamente dalle attività antropiche (in particolare quelle dipendenti dalle formazioni forestali di bassa/media altitudine, come *M. bechsteinii*), quelle per la cui conservazione il nostro Paese ha grande responsabilità, comprendendo porzioni importanti dei rispettivi areali (in particolare *R. euryale* e *M. capaccinii*), e quelle per le quali si dispone di pochissime segnalazioni nonostante siano ritenute potenzialmente presenti su tutto il territorio nazionale (in particolare *N. lasiopterus*).

Aree protette e siti della rete Natura 2000, considerate le finalità istitutive di conservazione e naturalistiche, dovrebbero disporre di inventari della chiropterofauna presente o, in caso contrario, promuovere indagini per acquisire tali conoscenze. È tuttavia importante che iniziative analoghe vengano intraprese anche altrove: gli obblighi di monitoraggio sanciti dalla Direttiva Habitat riguardano infatti l'intero territorio e comportano comparazioni fra la situazione interna ed esterna alla rete Natura 2000.

Una quantità significativa di dati distributivi potrebbe inoltre derivare dall'attuazione dei protocolli di monitoraggio demografico presentati nella seconda parte del presente documento, poiché i rilevamenti su cui si basano portano ad acquisire dati relativi a varie altre specie di chiropteri oltre a quelle cui sono direttamente rivolti i protocolli.

Infine, si sottolinea l'importanza che potrebbe avere, nell'acquisizione dei dati, l'impostazione di rapporti costanti di collaborazione fra chiropterologi e soggetti che hanno alta probabilità di venire in contatto con pipistrelli in relazione ad attività professionali o amatoriali, in particolare associazioni speleologiche, Soprintendenze, inanellatori di avifauna e personale che si occupa di attività di recupero faunistico.

Relativamente al coinvolgimento di quest'ultimo, risulterebbe preziosa l'attivazione di reti operative regionali sul modello proposto nella bozza di Piano d'azione per i chiropteri della Regione Piemonte (Patriarca *et al.*, 2012, consultabile *on line*). Esso prevede che gli esemplari morti (nei centri di recupero o rinvenuti morti e consegnati dai cittadini alle autorità preposte) siano esaminati da un coordinamento chiropterologico regionale e individua condizioni affinché il coordinamento stesso possa attuare uno *screening* tassonomico preliminare di tutti gli esemplari al loro ingresso nei centri di recupero (è richiesta la trasmissione al coordinamento, via *e-mail*, della misura dell'avambraccio e di foto di ciascun esemplare); sulla base di tale *screening*, qualora ritenuti opportuni, possono essere attivati ulteriori accertamenti.

Il coordinamento è anche chiamato a mettere in atto collaborazioni con laboratori impegnati in progetti d'indagine specifici a livello regionale, nazionale o internazionale, che contribuiscano ad esempio a migliorare le conoscenze circa la distribuzione dei chiropteri appartenenti a specie criptiche (fornendo materiali per analisi genetiche), la diffusione di patologie (infezioni virali, fungine, ecc., con particolare attenzione alle zoonosi) e gli eventi di contaminazione ambientale (pesticidi, metalli pesanti, ecc.).

Il progetto prevede che i soggetti collettori degli esemplari utilizzino una scheda per la registrazione dei dati, strutturata in modo da acquisire tutte le informazioni indispensabili a caratterizzare la provenienza dell'esemplare e le condizioni in cui è stato rinvenuto e a tracciarne

la successiva destinazione. Ciò, fra l'altro, rende possibile la raccolta dei dati necessari per la rendicontazione relativa alle "catture o uccisioni accidentali", obbligatoria per tutte le specie in allegato IV della Direttiva Habitat (quindi anche per tutte le specie della nostra chiropterofauna) ai sensi dell'art. 8 del D.P.R. 357/1997 e s.m.i.

DATI UTILI ALLE VALUTAZIONI DEMOGRAFICHE DERIVANTI DALL'ACQUISIZIONE DEI DATI DISTRIBUTIVI

L'acquisizione dei dati distributivi, di cui al paragrafo precedente, determina la parallela disponibilità di informazioni che possono essere utilizzate per le caratterizzazioni demografiche nell'ambito delle rendicontazioni previste dalla Direttiva Habitat. Per stimare la consistenza demografica, oltre al numero di individui che compongono la popolazione di una specie, è infatti ammesso il ricorso a "unità di popolazione" diverse, fra le quali il numero di colonie note (derivabile dai rilevamenti presso i siti di rifugio) e il numero di particelle UTM 5x5 km su cui è stata accertata la presenza della specie (derivabile dai complessivi rilevamenti). Va precisato che è richiesta anche una ponderazione di tali dati sulla base di valori che sono di difficile quantificazione: nel primo caso la consistenza media delle colonie, nel secondo la densità demografica per unità di griglia; tali valori potrebbero tuttavia essere acquisiti mediante approfondimenti di ricerca su base campionaria.

I dati che si raccolgono per definire il quadro distributivo vanno inoltre a comporre una base conoscitiva preziosa per la futura impostazione di protocolli di monitoraggio della consistenza e del *trend* demografico anche di specie di chiropteri che non sono direttamente oggetto della seconda parte del presente documento. In particolare, risultano importanti allo scopo le informazioni rilevate nei siti di rifugio: tali ambiti sono spesso frequentati dai chiropteri con regolarità, anno dopo anno, e ciò rende la loro individuazione e caratterizzazione propedeutica al monitoraggio demografico delle specie che li frequentano.

Alcuni anni fa è stata realizzata un'indagine, coordinata a livello nazionale, sui *roost* e la chiropterofauna associata, che si è conclusa con una pubblicazione (GIRC, 2004). Sarebbe fortemente auspicabile una ripresa di tale lavoro e, a tale fine, sono state formulate precise indicazioni circa i dati da raccogliere presso i siti di rifugio e la loro elaborazione. Al riguardo si rimanda al testo di Patriarca *et al.* (2012), disponibile *on line*, che riprende contenuti già presentati in Agnelli *et al.* (2004) integrandoli per rendere i rilevamenti più rispondenti alle esigenze di rendicontazione a livello internazionale.

Si sottolinea infine che le informazioni legate al casuale rinvenimento di esemplari morti o in difficoltà, qualora le procedure auspiccate trattando dell'acquisizione dei dati distributivi venissero applicate sistematicamente, potrebbero essere utilizzate per valutazioni dell'abbondanza e dei *trend* delle specie più spiccatamente antropofile, che sono di gran lunga quelle più contattate nell'ambito delle attività di recupero faunistico.



Esemplari in *roost* artificiali, messi a disposizione dall'uomo inconsapevolmente o volontariamente: (dall'alto e da sn) *Hypsugo savii* sotto una tettoia frequentata durante fasi di riposo notturno, *Myotis daubentonii* in riposo diurno all'interno di un ponte, *Nyctalus leisleri* dentro *bat box* utilizzata per il riposo diurno e l'accoppiamento.

PARTE II

PROTOCOLLI DI MONITORAGGIO DEMOGRAFICO CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLE SPECIE DI CHIROTTERI IN ALLEGATO II DIRETTIVA HABITAT

PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO NEI SITI DI SVERNAMENTO

Finalità

Finalità del monitoraggio nei siti di svernamento è acquisire serie pluriennali di dati utili alla valutazione della consistenza delle popolazioni e dei *trend* demografici, nonché all'individuazione di eventuali minacce che insistano su siti importanti per la conservazione dei chiroterri.

Merita sottolineare che proprio sui rilevamenti pluriennali nei siti di svernamento si è basato il recente rapporto sui *trend* demografici dei chiroterri europei redatto dalla *European Environment Agency* (EEA, 2013). Tale ente ha auspicato la prosecuzione del lavoro e la sua estensione anche a quei Paesi europei che, come l'Italia, non hanno preso parte all'indagine condotta.

Finalità delle operazioni condotte annualmente (in futuro si potrà valutare l'opportunità di ridurre la frequenza dei rilevamenti lungo l'arco temporale pluriennale) è censire gli esemplari svernanti rilevabili (ubicati presso volte, a ridosso di pareti, all'interno di interstizi ispezionabili) nei siti inseriti nel programma di monitoraggio, determinandoli al livello tassonomico consentito dall'osservazione senza manipolazione.

I dati raccolti riguardano un elevato numero di specie e si prestano in particolare al monitoraggio demografico delle seguenti specie incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat:

Rhinolophus euryale,
Rhinolophus ferrumequinum,
Rhinolophus hipposideros,
Rhinolophus mehelyi,
Miniopterus schreibersii.

Per *M. punicus*, specie che meriterebbe di essere considerata in allegato II per i motivi già espressi (si veda tabella 1, anche per quanto riguarda l'eventuale distinzione tassonomica della popolazione sarda), i dati disponibili suggeriscono una scarsa contattabilità in ibernazione, dovuta alla collocazione sparsa degli esemplari in fessure. Risulta tuttavia segnalata anche una colonia di svernamento di grandi dimensioni (Courtois *et al.*, 1997) e colonie di tale tipo meritano certamente un regolare censimento invernale.

Siti considerati

- *Roost* di svernamento rispondenti ai criteri di selezione dei siti chiroterrologici di particolare interesse conservazionistico proposti a livello nazionale da Agnelli *et al.*, 2004:

N SPECIE	SPECIE	N ESEMPLARI
≥ 4	Qualsiasi	≥ 50
3	Qualsiasi	≥ 100
2	Tutte, tranne se entrambe fra: <i>P. kuhlii</i> , <i>H. savii</i> , <i>P. pipistrellus</i> e <i>P. pygmaeus</i>	≥ 150
≥ 1	<i>M. punicus</i> e specie All. II Dir. 92/43/CEE tranne <i>M. schreibersii</i>	≥ 50
1	<i>M. schreibersii</i> e tutte le specie non citate nella riga precedente tranne: <i>P. kuhlii</i> , <i>H. savii</i> , <i>P. pipistrellus</i> e <i>P. pygmaeus</i>	≥ 200

- *Roost* di svernamento per i quali risultano segnalati almeno 10 esemplari appartenenti a specie figuranti nell'allegato II della Direttiva Habitat o a *M. punicus*. Per tali specie questo criterio, rispetto a quelli di cui al punto precedente, amplia il numero dei *roost* da considerarsi, applicandosi anche a siti di minor rilevanza conservazionistica. Dall'attuazione del protocollo si capirà se tale estensione, basata su un approccio conservativo, sia adeguata o se necessiti di correzione (se il numero di siti da monitorare risultasse troppo alto in rapporto al numero dei rilevatori disponibili occorrerebbe alzare la soglia numerica di riferimento).

Agli effetti dell'individuazione dei siti secondo le soglie numeriche di cui sopra, si possono assimilare a siti singoli anche più rifugi ubicati a breve distanza (indicativamente < 500 m), in particolare qualora si ritenga che siano utilizzati da esemplari che si spostano fra di essi.

Metodologia

Contare gli esemplari all'interno dei *roost*, direttamente o, se si presentano in aggregazioni cospicue, da foto, classificandoli al livello tassonomico consentito dall'osservazione senza manipolazione. Per la determinazione a distanza può servire un binocolo o una macchina fotografica (si limitino però le foto perché possono rappresentare un importante fattore di disturbo).

Per colonie composte da migliaia di esemplari, come possono essere quelle di *M. schreibersii*, procedere fotografando prima le complessive aggregazioni, quindi, utilizzando un obiettivo di lunghezza focale maggiore, le diverse parti delle aggregazioni: le foto a maggior ingrandimento serviranno per il conteggio degli esemplari, mentre quelle complessive guideranno la ricomposizione dell'immagine. Quest'ultima operazione, nel caso delle colonie più cospicue, può risultare difficoltosa e comportare errori significativi; in tali situazioni può risultare preferibile la procedura alternativa che segue.

Fotografare la colonia assieme a un elemento di riferimento metrico (ad esempio un metro rigido montato su un palo telescopico e posizionato presso il margine del gruppo di esemplari); dalla foto, con l'ausilio di un *software* adatto (ad es. GIS o AUTOCAD), si potrà valutare la superficie coperta dai chiroteri. Scattare quindi foto a maggior ingrandimento di singole porzioni della colonia, delimitate posizionando sotto agli esemplari, mediante il palo telescopico, una cornice quadrata di colore chiaro (affinché risalti rispetto alla colonia); in Francia tale tecnica è stata applicata per censire colonie di miniottero ubicate ad altezze inferiori di 8 m, utilizzando una cornice di 20x20 cm (Battersby, 2010). Contare gli esemplari per area di campionamento (cioè ripresi dentro la cornice) ed estrapolare il loro numero medio alla superficie totale della colonia; eventualmente considerare diversi scenari in funzione delle diverse densità di esemplari riscontrate nelle aree campione (si potrà ad esempio calcolare un valore minimo e un valore massimo di stima della consistenza della colonia).

Qualora la colonia risultasse collocata così in alto da non poterla avvicinare con gli strumenti di riferimento metrico, limitarsi a fotografarne l'insieme e, con maggior dettaglio, alcune porzioni, che risultino individuabili nella foto complessiva sulla base di punti di riferimento quali peculiarità della volta del sito o nella forma dell'aggregazione. Dal numero di esemplari contati sulle singole porzioni di superficie si passerà alla stima della complessiva consistenza della colonia tenendo conto della proporzione di superficie che i medesimi occupano rispetto a quella della complessiva colonia.

Per tutte le riprese fotografiche di cui sopra, al fine di ottenere un buon risultato riducendo i tempi di permanenza sotto le colonie, si raccomanda l'utilizzo di apparecchiature fotografiche con le prestazioni di cui all'allegato 2.

Le irregolarità delle superfici su cui si appigliano gli esemplari, in particolare l'inclinazione variabile, possono complicare le operazioni descritte. Può essere utile disporre di una mappa della volta; nel caso si dovesse realizzarla, si raccomanda di effettuare i rilievi necessari in periodo stagionale di assenza della colonia.

Nell'ispezione dei siti contenere quanto più possibile il disturbo: limitare il numero dei rilevatori al necessario, utilizzare fonti di luce fredda e non sostare nelle vicinanze degli esemplari oltre il tempo per il rilevamento.

Sempre per minimizzare il disturbo, effettuare un solo rilevamento annuale per sito, in periodo compreso fra il 15 dicembre e il 15 febbraio, preferibilmente in gennaio (soprattutto nelle aree con clima più mite è importante operare nel periodo più freddo). Solo per i siti ove sia certa l'assenza di qualsiasi altro fattore antropico di disturbo, verificare l'opportunità di eseguire due rilevamenti annui, all'interno del periodo di cui sopra e preferibilmente nella prima metà di gennaio e nella prima metà di febbraio.

Conservazione dei materiali acquisiti

Conservare eventuali foto di aggregazioni di esemplari acquisite nell'ambito dei rilevamenti. Possono servire per accertamenti e costituiscono documentazione che attesta lo stato delle colonie alle date dei sopralluoghi e che potrebbe risultare preziosa anche ai fini della tutela legale, qualora successivamente dovessero verificarsi eventi di disturbo gravi a danno dei siti e/o degli esemplari che li utilizzano.



Rhinolophus hipposideros ibernante

PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO NEI SITI RIPRODUTTIVI

Finalità

Finalità del monitoraggio nei siti riproduttivi è acquisire serie pluriennali di dati utili alla valutazione della consistenza delle popolazioni e dei *trend* demografici, nonché all'individuazione di eventuali minacce che insistano su siti importanti per la conservazione dei chiroterri.

Finalità delle operazioni condotte annualmente (in futuro si potrà valutare l'opportunità di ridurre la frequenza dei rilevamenti lungo l'arco temporale pluriennale) è censire gli esemplari adulti/subadulti (cioè di età superiore o uguale a un anno) delle colonie riproduttive inserite nel programma di monitoraggio. Il numero di tali esemplari, non comprensivo dei piccoli nati nell'anno (cioè di età inferiore a un anno) rappresenta un parametro migliore per misurare la consistenza delle colonie rispetto al valore includente i piccoli, che è più variabile in relazione ai fattori stagionali che condizionano la mortalità perinatale (meteo, disponibilità alimentare) e più difficile da rilevare dal momento che i parti possono essere distribuiti lungo l'arco di diverse settimane.

Il valore oggetto di rilevamento rappresenta pertanto una consistenza pre-riproduttiva, determinabile intorno al periodo dei parti fintanto che i piccoli hanno dimensioni tali da essere riconoscibili a distanza dagli esemplari di età maggiore o uguale a un anno e, quindi, da poter essere esclusi dal conteggio.

Poiché nelle colonie riproduttive, in particolare in alcune specie, sono spesso presenti anche esemplari di sesso maschile, a meno che siano stati compiuti accertamenti circa il sesso degli esemplari presenti in funzione di obiettivi che esulano da quelli qui considerati, nei resoconti circa i rilevamenti effettuati riferire i dati a "esemplari" (nel caso specifico "esemplari di età ≥ 1 anno") piuttosto che a "femmine".

Vi sono casi in cui risulta impossibile rilevare la consistenza pre-riproduttiva e occorre conseguentemente finalizzare i rilievi all'acquisizione di altri dati, sebbene di minor contenuto informativo. Nel seguito tali informazioni sono denominate "indicatori di consistenza" e ricondotte all'impossibilità di rilevare dati pre-riproduttivi in due situazioni particolari: a causa del periodo stagionale avanzato o per via di limitazioni tecniche e connesse al disturbo.

Il primo caso si verifica per "nuove" colonie, precedentemente sconosciute e che vengano scoperte a estate inoltrata. Ci si porrà l'obiettivo di quantificare il numero dei complessivi esemplari presenti, di qualsiasi età. Il valore raccolto potrà essere utilizzato per valutazioni di consistenza di scarso dettaglio (ad esempio per classificare le colonie rispetto a classi numeriche di esemplari presenti di ampiezza tale da rendere possibile l'attribuzione indipendentemente dal contributo numerico dato dai piccoli dell'anno), ma non potrà essere considerato nell'ambito di elaborazioni più fini (ad esempio valutazioni di *trend*), che devono essere basate sul confronto dei dati pre-riproduttivi.

Il secondo caso riguarda le grandi colonie di *M. schreibersii* in cui, per limitazioni operative e connesse alla necessità di minimizzare il disturbo, risultino censibili con sufficiente precisione soltanto i piccoli dell'anno.

I dati che si raccolgono in periodo riproduttivo riguardano varie specie e si prestano in particolare al monitoraggio demografico delle seguenti specie incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat:

Rhinolophus euryale,
Rhinolophus ferrumequinum,
Rhinolophus hipposideros,
Rhinolophus mehelyi,
Myotis blythii/oxygnathus,
Myotis capaccinii,
Myotis emarginatus,
Myotis myotis,
Miniopterus schreibersii.

Myotis punicus, che meriterebbe di essere considerata in allegato II per i motivi ricordati in tabella 1, è anch'essa monitorabile nei siti riproduttivi.

Per quanto riguarda *M. capaccinii*, *M. emarginatus* e *M. schreibersii* occorre tener conto del fatto che alcuni contributi di letteratura relativi a colonie di altri Paesi europei hanno evidenziato un comportamento tendente al *roost switching* (utilizzo di più *roost* e spostamento frequente fra l'uno e l'altro) (Papadatou *et al.*, 2008; Némóz e Brisorgueil, 2008; Pir, 2004; Vincent *et al.*, 2011). Dati che suggeriscono un comportamento analogo sono segnalati in Italia, a livello locale, per *R. hipposideros* (P. Culasso e R. Toffoli, com. pers.). Ciò impone cautela nell'interpretazione dei valori di consistenza rilevati nei siti riproduttivi di queste specie, la cui bontà potrebbe essere condizionata negativamente da un'insufficiente conoscenza dei complessivi siti frequentati dalle colonie.

Siti considerati

- *Roost* riproduttivi rispondenti ai criteri di selezione dei siti chiropterologici di particolare interesse conservazionistico proposti a livello nazionale da Agnelli *et al.*, 2004:

N SPECIE	SPECIE	N ESEMPLARI
≥ 4	Qualsiasi	≥ 50
3	Qualsiasi	≥ 100
2	Tutte, tranne se entrambe fra: <i>P. kuhlii</i> , <i>H. savii</i> , <i>P. pipistrellus</i> e <i>P. pygmaeus</i>	≥ 150
≥ 1	<i>M. punicus</i> e specie All. II Dir. 92/43/CEE tranne <i>M. schreibersii</i>	≥ 50
1	<i>M. schreibersii</i> e tutte le specie non citate nella riga precedente tranne: <i>P. kuhlii</i> , <i>H. savii</i> , <i>P. pipistrellus</i> e <i>P. pygmaeus</i>	≥ 200

- *Roost* riproduttivi (cioè utilizzati per il parto e l'allevamento dei piccoli) delle specie figuranti nell'allegato II della Direttiva Habitat e di *M. punicus*. Per tali specie questo criterio, rispetto a quelli di cui al punto precedente, amplia il numero dei *roost* da considerarsi, applicandosi anche a siti di minor rilevanza conservazionistica. Dall'attuazione del protocollo si capirà se tale estensione, basata su un approccio conservativo, sia adeguata o se necessiti di correzione (se il numero di siti da monitorare risultasse troppo alto in rapporto al numero dei rilevatori disponibili occorrerebbe reintrodurre una soglia numerica di esemplari).

Metodologia

Rilevamento della consistenza delle colonie

Anche nelle specie che utilizzano un unico rifugio riproduttivo, il numero degli esemplari presenti nel sito può variare giornalmente, per via dell'utilizzo occasionale e temporaneo, da parte di gruppi di esemplari, di *roost* diversi, spesso in rapporto a variabili meteorologiche. Un accorgimento operativo per limitare il problema di rilevamento che ne consegue è quello di evitare i censimenti (sia diurni che serali) nei giorni che seguono notti caratterizzate da forte maltempo, durante le quali parte degli esemplari può essersi rifugiata in *roost* alternativi, senza poter far ritorno al sito riproduttivo.

Il valore rilevato nell'ambito di un singolo censimento risulta comunque prevalentemente inferiore alla consistenza totale della colonia. Per tale motivo è opportuno effettuare più conteggi per sito e tale esigenza è ancora più sentita quando si proceda ai primi rilevamenti, ossia in assenza di informazioni sulle abitudini della particolare colonia considerata (ad es. sulla distribuzione temporale degli arrivi degli esemplari al sito riproduttivo) o sulla specie nell'area geografica in esame (ad es. sulla data media dei parti).

Occorre tuttavia anche considerare che, per il monitoraggio dello stato di conservazione, è preferibile ottenere dati meno precisi, ma relativi a un numero elevato di siti, piuttosto che disporre di accurati conteggi relativi a pochi siti. Inoltre, se il censimento implica l'ingresso degli operatori nel *roost*, si pone il problema della mitigazione del disturbo connesso e quindi l'esigenza di ridurre al minimo i sopralluoghi. Infine, è necessario tener presente le limitazioni di accessibilità che si riscontrano per taluni *roost*, collocati all'interno di proprietà private o sottoposte ad amministrazioni/enti pubblici che vincolano la possibilità di accesso ad altre esigenze, ad esempio la disponibilità di custodi o altro personale.

In linea di massima, l'esecuzione di 2 rilevamenti annui per sito rappresenta un buon compromesso fra le diverse esigenze espresse.

Grande importanza, affinché i dati raccolti siano significativi, è scegliere opportunamente le date in cui operare.

In molti casi i siti riproduttivi vengono occupati dai chiroteri con largo anticipo rispetto al periodo dei parti: all'inizio di aprile o anche più precocemente. Occorre però escludere tali periodi ed effettuare i censimenti al momento dei parti o poco dopo, sia perché è più probabile che in tale fase le colonie siano numericamente più stabili, sia per non correre il rischio di includere nel conteggio eventuali contingenti di esemplari che utilizzino i siti per breve periodo in primavera, come rifugio transitorio.

Si consideri inoltre che, in alcuni casi, le intere colonie o loro consistenti frazioni si insediano nei siti riproduttivi solo pochi giorni prima dei parti. Vi sono specie in cui tale comportamento è più frequente (ad esempio *M. emarginatus*), mentre in altre si registra maggior variabilità (ad esempio in *M. myotis* e *M. blythii/oxynathus*), anche a parità di area geografica e talora addirittura di colonia (vi sono colonie di queste specie che ogni anno ricolonizzano il *roost* riproduttivo quasi esattamente negli stessi giorni, mentre altre talora arrivano con largo anticipo rispetto ai parti, talora compaiono "all'ultimo momento"). Effettuare i censimenti intorno al periodo dei parti garantisce anche da tali fattori di variabilità, consentendo di raccogliere dati sufficientemente omogenei, e quindi confrontabili.

Con limitate eccezioni, le date idonee ai censimenti ricadono complessivamente nel periodo 15 maggio-15 luglio, interessando in prevalenza il mese di giugno. La finestra temporale in cui è necessario operare per soddisfare la condizione di non includere piccoli dell'anno nel conteggio

risulta però solamente di una ventina di giorni o poco più, dovendosi evitare di andare oltre la terza settimana dalle date dei parti più precoci. Gli estremi del periodo utile dipendono dalla specie e dall'area geografica e possono altresì variare da anno ad anno in funzione dell'andamento meteorologico e della disponibilità alimentare (nelle annate migliori i parti avvengono prima).

A titolo puramente orientativo, per ciascuna delle specie in allegato II della Direttiva Habitat che si prestano al monitoraggio nei siti riproduttivi e per *M. punicus*, nella tabella che segue è indicato il periodo che, sulla base delle esperienze degli estensori del presente documento e della letteratura, appare mediamente più idoneo al rilevamento in tre diverse aree del Paese: l'Italia settentrionale, il Lazio e la Sardegna. Per quest'ultima regione le date sono state desunte da informazioni di letteratura (Mucedda e Oppes, 1993; Mucedda *et al.*, 2001; Mucedda *et al.*, 2009; Beuneux, 2004; Lanza, 2012), ma non è stato possibile farlo per tutte le specie, a causa della mancanza di dati precisi sulla collocazione temporale dei parti (per le specie omesse, si ritrovano generici riferimenti ai mesi di giugno e luglio).

Tale carenza conoscitiva, che riguarda purtroppo molte altre regioni, interessa soprattutto l'Italia centrale e meridionale, verosimilmente anche a causa della maggior presenza, al Centro-Sud, di colonie riproduttive polispecifiche, che rendono più difficile l'acquisizione dei dati relativi alle singole specie. È inoltre probabile che nell'Italia centrale e meridionale i periodi di parto delle diverse specie siano più variabili che nell'Italia settentrionale, data la maggior eterogeneità climatica e considerato anche il fatto che il clima mediterraneo, rispetto ai climi più freschi, si presta a una maggior dilatazione della stagione riproduttiva.

Incrementando le conoscenze sarebbe comunque certamente possibile individuare finestre temporali adeguate alle esigenze di censimento per le diverse aree geografiche del Paese.

Tab. 3. Periodi indicativamente più idonei al censimento delle colonie riproduttive in Italia settentrionale, Lazio e Sardegna.

	ITALIA SETTENTRIONALE	LAZIO	SARDEGNA
<i>Rhinolophus euryale</i>	15 giugno-5 luglio	15 giugno-5 luglio	Dati insufficienti
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	25 giugno- 15 luglio	20 giugno- 10 luglio	Dati insufficienti
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	20 giugno- 10 luglio	20 giugno- 10 luglio	Dati insufficienti
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	(specie assente)	(specie assente)	20 giugno- 10 luglio
<i>Myotis blythii/oxygnathus</i>	1 giugno- 20 giugno	25 maggio-15 giugno	(specie assente)
<i>Myotis capaccinii</i>	25 maggio- 15 giugno	25 maggio- 15 giugno	20 maggio- 10 giugno
<i>Myotis emarginatus</i>	5 giugno- 25 giugno	10 giugno- 30 giugno	Dati insufficienti
<i>Myotis myotis</i>	1 giugno- 20 giugno	25 maggio-15 giugno	(specie assente)
<i>Myotis punicus</i>	(specie assente)	(specie assente)	25 maggio- 15 giugno
<i>Miniopterus schreibersii</i>	15 giugno-5 luglio	15 giugno-5 luglio	Dati insufficienti

Nella maggior parte dei casi la tecnica di censimento migliore, per l'affidabilità dei risultati che si ottengono e in ragione del basso livello di disturbo, si basa sulla videoripresa degli esemplari in uscita serale dal *roost*. Essa richiede la disponibilità dell'attrezzatura di cui all'allegato 3, in particolare di termocamere o telecamere ad alta sensibilità abbinate a una fonte di luce infrarossa. Si proceda collocando la strumentazione per le riprese esternamente al *roost*, davanti all'accesso o agli accessi utilizzati dai chiroteri (in caso di presenza di più accessi sarà necessario effettuare più riprese simultanee) e avviando la registrazione all'uscita del primo esemplare.

Se un accesso è troppo distante per effettuare le riprese dall'esterno, sistemare l'apparecchiatura internamente al *roost*, presso l'accesso stesso, ed attivarne l'accensione circa 15 minuti prima dell'ora in cui ci si attende che comincino a uscire gli esemplari (sulla base di esperienze pregresse,

all'incirca corrispondenti per giorno e mese dell'anno, o di accertamenti svolti nei giorni precedenti il rilevamento), in modo da poter uscire dal *roost* senza interferire con la sciamatura. In caso di collocazione interna al *roost*, evitare l'utilizzo di termocamere dotate di dispositivo di ricalibrazione rumoroso o insonorizzarle con un rivestimento adeguato, poiché il rumore che producono può mettere in allarme gli esemplari, inibendone la fuoriuscita dal rifugio (tale comportamento è stato riscontrato, ad esempio, in colonie di *M. emarginatus*); le telecamere con LED infrarossi non creano tale problema.

Sia che si proceda esternamente, sia internamente al *roost*, preferire una collocazione della termocamera/telecamera angolata, piuttosto che frontale, rispetto all'accesso che si riprende; ciò agevola il conteggio degli esemplari che transitano attraverso l'apertura, limitando il disturbo visivo dovuto a quelli che volano presso l'apertura senza attraversarla.

Il conteggio degli esemplari si eseguirà successivamente, sul video, con la possibilità di ricorrere al rallentatore nei momenti di transito più intenso. Per ogni intervallo di 5 minuti a partire dall'uscita del primo esemplare verranno conteggiati tutti gli esemplari che escono e tutti quelli che rientrano nel *roost*, tenendo quindi conto della differenza fra i due valori (numero di esemplari che effettivamente hanno lasciato il *roost*). In tali operazioni, per tenere il conteggio, sono utili dei *tally counter* (contatori a scatto).

Quando la sciamatura pare terminata (di solito entro un'ora – un'ora e mezza dalla fuoriuscita del primo esemplare), entrare nel *roost* e contare direttamente gli eventuali esemplari di età ≥ 1 anno rimasti all'interno o, se sono aggruppati, fotografarli per un conteggio successivo. Registrare inoltre la presenza/assenza di piccoli e la loro età presunta, rilevarne il numero o fotografarli per un eventuale conteggio; ciò, oltre a servire alla miglior conoscenza della colonia, alla data del primo censimento dell'anno consentirà di verificare l'idoneità della data in cui si è programmato il



Gruppo di piccoli dell'anno di *R. ferrumequinum* fotografato nel *roost* dopo l'uscita serale degli esemplari adulti/subadulti.

secondo censimento ed eventualmente di operare aggiustamenti: ad esempio, se i piccoli appaiono già così sviluppati da rischiare di essere confusi, alla data programmata, con gli esemplari di età ≥ 1 anno, converrà anticipare il secondo censimento. Si tenga conto che, in media, i piccoli sono nudi e con gli occhi chiusi fino a 4-6 giorni, cominciano a compiere piccoli voli nel *roost* intorno alla terza settimana di vita e intorno alla quarta hanno taglia simile, all'osservazione a distanza, a quella degli adulti e possono cominciare a uscire dal *roost*,

diventando indistinguibili, con le tecniche descritte, dagli esemplari di età ≥ 1 anno.

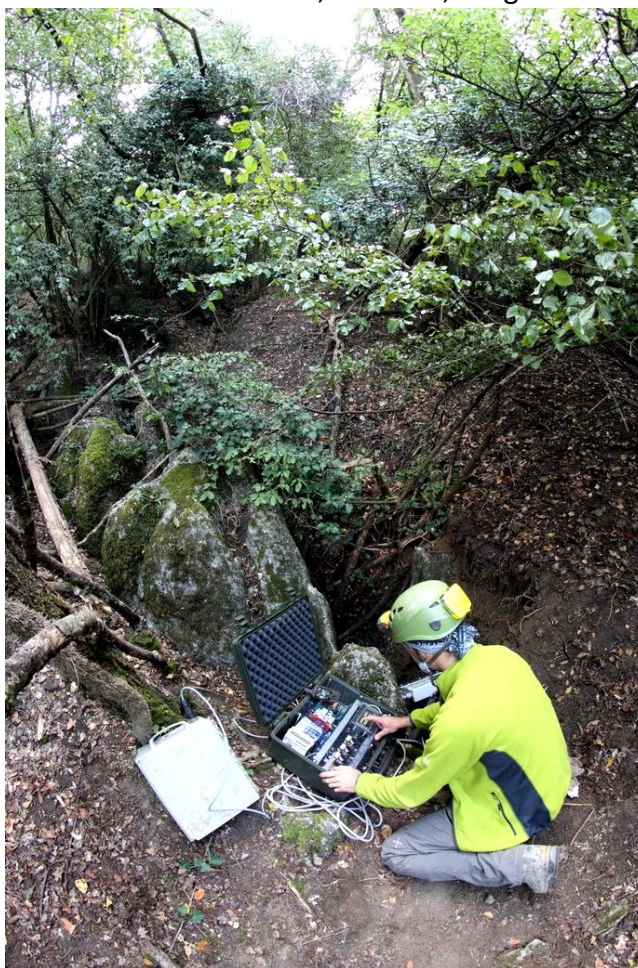
La consistenza della colonia sarà data dalla somma degli esemplari effettivamente usciti dal *roost* e di quelli rilevati nel *roost* al termine delle riprese; entrambi i valori devono essere relativi ai soli esemplari di età ≥ 1 anno.

La procedura descritta consente il conteggio esatto degli esemplari che lasciano il *roost*, mentre possono esserci dei margini d'errore nel rilevamento degli esemplari rimasti all'interno del *roost*, in particolare qualora questi siano agitati e volino quando i rilevatori entrano nel sito e/o risultino

in numero elevato (la foto di eventuali aggregazioni consentirà il conteggio dei soli esemplari disposti sulla superficie dei gruppi). Se le operazioni sono state condotte in assenza di fattori che inibiscono la sciamatura serale (come forti precipitazioni o fonti di emissioni acustiche o luminose rilevanti e non abituali) tutti o quasi tutti gli esemplari lasceranno il sito, consentendo l'acquisizione di un dato di censimento di prima qualità.

Qualora gli accessi utilizzati dai chiroterri presentino dimensioni ridotte, il conteggio degli esemplari transitanti può essere anche effettuato installando *data logger* collegati a cortine di sensori fotoelettrici, in grado di registrare automaticamente i passaggi in entrata/uscita, anche da più varchi contemporaneamente. La tecnica, utilizzata proficuamente per censimenti di colonie in cavità ipogee dell'Appennino bolognese (cfr. allegato 4), una volta installato il sistema di rilevamento, consente di raccogliere dati per l'intero arco della notte e, volendo, lungo tutto il periodo riproduttivo, senza comportare i tempi operativi aggiuntivi che invece sono richiesti per analizzare il materiale raccolto nel caso dei conteggi video-fotografici. L'intervento richiesto agli operatori è connesso ai sopralluoghi per scaricare periodicamente i dati (che non necessitano se vi è la possibilità di collegarsi a sistemi di invio remoto dei dati) e per il ricambio degli accumulatori; questi ultimi presentano lo svantaggio di essere ingombranti e pesanti e non consentono sessioni di registrazione superiori alla giornata, ma se vi è la possibilità di allacciamento alla rete elettrica non risultano necessari.

Al presente, considerati i costi superiori a quelli della strumentazione per le riprese video, la necessità di procedere autonomamente all'allestimento e alcune limitazioni operative (se transitano più esemplari, molto vicini, si rischia che siano conteggiati come un singolo esemplare), la tecnica non risulta altrettanto consigliabile della precedente per le semplici finalità di censimento delle colonie, mentre può essere estremamente utile nell'ambito di indagini più approfondite (dinamiche di utilizzo dei siti lungo l'intera stagione, ritmi di attività, ecc.).



Collocazione di *data logger* collegato a sensori fotoelettrici.

La tecnica di censimento alternativa alle precedenti consiste nell'accesso al *roost* in orario diurno e nel conteggio diretto, a vista, o da foto (se sono presenti aggregazioni) degli esemplari.

Poiché tale operazione può richiedere diverse foto e incrementare il tempo di rilevamento, per mitigare il disturbo si raccomanda l'utilizzo di apparecchiature fotografiche con le prestazioni di cui all'allegato 2.

Se le colonie non hanno conosciuto significativi eventi di disturbo e sono composte da un numero poco elevato di individui, bene in vista, non aggregati e appartenenti a specie che restano

tranquille all'ingresso dei rilevatori nel *roost*, tale procedura può consentire di determinare il numero reale di esemplari presenti nel sito, fornendo un dato di censimento di prima qualità.

Nella maggior parte dei casi però, le colonie si presentano come aggregazioni fitte, a grappolo, e il conteggio da foto consente di rilevare solo un "numero minimo certo" di esemplari, corrispondente agli individui disposti sulla superficie del gruppo. Tale numero è di norma inferiore alla consistenza reale della colonia e l'entità della discrepanza fra i due valori aumenta al crescere delle dimensioni della colonia e, spesso, al diminuire della temperatura del *roost* (se fa freddo, gli esemplari tendono a compattarsi più strettamente). Si tratta dunque di un dato di censimento di seconda qualità.

Qualora si sia vincolati al censimento diurno nel *roost*, preferire comunque il "numero minimo certo", che costituisce un dato oggettivo e documentabile, alla cosiddetta stima visiva, ossia alla valutazione del numero di esemplari demandata alla quantificazione "ad occhio" del rilevatore. La stima visiva, non documentata da foto e condizionata dall'esperienza soggettiva, deve essere considerata un dato di terza qualità.



Colonia riproduttiva di *Myotis emarginatus*: l'aggregazione degli esemplari, anche su più strati, impedisce un conteggio preciso dalle foto. Nel riquadro particolare con due esemplari.

La necessità di entrare nel *roost* durante le ore diurne comporta un'invasività maggiore rispetto alla tecnica di censimento basata sulle videoriprese. Non sempre tuttavia si verifica un disturbo significativo: le colonie di *Myotis emarginatus* insediate all'interno delle stalle, ad esempio, essendo abituate alla presenza antropica, spesso non mostrano alcuna reazione alle operazioni di rilevamento. Al contrario per altre specie, come ad esempio *Rhinolophus ferrumequinum*, l'ingresso nel *roost* determina sempre grande agitazione e involo degli esemplari.

In alcuni casi il censimento diurno nei *roost* risulta l'unica opzione praticabile, ad esempio quando non vi è la possibilità di accedere ai siti nottetempo per questioni di permessi o laddove gli accessi attraverso cui transitano gli esemplari sono così ampi da non essere monitorabili con telecamere o, ancora, quando nel sito di rifugio sono presenti più colonie che sciamano all'esterno passando attraverso la stessa apertura (può capitare soprattutto per grotte e miniere). Fatti salvi tali casi e le rare situazioni in cui sia possibile raccogliere un dato di prima qualità all'interno dei *roost* (citati sopra), preferire sempre i censimenti basati sulle riprese, o sul conteggio automatizzato dei transiti agli accessi, seguiti dalle osservazioni notturne all'interno del *roost*.

Per completezza di trattazione va citata anche la possibilità di effettuare conteggi nella fase di uscita serale degli esemplari dai *roost* affidandosi al rilevamento diretto, a vista, condotto da operatori posizionati presso gli accessi utilizzati dai chiroteri (occorrono almeno 2 rilevatori per accesso, entrambi dotati di *tally counter* e incaricati rispettivamente del conteggio degli esemplari uscenti e rientranti attraverso l'accesso). Tale metodo può fornire ottimi risultati nel caso di colonie poco numerose di specie che lasciano il rifugio quando la luminosità ambientale è ancora sufficiente all'osservazione diretta (ad esempio può essere utilizzato per il censimento delle colonie riproduttive delle specie del genere *Pipistrellus*), ma presenta forti limitazioni nel censimento delle colonie delle specie oggetto del presente protocollo, a causa del numero di esemplari che le caratterizzano (spesso così elevato da richiedere il conteggio al rallentatore) e dell'orario più tardivo a cui gran parte di tali specie lasciano il *roost*, corrispondente a condizioni di luminosità naturale inadeguata al conteggio.

In considerazione di ciò, dei risultati migliori che si ottengono col metodo delle riprese, nonché dei costi sempre più bassi della strumentazione necessaria e del fatto che il materiale video che viene acquisito costituisce una documentazione oggettiva della consistenza delle colonie alle date dei rilevamenti, per le specie in allegato II e per *M. punicus* è opportuno evitare il ricorso al censimento serale a vista.

Rilevamento di indicatori di consistenza

Le tecniche sopra esposte, oltre che per quantificare il numero degli esemplari di età ≥ 1 anno, possono essere utilizzate per censire colonie riproduttive in fase stagionale più tardiva, quando i piccoli dell'anno sono svezzati e, a distanza, non risultano più distinguibili dagli adulti. Come già evidenziato, i dati di censimento che se ne ricavano (numeri di esemplari di qualsiasi età) presentano limitazioni d'uso, ad esempio non possono essere utilizzati per analisi di *trend*, ma possono dare idea della consistenza della colonia e consentire la classificazione rispetto a classi numeriche di consistenza (cfr. "Finalità").

Informazioni, seppur con le limitazioni già accennate (cfr. "Finalità"), si possono ricavare anche dal conteggio degli esemplari nati nell'anno, che in alcuni casi risulta l'unico parametro demografico agevolmente rilevabile in periodo riproduttivo. Ciò si verifica in particolare per le grandi colonie di *M. schreibersii* ubicate all'interno di cavità ipogee con caratteristiche tali da rendere impossibile il censimento mediante riprese video o *data logger* (ad esempio a causa dell'eccessiva ampiezza degli accessi) e che non si prestano al conteggio da foto diurne per via dell'agitazione degli esemplari all'ingresso degli operatori nel *roost* (oltretutto con le conseguenze negative che l'agitazione può comportare: aborti, caduta di piccoli dalla volta).

Nottetempo, dopo che gli adulti hanno lasciato il sito di rifugio, risulta invece agevole, e privo di conseguenze negative, fotografare i piccoli dell'anno, che possono quindi essere contati dalla foto. Effettuando più visite notturne si migliora la qualità del dato rilevato, che corrisponde anche ad un

numero “minimo certo” di femmine che hanno partorito. Raccolto con sistematicità nel corso degli anni, esso può utilmente integrare i valori di consistenza ottenuti coi censimenti invernali, fornendo informazioni sulla natalità, ossia su uno dei fattori condizionanti l’andamento demografico.

Caratterizzazione della composizione delle colonie plurispecifiche

Talora, soprattutto in ambiente mediterraneo, le colonie riproduttive sono composte da più specie di chiroteri. Se si vogliono acquisire informazioni sul contributo di ciascuna specie all’aggregazione è necessario condurre ulteriori rilevamenti.

Se la colonia è composta da specie che emettono segnali di ecolocalizzazione molto diversi (ad esempio una colonia di *Myotis capaccinii* e *Miniopterus schreibersii* oppure una colonia di *Rhinolophus euryale* e *Myotis emarginatus*), si può stimare il contributo di ciascuna specie servendosi di *bat detector* che registrino automaticamente le emissioni ultrasonore trasformate in modalità di espansione temporale (ad esempio: SM2BAT e SM3BAT Wildlife Acoustics, D1000X e D500X Pettersson Elektronik, iFR-IV Binary Acoustic Technology). A tale scopo, occorre attivare gli strumenti presso gli accessi dei *roost* in modo che operino durante la fase di sciamatura serale.

Se si effettua il censimento della colonia col metodo delle riprese video o ricorrendo a *data logger* collegati a sensori fotoelettrici è consigliabile abbinare tali tipologie di rilevamento a quello acustico: in tal modo risulterà più facile delimitare la fascia oraria delle registrazioni acquisite dal *bat detector* escludendo le sequenze dovute agli eventuali esemplari transitanti esternamente al *roost* prima o dopo la sciamatura.

Se la colonia è formata da specie non discriminabili acusticamente (ad esempio *Myotis myotis* e *M. blythii/oxygnathus*) non si può ricorrere all’utilizzo del *bat detector*. In tali casi è possibile pervenire ad una determinazione corretta degli esemplari attraverso la tecnica della cattura presso l’accesso del *roost*, ma questa ha carattere fortemente invasivo ed è pertanto necessario rispettare dei “limiti di accettabilità”:

- escludere tale tipo di rilevamento per le colonie esposte a disturbo antropico significativo;
- escludere il rilevamento nel periodo dei parti;
- prevedere una cadenza di rilevamento pluriennale: al riguardo EUROBATS consiglia intervalli di 5 anni (Battersby, 2010);
- preferire mezzi di cattura che consentono la raccolta immediata degli esemplari (*harp-trap* e, nel caso di accessi di piccola dimensione, retini manuali) rispetto a quelli che comportano difficoltà di estrazione degli esemplari e, presumibilmente, maggior stress per i medesimi (*mistnet*); escludere del tutto l’utilizzo delle *mistnet* nel caso di colonie numerose e dell’impossibilità di manovrare la rete in modo da allontanarla rapidamente dall’accesso all’occorrenza;
- limitarsi a catturare un campione di esemplari, operando per una frazione del tempo complessivo di sciamatura e senza occludere completamente gli accessi coi mezzi di cattura (si tenga presente che se le specie della colonia mostrano differenze nei tempi e nelle modalità di attraversamento degli accessi ciò può causare errori di campionamento).

Come esplicitato anche da EUROBATS (Battersby, 2010), è tuttavia preferibile rinunciare al dato sulla composizione della colonia se il suo rilevamento comporta un disturbo eccessivo.

Una tecnica alternativa alla cattura, di possibile applicazione laddove gli esemplari siano obbligati a passare attraverso accessi o vie di transito di dimensioni contenute, si basa sull’utilizzo di

fotocamere dotate di sensori modificati per riprese con illuminazione IR e attivate da sistemi di fotocellule. Tali strumenti, sperimentati con successo in cavità ipogee dell'Appennino bolognese presso passaggi di dimensioni inferiori a 1x 2 m (cfr. allegato 4), consentono di riprendere gli esemplari in transito fornendo immagini di qualità elevata. Le foto generalmente permettono di determinare i *taxa* al livello consentito dall'aspetto esterno e, spesso, di raccogliere informazioni ulteriori sul sesso e lo stato riproduttivo degli esemplari, il tutto pressoché senza arrecare disturbo.



Neonati e alcuni esemplari di età ≥ 1 anno di una colonia mista di *Rhinolophus euryale* e *Myotis emarginatus*, fotografati nel sito riproduttivo nottetempo.

Conservazione dei materiali acquisiti

Conservare i materiali acquisiti nei rilevamenti (foto, registrazioni video e acustiche) per eventuali accertamenti e in quanto documentazione che attesta lo stato delle colonie alle date dei sopralluoghi. Questa potrebbe risultare preziosa anche ai fini della tutela legale, qualora in seguito dovessero verificarsi eventi di disturbo gravi a danno dei siti e/o degli esemplari che li utilizzano.

Al fine di non perdere materiale divenuto desueto a causa del progresso tecnologico, potrà risultare opportuno salvare periodicamente la documentazione (archiviata su CD, videocassette, schede di memoria, ecc.) sui nuovi supporti informatici che si renderanno disponibili.

**PROTOCOLLI PER LE SPECIE SCARSAMENTE MONITORABILI
NEI SITI DI SVERNAMENTO E/O RIPRODUTTIVI:
RILEVAMENTO NEI SITI DI *SWARMING* E CON TECNICHE BIOACUSTICHE**

Solo due specie di chiroteri italiani incluse nell'allegato II della Direttiva Habitat non si prestano, o si prestano poco, al monitoraggio demografico attraverso i rilevamenti nei siti di svernamento e/o riproduttivi: *Myotis bechsteinii* e *Barbastella barbastellus*. Entrambe utilizzano *roost* di vario tipo: fessure e cavità arboree, cavità ipogee, edifici, anfratti rocciosi e *bat box*.

Durante la buona stagione prediligono nettamente i rifugi arborei e ciò, unitamente al comportamento di *roost switch* (cambiamento frequente di rifugio), ne condiziona negativamente la rilevabilità.

Assieme alle altre tecniche considerate in questo paragrafo, per le due specie, le Linee guida di EUROBATS (Battersby, 2010) citano la possibilità di effettuare conteggi basati su riprese video dell'involò serale degli esemplari delle colonie riproduttive; queste ultime sono individuate seguendo con *radiotracking* individui catturati con *mistnet* o *harp-trap* collocate su siti idonei all'abbeverata (bacini lentici, corsi d'acqua in corrispondenza di aree con deflusso lento, ecc.) o lungo potenziali corridoi di volo nella matrice forestale (sentieri, piste forestali, ecc.). Per aumentare la probabilità di cattura, nel caso di *M. bechsteinii* è consigliato l'utilizzo dei richiami (tecnica già citata con riferimento al monitoraggio distributivo). Tale procedura complessiva, sicuramente adatta ad indagini approfondite in ambito locale, appare scarsamente idonea ad attività di monitoraggio demografico su area vasta per l'elevatissimo impegno operativo che richiede; occorre inoltre considerarne la connotazione invasiva, sottolineata anche da EUROBATS. Sempre con riferimento ad ambiti locali e ferme restando le difficoltà dovute al *roost switch*, va citata anche la possibilità di monitoraggio dei nuclei demografici che utilizzano in estate *roost* in edifici (di norma spazi retrostanti ante aperte di finestre e cassonetti di tapparelle), circostanza di riscontro frequente, ad esempio, nel Sudtirolo (Scaravelli *et al.*, 2012).

Nel periodo d'ibernazione, per lo meno in alcune aree dell'Italia nordoccidentale, sono note aggregazioni di *B. barbastellus* in cavità ipogee, caratterizzate da esemplari prevalentemente addossati alle pareti e agevolmente monitorabili secondo il protocollo di monitoraggio demografico nei siti di svernamento. Altrove non esistono tali presupposti e - nell'ipotesi che la specie sia prevalentemente sedentaria come suggerito dalla letteratura disponibile, principalmente relativa al centro Europa (Hutterer *et al.*, 2005) - ciò deve dipendere dallo svernamento in tipologie di *roost* interstiziali che non si prestano all'ispezione, quali cavità arboree e fessure nelle rocce.

Tali rifugi sono utilizzati per lo svernamento anche da *M. bechsteinii*, così come le cavità ipogee: nel caso di questa specie, tuttavia, il monitoraggio demografico invernale è del tutto impossibile perché gli esemplari, prevalentemente solitari, salvo rare eccezioni si collocano in fessure difficilmente o non ispezionabili.

Nel seguito sono sintetizzati indirizzi preliminari per orientare il monitoraggio demografico delle due specie, basati sul rilevamento nei siti di *swarming* per *M. bechsteinii* e sul rilevamento acustico per *B. barbastellus*.

Rilevamento nei siti di *swarming*

Col termine *swarming* vengono indicate le concentrazioni notturne di esemplari che si verificano presso determinati siti, con picchi di attività in periodo tardo-estivo e autunnale e per ragioni biologiche - non necessariamente coincidenti per le specie coinvolte - in rapporto agli accoppiamenti e/o all'esigenza di individuare, esplorare e memorizzare l'ubicazione di potenziali rifugi di ibernazione. Il fenomeno, prevalentemente riferito a cavità ipogee, riguarda molte specie di chiroteri, fra le quali tutti i *Myotis* segnalati nel Paese. Questi ultimi si osservano nei siti di *swarming* con una netta prevalenza di esemplari di sesso maschile e ciò, in mancanza di informazioni sulla reale *sex ratio* delle popolazioni, rappresenta un limite per l'utilizzo dei dati da *swarming* nelle valutazioni demografiche, come evidenziato nelle linee guida sul monitoraggio di EUROBATS (Battersby, 2010).

Proprio con riferimento alle specie del genere *Myotis*, va peraltro riconosciuto che lo *swarming* offre occasioni di contatto quantitativamente importanti, mentre altre metodologie di rilevamento chiroterologico danno scarsi risultati. In particolare, nell'ambito delle specie in allegato II della Direttiva Habitat, i rilevamenti nei siti di *swarming* possono fornire dati utili alla conoscenza di:

Myotis bechsteinii,

Myotis emarginatus.

Per quanto riguarda *M. emarginatus* contribuiscono a integrare i dati distributivi (ottenibili da varie fonti) e quelli demografici che derivano dal monitoraggio delle colonie riproduttive, ponendosi come base per valutazioni comparative di *trend* (*trend* nelle colonie riproduttive e *trend* nei siti di *swarming*).

Per *M. bechsteinii* servono quanto meno ad approfondire le carenti conoscenze circa la distribuzione, ma qualora si pervenisse a un'efficiente standardizzazione metodologica dei rilevamenti e alla loro esecuzione a medio-lungo termine e su vasta scala, i dati raccolti potrebbero consentire anche valutazioni di tipo demografico.

L'acquisizione di dati da *swarming* pone problemi legati alle insufficienti conoscenze disponibili. In particolare, per tutto il Paese, le informazioni sull'ubicazione dei siti interessati dal fenomeno sono estremamente scarse e i dati raccolti nei pochi siti finora studiati rappresentano conoscenze frammentarie, dalle quali non è possibile trarre conclusioni univoche, ad esempio circa i periodi e gli orari in cui ciascuna specie frequenta i siti.



Myotis bechsteinii

Ciò rende attualmente impossibile stilare un protocollo che garantisca un campionamento degli esemplari delle diverse specie - e in particolare di quelle che più interessa rilevare - significativamente rappresentativo della loro presenza nei siti di *swarming*, e che consenta nel contempo di contenere ragionevolmente l'impegno richiesto ai rilevatori e minimizzare il disturbo arrecato ai chiroteri. A quest'ultimo riguardo, occorre infatti tener presente che il rilevamento nei siti di *swarming*, classicamente basato su ripetute operazioni di cattura degli esemplari che arrivano nottetempo ai siti, ha carattere invasivo, tanto più pronunciato al crescere della frequenza dei rilevamenti e se il mezzo di cattura è rappresentato da *mistnet* (ove possibile sono da preferirsi le *harp-trap*, che tuttavia, a differenza delle *mistnet*, trovano pesanti limitazioni d'uso nelle dimensioni degli accessi dei siti, spesso troppo ampie).

Un coordinamento degli sforzi a livello interregionale aiuterebbe ad acquisire le conoscenze necessarie alla predisposizione di un protocollo di rilevamento nei siti di *swarming* efficace e rispettoso. In tale prospettiva, nel seguito si sintetizzano i punti che potrebbero caratterizzare un programma di rilevamento propedeutico. Agli stessi punti può essere fatto riferimento nell'impostazione di indagini a carattere locale, che mirino più semplicemente a caratterizzare la chiroterofauna di determinati siti e, per quanto attiene a *M. bechsteinii*, a migliorare le conoscenze circa la distribuzione.

- Individuare un campione di siti oggetto d'indagine per ogni regione. In assenza di informazioni pregresse sulla presenza di siti di *swarming*, considerare i più importanti siti di ibernazione noti (spesso, sebbene non sempre, i siti di *swarming* sono anche siti di ibernazione), operando eventualmente (se i tempi dell'indagine lo consentono) uno *screening* bioacustico sui medesimi. A tale scopo utilizzare *bat detector* che registrino automaticamente le emissioni ultrasonore trasformate in modalità di espansione temporale (ad esempio: D500X Pettersson Elektronik, SM2BAT e SM3BAT Wildlife Acoustics, iFR-IV Binary Acoustic Technology), attivandoli per la durata dell'intera notte presso l'accesso dei potenziali siti di *swarming*. Ripetere il rilevamento più volte in date comprese fra la metà di agosto e la fine di settembre: una frequenza elevata di contatti riferibili al genere *Myotis* potrà essere assunta come indicatrice di un possibile ruolo di *swarming* del sito.
- Eseguire operazioni di cattura nei siti selezionati, ripetendole a intervalli regolari. Poiché il periodo di frequentazione dei siti di *swarming* può variare da specie a specie (alcune sono più precoci, altre più tardive), più si amplia l'intervallo stagionale di rilevamento più si è certi di campionare tutte le specie che frequentano un determinato sito. Considerati tuttavia i picchi di attività registrati presso i siti finora monitorati in Italia e la complessiva letteratura sullo *swarming*, si suggerisce una distribuzione regolare delle catture fra inizio agosto e inizio ottobre, con cadenza approssimativamente quindicinale, ad esempio: 5 agosto, 20 agosto, 5 settembre, 20 settembre, 5 ottobre. Qualora, per qualsiasi motivazione (ad esempio scarsità di fondi), si dovesse ridurre il numero delle giornate sul campo, limitarsi ai tre rilevamenti centrali (intorno a 20 agosto, 5 settembre e 20 settembre) e, in ogni caso, non scendere sotto tale numero. Collocare i mezzi di cattura (di preferenza *harp-trap*) in modo da conservare pervia parte degli accessi; attivarli circa 30 minuti prima del tramonto e proseguire le operazioni, controllandoli costantemente, almeno fino a tutta la sesta ora dopo il tramonto.
- Analizzare i risultati ottenuti nei complessivi siti campionati; individuare eventuali aggiustamenti metodologici e, su tali basi, stilare il protocollo di monitoraggio da adottarsi negli anni successivi.

Seguendo le indicazioni di EUROBATS, si raccomanda in ogni caso che i rilevamenti nei siti di *swarming* non siano ripetuti tutti gli anni, ma diradati con cadenza pluriennale.

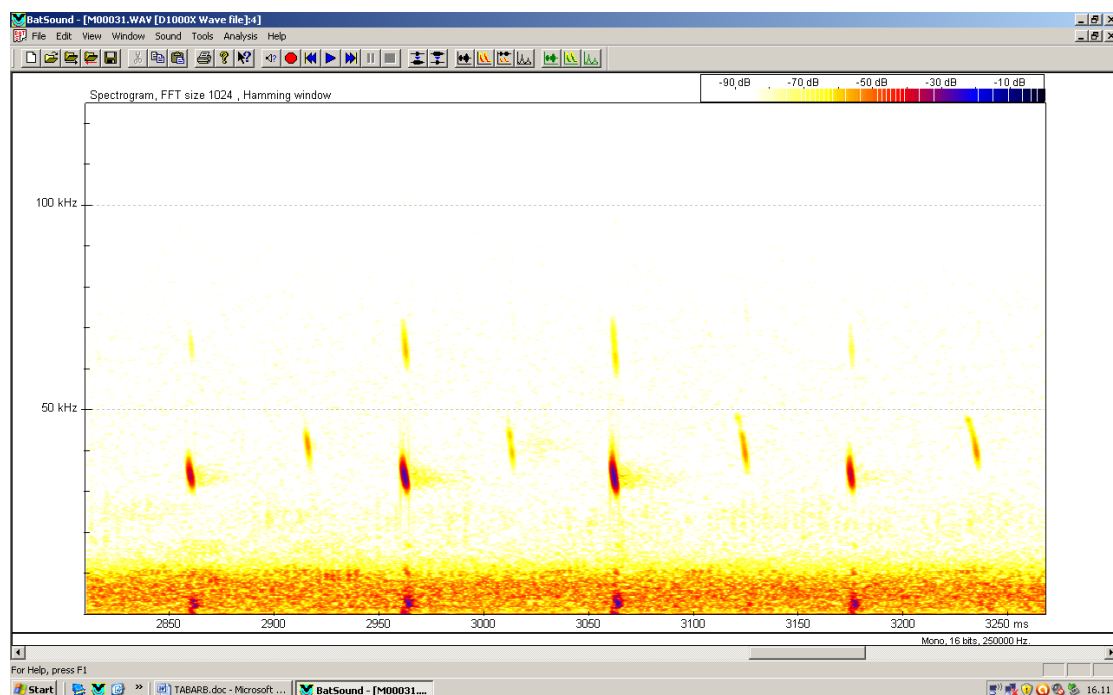
Come segnalato a proposito delle catture presso i siti riproduttivi, nei casi che si prestano, considerare la possibilità, in alternativa alle catture, di ricorrere all'installazione di sistemi di rilevamento automatici, come *data logger* o sistemi fotografici IR collegati a cortine di sensori fotoelettrici (cfr. allegato 4). Tali sistemi consentono di acquisire informazioni quantitative (sul numero di esemplari che frequentano i siti) e qualitative (*taxa* presenti) con indubbi vantaggi: primo fra tutti quello della minimizzazione, in alcuni casi del totale azzeramento, del disturbo; secondariamente il contenimento dei costi se si opera sul medio-lungo periodo (basta un solo operatore e il conteggio degli esemplari, essendo automatico, non richiede lavoro successivo); infine, l'incremento dell'efficacia di rilevamento (possibilità di acquisire dati di presenza anche relativi a specie che frequentano il sito sporadicamente, caratterizzazione dell'attività lungo l'intero arco delle 24 ore e per periodi anche di molti mesi, ecc.).

Rilevamento bioacustico di *Barbastella barbastellus*

Fra le emissioni ultrasonore di *B. barbastellus*, è compresa una tipologia di sequenza che consente il riconoscimento univoco della specie dagli spettrogrammi. In essa si alternano due tipi di segnali:

- segnali bassi, di tipo FM a banda stretta e con frequenza alla massima energia intorno a 31-34 kHz (i cosiddetti segnali di tipo 1 o tipo A);
- segnali più alti e generalmente meno intensi dei precedenti, di tipo QCF/FM, con concavità verso il basso, e frequenza alla massima energia intorno a 38-43 kHz (detti segnali di tipo 2 o tipo B).

Nella figura che segue è riportato un esempio di sequenza di tale tipo e in tabella 4 sono sintetizzati i valori segnalati da alcuni autori per i principali parametri bioacustici rilevati sui due tipi di segnali.



Sequenza di ecolocalizzazione di *B. barbastellus*

Tab. 4. Valori relativi ai segnali di ecolocalizzazione di *B. barbastellus* riportati in alcuni contributi di letteratura

	SEGNALI DI TIPO 1					SEGNALI DI TIPO 2				
	FMaxEn (kHz)	Finiz (kHz)	Ffinale (kHz)	Durata (ms)	Interv (ms)	FMaxEn (kHz)	Finiz (kHz)	Ffinale (kHz)	Durata (ms)	Interv (ms)
Skiba, 2003; min-max	31-33	38-42	25-31	(2)2,3-3,3(3,8)		40-43	45-55	28-35	(3)4,0-6,5(7)	
Russo e Jones, 2002; min-max; media± DS	29,2-44,7 33,2±4,39	35,2-49 39,4±4,69	23,8-36,8 28,0±3,39	2,5-5,1 3,4±0,74	41,8-229,0 108,4±67,00	32,9-41,3 38,9±3,27	36,8-47,3 43,9±2,84	25,4-31,9 28,9±1,94	2,0-6,6 4,3±1,30	43,2-144,9 72,4±32,00
Barataud 2012; media± DS	34,5±1,5	37,5±1,8	27,6±1,1	3,2±0,9	82,6±40,2	43,1±2,3	45,5±2,1	34,2±4,0	5,9±2,5	58,5±8,4
Denzinger <i>et al.</i> , 2001; media± DS (*)	32,8±0,87	36,5±1,46	28,1±0,99	2,56±0,66	92,6±42,97	40,9±3,34	45,2±1,23	30,5±2,57	4,88±1,53	55,65±5,8
	33,6±0,77	36,2±0,77	28,4±0,56	2,7±0,53	92,3±31,21	40,7±1,37	44,6±0,87	32,3±1,77	6,79±1,36	60,64±7,41
	33,3±0,91	36,1±1,28	28,8±0,92	2,45±0,62	82,25±24,36	41,7±0,46	45,1±0,92	31,5±2,71	5,18±0,56	64,20±10,24

(*) Valori rilevati in 3 stazioni vicine: prato alberato (riga in alto), pista forestale (riga intermedia), radura (riga in basso).

Non sempre le emissioni di *B. barbastellus* sono di facile attribuzione alla specie: soprattutto i segnali di tipo 2, oltre una certa distanza dal *bat detector*, possono risultare poco evidenti o addirittura non lasciare traccia visibile nello spettrogramma ed è anche possibile che talora non vengano emessi, più raramente risultano omessi i segnali di tipo 1; sono inoltre note varianti dei segnali, in rapporto all'avvicinamento a ostacoli e ad altri comportamenti (Denzinger *et al.*, 2001; Barataud, 2004).

La condizione più comune è tuttavia quella della sequenza alternata. La facilità del riconoscimento della medesima, il suo sufficiente grado di rilevabilità con il *bat detector* e il fatto che venga utilizzata dalle specie in ambienti diversi, nei transiti come durante il foraggiamento, costituiscono elementi favorevoli per farne la base di programmi di monitoraggio della presenza e dell'attività del barbastello e, qualora lo sforzo d'indagine fosse adeguato e le aree coinvolte rappresentative, anche per valutare il suo *trend* demografico.

In termini generali, l'impegno operativo (sforzo di rilevamento) ed economico (fondi disponibili) per un progetto di indagine basato sul rilevamento bioacustico possono essere estremamente variabili a seconda del livello di approfondimento che si vuol raggiungere e dell'estensione territoriale considerata. Per quanto riguarda il barbastello, si sottolinea l'opportunità di ricorrere a questo tipo di rilevamento come minimo per accertarne la presenza/assenza negli ambiti geografici ed ecologici ad esso potenzialmente idonei (aree montuose e collinari, relitti forestali della pianura) nei quali non risulta ancora segnalato, auspicando nel contempo che possa essere perseguito anche l'obiettivo più ambizioso, dell'acquisizione, quanto più diffusa possibile, di dati sull'attività della specie, propedeutici alla definizione di un vero e proprio protocollo di monitoraggio demografico.

Si suggerisce di procedere con rilevamenti fra la tarda primavera e l'inizio dell'autunno, operando da punti fissi con tempi d'ascolto di 30 minuti, a partire dall'ora del tramonto ed entro la quarta

ora successiva (dopo tale ora si registra generalmente un sensibile calo nell'attività di foraggiamento della chiroterofauna).

Ciò consente agevolmente di portare a compimento un rilevamento da 4 diversi punti nell'ambito di ciascuna giornata sul campo, avendo il tempo necessario per spostarsi fra i diversi punti. Qualora esista la possibilità di spostarsi in auto fra le successive stazioni di rilevamento, conviene sfruttarla per rendere più estesa la copertura geografica dell'indagine e nel contempo minimizzare (possibilmente azzerare) la probabilità che in punti diversi sia contattato uno stesso esemplare.

Per massimizzare la probabilità di contatto, a meno che non si desideri raccogliere dati per tipologie ambientali diverse presenti nell'area di studio, scegliere punti d'ascolto ubicati presso margini forestali, radure o rotte che attraversino le formazioni forestali.

Poiché l'attività delle specie di chiroteri varia con la fascia oraria di rilevamento e, in particolare, nella prima ora dopo il tramonto è condizionata dall'orario in cui le diverse specie lasciano i rifugi diurni, in una successiva giornata di rilevamento occorre ripetere l'operazione invertendo l'ordine dei 4 punti (il quarto punto d'ascolto diventerà il primo, il terzo il secondo, ecc.).

Escludere rilevamenti in condizioni sfavorevoli (forte vento, precipitazioni intense, temperature eccessivamente basse, disturbo dovuto a intense emissioni di insetti nella banda fra 20 e 40 kHz).

Più sono i punti d'ascolto e i contesti geografici considerati, migliori saranno le conoscenze acquisite.

Per la standardizzazione del metodo e la verificabilità dei risultati, registrare tutte le emissioni riferibili a chiroteri che risulta possibile, utilizzando manualmente un *bat detector* che consenta di salvare le registrazioni in tempo reale in modalità di espansione temporale (ad esempio D1000X Pettersson Elektronik) o un *bat detector* predisposto per la registrazione automatica in modalità di espansione temporale e programmato ponendo pari a zero il tempo di attesa fra una registrazione e la successiva (es. D1000X o D500X Pettersson Elektronik, SM2BAT e SM3BAT Wildlife Acoustics, iFR-IV Binary Acoustic Technology). Occorre evidenziare che, anche operando con un *bat detector* di tale tipo, i tempi necessari allo strumento per salvare i segnali e riportarsi in fase di ricezione, per quanto brevissimi, in caso di elevata attività di chiroteri possono implicare perdita di contatti. Qualora non si disponga di strumenti di registrazione con le prestazioni descritte, utilizzare altri tipi di *bat detector* che consentano di operare in espansione temporale. In tali casi, i tempi di trasferimento dei segnali sul registratore digitale (si sconsiglia l'utilizzo del computer portatile per la minor praticità di trasporto e per via dei tempi più lunghi di trasferimento dei segnali) potranno limitare ulteriormente il numero di contatti registrabili. Nell'elaborazione dei dati raccolti sarà possibile ovviare a tale limite e, più in generale, minimizzare le differenze dovute a disomogeneità metodologiche (conseguenti all'utilizzo di *bat detector* di sensibilità diversa e/o alla diversa abilità dei rilevatori) ricorrendo, per la quantificazione dell'attività, ad un indice basato non sul numero totale di passaggi del *taxon* considerato (in questo caso *B. barbastellus*) nell'unità di tempo, bensì sulla presenza di almeno un suo passaggio lungo un arco temporale di ascolto, ad esempio durante un minuto. In tal modo, se su 60 minuti di ascolto si hanno 9 contatti con *B. barbastellus* e questi 9 contatti cadono in 4 intervalli temporali di un minuto, l'attività di *B. barbastellus* sarà quantificata in 4 "minuti positivi" su 60 minuti di ascolto. Per garantire l'oggettività e la verificabilità dei dati raccolti occorre comunque registrare ogni contatto possibile, evitando la tentazione di escludere i segnali che a orecchio non paiono riferibili alla specie *target*.

A quest'ultimo riguardo, senza entrare nel merito del complesso (e tuttora aperto) dibattito circa il grado di riconoscibilità diretta delle diverse specie di chiroteri (marginalmente accennato nella parte prima e nell'allegato 1), si evidenzia come la registrazione di tutti i contatti possibili porti a disporre di materiale utile alla caratterizzazione dell'attività di un elevato numero di specie di chiroteri. Per lo stesso motivo, in caso di utilizzo manuale dei *bat detector*, si raccomanda di

effettuare l'ascolto in modo di massimizzare la probabilità di contatto con tutte le specie presenti nell'area: mantenere uno dei canali d'ascolto in modalità di divisione di frequenza, se lo strumento prevede tale possibilità e le condizioni d'ascolto lo consentono (tale modalità permette di ascoltare tutti i segnali, indipendentemente dalla loro frequenza, ma i segnali si sentono debolmente e, in presenza di fonti rilevanti di disturbo, come emissioni ultrasonore di insetti, è impossibile servirsene) e l'altro canale in eterodina, variando regolarmente la frequenza centrale d'ascolto (il segnale in eterodina risulta più forte, ma è captato solo in una banda di frequenza incentrata sul valore indicato sul *display* del *bat detector*). Qualora non vi siano, come spesso accade, le condizioni per l'ascolto in divisione di frequenza, effettuare l'ascolto esclusivamente in eterodina, seguendo le medesime modalità di variazione della frequenza sul *display*.

In tal modo i dati raccolti consentiranno di acquisire informazioni non inficiate da soggettività e correlate all'attività dei chiroteri nella stazione al momento del rilevamento, sia con riferimento a *B. barbastellus*, sia agli altri *taxa* riconoscibili acusticamente e alla complessiva chiroterofauna.



Barbastella barbastellus

Relativamente a *B. barbastellus*, restano aperte le seguenti questioni.

Quale sforzo di rilevamento (quante giornate e quanti punti d'ascolto complessivi) è mediamente necessario per rilevare la presenza della specie?

Qual è una conveniente densità di punti d'ascolto per caratterizzare significativamente l'attività della specie su un'area campione e quante aree campione devono essere considerate su un territorio vasto per poter valutare, con rilevamenti ripetuti lungo un arco pluriennale, il *trend* demografico?

Allo stato attuale delle conoscenze risulta impossibile rispondere, ma qualora la tecnica descritta venisse applicata estesamente, i risultati acquisiti nei diversi ambiti locali potrebbero fornire informazioni adeguate allo scopo.

Conservazione dei materiali acquisiti

Conservare i *file* di registrazione acquisiti nei rilevamenti: potranno servire come documentazione e per accertamenti, in particolare qualora dall'approfondimento delle conoscenze in campo bioacustico derivassero strumenti ulteriori per affinare le determinazioni ed estenderle a un maggior numero di specie.

LAVORI CITATI

- AA. VV., 2014. Indirizzi e protocolli per il monitoraggio dello stato di conservazione dei chiroterri. Febbraio 2014. Pubblicazione *on line*: <http://www.centroregionalechiroterri.org/>
- Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D., Genovesi P., (a cura di) 2004. Linee guida per il monitoraggio dei Chiroterri. Indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Quad. Cons. Natura, 19, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica. Pp. 216.
<http://www.minambiente.it/biblioteca/quaderni-di-conservazione-della-natura-n-19-monitoraggio-chiroterri>
- Barataud M., 2004. Relationship of *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) sonar with its habitat and prey. *Le Rhinolophe*, 17: 87-100.
- Barataud M., 2012. Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope Editions, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 344 pp + 1 CD.
- Barratt E.M., Deaville R., Burland T.M., Bruford M.W., Jones G., Racey P.A., Wayne R.K., 1997. DNA answers the call of pipistrelle bat species. *Nature*, 387: 138–139.
- Battersby J. (comp.), 2010. Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats. EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany. Pp. 95.
- Benda P., Kiefer A., Hanak V., Veith M., 2004. Systematic status of African populations of long-eared bats, genus *Plecotus* (Mammalia: Chiroptera). *Folia Zoologica* 53:1-47.
- Beuneux, G., 2007. Morphometrics and ecology of *Myotis cf. punicus* (Chiroptera, Vespertilionidae) in Corsica. *Mammalia*, 68(4): 269-273.
- Castella V., Ruedi M., Excoffier L., Ibáñez C., Arlettaz R., Hausser J, 2000. Is the Gibraltar Strait a barrier to gene flow for the bat *Myotis myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae)? *Mol. Ecol.*, 9: 1761–1772.
- Courtois J.Y., Mucedda M., Salotti M., Casale A., 1997. Deux îles, deux peuplements: comparaison des populations de chiroptères troglodiles de Corse et de Sardaigne. *Arvicola*, IX (1): 15-18.
- Denzinger A., Siemers B.M., Schaub A., Schnitzler H.U., 2001. Echolocation by the barbastelle bat, *Barbastella barbastellus*. *Journal of Comparative Physiology A*, 187(7): 521-528.
- Dietz C., von Helversen O., Nill D., 2009. Bats of Britain, Europe e Northwest Africa. A&C Black, London. 400 pp.
- EEA, 2013. European bat population trends. A prototype biodiversity indicator. EEA Technical Report/No. 19/2013, European Environment Agency ed., Copenhagen, Denmark. Pp. 62.
- Evin A., Baylac M., Ruedi M., Mucedda M., Pons J.M., 2008. Taxonomy, skull diversity and evolution in a species complex of *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae): a geometric morphometric appraisal. *Biological Journal of the Linnean Society*, 95(3): 529-538.
- Flaquer C., Torre I., Arrizabalaga A., 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2): 526-533.

Galimberti A, Spada M., Russo D., Mucedda M., Agnelli P., Crottini A., Ferri E., Martinoli A., Casiraghi M., 2012. Integrated Operational Taxonomic Units (IOTUs) in Echolocating Bats: A Bridge between Molecular and Traditional Taxonomy. PLoS ONE, 7(6): e40122. doi:10.1371/journal.pone.0040122

G.I.R.C. Gruppo Italiano Ricerca Chiroteri, 2004. The Italian Bat Roost Project: a preliminary inventory of sites and conservation perspectives. Hystrix It. J. Mamm. (n.s.), 15 (2): 55-68.

Goiti U., Aihartza J., Garin I., Salsamendi E., 2007. Surveying for the rare Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*) in northern Iberian peninsula by means of an acoustic lure. Hystrix It. J. Mamm. (n.s.), 18(2): 215–223.

Helversen O., von, Heller K.G., Mayer F., Nemeth A., Volleth M., Gombkötö P., 2001. Cryptic mammalian species: a new species of whiskered Bat (*Myotis alcathoe* n. sp.) in Europe. *Naturwissenschaften*, 88(5):217-223.

Hill D.A., Greenaway F., 2005. Effectiveness of an acoustic lure for surveying bats in British woodlands. *Mammal Review*, 35(1): 116–122.

Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C., Rodrigues L., 2005. Bat migrations in Europe. A review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 28. BfN, Federal Agency for Nature Conservation, Bonn: 162 pp. + appendixes.

Hutson A.M., Mickleburgh S.P., Racey P.A. (comp.), 2001. Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Pp. 259.

Jones G., Jacobs D.S., Kunz T.H., Willig M.R., Racey P.A., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endang Species Res*, 8: 93-115.

Kiefer A., Veith M., 2001. A new species of long-eared bat from Europe (Chiroptera: Vespertilionidae). *Myotis*, 39: 5–16.

Kunz T.H., Braun De Torrez E., Bauer D., Lobo T., Fleming T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1223: 1-38.

Lanza B., 2012. Mammalia V. Chiroptera. Fauna d'Italia. Il Sole 24 Ore, Edagricole. Pp. XIII-786.

MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare), ISPRA (Istituto Superiore per Protezione e la Ricerca Ambientale), 2014. Linee guida per le Regioni e le Province autonome in materia di monitoraggio delle specie e degli habitat di interesse comunitario. Valutazione e rendicontazione ai sensi dell'art. 17 della Direttiva Habitat. Pp. 107, 6 allegati, 4 appendici.

Mayer F., Dietz C., Kiefer A., 2007. Molecular species identification boosts bat diversity. *Front. Zool.*, 4: 4.

Mucedda M., Kiefer A., Pidinchredda E., Veith M., 2002. A new species of long-eared bat (Chiroptera, Vespertilionidae) from Sardinia (Italy). *Acta Chiropterol.*, 4: 121–135.

Mucedda M., Bertelli M. L., Pidinchredda E., 2001. Note su *Myotis capaccinii* (Chiroptera, Vespertilionidae) della Sardegna. *Boll. Gruppo Spel. Sassarese*, 18: 35-38.

Mucedda M., Oppes A., 1993. Osservazioni sui Pipistrelli della Grotta Sa Rocca Ulari (Borutta). *Boll. Gruppo Spel. Sassarese*, 14: 28-32.

Mucedda M., Pidinchedda E., Bertelli M.L., 2009. Status del rinolofo di Mehely (*Rhinolophus mehelyi*) (Chiroptera, Rhinolophidae) in Italia. In: Dondini G., Fusco G., Martinoli A., Mucedda M., Russo D., Scotti M., Vergari S. (eds.). Chiroterri italiani: stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del II Convegno Italiano sui Chiroterri, Serra S. Quirico (AN), 21-23/11/2008. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi. Pp. 89-98.

Némoz M., Brisorgueil A., 2008. Connaissance et conservation des gîtes et habitats de chasse de 3 chiroptères cavernicoles: Rhinolophe Euryale, Murin de Capaccini, Minioptère de Schreibers. SFEPM, Paris.

Papadatou E., Butlin R.K., Altringham J.D., 2008. Seasonal roosting habits and population structure of the long-fingered bat *Myotis capaccinii* in Greece. *Journal of Mammalogy*, 89: 503-512.

Patriarca E., Debernardi P., Toffoli R., 2012. Piano d'azione per i chiroterri del Piemonte. Regione Piemonte (bozza). http://www.centroregionalechiroterri.org/p_azione.php

Pir J.B., 2004. Untersuchungen zur Ökologie der Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus* Geoffroy, 1806). Thèse, Ministère de l'Éducation Nationale Luxembourg.

Ransome R.D., Hutson M., 2000. Action Plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Nature and environment*, 109. Council of Europe Publishing. Pp. 52.

Russo D., 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, London*, 258: 91-103.

Russo D., Mucedda M., Bello M., Biscardi S., Pidinchedda E., Jones G., 2007. Divergent echolocation call frequencies in insular rhinolophids (Chiroptera): a case of character displacement? *Journal of Biogeography*, 34: 2129 – 2138.

Salicini I., Garcia-Mudarra J.L., Ibáñez C., Juste J., 2008. Primi risultati nello studio della filogeografia del complesso specifico del vespertilio di Natterer (*Myotis nattereri*). In: Prigioni C., Meriggi A., Merli E. (eds.) 2008. VI Congr. It. Teriologia, Hystrix, It. J. Mamm. (N.S.), SUPP. 2008: 60.

Salicini I., Ibáñez C., Juste J., 2012. Deep differentiation between and within Mediterranean glacial refugia in a flying mammal, the *Myotis nattereri* bat complex. *J. Biogeogr.* (2012). Article first published online: 27 DEC 2012, DOI: 10.1111/jbi.12062

Scaravelli D., Ladurner E., Priori P., Drescher C., 2012. Ecology of *Barbastella barbastellus* colonies in alpine valleys of Süd Tirol (Italy). In: Prigioni C., Balestrieri A., Preatoni D.G., Masseroni E. (Eds). VIII Congr. It. Teriologia, Hystrix, It. J. Mamml. (n.s.) Supp. 2012: 50.

Simmons N.B., 2005. Order Chiroptera. In: Wilson D.E., Reeder D.M. (eds.). *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 312-529.

Skiba R., 2003. Europäische Fledermause: Kennzeich, Echoortung und Detektoranwendung. [Die Neue Brehm-Bucherei, Bd. 648]. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. Pp. 212.

Veith M, Mucedda M, Kiefer A, Pidinchedda E., 2011. On the presence of pipistrelle bats (*Pipistrellus* and *Hypsugo*; Chiroptera: Vespertilionidae) in Sardinia. *Acta Chiropterol.*, 13(1): 89–99.

Vincent S., Nemoz M., Aulagnier S., 2001. Activity and foraging habitats of *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) in southern France: implications for its conservation. *Hystrix, It. J. Mamm. (N.S.)*, 22(1): 57-72.

Walters C.L., Freeman R., Collen A., Dietz C., Brock Fenton M., Jones G., Obrist M.K., Puechmaille S.J., Sattler T., Siemers, B.M., Parsons S., Jones K.E., 2012. A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. *Journal of Applied Ecology*, 49: 1064–1074.



ALLEGATO 1. Criteri di riconoscimento dei segnali acustici

Allo stato attuale delle conoscenze, l'analisi dei segnali acustici dei chiroterri solo in determinati casi consente con assoluta certezza l'identificazione delle specie cui appartengono gli esemplari emettitori.

Per alcune tipologie d'indagine può risultare utile considerare anche determinazioni incerte, ad esempio quando si debbano stilare speditivamente inventari delle specie di un dato sito a scopo di valutazione d'impatto ambientale o similare. In tali casi, tener conto anche delle specie non certe, ma probabili, diminuisce infatti il rischio che si trascurino interferenze con specie importanti, la cui presenza, se si pretendesse uno standard di certezza, potrebbe sfuggire. Occorre ovviamente esplicitare la metodologia seguita, distinguere i dati certi da quelli probabili (possibilmente corredando i secondi dei corrispondenti valori di probabilità di classificazione corretta o assegnandoli a classi di qualità che diano indicazione della loro affidabilità) e conservare le registrazioni per eventuali verifiche.

Nel caso delle operazioni di monitoraggio finalizzate alle valutazioni di stato di conservazione, oggetto del presente documento, è invece attualmente opportuno che i dati acustici siano utilizzati solo quando consentono un'attribuzione certa al rango di specie, o che per lo meno si considera tale alla luce delle conoscenze sistematiche attuali. L'utilizzo di dati probabili, ma non certi, va evitato fintanto che non si pervenga ad una precisa standardizzazione nazionale nei metodi di rilevamento e di analisi, che garantisca anche univocità nella quantificazione della probabilità di classificazione corretta. Tale obiettivo appare difficilmente conseguibile nel breve periodo: al presente non si dispone di un metodo di riconoscimento dei segnali acustici dei chiroterri universalmente accettato, i diversi *software* di misurazione danno risultati non sempre sovrapponibili e quelli di determinazione non sono stati sottoposti a test comparativi per valutarne l'efficacia applicativa nelle diverse aree del territorio italiano.

Per evitare di raccogliere e mescolare, senza poterli riconoscere, dati di qualità eterogenea, che porterebbero ad una perdita della complessiva qualità del lavoro, occorre dunque ridurre lo spettro dei segnali acustici da prendere in considerazione, limitandosi a quelli che soddisfano criteri di determinazione specifica oggettivi, verificabili, e sulla cui validità ci sia piena concordanza fra i chiroterrologi.

Il presente contributo non ha la pretesa di fornire tali criteri, per la cui individuazione necessita una discussione più approfondita fra i rilevatori che operano sul complessivo territorio nazionale. Quanto segue, un breve elenco di criteri assolutamente provvisorio e relativo alla sola Italia settentrionale, vuol essere uno stimolo all'avvio del dibattito. In esso sono riportati criteri di determinazione selezionati con approccio conservativo (escludendo condizioni dubbie o che comportano sovrapposizione coi segnali di specie diverse) con riferimento alle regioni del Nord e alle specie individuate in tabella 2 come più agevolmente rilevabili per via bioacustica (in relazione alla facilità di determinazione dei segnali e, solo secondariamente, della contattabilità mediante *bat detector*).

Poiché utilizzando i diversi *software* di misurazione dei segnali attualmente disponibili si ottengono talora valori non coincidenti, si precisa che i valori citati si intendono rilevati con *BatSound* (Pettersson Elektronik, Uppsala), attualmente il programma di misurazione più utilizzato in Italia.

Rhinolophus euryale: segnali di ecolocalizzazione FM-CF-FM (*frequency modulated - constant frequency - frequency modulated*) con FME (frequenza di massima energia), corrispondente alla parte CF, fra 100 e 103 kHz.

Rhinolophus ferrumequinum: segnali di ecolocalizzazione FM-CF-FM con FME, corrispondente alla parte CF, compresa fra 76 e 85kHz.

Rhinolophus hipposideros: segnali di ecolocalizzazione FM-CF-FM con FME, corrispondente alla parte CF, > 107 kHz.

Myotis nattereri complex: segnali di ecolocalizzazione FM con larghezza di banda > 105, FME > 55 e frequenza finale ≤ 20 kHz.

Pipistrellus kuhlii: segnali sociali con le caratteristiche descritte in Russo e Jones (1999), limitandosi a quelli le cui componenti mostrano valori medi di FME ≤ 16 kHz.

Pipistrellus nathusii: segnali sociali complessi specie-specifici (riferimenti in letteratura: Furmankiewicz, 2003; Jahelková *et al.*, 2008; Pfalzer, 2002; Pfalzer e Kusch, 2003; Jahelkova, 2011; Russ *et al.*, 1998; Russ e Racey, 2007; Zsebők *et al.*, 2012).

Pipistrellus pipistrellus: segnali di ecolocalizzazione QCF (*quasi constant frequency*, qui e nel seguito sono considerati tali i segnali con larghezza di banda < 5 kHz) con FME pari a 43-47 kHz oppure segnali FM-QCF con frequenza alla massima energia pari a 46,0-49,0 kHz.

Pipistrellus pygmaeus: segnali di ecolocalizzazione QCF con FME pari a 54-56 kHz oppure segnali FM-QCF con FME > 56,0 kHz.

Nyctalus lasiopterus: segnali di ecolocalizzazione alternati, i più bassi dei quali sono segnali QCF con FME fra 13 e 16 kHz.

Nyctalus leisleri: segnali di ecolocalizzazione alternati, i più bassi dei quali sono segnali QCF con FME fra 22 e 27 kHz.

Nyctalus noctula: segnali sociali specie-specifici emessi dai maschi nel periodo degli accoppiamenti (riferimenti in letteratura: Weid, 1994; Pfalzer, 2002; Pfalzer e Kusch, 2003; Barataud, 2012); segnali di ecolocalizzazione alternati, i più bassi dei quali sono segnali QCF con FME fra 18 e 20 kHz.

Hypsugo savii: segnali di ecolocalizzazione QCF con FME pari a 31,0-33,5 kHz.

Eptesicus nilssonii: segnali di ecolocalizzazione QCF con FME pari a 27-29 kHz che risultino attribuibili alla specie applicando le funzioni discriminanti di Zingg (1990) o *software* per l'identificazione automatica che garantiscano una probabilità di classificazione corretta della specie ≥ 95%.

Vespertilio murinus: segnali sociali specie-specifici emessi dai maschi nel periodo degli accoppiamenti (riferimenti in letteratura: Pfalzer, 2002; Zgajmajster M., 2003).

Barbastella barbastellus: segnali di ecolocalizzazione FM a banda stretta e con FME intorno a 31-34 kHz alternati a segnali QCF/FM con concavità verso il basso e FME intorno a 38-43 kHz.

Tadarida teniotis: segnali di ecolocalizzazione con FME ≤ 12 kHz.

Lavori citati

- Barataud M., 2012. Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope Editions, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 344 pp + 1 CD.
- Furmankiewicz J., 2003. The vocal activity of *Pipistrellus nathusii* (Vespertilionidae) in SW Poland. *Acta chiropterologica*, 5(1): 97-105.
- Jahelková H., Horáček I., Bartonička T., 2008. The advertisement song of *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera, Vespertilionidae): a complex message containing acoustic signatures of individuals. *Acta Chiropterologica*, 10(1): 103-126.
- Jahelkova H., 2011. Unusual social calls of Nathusius' pipistrelle (Vespertilionidae, Chiroptera) recorded outside the mating season. *Folia Zool*, 60(1): 25-30.
- Pfalzer G., 2002. Inter- und intraspezifische Variabilität der Soziallaute heimischer Fledermausarten (Chiroptera: Vespertilionidae). Dissertation. Fachbereich Biologie der Universität Kaiserslautern. 275 pp.
- Pfalzer G., Kusch J., 2003. Structure and variability of bat social calls: implications for specificity and individual recognition. *Journal of Zoology*, 261(1): 21-33.
- Russ J.M., O'Neill J.K., Montgomery W.I., 1998. Nathusius' pipistrelle bats (*Pipistrellus nathusii*, Keyserling & Blasius 1839) breeding in Ireland. *Journal of Zoology*, 245(3): 345-349.
- Russ J.M., Racey P.A., 2007. Species-specificity and individual variation in the song of male Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 61(5), 669-677.
- Russo D., Jones G., 1999. The social calls of Kuhl's pipistrelles *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1819): structure and variation (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Zoology*, 249(4): 476-481.
- Weid R., 1994. Sozialrufe männlicher Abendsegler (*Nyctalus noctula*). *Bonn. zool. Beitr.*, 45(1): 33-38.
- Zgajmajster M., 2003. Display song of parti-coloured bat *Vespertilio murinus* Linnaeus, 1758 (Chiroptera, Mammalia) in southern Slovenia and preliminary study of its variability. *Natura Sloveniae*, 5(1): 27-41.
- Zingg P. E., 1990. Akustische Artidentifikation von Fledermäusen (Mammalia: Chiroptera) in der Schweiz. *Revue suisse de Zoologie*, 97: 263-294.
- Zsebők S., Estok P., Goerfoel, T., 2012. Acoustic discrimination of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) and its application to assess changes in species distribution. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 58(2): 199-209.

ALLEGATO 2. Strumentazione per le riprese fotografiche per il censimento delle colonie riproduttive e svernanti

Per l'acquisizione di immagini utili ad un buon conteggio degli animali, si consiglia l'utilizzo di macchine fotografiche (*reflex*, *mirrorless* ed eventualmente compatte evolute) dotate di un sensore da almeno 14 MP (meglio > 20 MP), in grado di scattare ad alte sensibilità (≥ 800 ISO) senza perdere eccessivamente in definizione.

Le ottiche (se si usa una *reflex* o una *mirrorless*) devono essere luminose (da f1,2 a f4) e di lunghezza focale adeguata alla distanza rilevatore-soggetto.

Occorre inoltre disporre di un *flash* con Numero Guida >40, utilizzabile *off-shoe* in caso di condizioni ambientali avverse, quali presenza di particolato in sospensione, condensa, ecc.

In tal modo si può ridurre sensibilmente l'emissione luminosa del *flash*.



Miniapterus schreibersii

ALLEGATO 3. Strumentazione per le riprese video per il censimento delle colonie riproduttive

Al presente è conveniente procedere abbinando uno strumento atto alla visualizzazione degli esemplari ad uno strumento di registrazione dei dati.

Per la visualizzazione si può usare una termocamera o una telecamera dotata di LED IR (infrarossi), del tipo normalmente impiegato negli impianti di videosorveglianza notturna. Le telecamere con LED IR hanno costi estremamente minori delle termocamere e sono attualmente da preferirsi, ai fini del rilevamento chiropterologico, anche in relazione alle migliori prestazioni.

Per l'alimentazione della telecamera con LED IR è necessario disporre di un accumulatore esterno, che può servire anche per incrementare la durata del tempo di attivazione della termocamera. È necessaria un'autonomia di almeno 2 ore.

Per la registrazione dei dati è possibile utilizzare una normale videocamera dotata di ingresso video o un videoregistratore DVR con risoluzione non inferiore al formato D1 (700x576 pixel e 25 fotogrammi al secondo). Qualora si utilizzino cassette digitali MiniDV, la capacità di registrazione può essere aumentata utilizzando la velocità LP, senza perdita significativa di qualità.

In alternativa si possono impiegare *hardware* di conversione analogico/digitale (*grabber*, disponibili come schede *hardware* per PC *desktop* o come dispositivi USB), che consentono la registrazione in vari formati video digitali. La risoluzione è generalmente inferiore a quella ottenuta con videocamera/videoregistratore a causa della compressione video e occorre impiegare *notebook* dotati di *hard disk* capienti (90 minuti di registrazione continua corrispondono ad un file di circa 500 Mb).

Analogamente ai dispositivi per la visualizzazione, quelli per la registrazione dei dati (videocamera, videoregistratore, *notebook*) devono essere forniti di accumulatori/alimentatori che garantiscano almeno 2 ore di attività.

In alternativa all'abbinamento delle due tipologie di strumenti di cui sopra, è possibile utilizzare una videocamera con la funzione *nightshot*, ma le prestazioni saranno inferiori. In particolare, al di sotto di una certa soglia di luminosità, le immagini possono risultare di qualità insufficiente. In caso di utilizzo di una videocamera *nightshot*, occorre pertanto aggiungere una fonte esterna di illuminazione; attualmente si consiglia di utilizzare illuminatori a LED IR. Sempre per quanto riguarda le videocamere *nightshot*, occorre inoltre accertarsi che la velocità dell'otturatore sia adeguata alla registrazione di sequenze rapide come quelle dovute ai chiropteri in volo.



Telecamera con LED IR collegata per la registrazione a videocamera.

ALLEGATO 4. Sistemi automatizzati per il rilevamento dei flussi di transito nei roost

Si riportano alcune note relative a prototipi messi a punto nell'ambito del progetto Life+ "Gypsum", svolto nell'area del Parco dei Gessi Bolognesi, applicabili su varchi di dimensioni comprese entro 1x 2 m, con precisione maggiore al diminuire delle dimensioni.

La prima tecnica si presta a conteggi in successione più rapida della seconda e, quindi, al rilevamento di flussi più consistenti. La seconda offre un dettaglio qualitativo che manca alla prima e gode di una maggior versatilità di installazione, benché questa sia più complessa.

L'integrazione delle due tecniche offre i migliori risultati.

Per maggiori informazioni: francesco.grazioli@microvita.it

Data logger collegati a barriere di sensori fotoelettrici

Si tratta di veri e propri computer ad alte prestazioni, inseriti in contenitori tropicalizzati e resistenti agli urti, in grado di registrare i dati di transito degli esemplari nei due sensi mediante un software appositamente studiato, abbinandoli a data e orario (al millesimo di secondo).

I moduli su cui sono inseriti i sensori possono operare singolarmente o come insieme. Attualmente ne vengono utilizzati fino a 4, di 50 cm l'uno.

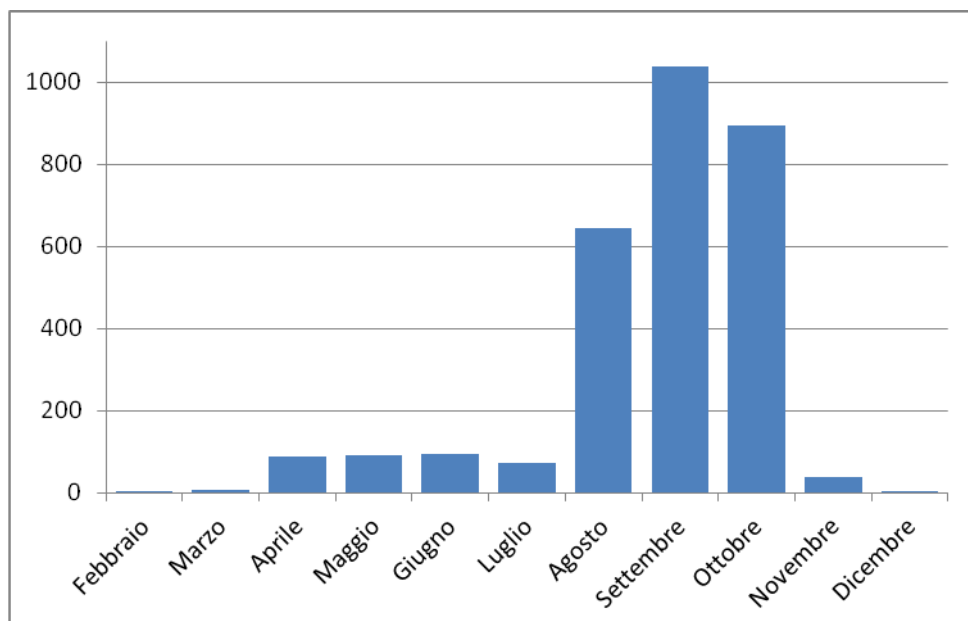
Tutte le informazioni acquisite vengono inserite in un foglio di calcolo, scaricabile da un computer esterno.

Il sistema può funzionare autonomamente, con una batteria al litio, oppure collegato alla rete, e può comandare un sistema fotografico (IR o colore) in entrata, uscita o in entrambi i sensi (cfr. oltre).

I moduli sono dotati di cavi lunghi 5 m, per il collegamento al *data logger*, e di prolunghe di ulteriori 10 e 15 m.

I sensori hanno un raggio di lettura nominale fino a 250 cm, valore che viene abitualmente superato; l'intervallo di lettura ottimale è fra 5 e 100 cm.

A titolo di esempio si riporta il grafico relativo al numero di transiti registrato nello stesso giorno di ogni mese presso l'accesso di una grotta del Parco dei Gessi Bolognesi: il picco di attività, in settembre, attesta il ruolo della cavità come sito di *swarming*.



Fototrappola IR collegabile a una barriera di sensori fotoelettrici o al data logger

Il sistema, tropicalizzato in ogni sua parte oltre che insonorizzato, una volta installato è in grado di operare autonomamente, catturando immagini monocromatiche ad alta risoluzione degli esemplari transitanti. L'autonomia (una decina di giorni nel caso del prototipo sperimentato nel Life+ "Gypsum") è direttamente proporzionale alla batteria utilizzata e al supporto di memoria per la registrazione delle immagini.

A titolo d'esempio si consideri che è stato utilizzato per documentare il fenomeno di *swarming* presso uno degli accessi del sistema carsico Acquafredda-Spipola, raccogliendo oltre 15.000 immagini di transito dal 26 settembre al 2 novembre 2011, con picchi di circa 1.500 individui fotografati per notte. Presso una seconda cavità del Parco dei Gessi Bolognesi è stato impiegato continuativamente per oltre 11 mesi, raccogliendo oltre 60.000 immagini.

Le foto che seguono danno idea del livello di definizione delle immagini, che consente spesso di rilevare non solo la specie, ma anche il sesso e lo stato riproduttivo degli esemplari.

Foto Archivio Life+ 08/NAT/IT/369 "Gypsum" / Francesco Grazioli. Nell'ordine: maschio di *M. bechsteinii*, femmina allattante di *M. myotis vel blythii/oxygnathus*, *M. emarginatus* con preda.

