



Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

volume 34

dicembre 2020





Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 34, 2020
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Daniela Lucchini**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Pietro Genoni**

RESP. DI SEGRETERIA: **Roberto Spaggiari**

REDAZIONE (biologia.ambientale@cisba.eu):

Giuseppe Sansoni

Rossella Azzoni

Gilberto N. Baldaccini

Francesca Bona

Giovanni Damiani

Raffaella Zorza

Comitato Scientifico

Natale Emilio BALDACCINI

già Ordinario di Etologia, Università di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena

Corrado BATTISTI

Stazione di ricerca LTER 'Torre Flavia', Roma

Marco CANTONATI

Sezione di Limnologia e Algologia, MUSE Trento

Annalaura CARDUCCI

Dip. Biologia, Università di Pisa

Stefano FENOGLIO

DISIT, Università Piemonte Orientale, Alessandria

Silvana GALASSI

già Ordinario di Ecologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

già Ordinario di Ecologia, Università Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze della Vita, Università di Siena

Sergio MALCEVSCI

già Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia

Laura MARZIALI

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Università di Padova

Roberto ROMI

già primo ricercatore dell'Ist. Superiore di Sanità, Dip. Malattie Infettive, Roma

Nico SALMASO

Fondazione Edmund Mach, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Trento

Luciano SANTINI

già Ordinario di Entomologia agraria, Università di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

già Associato di Fitogeografia ed Ecologia Vegetale, Università di Pisa

Mariacristina TORRISI

ARPA Marche, Dipartimento di Ancona

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

già Dip. Ecol. del territorio e degli amb. terrestri, Università di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. di Sc. Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Univ. Parma

Luigi VIGANÓ

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Sergio ZERUNIAN

già Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano, Latina

Aldo ZULLINI

già Ordinario di Zoologia, Università Milano Bicocca

Biologia Ambientale pubblica articoli su temi che riguardano le connessioni tra le scienze biologiche e la protezione dell'ambiente, con particolare attenzione ai seguenti campi di studio:

- bioindicatori e biomonitoraggio
- ecotossicologia
- ecologia delle acque interne e di transizione
- ecologia dell'ambiente marino
- depurazione delle acque reflue
- gestione dell'ambiente
- igiene ambientale ed ecologia urbana
- impatto ambientale
- rinaturazione e riqualificazione ambientale
- ingegneria naturalistica
- conservazione della natura
- ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, ospita articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

Informazione & Documentazione, sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci, accoglie lavori non sottoposti a referee. È composta da tre rubriche: *Esperienze*, per resoconti, dibattiti, note tecniche e opinioni su varie tematiche della biologia ambientale, nonché sintesi di lavori già pubblicati; *CronacaAmbiente*, per servizi e inchieste che riguardano svariati comparti ambientali, temi della sostenibilità ambientale, interviste a persone che lavorano per l'ambiente e divulgazione di buone pratiche; *Recensioni*, per segnalazioni ragionate di testi di particolare interesse o attualità per la biologia ambientale.

Biologia Ambientale è la rivista dedicata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. n- 5 Poste San Maurizio 42122 Reggio Emilia*
Segretario: *Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; e-mail: info@cisba.eu*

www.cisba.eu

info@cisba.eu

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: Banca Unicredit Reggio Emilia Gattalupa, IBAN: IT82T0200812827000100195936

Biologia Ambientale

Volume 34
Dicembre 2020

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- 3-10 Baldaccini N.E. – **L'abito non fa il monaco, ovvero non tutti i colombi con mantello grigio-barrato sono esemplari selvatici**
- 11-19 Di Giuseppe R., Grano M. – **Monitoraggio del daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758) nell'oasi di Macchiagrande e aree limitrofe (Lazio, Italia)**
- 20-28 Natucci L. – **Investigating activity patterns of large-size mammals using opportunistic camera-trapping data**
- 29-33 Gippoliti S., Capasso M., Corvini A. – **Mantenimento dei primati presso lo Zoo d'Abruzzo: considerazioni sulla gestione e sui criteri espositivi**
- 34-44 Della Bella V., Crisantemi G., Elia A.C. – **Diversità delle diatomee bentoniche del lago Trasimeno e valutazione dello stato trofico lacustre**

ESPERIENZE

- es 1-9 Carradori R., Grazzini A. – **Metodi di prevenzione dei danni agli allevamenti da parte del lupo**
- es 10-24 Filippo G., Longo S., Palma A., Trabace T. – **Caratterizzazione delle comunità diatomiche epilittiche della Regione Basilicata**
- es 25-29 Verducci D. – **La natrice tassellata, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), nella Toscana nord-occidentale**

CRONACAMBIENTE

- ca 1-3 Azzoni R. - **Insetti alimentari**
- ca 4-7 Baldaccini G.N., Sansoni G. – **Contro la siccità: più invasivi o più buonsenso?**
- ca 8-11 Azzoni R. – **Il rosso e il grigio, sciuridi in competizione**
- ca 12-15 Elena Arnaud – **I mozziconi non sono del tutto inutili**
- ca 16-19 Rossella Azzoni – **Lockdown: una sperimentazione ambientale inattesa**

RECENSIONI

- 1 Battisti *et al.* – **La gestione operativa di un ecosistema. La palude di Torre Flavia**
- 2 Ferretti *et al.* – **Programma per la gestione delle popolazioni di Ungulati selvatici del Parco Regionale della Maremma (2019)**
- 3 Dinelli D. – **Specie vegetali aliene in Toscana. Rilevamenti incidentali di specie vegetali alloctone durante l'attività di monitoraggio dei corsi d'acqua toscani.**

Foto di copertina

Alpi Apuane: femmina di capriolo ripresa con trappola fotografica (Luca Natucci, 2019)

L'abito non fa il monaco, ovvero non tutti i colombi con mantello grigio-barrato sono esemplari selvatici

Natale Emilio Baldaccini

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa. Via A. Volta, 6 – 56126 Pisa. E-mail: natale.emilio.baldaccini@unipi.it

Pervenuto il 19.1.2020; accettato il 26.1.2020

Riassunto

Colombi selvatici e colombi urbani in abito grigio barrato sono del tutto simili; è tuttavia necessario poterli distinguere correttamente per le implicazioni sia forensi che faunistiche a cui tale quasi identità può dar luogo. In particolare la ormai larga commistione tra esemplari selvatici e domestici od urbani ha reso e rende difficoltosa l'individuazione delle residue popolazioni selvatiche. Tali problematiche vengono discusse alla luce dei caratteri di colorazione e disegno del piumaggio dei colombi e della distribuzione italiana del colombo selvatico oggi nota, implementata da osservazioni originali fatte in alcune regioni di particolare interesse per la storica presenza del selvatico.

PAROLE CHIAVE: *Columba livia* / colombo selvatico / colombo urbano / zoologia forense

It is not the cowl that makes the monk: or not all the blue-barred pigeons are wild rock doves

The rock dove and blue-barred feral pigeons looking very similar morphologically. Nevertheless it is necessary to allow a reliable recognition between the two forms for forensic and faunistic purposes. In particular from the faunistic point of view, owing the large introgression of domestic and feral genes into wild individuals, make very problematic the field recognition of the last colonies of rock dove. These problems are here discussed, proposing possible solutions, considering both the plumage pattern of pigeons along with the known distribution of wild rocks in Italy implemented by original observations done in different Regions of historic presence of the rock dove.

Key words: *Columba livia* / rock dove / feral pigeon / forensic zoology

INTRODUZIONE

Il colombo (o piccione che dir si voglia, ma vedi Battisti e Zapparoli (2011) nonché Boano *et al.* (2018) sull'uso dei due termini) è oggi una delle specie più comuni in ambiente urbano con le sue popolazioni randagie (colombi urbani, *feral pigeons*), ponendo pesanti problematiche gestionali (Giunchi *et al.*, 2012). Ricondotto non proprio opportunamente all'interno della fauna, in virtù del suo stato di naturale libertà (Sentenza della Corte di Cassazione sez. 3 Penale n. 2598 del 26.01.2004), nonostante che più volte fosse stata riconosciuta l'origine delle sue popolazioni da esemplari domestici (Baldaccini, 1985; Johnston e Jani-

ga, 1995), la sua gestione si è ulteriormente complicata (Boano *et al.*, 2018).

La occorrenza nelle popolazioni randagie urbane di esemplari con un mantello grigio-barrato, molto simile a quello del colombo selvatico (*Columba livia* Gmelin 1789) (Fig. 1), pone inoltre frequenti problemi di zoologia forense, in quanto cacciatori che abbiano abbattuto simili esemplari sono accusati di violazione delle vigenti norme, essendo vietato il prelievo degli individui di colombo selvatico, fatto che invece non sussiste per gli urbani, il cui prelievo è permesso "in deroga" in più regioni (Toscana, Lombardia, ...).



Fig. 1. Colombi selvatici (Capo Caccia, SS; foto G. Delitala) ed urbani in abito grigio-barrato.

Un ulteriore fatto riguarda inoltre l'avvistamento in natura di tali esemplari grigio-barrati e se ciò debba essere considerato, come spesso avviene, quale presenza del colombo selvatico in un determinato distretto, creando non poca confusione a livello faunistico. Una tale confusa situazione ha da tempo inficiato i risultati della stima di presenza del colombo selvatico nel nostro Paese (Meschini e Frugis, 1993). Già il tentativo di monitorarne la presenza da parte di Toschi (1939), non andò a buon fine proprio per la confusione con esemplari di città fatta da parte di osservatori poco attenti, come ebbe ad ammettere il Toschi stesso. Anche a livello europeo si assiste alla stessa situazione, così che le stime popolazionistiche di *Columba livia* sono elevatissime (BirdLife International, 2004), quando l'entità selvatica ha in realtà seri problemi di conservazione (Peronace *et al.*, 2012).

Le riflessioni che seguono vogliono portare maggior chiarezza sulle tematiche sopra esposte, contribuendo alla loro possibile soluzione.

***COLUMBA LIVIA*, CHI ERA COSTEI?**

Ciò che a buon diritto può essere classificato come *Columba livia*, in quanto appartenente a detta specie in virtù di un ineccepibile criterio di illimitata continuità riproduttiva (Murton e Clarke, 1968), è in effetti un coacervo di razze e forme (e dunque di genotipi), ormai differenziate da una più che millenaria opera di congiunta selezione artificiale e naturale, che hanno agito in tempi e su scala differenti, a partire dall'unico progenitore selvatico (Johnston e Janiga, 1995).

Il colombo selvatico, uno dei primi animali ad essere domesticato ormai sei-settemila anni fa (Sossinka, 1982), è infatti riconosciuto dai più come l'unico pro-

genitore di ogni razza e forma di colombo oggi nota (Darwin, 1868; Goodwin, 1970; Johnston e Janiga, 1995). Non mancano però pareri contrari (Whitman, 1919; Ghigi, 1950) che invocano la partecipazione di altri columbidi, dal colombaccio (*Columba palumbus*) alla *Columba guinea*, nella costituzione del pool genico delle razze domestiche e di conseguenza degli esemplari urbani da queste derivate.

In natura il colombo selvatico è specie politipica, di cui sono state riconosciute 14 differenti sottospecie distribuite attraverso il suo ampio areale paleartico-etio-pico-orientale, di cui tuttavia solo otto sono state ritenute valide dalla revisione di Johnston (1992). Tale tendenza al polimorfismo ha certamente facilitato la selezione di razze differenti attraverso i secoli, con un fiorire continuo di forme anatomiche, capacità psichiche, caratteri del piumaggio ed in particolare colori e disegni del mantello assai differenti (Levi, 1957).

COLORI E DISEGNI DEL MANTELLO

Nella loro riconversione randagia, che ha portato alla costituzione delle colonie di colombi che oggi popolano le nostre città e campagne, i colombi domestici hanno trasferito a questi ultimi la loro multiformità di disegni e colori del mantello, acquisiti come risultato della selezione artificiale di cui erano stati oggetto. Tali colori e disegni si sono mantenuti o meno a seconda delle pressioni selettive ambientali a cui le popolazioni urbane sono andate incontro nell'ambiente ospite. In particolare appaiono in questa ottica importanti le riconversioni prodotte da fenomeni di atavismo, che debbono aver giocato un ruolo non secondario. In effetti il disegno del mantello grigio-barrato e trigano sono quelli maggiormente espressi dalle popolazioni urbane (Baldaccini *et al.*, 2015) corrispondendo il primo alla colorazione della specie selvatica, mentre l'abito trigano sarebbe per Whitman (1919) il disegno primigenio del mantello di un ipotetico colombo, descritto dallo stesso come *Columba affinis*. Oggi da considerare come *nomen nudum*.

In accordo con Hollander (1983) e Gibson (1993), esistono almeno 60 fattori ereditari capaci di influenzare la colorazione del piumaggio in *Columba livia*. Questi fattori sono variamente presenti nelle diverse razze domestiche e popolazioni urbane ed egualmente possono combinarsi in modo differente, tanto che queste ultime mostrano la più grande variabilità nella colorazione del piumaggio rispetto ad ogni altra specie presente in natura (Leiss e Haag-Wackernagel, 1999a).

Nel colombo si possono individuare tre gruppi principali di colorazioni del mantello:

1. grigio-ardesia e nero
2. marrone e marrone-rossastro (munaro)
3. bianco e pezzato.

Per quanto riguarda il disegno (ossia la presenza di

penne con differenti colori, capaci di generare nell'insieme barre, macchie o iridescenze) si distinguono i seguenti mantelli:

1. barrato (tipo selvatico, detto anche colombacciato)
2. senza barre
3. trigano (scagliolo) nella variante "chiara" o "scura" (T pattern)
4. mosaico (zarzano, arlecchino).

I mantelli possono esistere con le colorazioni di base anzidette in una serie di graduazioni differenti e non sempre ben individuabili; per alcuni esempi si veda la figura 2 nonché Baldaccini (1986) ed in particolare Leiss e Haag-Wackernagel (1999b).

Il mantello grigio-ardesia barrato (*blue barred*) è quello tipico del colombo selvatico, nelle cui popolazioni ricorre in modo del tutto omogeneo, salvo penne albine che tuttavia non tendono a mantenersi per motivi sia di predazione selettiva che di selezione sessuale (vedi Johnston e Janiga, 1995). Nelle popolazioni urbane (vedi ad esempio: Goodwin, 1957; Uribe *et al.*, 1985; Ragionieri *et al.*, 1991; Leiss e Haag-Wackernagel, 1999a) la colorazione grigio-ardesia con disegno trigano (nelle due varianti chiara e scura) appare essere di gran lunga la più frequente. La medesima colorazione con disegno barrato (tipo selvatico) risulta variamente presente nelle differenti popolazioni, ma in percentuali solitamente minori rispetto alla precedente. Individui grigio-barrati possono tuttavia divenire prevalenti in popolazioni urbane di alcuni distretti, come nel caso della città di Trento (Barbieri *et al.*, 1996). Occorrenza sempre limitata hanno invece gli altri mantelli e colorazioni (Baldaccini *et al.*, 2015).

Di conseguenza, mentre le popolazioni selvatiche di tutte le sottospecie sono caratterizzate da una costanza del mantello grigio-barrato, quelle urbane presentano una estrema variabilità di disegno e colorazione.

SELVATICI OD URBANI ?

Colore e disegno del mantello sono senza dubbio i principali fattori di distinzione tra popolazioni selvatiche ed urbane nel loro insieme. Inoltre tra colombi urbani e selvatici è stata dimostrata da Ragionieri *et al.* (1991) l'esistenza di un cline dimensionale che vede ad un estremo i selvatici ed all'altro gli urbani; ciò è stato evidenziato attraverso un'analisi multivariata dei parametri biometrici standard rilevati in una popolazione della Sardegna (Capo Caccia), i cui individui risultano essere di dimensioni più contenute, ed in tre popolazioni di urbani, due della Sardegna (Fertilia e Sassari) ed una di Bolzano. In via statistica, avendo a disposizione campioni esaminabili in tal senso, potrebbe essere possibile una distinzione dimensionale tra selvatici ed urbani. A livello di singoli individui ciò è impossibile, viste le consistenti differenze tra sessi (maschi > femmine).

Tuttavia, per singoli individui l'aspetto esterno degli

urbani in abito grigio-barrato è assai simile ai selvatici, tanto da poter essere tratti in inganno. Ciò può accadere senz'altro ad una osservazione non approfondita e soprattutto non esperta. Già in Baldaccini (1984) si può

trovare un esame morfologico comparativo che tenta di evidenziare quelli che sono i caratteri differenziali principali tra selvatici ed urbani dal punto di vista morfologico. Pur nella identità di mantello, gli esemplari

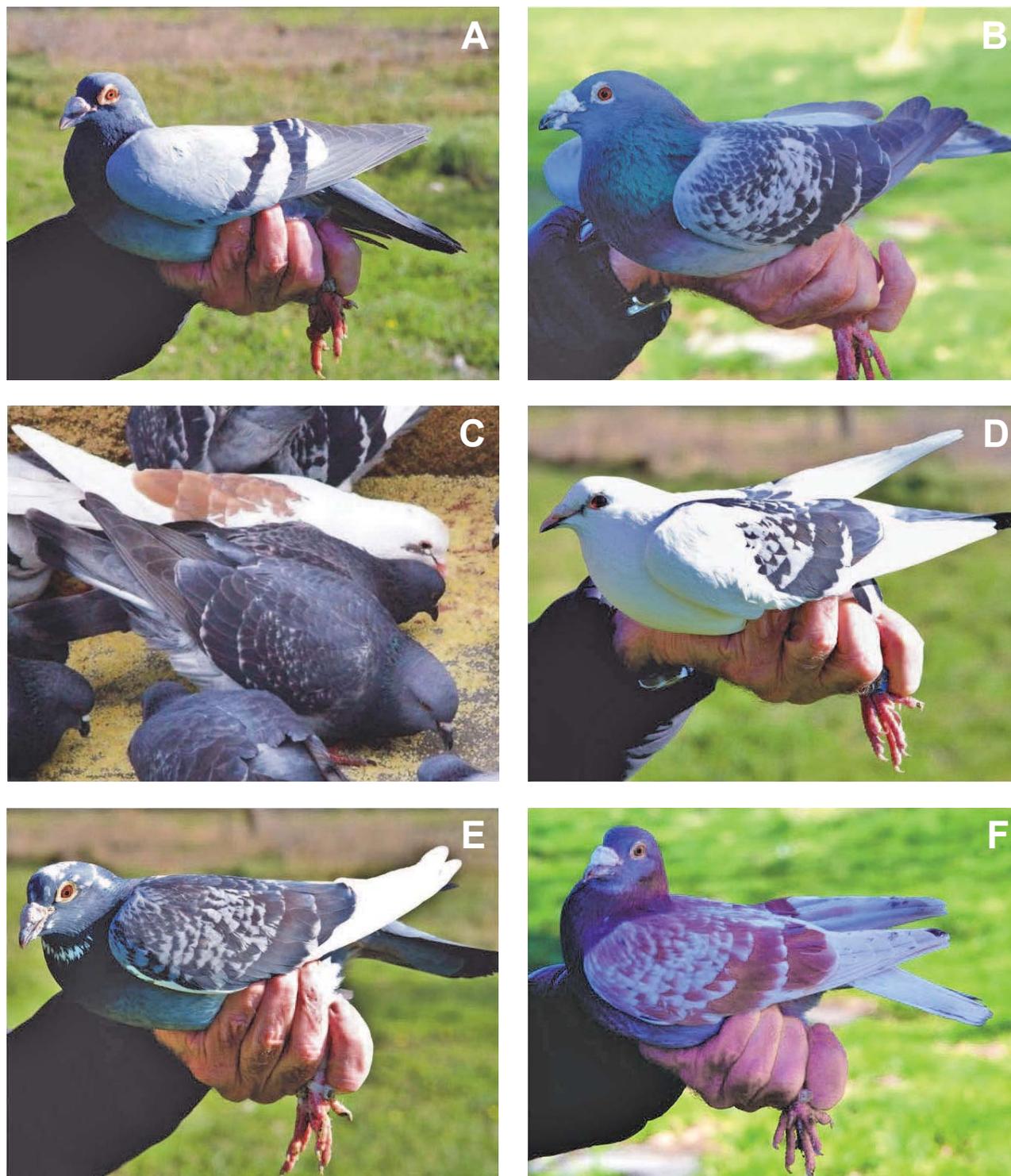


Fig. 2. Tipologie più comuni di colorazione e disegno del mantello dei colombi . A, grigio barrato; B, trigano; C, trigano scuro (T pattern) in primo piano e zanzano di munaro; D, zanzano di grigio; E, zanzano scuro; F, munaro (rosso).

urbani hanno spesso piume sui tarsi, fattore ritenuto come uno dei segni maggiori di incrocio. Inoltre la colorazione delle parti libere da piume si presenta di un colore più diluito rispetto al cilegia dei selvatici. Altro fattore importante può essere la dimensione delle cere, più grandi negli urbani specialmente per un carattere proprio di colombi viaggiatori ampiamente rappresentati nella loro struttura genica (Stringham *et al.*, 2012), oppure il profilo della parte anteriore del cranio, più saliente nel selvatico. Il ricorso ad un parere esperto per la soggettività degli elementi di giudizio, è di conseguenza d'obbligo.

Un esame genetico, che permetta la oggettiva attribuzione di detti individui come selvatici od urbani, non è un problema di facile soluzione, in quanto manca un quadro di riferimento affidabile. Prima di tutto mancano profili genetici di esemplari sicuramente selvatici, ossia non compromessi da introgressioni geniche di domestici od urbani. Questi profili sono ormai difficilmente ottenibili nel nostro Paese e ben difficilmente lo potranno essere nell'area mediterranea, dove le residue colonie di Colombo selvatico presentano segni di introgressione genetica rilevabile a livello morfologico da tempo, tanto che Johnston *et al.* (1988) ne avevano predetto l'estinzione genetica per l'areale mediterraneo ed ovest-paleartico in tempi relativamente brevi. Sono invece divenuti disponibili profili genetici per i colombi urbani sia in Italia (Mucci *et al.*, 2013) che in Europa (Biala *et al.*, 2015; Jacob *et al.*, 2015). In tutti i casi le popolazioni urbane presentano strutture genetiche complesse, in cui sono riconoscibili i legami con le razze domestiche prevalenti nei rispettivi distretti di provenienza. Questi strumenti genetici possono essere utili per definire un esemplare come "urbano" e quindi risolvere oggettivamente un problema attributivo in campo forense.

Per valutazioni popolazionistiche di campo, è tuttavia ancora necessario ricorrere a considerazioni di carattere ecologico-comportamentale per dirimere una *vexata quaestio* non secondaria a livello di gestione faunistica. Considerando in particolare che la possibilità che selvatici si imbranchino ed interagiscano ecologicamente con urbani è messa in dubbio da molti Autori, tra cui Ghigi (1950) e Goodwin (1970), che ne rilevano la sostanziale differenza di origine rispetto agli urbani e quindi le diversità comportamentali conseguenti. Tuttavia bisogna ammettere che somiglianze nel comportamento esistono, ad esempio in quello di foraggiamento, con la possibilità di uno schema di attività giornaliera simili, prodromo di un non improbabile incontro in luoghi di pastura, allorché le due popolazioni coesistono. Senza dimenticare inoltre la tendenza dei selvatici ad inurbarsi come evidenziato da Baldaccini e Giunchi (2006).

Dov'è che sono o sono state presenti in Italia colonie di Colombo selvatico tali da generare una interazione ecologica tra le due entità e di conseguenza generare

dubbi di attribuzione?

Come rammentato, già l'indagine di Toschi (1939) non aveva fornito dati completamente affidabili, né erano credibili quelli del Progetto Atlante nazionale coordinato da Meschini e Frugis (1993), come ben sottolineato dallo scrivente nella relativa scheda (vedi anche Baldaccini, 2003). Con cautela si può ammettere che la distribuzione attuale del Colombo selvatico interessi solo le aree centro-meridionali ed insulari, dove comunque il tasso di erosione genetica da parte di razze domestiche o forme urbane è elevatissimo.

Vediamo qualche approfondimento frutto di esperienze dirette.

In Toscana la presenza del Colombo selvatico è segnalata nel corrispondente Atlante (Tellini Florenzano *et al.*, 1997) per l'Arcipelago e l'Argentario con piccole colonie disperse lungo le falesie costiere. Una colonia stabile e numerosa era quella insediata presso Ansedonia (GR) sulle pareti della "Tagliata Etrusca", oggi inquinata da individui domestico-urbani. Essa lascia riconoscere ancora un buon numero di esemplari in abito grigio-barrato tipico nidificanti in fessure che si aprono nello stretto canale della "Tagliata", direttamente sull'acqua del canale; l'occorrenza degli esemplari domestico-urbani appare invece limitata alle falesie prospicienti la spiaggia. Nella check-list toscana più recente (Arcamone e Baccetti, 2004) la specie è presente come "AC" che sta ad indicarne la presenza con individui introdotti o sfuggiti alla cattività. I dati non ancora ufficialmente disponibili dell'aggiornamento dell'Atlante, dipingono una situazione molto più preoccupante con una non conferma di molte delle stazioni prima note o con la presenza in esse di animali decisamente definibili come colombi urbani. In effetti sin dal 1995, Sposimo e Tellini avevano incluso il Colombo selvatico nella Lista Rossa Toscana con la definizione di status "in pericolo di estinzione genetica", appunto per la commistione con domestici od urbani. La specie è dunque in Toscana molto rara, ammesso che gli individui di Colombo selvatico in stato di purezza non siano ormai sull'orlo dell'estinzione o che questa sia già avvenuta.

In Sicilia il fenomeno di inquinamento genetico dei Selvatici è particolarmente evidente, come ben sottolineano Iapichino e Massa (1989). Nell'isola si possono ritrovare estese colonie di colombi urbani in ambiente rurale, come verificato ad esempio per il messinese (Rometta, Tindari), l'area di Caltanissetta (valle dell'Imera Meridionale), il nisseno o per il ragusano. La collezione Orlando-Trischitta (Museo Civico di Terrasini, PA) annovera per la specie diversi colombi in abito non grigio-barrato, forse segno di una contaminazione non certo recente della popolazione isolana. Tuttavia la scheda di distribuzione presente in Meschini e Frugis (1993) riporta una pletera di unità territoriali dove la

specie è data presente, evidentemente con i soliti limiti di confusione con esemplari urbani.

La situazione per la Puglia è altrettanto critica, come già sottolineavano Frugis e Frugis (1963) in riferimento alla parte a sud del Gargano. Solo colombi urbani sono adesso presenti alla grotta Zinzulusa e lo stesso accade in quelle altrettanto celebri di Castellana. Nel barese e brindisino non se ne trovano lungo tutta la costiera fino a Santa Maria di Leuca e Gallipoli, pur non mancando i locus tipici ed i frequenti avvistamenti di esemplari urbani, particolarmente numerosi nel triangolo Barletta-Corato-Molfetta. Un luogo che potrebbe ancora ospitare esemplari di selvatico potrebbe essere la zona di Gravina di Puglia, sebbene le enormi colonie di Colombo urbano che si rinvengono attorno ad Altamura, costituiscano un pericolo più che incombente. Nella Daunia, in agro di Candela ed Ascoli Satriano, la presenza di urbani è elevata anche se si scorgono ancora individui in abito grigio-barrato, forse giudicabili ad una attenta osservazione come selvatici. Una delle ragioni della rarità e scomparsa di colonie di selvatici deve ricercarsi nella frequenza che hanno avuto in questa regione, e nel Salento in particolare, le colombaie nobiliari o rurali, dove, fin dall'epoca della dominazione romana, si allevavano colombi domestici o semidomestici per essere sfruttati come risorsa alimentare (Congedo, 1986). La loro estesa presenza deve aver dato adito ad una precoce contaminazione dei selvatici autoctoni da parte degli esemplari di colombaia, oltre alla possibilità che le loro colonie siano state assorbite da parte di questi ultimi.

Abruzzo e Molise costituiscono aree dove la presenza dei selvatici è stata capillare. Nel primo esperimento di homing con tali uccelli (Alleva *et al.*, 1975) una parte degli individui testati proveniva da una coppia catturata presso Chiauci, in una colonia dove tuttavia già si trovavano individui che mostravano segni di incrocio con urbani. Colonie di particolare omogeneità morfologica in abito grigio-barrato erano presenti a Opi e Villetta Barrea negli ultimi anni del '900. Tuttavia anche in queste regioni e specialmente in Molise, la frequenza di colombaie urbane e rurali deve aver prodotto un costante flusso di geni domestici verso i selvatici.

Rispetto al continente, la Sardegna è la regione dove la commistione con gli esemplari domestici e poi urbani è iniziata per ultima. Nell'isola era infatti in largo uso la raccolta di acqua piovana dai tetti per usi domestici, fatto che ha frenato a lungo l'espandersi dell'allevamento di colombi e dunque la loro diffusa presenza. Il processo di inquinamento genetico dei selvatici è dunque iniziato in tempi posteriori a quanto accaduto in continente. Probabilmente la loro diffusione riportata dall'Atlante nazionale (Meschini e Frugis, 1993) per la Sardegna, si avvicinava all'epoca ad una buona realtà. Fino agli ultimi anni dello scorso secolo, molte delle maggiori colonie erano ancora

relativamente integre dal punto di vista morfologico. Paradigmatico può considerarsi l'esempio di quella di Capo Caccia-Punta Cristallo-Isola Piana (Nurra di Alghero), studiata dallo scrivente fin dal 1970, con una consistenza stimabile in quegli anni a circa 3000 individui. Nel 1972 la cattura di 26 esemplari non evidenziò in nessuno visibili segni di incrocio con domestici-urbani, ma nell'occasione si avvistarono tre colombi bianchi imbrancati con i selvatici (vedi Alleva *et al.*, 1975). Portati a Pisa e messi in riproduzione, nemmeno la progenie mise mai in evidenza segni di alterazione morfologica. Nel 1987, dei 50 catturati, uno presentava due remiganti ed una copritrice bianche all'ala sinistra, ed ancora fu avvistato un esemplare munaro barrato (Baldaccini *et al.*, 1988). Nel 1989, furono 4 su 371 catturati a presentare estesi segni di introgresione genica; mentre nel 1997 furono ancora 4 ma su 52 catture (Baldaccini *et al.*, 2000). Per cause sconosciute (forse patogene?) la colonia è andata incontro ad una contrazione numerica progressiva quanto inarrestabile ed è oggi ridotta nel tratto Punta Cristallo-Isola Piana a non più di 200 esemplari (Skandrani *et al.*, 2016). Una ulteriore colonia composta da esemplari in abito grigio-barrato tipico era quella di Castelsardo (Anglona) localizzata nella falesia sotto il castello dei Doria. Questa ha visto nel corso degli ultimi cinque anni una forte commistione con esemplari urbani, presenti largamente nella frazione di Lu Bagno distante meno di tre km, e dunque da considerarsi del tutto compromessa geneticamente, anche se sono ancora presenti esemplari in abito selvatico. Tale tipo di colombi sono ancora presenti in molte località isolate in ambiente tipico per la specie selvatica, ma allo stesso tempo sono facili da incontrare in situazioni rurali gruppi di urbani, oltre naturalmente alle popolazioni ormai insediate nei centri urbani maggiori... e non.

Nella Venezia Giulia, il Carso triestino ha ospitato estese popolazioni selvatiche (colombi di foiba), messe in evidenza da Toschi (1939) per la loro numerosità e per le caratteristiche di habitat ed ancor prima da Giglioli (1890). Notevolmente contratte, sono tuttavia ancor oggi segnalate come in buono stato di purezza sia all'interno che lungo le falesie costiere (Boano *et al.*, 2018; N. Perco *in verbis*), meritando una attenzione particolare per la loro distribuzione senz'altro disgiunta dal resto delle popolazioni italiane e soprattutto da quelle insulari.

CONCLUSIONI

Pur nella sua completezza, questo *escursus* mette in evidenza il pessimo stato di conservazione che il Colombo selvatico ha in quelle parti del nostro Paese dove un tempo era maggiormente presente. Questo a dimostrazione che le previsioni di Johnston *et al.* (1988) sulla sua estinzione genetica nell'area mediterranea, erano fin troppo ottimistiche e che un punto di non ritorno

causato dalla commistione con i colombi domestici ed urbani è stato ormai raggiunto. Sulla scorta di questa situazione, considerato quanto prima detto, si esprimono i seguenti punti di conclusione in risposta alle tematiche espresse in Introduzione.

- Colombi urbani possono essere contraddistinti da un piumaggio grigio-barrato del tutto simile a quello tipico dei selvatici; l'occorrenza di tali individui nelle popolazioni urbane varia da luogo a luogo, ma può essere anche molto comune. Tutto ciò senza che questo implichi una loro identità di selvatici.
- Nell'Italia centro-settentrionale (Venezia Giulia esclusa) l'assenza di colombi selvatici rende surretto ogni dubbio di confusione. Inutili e ridicole le contestazioni che si fanno per l'abbattimento di colombi urbani in abito grigio-barrato.
- Il fatto che colombi selvatici si trovino imbrancati con quelli urbani è un evento che nella situazione attuale è da ritenersi altamente improbabile, forse da escludere. Portano a queste conclusioni gli elementi faunistici ed ecologico-comportamentali prima discussi ed in

particolare la impossibilità di confermare l'esistenza di molte delle colonie di selvatici sulla Penisola. Un simile evento è forse possibile solo per la Sardegna, dove pertanto la caccia in deroga al colombo non dovrebbe mai essere permessa.

- Solo con l'osservazione diretta, accurata ed esperta di colonie in ambito rurale si può esprimere un giudizio di attribuzione corretto di appartenenza alla specie selvatica. L'avvistamento di individui isolati in volo od a distanza, al di fuori del contesto coloniale, non può offrire alcuna utile indicazione, portando invece a valutazioni errate e sovrastime della presenza della specie selvatica.
- L'appartenenza alla fauna del colombo urbano appare sempre di più come una forzatura legislativa. Esso deve essere piuttosto considerato come una forma aliena invasiva, di grande nocimento per la biodiversità e dunque da tentarne la eradicazione specialmente nelle aree dove esemplari di selvatici potrebbero essere ancora presenti, come sostenuto recentemente da Boano *et al.* (2018).

BIBLIOGRAFIA

- Alleva E., Baldaccini N.E., Foa' A., Visalberghi E., 1975. Homing behaviour of the Rock Pigeon. *Monitore Zool. Ital.*, **9**: 213-224.
- Arcamone E., Baccetti N., 2004. *Check-list degli uccelli toscani*. Disponibile su. www.Centroornitologicotoscano.org
- Baldaccini N.E., 1984. Considerazioni biologiche e comportamentali sul colombo di città. In : *Giornata di studio "I piccioni in città"*, Siena 16.03 1984. Comune di Siena: 9-19.
- Baldaccini N.E., 1985. Il colombo di città è un'entità domestica o selvatica? In: M. Fasola (ed.), *Atti 3° Convegno Italiano di Ornitologia*. Università di Pavia: 217-218.
- Baldaccini N.E. 1986. *Il Colombo Viaggiatore*. Edagricole, Bologna, 120 pp.
- Baldaccini N.E., 2003. Piccione selvatico. In: Spagnesi M., Serra L. (a cura di) *Uccelli d'Italia*. Quad. Cons. Natura 16, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica. 186-187.
- Baldaccini N.E., Giunchi D., 2006. Le popolazioni urbane di colombo: considerazioni sulla loro genesi e sulle metodologie di gestione. *Biologia Ambientale*, **20** (2): 125-141.
- Baldaccini N.E., Delitala G., Mongini E., Ragionieri L., 1988. La popolazione di Colombo selvatico (*Columba l. livia* Gml) di Capo Caccia: notizie tassonomiche e comportamentali. *Naturalista Siciliano*, **S. IV, XII** (suppl.): 267-272.
- Baldaccini N.E., Giunchi D., Mongini M., Ragionieri L., 2000. Foraging flights in the rock doves (*Columba l. livia*): a spatiotemporal analysis. *Ital. J. Zool.*, **67**: 371-377.
- Baldaccini N.E., Lombardo D., Mongini E., Giunchi D., 2015. I colombi della città di Bolzano: interventi di gestione e caratteristiche della popolazione. *Biologia Ambientale*, **29** (2): 9-20.
- Barbieri F., Caldonazzi M., Zanghellini S., Zorzi S., 1996. Il colombo (*Columba livia* forma domestica) nel comune di Trento. In: *I colombi della città di Trento*. Centro di Ecologia Alpina, n. 7, Trento: 1-62.
- Battisti C., Zapparoli M., 2011. Sulla nomenclatura delle popolazioni urbane di *Columba livia* Gmelin, 1789: una revisione critica della letteratura in Italia. *Avocetta*, **35**: 23-29.
- Biala A., Dybus A., Pawlina E., Proskura W.S., 2015. Genetic diversity in eight pure breeds and urban form of domestic pigeon (*Columba livia* var. domestica) based on seven microsatellite loci. *Journal of Animal and Plant Sciences*, **25**: 1741-1745.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trend and conservation status*. BirdLife Int., Cambridge, 512 pp.
- Boano G., Perco F., Pavia M., Baldaccini N.E., 2018. *Columba livia* forma domestica, entità invasiva aliena anche in Italia. *R.I.O.*, **88** (2): 3-10.
- Congedo R., 1986. *Le torri colombarie*. Lacaiata Editore, Andria, 253 pp.
- Darwin, C. (1868). *The variation of animals and plants under domestication*. John Murray, London, 186 pp.
- Frugis S., Frugis D., 1963. Le paludi pugliesi a sud del Gargano (osservazioni ornitologiche). *R.I.O.*, **33**: 79-123.
- Ghigi A., 1950. *Piccioni domestici e colombicoltura*. REDA, Roma, 242 pp.
- Gibson L.P., 1993. *Genetics of pigeon* *Columba livia* (Gmelin). Lester P. Gibson, Plain City, 257 pp.
- Giglioli E.H., 1890. *Avifauna Locali - Risultati della inchiesta ornitologica nelle singole provincie* (parte II). Le Monnier, Firenze, 693 pp.

- Giunchi D., Albores-Barrajas Y.V., Baldaccini N.E., Vanni L., Soldatini C., 2012. Feral Pigeons: problem, dynamics and control methods. In: Soloneski S. (ed), *Integrated Pest Management and Pest Control - Current and Future Tattics*. In Tech, Rijeka: 215-240.
- Goodwin D., 1957. The colouration of feral pigeons in London. *Bull. Brit. Orn.*, **77**: 78-82.
- Goodwin D., 1970. *Pigeons and Doves of the World*. British Museum (Natural History), London, 446 pp.
- Hollander W.F., 1983. *Origins and excursion on pigeon genetics*. The Ink Spot, Burton, 306 pp.
- Iapichino C., Massa B., 1989. *The birds of Sicily*. B.O.U. Check-list n. 11, 170 pp.
- Jacob G., Prévot-Julliard A-C., Baudry E., 2015. The geographic scale of genetic differentiation in the feral pigeon (*Columba livia*): implications for management. *Biological Invasions*, **17**: 23-29.
- Johnston R.F., 1992. Geographic size variation in in the rock pigeon *Columba livia*. *Boll. Zool.*, **59**: 111-116.
- Johnston R.F., Janiga M., 1995. *Feral Pigeons*. Oxford Univ. Press, Oxford, 320 pp.
- Johnston R.F., Siegel-Causey D., Johnson S.G., 1988. European populations of the Rock Dove *Columba livia* and genotypic extinction. *Am. Midl. Nat.*, **102**: 1-10.
- Leiss A., Haag-Wackernagel D., 1999a. Plumage polymorphism in the feral pigeon *Columba livia*. *J. Ornithol.*, **140**: 341-353.
- Leiss A., Haag-Wackernagel D. 1999b. Variability and determination of plumage colouration of the Feral Pigeon *Columba livia*. *Ecol. Birds*, **21**: 331-361.
- Levi W.M., 1957. *The Pigeon*. Levi Publ. Co., Sunter, 615 pp.
- Meschini E., Frugis S. (eds), 1993. Atlante degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **20**: 1-344.
- Mucci N., Bigi D., Baldaccini N.E., Giunchi D., Randi E., 2013. Caratterizzazione genetica di esemplari domestici e urbani di Colombo (*Columba livia*). *Atti Soc. Nat. Mat. Modena*, **144**: 114.
- Murton R., Clarke S. 1968. Breeding biology of rock doves. *British Birds*, **61**: 429-448.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondanini C., 2012. Lista rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, **36**: 11-58.
- Ragionieri L., Mongini M., Baldaccini N.E., 1991. Problemi di conservazione in una popolazione di Colombo selvatico della Sardegna. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **18**: 35-46.
- Skandrani Z., Prevot A.C., Baldaccini N.E., Gasparini J., 2016. On the interplay between phylogeny and environment on the behaviour of two urban bird species, *Columba livia* and *Corvus corone* (Aves). *Ital. J. Zool.*, **83**: 98-102.
- Sossinka R., 1982. Domestication in Birds. In: *Avian Biology*, vol 6. Academic Press, NewYork. 92-106.
- Sposino P., Tellini G., 1995. *Lista Rossa degli Uccelli in Toscana*. Regione Toscana, Firenze, 78 pp.
- Stringham S.A., Mulroy E.E., Xing J., et al. 2012. Divergence, convergence and the ancestry of feral populations in the domestic rock pigeon. *Current Biology*, **22**: 302-308.
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. (eds), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno – Monografie I*. 3-414.
- Toschi A. 1939. *Ricerche ed osservazioni sul Colombo selvatico* (*Columba livia* L.). Tipografia Compositori, Bologna, 122 pp.
- Uribe F., Senar J.C., Colom L., Camerino M., 1985. Morfometria de las palomas semidomesticas (*Columba livia* var.) de la ciudad de Barcelona. *Misc. Zool.*, **9**: 339-345.
- Whitman C.O. 1919. *Orthogenetic evolution of Pigeons*. Carnegie Inst., Washington, 346 pp.

Monitoraggio del daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758) nell'oasi di Macchiagrande e aree limitrofe (Lazio, Italia)

Riccardo Di Giuseppe^{1*}, Mauro Grano²

¹ Ass. Nat. Programma Natura, Via dei Tre Denari 212, Maccarese (RM), Italia.

² Via Valcenischia 24, Roma, Italia

* Referente per la corrispondenza: e-mail: info@programmanatura.it

Pervenuto il 23.2.2020; accettato il 25.4.2020

Riassunto

Il presente lavoro fornisce un primo contributo alla conoscenza della diffusione del daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758) presso l'oasi WWF di Macchiagrande, le limitrofe aree naturali e la contigua tenuta di Maccarese (Comune di Fiumicino), situate nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano. Oggi una popolazione consistente e libera di daino frequenta l'oasi, le aree naturali contigue e l'agroecosistema della tenuta, causando danni all'attività agricola e incidenti stradali. Il presente lavoro analizza lo status della popolazione di daino e gli effetti socio-economici, prerequisiti per l'attuazione di un piano di gestione della specie.

PAROLE CHIAVE: Riserva Naturale Statale Litorale Romano / Fiumicino / ungulati / collisioni stradali / Fregene

Monitoring of fallow deer (*Dama dama* Linnaeus, 1758) in the Macchiagrande oasis and surrounding areas (Lazio, Italy).

This work provides a first contribution to the knowledge of the spread of the fallow deer (*Dama dama* Linnaeus, 1758) at the WWF oasis of Macchiagrande, the surrounding natural areas and the contiguous estate of Maccarese (Municipality of Fiumicino), located in the Littoral State Natural Reserve Roman. Today a large and free population of fallow deer frequent the oasis, the adjacent natural areas and the agro-ecosystem of the estate, causing damage to agricultural activity and road accidents. This work analyzes the status of the fallow deer population and socio-economic effects, a prerequisite for the implementation of a species management plan.

KEY WORDS: Roman Coast State Natural Reserve / Fiumicino / ungulates / road collisions / Fregene

INTRODUZIONE

Il daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758) è una specie ad ampia distribuzione, decisamente influenzata da immissioni storiche e recenti (Masseti, 1996; Mitchell-Jones *et al.*, 1999; Focardi, 2002; Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013). La specie è tipica di ambienti mediterranei e di clima temperato, ma con notevole plasticità trofica (Ueckermann e Hansen, 1993; Poli, 1996; Focardi e Poli, 1996; Apollonio, 2003). In provincia di Roma, il daino è piuttosto localizzato (Calò, 1993), e ancora abbondante all'interno (cintato) della Tenuta Presidenziale di Castelporziano con una popolazione che, documentata dal XI sec., potrebbe essere la più antica d'Italia (Tinelli, 1985; Isotti *et al.*, 1997; Pecchioli *et al.*, 1997). È limitatamente presente, sia libero che in recinti, in alcune zone periferiche di Roma (Decima Malafede,

ove è stato introdotto tra il 1995 e il 1998, Marcigliana, Maccarese) e nell'area di Bracciano-Manziana, presso tenute private.

Lo si ritrova infine nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano nella parte amministrata dal Comune di Fiumicino, presso l'oasi WWF di Macchiagrande (Amori *et al.*, 2009) dove attualmente è presente una popolazione consistente e libera. Presso Macchiagrande la specie fu introdotta nel 1990-1991 e stabulata in un settore ben definito dell'oasi. Gli esemplari erano mantenuti all'interno di un'area di circa sette ettari, recintata da una rete metallica sostenuta da pali di castagno. L'area comprendeva un prato pascolo e una piccola fascia di bosco igrofilo a *Fraxinus angustifolia*, *Laurus nobilis* e *Quercus ilex*



Fig. 1. Carta dell'oasi WWF di Macchiagrande, con ubicazione del recinto del daino.

(Fig. 1). Gli animali venivano accuditi dal personale dell'oasi che integrava l'alimentazione naturale con mais, verdura e si occupava dell'abbeveraggio. Il primo esemplare maschio introdotto proveniva dall'oasi WWF Bosco San Silvestro in Campania; dal 1990 e almeno fino al 2001 i daini erano esclusivamente nel recinto. Nel 1996 quando gli animali superarono il numero di 20 capi, vennero effettuate delle catture con fucile a narcotico per ridurne il numero; i daini catturati vennero trasferiti presso l'oasi WWF di Penne in Abruzzo, mentre gli altri rimasero presso Macchiagrande. Nel 2001 vennero effettuate ulteriori catture all'interno del recinto, questa volta con reti,

sempre per contenere il numero intorno ai 10 capi (Baldi, *in verbis*). Dal 2001 al 2003 gli animali risultavano cintati; talvolta qualche esemplare usciva dal recinto ma veniva ricatturato (Conversano, Mazziotta, *in verbis*).

A partire dal 2006, alcuni degli individui presenti nel recinto iniziarono a fuggire (Fig. 2) a causa di lacerazioni nella recinzione provocate da ignoti o forse dalla vetustà (Fig. 3). Negli anni 2007 e 2008 la rete fu riparata (Fig. 4) ma, nonostante i vari tentativi di ricattura mediante pasturazioni, recinti trappola ecc., gli animali fuggiti non vennero più ricatturati (Ceccobelli, Tullj, *in verbis*). Gli animali rimasti nel recinto venivano normalmente accuditi dal personale dell'oasi (Fig. 5). Attualmente buona parte della recinzione risulta mancante e l'area faunistica del daino è stata dismessa. Il numero complessivo dei daini nel 2008 era di 11 esemplari (Ceccobelli, *in verbis*). In seguito a sopralluoghi notturni e diurni avvenuti dal gennaio 2011 a marzo 2018 in vari ambienti (duna, macchia, lecceta, prato-pascolo e altri settori forestali), l'oasi risultava interessata dalla presenza costante del daino (Tullj, *in verbis*). I primi avvistamenti sporadici della specie avvennero nel 2011 nella fascia ecotonale lungo i coltivi posti fuori dal perimetro dell'oasi. Nel 2015 un maschio adulto si era spinto al centro della cittadina turistica di Fregene e percorrendo le strade veicolari aveva raggiunto la Pineta Monumentale. Da quel momento gli avvistamenti del daino al di fuori dell'oasi sono stati sempre più frequenti, costituendo una presenza abituale per i residenti di Fregene, documentata con foto e video, anche sulle strade. Attualmente la specie frequenta costantemente non solo l'oasi WWF, ma anche l'area denominata "Lecceta di Fregene - Parco Avventure", separata dall'oasi da un'area coltivata.

Il presente lavoro costituisce un primo contributo alla stima della densità della popolazione di daino attualmente presente presso la Riserva Naturale Statale



Fig. 2. A: Daini nell'area recintata a Macchiagrande. B: Giovane daino fuori dal recinto. Entrambe le foto sono state scattate l'8 aprile 2006.

Litorale Romano e degli effetti socio-economici che ne conseguono. Nel contempo rappresenta un quadro tecnico di riferimento, per valutare l'opportunità di un controllo numerico delle popolazioni e per pianificarne in modo corretto ed efficace l'attività e la densità. Il Decreto Ministeriale 19 gennaio 2015 "Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2-bis, della legge n.157/1992", infatti, classifica il daino come specie parautoctona, pur non escludendo la possibilità di attuare su di essa interventi di controllo o eradicazione locale.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è stata suddivisa in due settori distinti: oasi WWF di Macchiagrande, denominato settore "A"; Lecceta di Fregene - Parco Avventura, denominato settore "B" (Fig. 6).

Oasi WWF di Macchiagrande – settore A

L'oasi di Macchiagrande si estende per 300 ettari lungo il litorale romano, tra i due centri abitati di Focene e di Fregene, in prossimità della tenuta agricola di Maccarese (Canu e Indelli, 1989) e a ridosso dell'aeroporto



Fig. 3. Cattivo stato del recinto del daino presso Macchiagrande (foto 9/10/2008).



Fig. 4. A: tentativo di ricattura dei daini mediante pasturazioni all'ingresso del recinto (foto 9/10/2008). **B:** recinto metallico dove si vede la nuova rete applicata (foto 8/12/2007).

intercontinentale Leonardo da Vinci. L'oasi fu presa in gestione nel 1986 dal WWF Italia e attualmente è gestita dalla WWF oasi Soc. Unipersonale a.r.l. Si trova all'interno della Riserva Naturale Statale "Litorale Romano" (RNSLR) e rientra nel Sito di Importanza Comunitaria (IT 6030023) della Rete Natura 2000. Nonostante la forte espansione urbanistica dell'area romana e le grandi opere di bonifica realizzate nei secoli scorsi, l'area ha mantenuto una discreta varietà di ambienti naturali caratteristici, fondamentali per la conservazione di flora e fauna, tipici dell'antico litorale romano, quali la duna costiera, la macchia mediterranea retrodunale, la lecceta, il bosco misto, la zona umida retrodunale. A questi ambienti si aggiungono situazioni di origine antropica quali la pineta, prati incolti e un vigneto, costituito da piante inselvatichite (Maggioni *et al.*, 2015). Procedendo dalla linea di costa verso l'interno, la vegetazione segue la successione tipica degli ecosistemi costieri (Cataldi, 1998). Per quanto concerne il clima, la zona è pertinente al "Termotipo Mesomediterraneo inferiore" e il regime pluviometrico è di "Tipo Marittimo" (Blasi, 1994).

Lecceta di Fregene – Parco Avventure - B

Il settore B, Lecceta di Fregene - Parco Avventure è un'area di 41 ettari. È costituita da 20 ettari di lecceta, attraversata da strade destinate esclusivamente al transito ciclopedonale (interdette al traffico veicolare dal gennaio 2017). La flora comprende anche lentisco, fillirea, mirto e alloro e, nel sottobosco, edera, ciclamino primaverile e pungitopo. Anche un altro lotto di undici ettari è costituito da foresta sempreverde con la stessa flora della lecceta. I restanti dieci ettari sono costituiti da un prato, da una pineta rada (utilizzata per attività ludico-sportive e ricreative) e da un esteso filare a *Eucalyptus globulus* e *E. camaldulensis*.



Fig. 5. Nel 2007 e 2008 i daini rimasti nel recinto venivano accuditi dal personale dell'oasi.

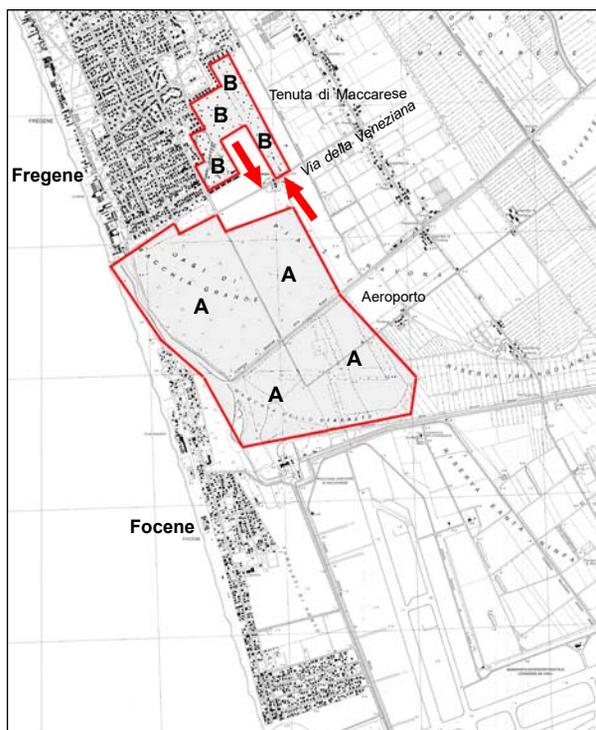


Fig. 6. Area di studio suddivisa in due settori: oasi WWF di Macchiagrande (settore A) e Lecceta di Fregene - Parco Avventura (settore B). I due settori sono separati da un agroecosistema attraversato da una strada veicolare (via della Veneziana). Le due frecce indicano i punti di attraversamento del daino sulla carreggiata.

MATERIALI E METODI

La consistenza della popolazione nelle due aree indagate è stata stimata mediante la tecnica di conteggio dei capi osservati da punti fissi di vantaggio, associata all'utilizzo di fototrappole. La tecnica dei conteggi diretti si basa sull'osservazione, conteggio ed eventualmente classificazione (per sessi e classi di età) degli individui, generalmente negli habitat elettivi e nelle ore di maggiore attività. La conta diretta da punti di vantaggio è stata possibile in quanto gli ambienti frequentati dalla specie sono aree sufficientemente estese nelle quali l'intercettazione visiva degli animali è massima. Nell'area di studio sono presenti, infatti, zone aperte caratterizzate da un elevato grado di eterogeneità in termini di frammentazione dei diversi patch e di prevalenza degli ecotoni.

Su carta topografica sono stati identificati i settori di conta, selezionati in modo tale che la loro dimensione rappresentasse il miglior compromesso fra personale disponibile per l'ispezione delle aree aperte in essi incluse e l'unità di popolazione oggetto del campionamento. Altro criterio adottato riguardava la coincidenza dei confini con gli elementi topografici (canali, paesaggio agrario, bosco, strade, etc.) così da svolgere la funzione di barriere semipermeabili, al fine di ridurre il più pos-

sibile doppi conteggi di animali in spostamento fra aree adiacenti (Mayle *et al.*, 1999); per ridurre ulteriormente questo rischio, gli osservatori impegnati nella medesima area comunicavano tra loro tramite telefono cellulare. Una volta individuati i settori di conta, si è proceduto all'identificazione dei punti di osservazione che sono stati distribuiti in modo da garantire la copertura delle aree aperte (parcelle di conta) idonee alla osservazione degli animali. Questa fase ha richiesto una pianificazione su foto satellitare ed una verifica sul campo per accertare l'accessibilità dei punti di osservazione ed il campo visivo effettivo. Attraverso sopralluoghi di campo è stata verificata anche la presenza di veri e propri punti di vantaggio ("vantage points" sensu Ratcliffe e Mayle, 1992). Per ogni area sono stati presi in considerazione quattro punti di osservazione (Fig. 1) con cannocchiali da 40-60 ingrandimenti e binocoli.

Il censimento dai punti di vantaggio è avvenuto nella seconda metà di marzo (periodo pre-riproduttivo), ossia quando non siano ancora in atto meccanismi comportamentali in grado di determinare la segregazione degli individui (fase territoriale, stagione dei parti o degli amori). Le osservazioni si sono concentrate nelle ore crepuscolari (alba e tramonto) in cui si registrano i picchi di contattabilità legati al comportamento alimentare. La durata di ogni sessione di conta è stata di due ore. Questo arco di tempo risulta un buon compromesso fra probabilità di avvistare gli animali ed il loro rimescolamento fra parcelle di conta adiacenti ed entro la stessa area, eventualità che rende più probabili i doppi conteggi, in particolare nelle aree caratterizzate da densità elevate. In ciascuna parcella di conta, ogni volta rilevata la specie veniva determinato il sesso e l'età. I dati venivano registrati su un'apposita scheda cartacea, anche assieme ad elementi utili al controllo dei doppi conteggi fra settori di conta adiacenti (ora e direzione di spostamento).

Per ciascun settore di conta sono state eseguite complessivamente almeno quattro sessioni di conteggio (una di conta e tre repliche), al fine di attenuare il rischio che variazioni nel numero degli animali conteggiati fossero legate ad eventi casuali (ad esempio condizioni meteo, disturbo antropico, etc., Ratcliffe e Mayle, 1992). Le osservazioni non avvenivano in condizioni meteo-

rologiche sfavorevoli (vento forte, pioggia battente, nebbia, etc.). Le quattro sessioni di conta venivano completate nell'arco di pochi giorni consecutivi, in modo da diminuire la probabilità che si verificassero processi demografici o modificazioni nell'uso dello spazio che potevano causare una variazione dell'entità della popolazione. La standardizzazione delle modalità di rilevamento nei due settori è stata necessaria al fine di ridurre al minimo la fonte di variabilità legata dall'osservatore. Nelle aree con maggiore copertura di bosco o macchia, sono state piazzate anche delle fototrappole in punti di passaggio definiti a priori e frequentati dalla specie. Il fototrappolaggio ha favorito il monitoraggio faunistico e ambientale 24 ore su 24 anche per lunghi periodi, accrescendo le informazioni sulla specie: stima della densità numerica, individuazione degli spostamenti degli animali, distribuzione e uso dell'habitat e comportamento (Fig. 7).

RISULTATI

Stima della popolazione

Nella tabella I e nella figura 8, vengono riportati i dati del censimento dal 2011 al 2018 presso il settore A, l'oasi WWF di Macchiagrande. Il numero massimo di animali è risultato di 43 capi, per l'anno 2015. Per ogni anno vengono riportati in tabella la classificazione per



Fig. 7. Immagine diurna di due daini ottenuta con fototrappola.

Tab. I. Risultati del censimento del daino nel settore A (Oasi di Macchiagrande) dal 2011 al 2018: numero di individui suddivisi per sesso e classi di età.

Anno	Palanconi	Balestroni	Fusoni	Femmine	Piccoli	TOTALE
2011	2	1	1	12	3	19
2012	2	3	2	14	3	24
2013	3	4	2	18	8	35
2014	3	3	2	18	6	32
2015	5	5	4	21	8	43
2016	3	5	4	25	3	40
2017	3	5	4	21	5	38
2018	3	2	3	19	4	31

sessi e classi di età: piccoli, femmine e maschi, questi ultimi suddivisi in palanconi (oltre 4 anni), balestroni (3-4 anni) e fusoni (1-2 anni).

Nella tabella II vengono riportati i dati del censimento dal 2017 al 2019 presso il settore B, Lecceta di Fregene - Parco Avventure. Il numero massimo di animali è risultato di 12 capi, per l'anno 2019. Per ogni anno vengono riportati in tabella la classificazione per sessi e classi di età. Prima dell'anno 2017 presso quell'area non si registra una popolazione stabile di daino. La popolazione monitorata nei due settori risulta composta quasi del tutto da individui melanici.

Stima delle collisioni stradali

I due settori esaminati (A e B) sono separati da un agroecosistema coltivato a ortaggi attraversato per oltre

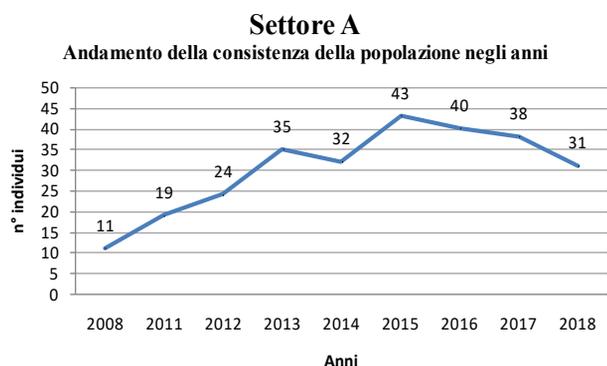


Fig. 8. Andamento annuo della consistenza della popolazione di daino nel settore A.

un chilometro dalla strada veicolare che porta all'ingresso della cittadina di Fregene (Via della Veneziana). In base alle nostre dirette osservazioni, chiamati e intervenuti in seguito agli incidenti e talvolta delle forze dell'ordine (Fig. 9), è stato possibile stimare il numero delle collisioni tra daini e autoveicoli. Questo è stato inoltre possibile analizzando gli articoli della stampa locale che dava notizia delle collisioni. Queste si sono verificate tutte in prossimità di due varchi di attraversamento (Fig. 6): tra il 2008 e il 2018 si è osservata una tendenza al continuo aumento (Fig. 10).

Impatti sulla componente vegetale

Durante il monitoraggio nelle aree prese in esame sono stati osservati ed elencati i danni causati dalla specie sulle componenti vegetali. Questi sono legati ad

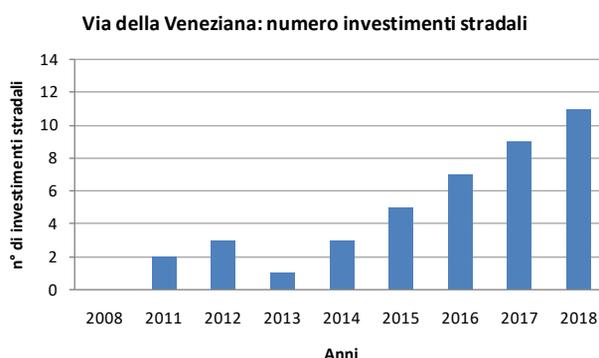


Fig. 10. Andamento delle collisioni stradali.

Tab. II. Risultati del censimento del daino nel settore B (Lecceta di Fregene – Parco Avventure) dal 2017 al 2019: numero di individui suddivisi per sesso e classi di età.

Anno	Palanconi	Balestroni	Fusoni	Femmine	Piccoli	TOTALE
2017	-	2	-	2	1	5
2018	-	1	1	4	2	8
2019	2	3	1	4	2	12



Fig. 9. Intervento della Polizia Locale di Fiumicino dopo la collisione di un daino con autoveicolo su Via della Veneziana.



esigenze fisiologiche e comportamentali, e distinguibili in attività quali la brucatura, lo scortecciamento, lo sfregamento e il calpestamento del terreno (Gill, 1992; Berretti e Motta, 2005; De Battisti e Colpi, 2009; Riga *et al.*, 2011). Le piante giovani sono maggiormente soggette a brucatura, subendo effetti sull'accrescimento (Berretti e Motta, 2005; Riga *et al.*, 2011). La brucatura ha riguardato anche i semenzali, cioè le piante appena nate, o direttamente la ghianda, comportando la riduzione del numero di individui e il potenziale di rinnovazione. La specie vegetale maggiormente danneggiata da tale attività è risultata *Ruscus aculeatus*. Non si riscontra scortecciamento alimentare (Berretti e Motta, 2005), ma è stato rilevato lo sfregamento, la tendenza dei cervidi a sfregare i palchi sui rami o fusti di alberi, per diverse necessità tra cui la pulizia del velluto, la caduta dei palchi annuale e la marcatura del territorio. Considerevole il calpestamento del terreno dove sono state riscontrate le caratteristiche "piazzole" di bramito, rotondeggianti e provocate da frenetiche e numerosissime "raspate", dove spesso sono visibili i segni lasciati dagli zoccoli. Sono stati inoltre registrati i danni provocati della specie sulle colture agricole locali: brucatura di vegetali orticoli, calpestio e rottura dei teli per copertura e la pacciamatura del terreno.

DISCUSSIONE

Dal monitoraggio effettuato nel 2008 la popolazione di daino presente nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano presso l'oasi WWF di Macchiagrande (settore A) risultava costituita da 11 individui. Dall'analisi dei dati raccolti e dal monitoraggio effettuato dal 2011 al 2018 il numero degli individui è cresciuto costituendo una popolazione consistente. L'aumento del numero degli individui è sicuramente da imputare alla maggiore disponibilità trofica, non essendo la specie più confinata e stabulata in un settore limitato dell'oasi. Dai dati raccolti si osserva come dal 2015 al 2018 si verifica una leggera flessione del numero degli individui censiti presso Macchiagrande. Da quel momento, infatti, gli animali vengono contattati sempre più frequentemente anche al di fuori del perimetro e della recinzione stessa dell'area protetta e diventano una presenza costante per gli abitanti della cittadina turistica di Fregene. Dato rilevante è la presenza di un nucleo della specie nell'area denominata Lecceta di Fregene - Parco Avventure (settore B). Il monitoraggio nel settore B dal 2017 al 2019 ha mostrato come il numero degli individui sia cresciuto notevolmente e come la specie frequenti abitualmente l'area (Tortorici, *in verbis*). I dati confermano che alcuni individui si sono spostati dal settore A, rifugio della popolazione, verso il settore B. Il cambio d'uso nel 2017 del settore B in parco pubblico ha favorito l'insediamento della specie. Non è possibile affermare che gli individui provengano solo ed esclusivamente

dall'oasi di Macchiagrande. I dati raccolti evidenziano come dal 2011 al 2018 il numero delle collisioni con autoveicoli sia cresciuto, a testimonianza del continuo passaggio di daini tra i due settori che, peraltro, si verifica sempre in due punti della carreggiata.

Esiste una vasta casistica di incidenti con gravi e anche mortali conseguenze per gli automobilisti in seguito all'impatto dei veicoli con animali in transito e nel procinto di attraversare la carreggiata (PMVC - CODA, 1993). Le strade progettate in modo tradizionale, infatti, oltre a rappresentare una barriera ecologica che impedisce il libero collegamento fra le popolazioni faunistiche residenti sui lati, non sono strutturate per impedire l'ingresso delle specie sulla carreggiata. Queste impediscono i movimenti delle specie e nello stesso tempo diventano causa diretta di morte degli individui.

L'impatto della fauna selvatica nelle sedi stradali è stato oggetto di ricerche mirate e questo problema si pone ormai in tutto il mondo (Moore, 1954; Hodson, 1966; Van Gelder, 1973; Oxley *et al.*, 1974; Waechter, 1979; Quadrelli, 1984; Mostini, 1985; Mocchi Demartis, 1987; Mostini, 1988; Cooke, 1988; Taylor and Mooney, 1991; Aragonese *et al.*, 1993; Lizana, 1993; PMVC-CODA, 1993; Rosen and Lowe, 1994; Cooke, 1995; Joveniaux, 1995; Aragonés, 1996; Groot Bruinderink e Hazebroek, 1996; Boarman e Sasaki, 1997; Clarke *et al.*, 1998; Bonnet *et al.*, 1999; Scoccianti, 2000 e 2001; Scoccianti *et al.*, 2001; Scoccianti e Ferri, 2000; Sherwood *et al.*, 2002; Cooke e Sparks, 2004; Scoccianti, 2006a, 2006b e 2006c.).

Il problema è ancora più grave, come riscontrato in questo studio, quando lo scontro avviene fra un autoveicolo e specie di grandi dimensioni come, appunto, gli ungulati. Questa constatazione dovrebbe suggerire opere di mitigazione e quindi azioni indirizzate a ridurre al minimo gli impatti negativi del tratto stradale. Per impedire l'accesso sul nastro stradale alla specie è auspicabile predisporre idonee barriere e recinzioni comprese quelle a maglie differenziate, soprattutto nei punti segnalati di attraversamento. Inoltre la recinzione lungo Via della Veneziana, oggi deteriorata e mancante in alcuni tratti andrebbe ripristinata. Se progettata e realizzata correttamente, in base alle specie target, una recinzione o barriera migliora la sicurezza stradale e, contemporaneamente, riduce la mortalità della fauna selvatica.

Considerando che al tempo stesso una recinzione aumenta la frammentazione degli habitat e l'effetto barriera, questo approccio si deve quindi integrare con il potenziamento delle opportunità di attraversamento sicuro della fauna. Per aumentare la permeabilità dell'infrastruttura è fondamentale quindi allestire idonei passaggi come sottopassi o sovrappassi (es. ponte faunistico) (Camut, 1985; Ballon, 1985; Sauli, 1994); tali opere devono essere allestite in particolare nei tratti critici, dove è stata evidenziata una elevata incidentalità,

in corrispondenza dei corridoi faunistici, dove la rete ecologica interseca una rete tecnologica. È fondamentale inoltre la sensibilizzazione degli automobilisti su uno stile di guida consapevole, sui tratti stradali più frequentati dalla fauna selvatica (e quindi a maggior rischio di incidente), ed un uso più mirato della segnaletica, cartellonistica stradale e dei dissuasori di velocità.

I danni rilevati sulla componente vegetale e sulla rinnovazione forestale fanno ipotizzare che buona parte della richiesta energetica utile a soddisfare la popolazione di daino sia a carico della produttività forestale. È auspicabile per il futuro una valutazione più approfondita dello stato della componente vegetale, in quanto essenziale per la definizione di corrette strategie gestionali. Il presente lavoro inoltre ha evidenziato come la pressione del daino sulle colture agricole locali non

sia da sottovalutare.

Questo monitoraggio vuole essere un primo contributo della stima della popolazione, una base scientifica che rappresenta un punto di partenza per l'attuazione di qualsiasi piano faunistico e di gestione della specie, uno strumento a disposizione degli organi competenti al fine di valutare le misure più opportune da intraprendere.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare Claudia Cappello, Guido Baldi, Simone Ceccobelli, Geart Tullj, Francesca Conversano, Adriano Mazziotto, Carolina Tortorici, gli operatori dell'Associazione Programma Natura, gli agricoltori della zona indagata, gli abitanti di Maccaresse e Fregene e la redazione di Qui Fregene. Un sincero ringraziamento all'anonimo revisore per i preziosi suggerimenti che hanno consentito il miglioramento di questo lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Amori G., Battisti C., De Felici S., 2009. *I Mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie*. Provincia di Roma, Assessorato alle politiche dell'agricoltura. Stilgrafica, Roma, 347 pp.
- Apollonio M., 2003. *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In: Boitani L., Lovari S., Vigna Taglianti A. (Eds.). *Fauna d'Italia. Mammalia. III. Carnivora-Artiodactyla*. Edagricole-Calderini, Bologna, 259-260, 274-276, 294-304 pp.
- Aragonés J., 1996. Incidencia de las actividades humanas en la mortalidad del chotacabras pardo. *Quercus*, **123**: 24-26.
- Aragoneses J., Martinez F., Ruitz J.B., 1993. En las salinas de Santa Pola se producen 6000 atropellos de Vertebratos cada año. Balance de uno de los puntos negros de la red viaria española. *Quercus*, **83**: 20-21.
- Ballou P., 1985. Premieres observations sur l'efficacité des passages à gibier sur l'Autoroute A36. In: *Routes and Faune Sauvage, Actes du colloque*, Strasbourg, Conseil de l'Europe, 5-7 Juin 1985: 5-7.
- Berretti R., Motta R., 2005. *Ungulati selvatici e foresta. I danni prodotti alla rinnovazione forestale del Parco*. Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino. Quaderni del parco 5, 126 pp.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia*, **27**: 1-56.
- Boarman W.I., Sazaki M., 1997. Effect of highways on reptile and desert tortoise populations and a method to reduce mortality. In: *Abstract Book of the Third World Congress of Herpetology*, 2-10 August 1997, Prague, Czech Republic: 23.
- Bonnet X., Tournillon S., Xastanet J., Naulleau G., 1999. Road killed snakes are old: a skeletochronological result. In: *Programme and Book of Abstracts of the 10th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, 6-7 September 1999, Iraklio, Crete: 37.
- Calò C.M., 1993. Daino. In: Calò C.M., Verucci P. (Eds.). *I Mammiferi selvatici nella provincia di Roma*. Provincia di Roma Assessorato all'Ambiente, World Wildlife Fund Delegazione Lazio, Roma: 53-55.
- Camut J., 1985. La mise en oeuvre et la gestion des ouvrages pour la faune. In: *Routes and Faune Sauvage, Actes du colloque*, Strasbourg, Conseil de l'Europe, 5-7 Juin 1985: 79-92.
- Canu A., Indelli G., 1989. *Le oasi del WWF. Storia, ambiente, itinerari dei paradisi naturalistici italiani*. Editoriale Giorgio Mondadori, Milano, 207 pp.
- Cataldi G., 1998. *Flora dell'oasi WWF di Macchiagrande*. Academia.edu, 13 pp.
- Clarke G.P., White P.C.L., Harris S., 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, **86**: 117-124.
- Cooke A.S., 1988. Mortality of toads (*Bufo bufo*) on roads near a Cambridgeshire breeding site. *British Herpetological Society Bulletin*, **26**: 29-30.
- Cooke A.S., 1995. Road mortality of common toads (*Bufo bufo*) near a breeding site, 1974-1994. *Amphibia-Reptilia*, **16**: 87-90.
- Cooke A.S., Sparks T.H., 2004. Population declines of Common Toads (*Bufo bufo*): the contribution of road traffic and monitoring value of casualty counts. *Herpetological Bulletin*, **88**: 13-26.
- De Battisti R., Colpi C., 2009. Danni da ungulati alla rinnovazione naturale delle foreste. Un confronto tra alcune esperienze di indagine. *Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura*. Taormina (ME), 16-19 ottobre 2008. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze: 1212-1214.
- Focardi S., 2002. Daino *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., De Martinis A.M., *Mammiferi d'Italia. Quaderni di Conservazione della Natura*, 14, Ministero Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 256-258.
- Focardi S., Poli B.M. (Eds.), 1996. Resources utilization in Fallow Deer. Suppl. *Ric. Biol. Selvaggina*, **25**: 1-244.
- Gill R.M.A., 1992. A review of damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. *Forestry*, **65** (2): 145-169.
- Groot Bruinderink G.W.T.A., Hazebroek E., 1996. Ungulate traffic collision in Europe. *Conservation Biology*, **10** (4): 1059-1067.

- Hodson N. L., 1966. A survey of road mortality in mammals (and including data for the grass snake and common frog). *Journal of Zoology* (Zoological Society of London), **148**: 576-579.
- Joveniaux, 1995. Influence de la mise en service d'une autoroute sur la Faune sauvage: Etude de la mortalité animale sur l'autoroute A 36, quatre années de suivi. In: *Routes and Faune Sauvage, Actes du colloque*, Strasbourg, Conseil de l'Europe, 5-7 Juin 1985: 211-228.
- Isotti R., Focardi S., Tinelli A., 1997. Censimento del daino (*Dama dama*) e del capriolo (*Capreolus capreolus italicus*) mediante linee transect. In: *Progetto di monitoraggio ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (SITAC). Seminario tematico G.D.L. Fauna*, 25 ottobre 1997: 23-41.
- Lizana M., 1993. Mortalidad de anfibios y reptiles en carreteras: informe sobre el estudio AHE – CODA. *Boletín de Asociación Herpetológica Española*, **4**: 37-41.
- Maggioni L., Ardenghi N.M.G., Di Giuseppe R., 2015. Note-rella 0143: *Vitis × koberi*. In *Acta Plantarum Notes*, **3**: 82.
- Mayle B.A., Peace, A.J., Gill R.M.A., 1999. *How many deer? A field guide to estimating deer population size. Field book 18*. Forestry Commission, Edinburgh, 96 pp.
- Massetti M., 1996. The postglacial diffusion of the genus *Dama* (Frisch, 1775) in the Mediterranean region. In Focardi S., Poli B. M. (Eds.), 1996. Resources utilization in Fallow Deer. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **25**: 7-29.
- Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralik V., Zima J., 1999. *The Atlas of European Mammals*. Societas Europea Mammalogica, Academic Press, London, 250 pp.
- Mocci Demartis A., 1987. Mortalità degli uccelli sulle strade e loro densità. *Rivista Italiana di Ornitologia*, Milano, **57** (3-4): 193-205.
- Moore H.J., 1954. Some observation on the migration of the toad (*Bufo bufo*). *British Journal of Herpetology*, **1**: 194-224.
- Mostini L., 1985. Mortalità di Ofidi a causa del traffico automobilistico nella Pianura Novarese. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **6**: 227-230.
- Mostini L., 1988. Vertebrati rinvenuti vittime del traffico automobilistico in un anno lungo un percorso predeterminato. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **9**: 207-210.
- Oxley D.J., Fenton M.B., Carmody G.R., 1974. The effects of roads on population of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, **11**: 51-59.
- Pecchioli E., Focardi S., Montanaro P., Toso S. 1997. Ecologia e demografia del daino (*Dama dama*) nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano. In: *Progetto di monitoraggio ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (SITAC). Seminario tematico G.D.L. Fauna*, 25 ottobre 1997: 69-112.
- PMVC-CODA, 1993. Millones de animales mueren atropellados cada año en las carreteras españolas. *Quercus*, **83**: 12-19.
- Poli B.M., 1996. Feeding and nutrition in fallow deer: a review. In Focardi S., Poli B. M. (Eds.), 1996. Resources utilization in Fallow Deer. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **25**: 31-61.
- Quadrelli G., 1984. Il traffico stradale come causa di morte per gli uccelli in un'area della Pianura Padana. *Riv. Ital. Orn.*, Milano, **54** (1-2): 77- 80.
- Raganella Pelliccioni E., Riga F., Toso S., 2013. *Linee guida per la gestione degli Ungulati. Cervidi e Bovidi*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 220 pp.
- Ratcliffe P.R., Mayle B.A., 1992. Roe deer biology and management. *Forestry Commission. Bulletin*, **105**, 28 pp.
- Riga F., Genghini M., Cascone C., Di Luzio P., (A cura di) 2011. *Impatto degli Ungulati sulle colture agricole e forestali: proposta per linee guida nazionali*. Manuali e linee guida ISPRA 68/2011.
- Rosen P.C., Lowe C.H., 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation*, **68**: 143-148.
- Sauli G., 1994. Ingegneria naturalistica, opere di mitigazione di impatti sulla fauna. *Acer*, 1/1994: 26-28.
- Scoccianti C., 2000. Study on road stretches at high risk for the migration of amphibians (focal crossing points) in the Province of Florence; proposals and measures to minimize impact. In: TRIPEPI S. (ed.), Atti II Convegno della Societas Herpetologica Italica, 6-10 ottobre 1998, Praia a Mare, Cosenza. *Riv. Idrobiol.*, **38** (1/2/3) [1999]: 323-332.
- Scoccianti C., Ferri V., 2000. Fauna selvatica e infrastrutture varie. In: Giacoma C. (ed.), *Atti del 1° Congresso Societas Herpetologica Italica*, 2-6 ottobre 1996, Torino, Italia. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino: 815-821.
- Scoccianti C., 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione*. WWF Italia, Sezione Toscana. Editore Guido Persichino Grafica, Firenze, XIII+430 pp.
- Scoccianti C., Cigna P., Dondini G., Vergari S., 2001. Studio dell'impatto delle infrastrutture viarie sulla fauna: gli investimenti di Vertebrati durante un anno di campionamento di 5 strade in toscana. In: Ferri V. (ed.), Atti 2° Convegno Nazionale "Salvaguardia Anfibi", 15-16 maggio 1997, Morbegno (Sondrio), Italia, *Rivista di Idrobiologia*, **40** (1): 173-186.
- Scoccianti C., 2006a. *Ricostruire Reti Ecologiche nelle Pianure. Strategie e tecniche per progettare nuove zone umide nelle casse di espansione. Dieci interventi a confronto nel bacino dell'Arno*. Autorità di Bacino del Fiume Arno, Firenze: X + 288 pp., 248 figg.
- Scoccianti C., 2006b. Strategie per la deframmentazione degli habitat nell'area di Torre Flavia: gli Anfibi come "specie guida". In: Battisti C. (a cura di): *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia*. Provincia di Roma. Gangemi Editore: pp. I-496.
- Scoccianti C., 2006c. Fattori di rischio e nuove prospettive di conservazione degli Anfibi in Toscana. In: Vanni S. e Nistri A., *Atlante degli Anfibi e Rettili della Toscana*. Museo di Storia Naturale dell'Università degli Studi di Firenze, Regione Toscana Giunta Regionale, Assessorato all'Ambiente. Edizioni Regioni Toscana, Centro Stampa Giunta Regionale, Firenze, pp. I-379.
- Sherwood B., Culter D., Burton J., 2002. *Wildlife on roads, the ecological impact*. Linnean Society of London, Imperial College Press, pp. 1-299.
- Taylor R.J., Mooney N.J., 1991. Increased mortality of birds on an elevated section of highway in northern Tasmania. *Emu*, **91**: 186-188.
- Tinelli A., 1985. La gestione del daino (*Dama dama*) nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano quale esempio per un utilizzo del patrimonio faunistico. *Atti del Convegno Progetto Faunistico dell'Appennino*: 123-132.
- Ueckermann E., Hansen H., 1993. *Das Damwild*. Verlag Paul Parey, Hamburg, 327 pp.
- Van Gelder J.J., 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia*, **13**: 93-95.
- Waechter A., 1979. Mortalité animale sur une route a grande circulation. *Mammalia*, **43** (4):577-579.

Investigating activity patterns of large-size mammals using opportunistic camera-trapping data

Luca Natucci

Via Valdicastello Carducci 293/E – Pietrasanta (LU). E-mail: lucanatu95@hotmail.it

Pervenuto il 28.3.2020; accettato il 27.4.2020

Abstract

Camera traps are now widely used in scientific research and wildlife management. With an opportunistic application of this survey methodology it is possible to collect a large amount of data. This allows researchers to formulate hypotheses based on them. In particular, camera traps allow accurate analysis of the activity patterns of animal species by recording time and date.

Using the data collected with an opportunistic application of camera trapping, over a period of seven years, and using time and date metadata, we have formulated and verified hypotheses concerning the activity patterns of five species of large mammals and their association with certain ecological conditions, like seasonality, presence of possible competitor and presence of a predator. Given the opportunistic nature of the data, our results cannot be considered precise and accurate, but they can be used as a starting point for future studies aimed at analysing this ecological aspect of the species studied, in the area of interest.

KEY WORDS: activity / ungulates / wolf / camera traps / Apuan Alps

Analizzare i modelli di attività di grandi mammiferi utilizzando dati da un foto-trappolaggio opportunistico

Le trappole fotografiche sono uno strumento ormai ampiamente utilizzato nella ricerca scientifica e nella gestione faunistica. Con una applicazione opportunistica di questa metodologia di indagine è possibile raccogliere una grande quantità di dati. Ciò consente ai ricercatori di poter formulare delle ipotesi a partire dagli stessi. In particolar modo le fototrappole consentono di analizzare in modo accurato i modelli di attività delle specie animali, grazie alla registrazione di ora e data.

Utilizzando i dati raccolti con una applicazione opportunistica del fototrappolaggio, nell'arco di sette anni, ed utilizzando i metadati relativi ad ore e date, abbiamo formulato e verificato delle ipotesi riguardanti i modelli di attività di cinque specie di grandi mammiferi e la loro associazione con determinate condizioni ecologiche, come la stagionalità, la presenza di possibili competitori e la presenza di un predatore. Data la natura opportunistica dei dati i nostri risultati non possono essere considerati precisi ed accurati, ma possono essere utilizzati come punto di partenza per studi futuri volti ad analizzare questo aspetto ecologico delle specie studiate, nell'area di interesse.

PAROLE CHIAVE: Attività / ungulati / lupo / fototrappole / Alpi Apuane

INTRODUCTION

The use of camera traps as a tool for the study of wildlife and for the study of animals ecology has increased significantly in recent years; at the same time, a wide variety of camera trapping applications have been developed for scientific research and wildlife management (Rovero and Zimmermann, 2016; O'Connell *et al.*, 2011).

Camera traps have enabled to determine many aspects of the ecological niches of many species, such as density and habitat use (Rovero and Marshall, 2009; Di Bitetti

et al., 2006), occupancy (Rovero *et al.*, 2013a), activity patterns (Cruz *et al.*, 2014; Van Schaik and Griffiths, 1996) and niche partitioning between species (Jácomo *et al.*, 2004; Bianchi *et al.*, 2016).

Depending on the specific study, the species to be studied and the desired objectives, the applications of camera trapping require accurate and well prepared sampling design (Hamel *et al.*, 2012; Rovero *et al.*, 2013b).

Studies focusing on a species or on a few ecological aspects generally use sampling designs (Di Bitetti

et al., 2006; Bridges *et al.*, 2004); on the other hand, multi-species studies use a more opportunistic sampling design (Ogurtsov *et al.*, 2018; Gómez *et al.*, 2005). However camera traps allow a wide range of data and information to be collected on a large number of species (Stein *et al.*, 2008).

The possibility of having a large set of data available allows researchers to make hypotheses for other types of studies or to study another species, and this information can help in the design of a sampling survey.

In this work we used data collected with an opportunistic camera trapping in the mountain area of the Apuan Alps, in central Italy, over a long period of time, from 2011 to 2018, and we used this opportunistic data for the formulation of hypotheses. We focused our assumption and analyses on the activity patterns because the camera traps have the advantage of printed on their registration the exact time of the animals contacted and recorded (Van Schaik and Griffiths, 1996). Our hypotheses related to the activity patterns are focused on four species of wild ungulates present in the sampled area, roe deer (*Capreolus capreolus*, Linnaeus), red deer (*Cervus*

elaphus, Linnaeus), mouflon (*Ovis aries musimom*, Pallas) and wild boar (*Sus scrofa*, Linnaeus) and one species of carnivore, the Apennine grey wolf (*Canis lupus italicus*, Altobello).

We have assumed that the activity patterns of the species is influenced by three factors: 1) the seasonality, 2) the presence of other ungulates species, and 3) the presence of their main predator. Therefore, our objectives were to verify whether, by analysing the data collected in an opportunistic survey, it is possible to formulate hypotheses and verify them.

MATERIAL AND METHODS

Study area

In our work we have analysed the opportunistic camera trapping data collected in the Apuan Alps, a mountain range in north-western Tuscany, in Italy (Fig. 1).

Over most of the surface area of this mountain range there is the homonymous natural park, with a surface of 500.32 km²; 206.35 km² of protected area and 293.97 km² of contiguous area.

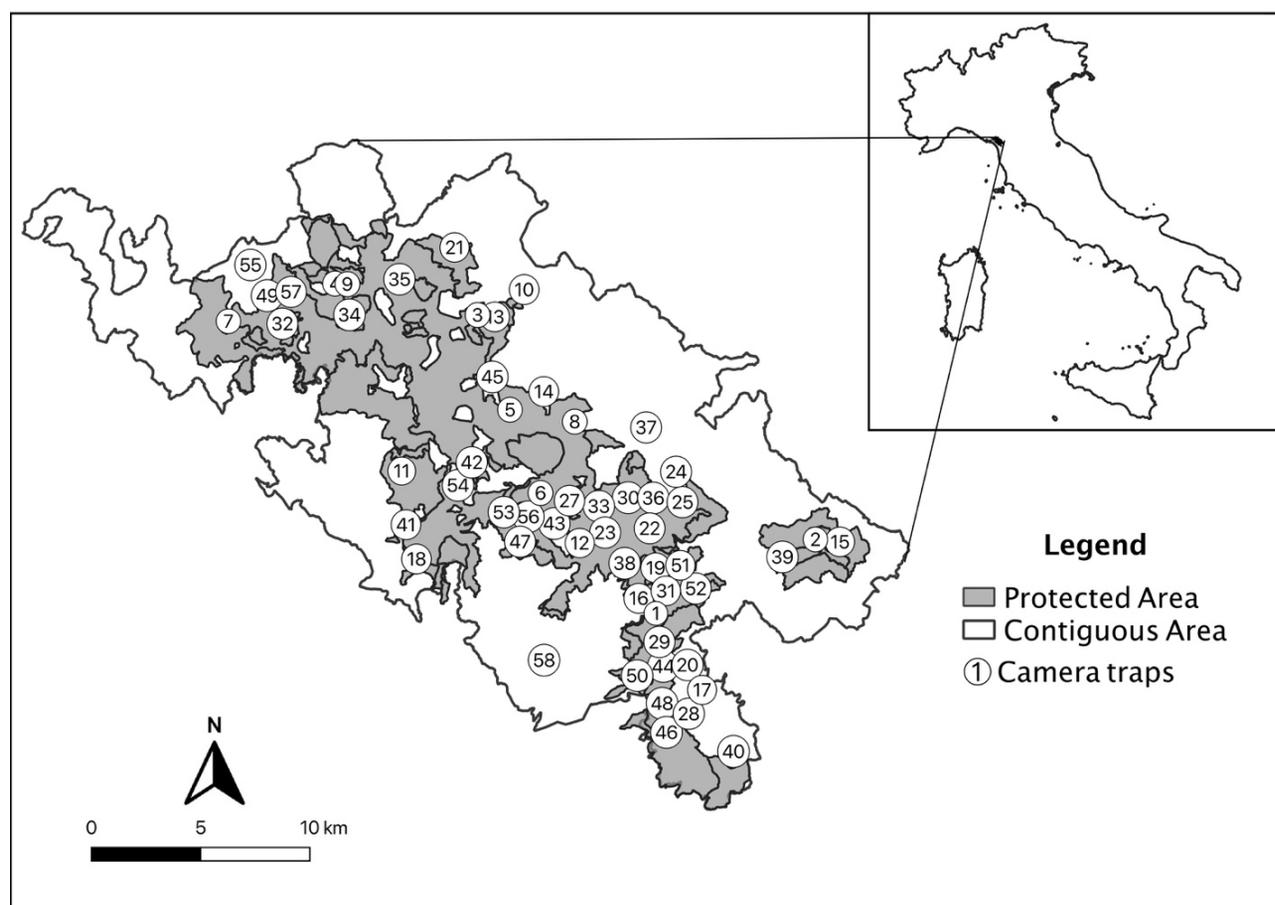


Fig 1. Map of the study area in north-western Tuscany, Italy. In the circled number are shows the camera trap stations numbered by the Appendix Table. The black border represents the contiguous area and the grey area represent the protected area of Apuan Alps regional park.

The Apuan Alps are situated between the coast of the Ligurian sea (approximately 10 km away) and the northern part of the Apennines (approximately 20 km away), and because of this position the chain has particular geomorphological characteristics and a particular vegetation.

The vegetation includes a clear prevalence of wood cover, mainly of broad-leaved trees, chestnut and beech woods. There are also large areas occupied by open environments at high altitudes and in the southern area of the mountain range (Garbari and Bedini, 2006; Ferrarini, 1972).

The substrate is mostly of calcareous origin, with an alternation of siliceous substrates.

The annual temperature varies from a minimum of about -10°C in winter to a maximum of about 35°C in summer.

Data collection and Dataset selection

Since 2011, opportunistic camera trapping has been carried out as part of the monitoring and conservation of wildlife by rangers and technicians in the study area.

In the period from 2011 to 2018, 58 camera trap stations were used (Fig. 1), with a total sampling effort of 11280 camera traps day (Appendix table), and were collected 6137 independent records of wild ungulates and wolves. Due to the opportunistic origin of this data, we filtered them and we have generated a more uniform and homogeneous dataset with which to verify our hypotheses.

Firstly, we have selected a time interval as our sampling period, and we therefore excluded the camera trap sites that do not fall within this seven-month interval. We selected a period of seven month, from 1 May and 30 November, because in this time interval are found at least 70.00% of total record during the interval between 2011 and 2018.

When we found our sampling period, we selected the most representative sites with a relative abundance index (RAI) for each station, given by the ratio between the number of recordings of the species and the sampling effort in which the camera was active. For each species we excluded sites that had a RAI value lower than the first decile of all sites where that species was recorded.

Activity patterns

If activity period is influenced by ecological variables, such as seasonality and presence of other species, one expects an association between the activity pattern and the environmental factors, such as seasonality and interspecific interactions.

In the analysis of activity we assumed that ungulates changes their activity pattern in relation a three different factors: 1) seasonality and seasonal changes

of photoperiod; 2) presence of other ungulates species; and 3) presence of predator, such as Apennine grey wolf.

Camera traps printed on recorded files the exact time of the registration, allowing to attribute each recording to one of the three following periods in which we have divided the daily cycle: daytime, twilight and night. We defined twilight as the hours that coincide with sunrise and sunset according to the nautical twilight 102°, daytime as the hours between sunrise and sunset and as night the hours between sunset and sunrise.

Firstly we used the selection ratio (w) (Manly *et al.*, 2002), to established if a species are diurnal, crepuscular or nocturnal; if $w_i < 1.00$ indicates that the species tends to avoid being active at that time of day, instead if $w_i > 1.00$ the species selects that period of the day for its activities (Bu *et al.*, 2016; Gerber *et al.*, 2012). For the association between activity period and seasonality we divided our selected sampling period in two different season: the first season runs from May 1 to July 31, and second season runs from August 1 to November 30.

During the two seasons the three periods differ in term of durations and times, in accord with light/dark cyclic variations.

For each species we have analysed the data in the years when the species had a large enough number of records ($n > 30$).

For the association between the activity patterns and the presence of other ungulates species we used the records of the two species with greater distribution and records, namely roe deer and wild boar. We compared the association between activity periods of these two species when other ungulates, red deer and mouflon, are absent (“control condition”), with the activity periods when the other ungulates are present.

To verify this association we used the record collected in the period 2014-2016, since in these years all species present a sufficient number of data.

Finally, we analysed the association between activity pattern of roe deer and wild boar and the presence of a predator. We made two different comparisons: 1) we compared the activity of roe deer and wild boar at sites where the presence of the wolf was not recorded with their activity at sites where the presence of the wolf was recorded by camera traps (spatial association); 2) we compared the activity patterns of the two ungulates before (2011-2013) and after the predator became a stable presence (2014-2018) in the study area (temporal association)

The associations were tested using a non-parametric statistic test of contingency table analysis (χ^2 test), with significant level $\alpha = 0.05$. Analysis of activity pattern and associations were performed with the open-source software Rstudio (<http://www.r-project.org/>).

RESULTS

Dataset selected

Our selected dataset is composed by 4309 (70.21% of total records) records of wild ungulates and wolves, collected in a total 41 camera trap stations (on a total of 58 locations) with a sampling effort of 10067 camera trap days.

Roe deer was recorded 695 times (16.13% of records) in 21 camera sites in the period 2013-2018, red deer 189 times (4.39% of records) in 5 camera sites in the period 2014-2017, mouflon 287 times (6.66% of records) in 8 camera sites in the period 2013-2017, wild boar was recorded 2532 times (58.76%) in 32 camera sites in the period 2011-2018; and wolf was recorded 606 times (14.06%), in 24 camera station in the years between 2014 and 2018.

Activity pattern

With the quantification of the selection ratio we can observe that roe deer has a crepuscular and diurnal activity; red deer has a predominant crepuscular activity and nocturnal activity; mouflon has a diurnal and crepuscular activity; wild boar has a nocturnal and crepuscular activity ($w=1.28$); and wolf presents a nocturnal and crepuscular activity (Table 1).

Association between seasonality and activity patterns of four wild ungulates was a statistically significant, to indicate that the four ungulates have a different activity patterns in the two different seasons. In roe deer the association was extremely significant ($\chi^2=15.33$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00047$); in red deer it was extremely significant ($\chi^2=17.261$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00018$); in mouflon it was very significant ($\chi^2=12.178$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00227$); and in wild boar it was extremely significant ($\chi^2=75.492$, $df=2$, $p\text{-value} < 2.2e^{-16}$) (Fig. 2, Table 1).

Wolf does not show a significant statistically asso-

ciation ($\chi^2=3.9375$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.1396$), to indicate that the wolf do not have a different activity pattern in the two seasons.

During the years between 2014 and 2016, we recorded only roe deer and wild boar (“control condition”) in 9 camera trap sites; red deer was present in 5 sites; and mouflon was present in 7 sites. Between the presence, or absence, of red deer and the activity patterns of roe deer there is a statistically significant association ($\chi^2=10.918$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00426$), to indicate that the roe deer is influenced by the presence of red deer; while in wild boar there is not a statistically significant association ($\chi^2=0.32177$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.8514$), to indicate that the activity of wild boar is not influenced by the presence of red deer (Fig. 3, Table 2).

Between the presence, or absence, of mouflon and the activity patterns of roe deer and wild boar there is a statistically significant association (roe deer: $\chi^2=14.767$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00062$; wild boar: $\chi^2=11.927$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00257$) to indicate that the roe deer and wild boar are influenced by the presence of mouflon (Fig. 3, Table 2).

The spatial association between activity of roe deer and presence of wolf is not statistically significant ($\chi^2=2.8974$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.2349$); and is statistically significant for wild boar ($\chi^2=11.003$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00408$) (Fig. 4, Table 2).

The temporal association between activity pattern and years before (2011-2013) and years after the stable presence of the wolf (2014-2018), is statistically significant for roe deer ($\chi^2=7.853$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.01971$), and is extremely statistically significant for wild boar ($\chi^2=14.766$, $df=2$, $p\text{-value}= 0.00062$) (Fig. 4, Table 2).

DISCUSSION

In accordance with previous studies (Pagon *et al.*, 2013) and in discord with others (Mustoni *et al.*, 2017), we found that roe deer has mainly both crepuscu-

Table 1. Number of records (selection ratio w) and the statistically test χ^2 for the three periods in the first season (1 May – 31 July) and in the second season (1 August – 30 November). Categories determined by selection ratio: Cr= Crepuscular; D= Diurnal; N= Nocturnal.

Species	$n(w)$ in periods			Category	χ^2 test ($df= 2$)
	Daytime	Twilight	Night		
Season 1 (May-Jul.)					
Roe deer	191 (1.01)	82 (1.35)	52 (0.70)	Cr/D	13.598, $P < 0.01$
Red deer	9 (0.28)	37 (3.52)	10 (0.78)	Cr	82.923, $P < 0.001$
Mouflon	46 (1.21)	15 (1.23)	4 (0.27)	Cr/D	10.416, $P < 0.01$
Wild boar	114 (0.42)	166 (1.91)	184 (1.73)	Cr/N	214.10, $P < 0.001$
Wolf	28 (0.45)	32 (1.55)	49 (1.96)	N/Cr	48.618, $P < 0.001$
Season 2 (Aug.-Nov.)					
Roe deer	168 (1.04)	104 (1.35)	98 (0.75)	Cr/D	16.73, $P < 0.01$
Red deer	13 (0.22)	53 (1.91)	67 (1.42)	Cr/N	66.895, $P < 0.001$
Mouflon	108 (1.11)	65 (1.41)	49 (0.62)	Cr/D	18.938, $P < 0.01$
Wild boar	234 (0.26)	631 (1.47)	1203 (1.64)	N/Cr	908.47, $P < 0.001$
Wolf	97 (0.46)	126 (1.20)	274 (1.55)	N/Cr	129.73, $P < 0.001$

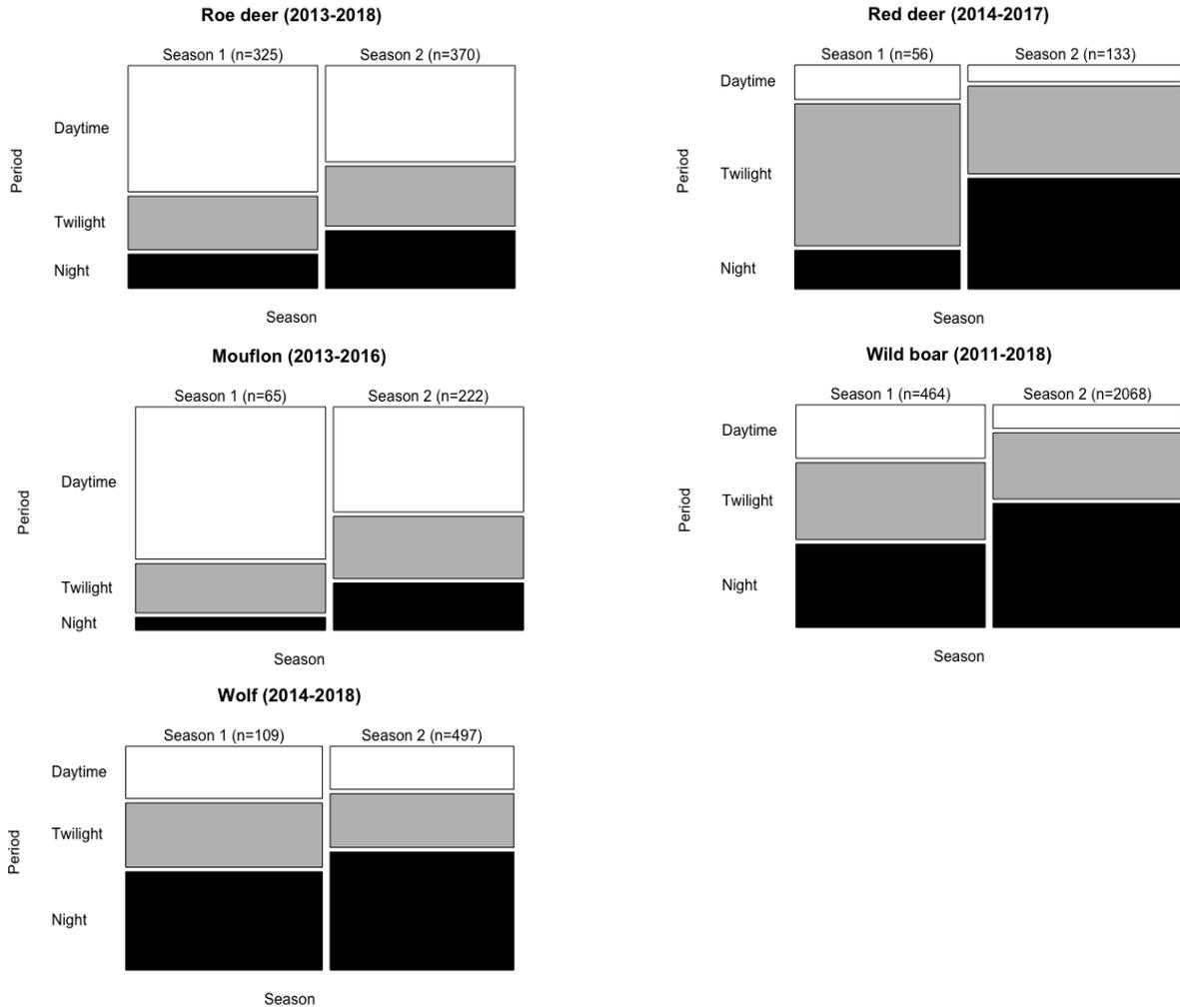


Fig. 2. Proportion of record in the three periods of daily cycle in the two different season of roe deer (top left), of red deer (top right), of mouflon (middle left), of wild boar (middle right), and of wolf (bottom left). White = Daytime; grey = Twilight; black = Night.

Table 2. Comparison of proportion of records (%) of roe deer and wild boar in the three periods of the day under the four different condition: presence of red deer, presence of mouflon, presence of wolf and years before and after the stable presence of wolf; and statistically test χ^2 . D = Daytime; T = Twilight; N = Night.

Species							Test χ^2 (df = 2)
	Red deer			No Red deer			
	D	T	N	D	T	N	
Roe deer	43.0	35.2	21.8	50.7	44.8	4.5	10.918, P = 0.004
Wild boar	17.3	36.9	45.8	19.1	36.5	44.4	0.32177, P = 0.8514
	Mouflon			No mouflon			
	D	T	N	D	T	N	
Roe deer	44.2	25.6	30.2	50.7	44.8	4.5	14.767, P < 0.001
Wild boar	10.0	37.7	52.3	19.1	36.5	44.4	11.927, P = 0.0025
	Wolf			No wolf			
	D	T	N	D	T	N	
Roe deer	42.1	39.5	18.4	45.5	48.5	6.1	2.8974, P = 0.2349
Wild boar	14.4	37.8	47.8	36.1	33.3	30.6	11.003, P = 0.004
	Before wolf			After wolf			
	D	T	N	D	T	N	
Roe deer	28.6	39.3	32.1	43.6	41.8	14.5	7.853, P = 0.0197
Wild boar	6.2	37.4	56.4	16.2	38.8	45.0	14.766, P < 0.001

lar and diurnal activity. In partial accordance with previous research (Kamler *et al.*, 2007; Georgii and Schröder, 1983) and in discord with others (Mustoni *et al.*, 2017), red deer shows a crepuscular and noc-

turnal activity. Mouflon in this study shows a partial different activity pattern respect previous researches (Pipia *et al.*, 2008) because shows a mostly diurnal activity and lower crepuscular activity. Wild boar,

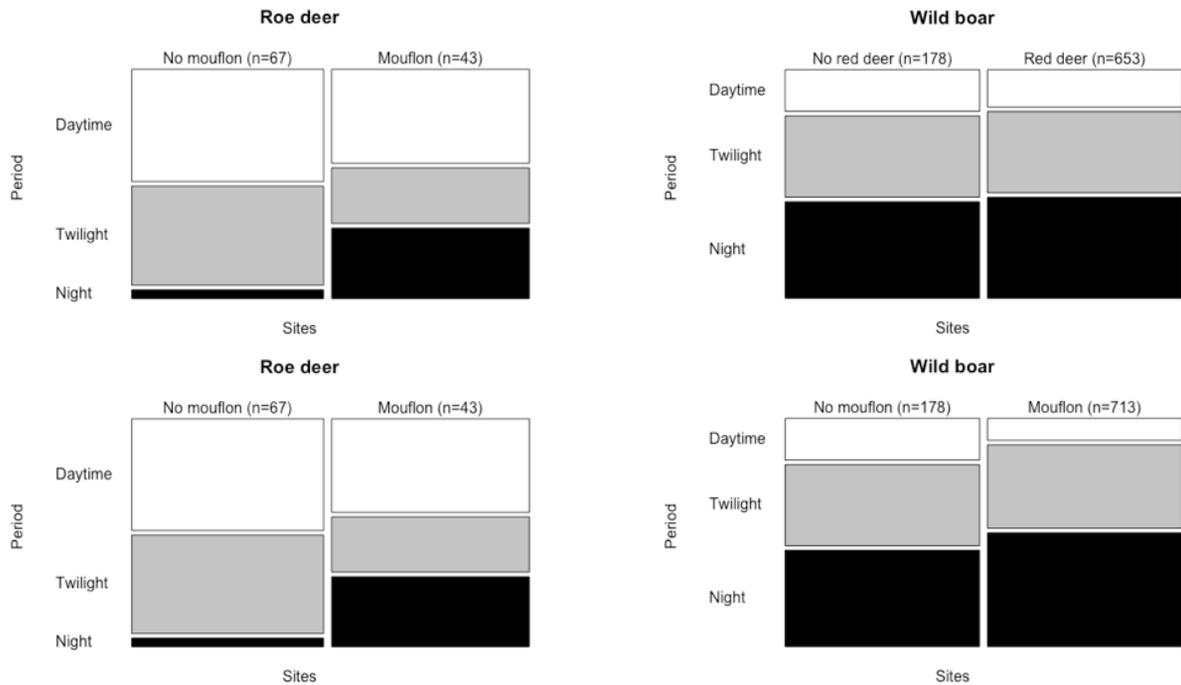


Fig. 3. Proportion of records of activity of roe deer (on the left) and wild boar (on the right) in the two different condition, in presence of other ungulates species, in order: presence of red deer, presence of mouflon. White = Daytime; grey = Twilight; black = Night.

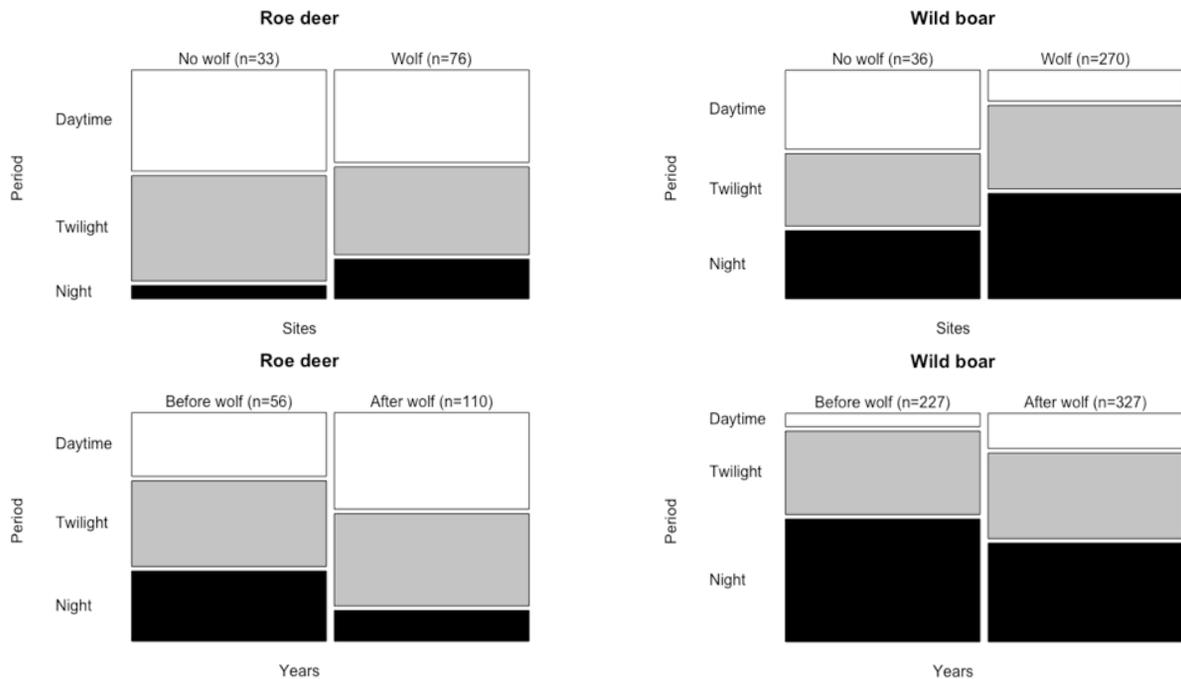


Fig. 4. Proportion of records of activity of roe deer (on the left) and wild boar (on the right) in the two different condition of presence of predator, in order: presence of wolf, and years before and after wolf. White = Daytime; grey = Twilight; black = Night.

in accordance with previous studies (Russo *et al.*, 1997; Caruso *et al.*, 2018; Boitani *et al.*, 2018) has exhibits a mainly both nocturnal and crepuscular activity (Table 1).

The analyses show that the activity pattern of the four ungulates species examined changes their activity pattern in concordance with the seasonal variation of photoperiods.

But the two different seasons examined correspond with two particular phases of the annual biological cycle of ungulates (Mustoni *et al.*, 2017), which may further influence the activity patterns of ungulates species (Kamler *et al.*, 2007; Pipia *et al.*, 2008).

Interspecific interactions between wild ungulates can occur in various forms, generally the two most evident modes of interaction in large herbivores are competition or facilitation (Latham, 1999) but generally negative interactions (*e.g.* competition) between ungulates occur when we are in the presence of non-native species, and therefore in the absence of a co-evolution (Ferretti and Mori, 2019).

In accord with the previous consideration our results about the association between activity pattern of roe deer and wild boar and the presence of other species, such as mouflon and red deer, show that roe deer was influenced by both species, while wild boar was influenced only by presence of mouflon. The influence of red deer on roe deer activity could be considered positive because roe deer increase its nocturnal activity, growing up the potential overlap with red deer, who had a mostly nocturnal and crepuscular activity (Table 1). On the other hands, mouflon, an allochthonous species in the study area (Lucchesi *et al.*, 2007) with a mostly diurnal and crepuscular activity (Table 1), causes a decreasing of diurnal activity in roe deer and wild boar.

Predation risk is an important factor that can influenced the activity pattern of prey species (Dias *et al.* 2018; Harmsen *et al.*, 2011; Caravaggi *et al.*, 2018); and changes the activity periods can be an anti-predator strategy. In this regard, our results obtained with a comparison

of activity of roe deer and wild boar and the presence of their main predator, Apennine grey wolf, suggest an influence of predator on its prey.

Temporal correlation between years before and after the arrival of wolves in the study area shows that both roe deer and wild boar changes their activity patterns. In the years preceding the stable presence of the wolf (2011-2013) the roe deer and wild boar have higher levels of nocturnal activity than after the arrival of the predator (2014-2018), and the decreasing of nocturnal activity probably is attributable to the highly nocturnal activity of wolf (Table 1) (Torretta *et al.*, 2017).

On the contrary of these results, the spatial correlation between sites with wolf and sites without the presence of wolf shows that roe deer and wild boar increasing partially its nocturnal activity where predator is present respect the sites where the wolf is not recorded by camera trap.

But the difference between the results of these two different correlations could be attributable to the different number of records used for the analyses of association.

The activity patterns of wild animals can be influenced by other factors, such as human disturbance (Ikeda *et al.*, 2015; Oberosler *et al.*, 2017), or physiological status (Pipia *et al.*, 2008), which we have not considered, but these factors may be cause to further change on activity patterns.

Therefore our results must be consider as preliminary, even if in accordance with previous researches. In conclusion we can says that an opportunistic camera trapping allowed hypotheses formulation and their verification, but for the opportunistic origin of data and the differences of records used in the analyses, the results obtained are not to be considered precise and definite.

Acknowledgements

We thank the Apuan Alps regional park rangers for providing us with the data collected in recent years. We are grateful to the two biologist, Lucchesi Marco and Fazzi Paola, and to the naturalist Petroni Luca for their help and their availability.

REFERENCES

- Bianchi R.D.C., Olifiers N., Gompper M.E., Mourão G., 2016. Niche partitioning among mesocarnivores in a Brazilian wetland. *PLoS One*, **11**: 1-17.
- Boitani L., Nonis D., Corsi F., 2018. Spatial and Activity Patterns of Wild Boars in Tuscany, Italy. *American Society of Mammalogists*, **75**: 600-612.
- Bridges A.S., Vaughan M.R., Klenzendorf S., 2004. Seasonal Variation in American Black Bear *Ursus americanus* Activity Patterns: Quantification Via Remote Photography. *Wildlife Biology*, **10**: 277-284.
- Bu H., Wang F., McShea W.J., Lu Z., Wang D., Li S., 2016. Spatial Co-occurrence and activity patterns of mesocarnivores in the temperate forests of Southwest China. *PLoS One*, **11**: 1-15.
- Caruso N., Valenzuela A.E.J., Burdett C.L., Luengos Vidal E.M., Birochio D., Casanave E.B., 2018. Summer habitat use and activity patterns of wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. *PLoS One*, **13**: 1-15.

- Caravaggi A., Gatta M., Vallely M.C., Hogg K., Freeman M., Fadaei E., et al., 2018. Seasonal and predator-prey effects on circadian activity of free-ranging mammals revealed by camera traps. *PeerJ*, **2018**: 1-27.
- Cruz P., Paviolo A., Bó R.F., Thompson J.J., Di Bitetti M.S., 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, **79**: 376-383.
- Di Bitetti M.S., Paviolo A., De Angelo C., 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, **270**: 153-163.
- De Matos Dias D., de Campos C.B., Guimarães Rodrigues F.H., 2018. Behavioural ecology in a predator-prey system. *Mammalian Biology*, **92**: 30-36.
- Ferrarini E., 1972. Carta della vegetazione delle Alpi Apuane e zone limitrofe. Note illustrative. *Webbia*, **27**: 551-582.
- Ferretti F., Mori E., 2019. Displacement interference between wild ungulate species: does it occur? *Ethology Ecology Evolution*, **00**: 1-14.
- Garbari F., Bedini G., 2006. The flora of the Apuan Alps (Tuscany, Italy): survey of biosystematic investigation. *Willdenowia*, **36**: 149-155.
- Georgii B., Schröder W., 1983. Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps. *Oecologia*, **58**: 238-248.
- Gerber B.D., Karpanty S.M., Randrianantenaina J., 2012. Activity patterns of carnivores in the rain forests of Madagascar: implications for species coexistence. *Journal of Mammalogy*, **93**: 667-676.
- Gómez H., Wallace R.B., Ayala G., Tejada R., 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**: 91-95.
- Hamel S., Killengreen S.T., Henden J.A., Eide N.E., Roed-Eriksen L., Ims R.A., et al., 2013. Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: Influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in Ecology and Evolution*, **4**: 105-113.
- Harmsen B.J., Foster R.J., Silver S.C., Ostro L.E.T., Doncaster C.P., 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*, **76**: 320-324.
- Ikeda T., Takahashi H., Yoshida T., Igota H., Matsuura Y., Takeshita K., et al., 2015. Seasonal Variation of Activity Pattern in Sika Deer (*Cervus nippon*) as Assessed by Camera Trap Survey. *Mammal Study*, **40**: 199-205.
- Jácomo A.T., Silveira L., Diniz-Filho J.A.F., 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology*, **262**: 99-106.
- Kamler J.F., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., 2007. Activity Patterns of Red Deer in Białowieża National Park, Poland. *Journal of Mammalogy*, **88**: 508-514.
- Latham J., 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: An overview. *Forest Ecology and Management*, **120**: 13-21.
- Lucchesi M., Viviani F., Speroni G., Raffaelli N., Bertola G.A., Cavalloni G., 2007. Preliminary study on mouflon (*Ovis aries*) population in the Apuan Alps. *V European Congress of Mammology*; Siena.
- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., McDonald T.E.W., 2002. *Resource selection by animals: Statistical Design and Analysis for field studies*. Netherlands Spring. 2nd ed.
- Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E., Tosi G., 2017. *Ungulati delle Alpi. Biologia Riconoscimento Gestione*. Nitida Oikos editore, Trento. 549 pp.
- O'Connell AF, Nichols JD, Ullas Karanth K., 2011. *Camera Traps in Animal Ecology Methods and Analyses*. Springer. 271 pp.
- Obersoler V., Groff C., Iemma A., Pedrini P., Rovero F., 2017. The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology*, **87**: 50-61.
- Ogurtsov S.S., Zheltukhin A.S., Kotlov I.P., 2018. Daily activity patterns of large and medium-sized mammals based on camera traps data in the central forest nature reserve, Valdai Upland, Russia. *Nature Conservation Research*, **3**: 68-88.
- Pagon N., Grignolio S., Pipia A., Bongi P., Bertolucci C., Apollonio M., 2013. Seasonal variation of activity patterns in roe deer in a temperate forested area. *Chronobiology International*, **30**: 772-785.
- Pipia A., Ciuti S., Grignolio S., Luchetti S., Madau R., Pipia A., Apollonio M., 2008. Influence of Sex, Season, Temperature and Reproductive Status on Daily Activity Patterns in Sardinian Mouflon (*Ovis orientalis musimon*). *Behaviour*, **145**: 1723-1745.
- Rovero F., Marshall A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, **46**: 1011-1017.
- Rovero F., Collett L., Ricci S., Martin E., Spitale D., 2013 (a). Distribution, occupancy, and habitat associations of the gray-faced sengi (*Rhynchocyon udzungwensis*) as revealed by camera traps. *Journal of Mammalogy*, **94**: 792-800.
- Rovero F., Zimmermann F., Berzi D., Meek P., 2013 (b). "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, **24**: 148-156.
- Rovero F., Zimmermann F., 2016. *Camera trapping for Wildlife Research*. Pelagic Publishing, Exeter, UK. 293 pp.
- Russo L., Massei G., Genov P.V., 1997. Daily home range and activity of wild boar in a Mediterranean area free from hunting. *Ethology Ecology Evolution*, **9**: 287-294.
- Stein A.B., Fuller T.K., Marker L.L., 2008. Opportunistic use of camera traps to assess habitat-specific mammal and bird diversity in northcentral Namibia. *Biodiversity Conservation*, **17**: 3579-3587.
- Torretta E., Serafini M., Imbert C., Milanese P., Meriggi A., 2017. Wolves and wild ungulates in the Ligurian Alps (Western Italy): Prey selection and spatial-temporal interactions. *Mammalia*, **81**: 537-551.
- Van Schaik C.P., Griffiths M., 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. *Biotropica*, **28**: 105-112.

Mantenimento dei primati presso lo Zoo d'Abruzzo: considerazioni sulla gestione e sui criteri espositivi

Spartaco Gippoliti^{1*}, Michele Capasso^{1,2}, Aldo Corvini¹

¹ Zoo d'Abruzzo, Contrada Scalzino – Rocca San Giovanni (CH)

² Dipartimento di Medicina Veterinaria e Produzioni Animali, Università degli Studi di Napoli Federico II Napoli (NA)

* Referente per la corrispondenza: spartacolobus@hotmail.com

Pervenuto il 17.6.2020; accettato il 2.7.2020

Riassunto

La specificità della gestione delle specie esotiche nei giardini zoologici è aspetto scarsamente apprezzato al di fuori della ristretta cerchia di professionisti che vi hanno esperienza diretta. Nel presente contributo si offre un resoconto circa l'evoluzione dei criteri espositivi che hanno interessato le due specie di Primati mantenuti nello Zoo d'Abruzzo, *Lemur catta* e *Macaca fuscata* nel periodo 2014-2020. Inoltre, vengono descritte le principali problematiche sanitarie incontrate, anche legate alla gestione demografica che si pianifica sulla base delle decisioni dei coordinatori internazionali dei programmi di riproduzione o delle risorse disponibili, e si evidenzia la necessità di un approccio interdisciplinare inevitabile per soddisfare pienamente il mandato culturale di un giardino zoologico, cioè l'educazione del pubblico, la partecipazione a progetti di conservazione sia 'ex situ' che 'in situ' e l'approfondimento delle conoscenze scientifiche nel campo della biologia animale e della conservazione.

PAROLE CHIAVE: *Macaca fuscata* / *Lemur catta* / giardino zoologico / benessere animale / progettazione

Management of primates at the Zoo d'Abruzzo: considerations on management and exhibition criteria

Relatively little has been published in Italy regarding the specific issues linked to the management of exotic species in zoological gardens. In the present paper, a synthesis of the evolution of exhibit design and management of the two primate species held in the Zoo d'Abruzzo in the period 2014-2020 is presented. Sanitary management is also discussed at the light of demographic issues, such as birth control, and it is highlighted the needs of an interdisciplinary approach to fully satisfy cultural duties of a zoological garden in the sector of public education, conservation and research.

KEY WORDS: *Macaca fuscata* / *Lemur catta* / zoological gardens / animal welfare / planning

INTRODUZIONE

Lo Zoo d'Abruzzo (Contrada Scalzino – Rocca San Giovanni, provincia di Chieti) è sorto nel 2007 come una semplice raccolta di animali esotici di proprietà della famiglia Bellucci. Nel 2014 sono iniziate le procedure per ottenere la Licenza Zoo (DL 73/2005) che si sono concluse positivamente nel 2019. Durante questo periodo, innumerevoli sono state le opere compiute per adeguare le strutture che ospitano gli animali e l'intero zoo ai compiti riconosciuti dalla normativa europea (cfr. Commissione Europea, 2015): educazione alla conservazione, partecipazione a programmi

di riproduzione internazionali, ricerca e condivisione dei risultati. Nel caso specifico, trattandosi di uno zoo di piccole dimensioni a gestione privata, da subito l'enfasi è stata posta nel massimizzare le opportunità educative offerte dalle nuove strutture espositive che si andavano realizzando senza tralasciare, anzi incrementando, le motivazioni ricreative e turistiche che consentono allo zoo di rimanere vitale dal punto di vista economico.

Il mantenimento e la gestione dei Primati nei giardini zoologici offre particolari sfide allo staff di uno zoo.

La vicinanza filogenetica con la nostra specie (con l'attenzione sanitaria particolare che ne consegue), le elevate caratteristiche psichiche e cognitive, l'elevato grado di socialità –ma anche la presenza di sistemi sociali molto diversi tra specie e specie, la loro forza fisica e agilità– ne rende particolarmente complicata la scelta di progettazione specialmente in un'ottica di ottimizzazione del valore culturale dello zoo e di ottenimento di adeguati livelli di benessere degli animali (Associazione Primatologica Italiana, 1993; Gippoliti e Speranza, 2005). Sebbene i Primati rappresentino uno dei gruppi maggiormente ospitati nei giardini zoologici italiani, dove sono oggetto anche di importanti progetti di ricerca comportamentale (cfr. Schino e Marini, 2012; Spiezio *et al.*, 2017), ben poco è stato scritto sui criteri espositivi adottati, sulle problematiche gestionali incontrate e sui risultati ottenuti in termini di benessere degli animali e ricadute sul pubblico. Ovviamente, nel caso dello Zoo d'Abruzzo, non sono state tralasciate occasioni per partecipare a ricerche che hanno anche una ricaduta positiva nella gestione *ex situ* delle specie in questione (Capasso *et al.*, 2019).

LE SPECIE

All'inizio del 2014 lo Zoo d'Abruzzo ospitava due specie di Primati: due maschi di lemure dalla coda ad anelli (*Lemur catta* Linnaeus, 1765; Lemuridae) e due giovani maschi di macaco del Giappone (*Macaca fuscata* (Gray, 1870); Cercopithecidae). La prima specie, del sottordine Strepserrhini (cioè dal naso ricurvo, in riferimento alla principale caratteristica che distingue le prosimie dal sottordine degli Haplorrhini –scimmie– che hanno invece il naso appuntito) riveste un indubbio valore conservazionistico, trattandosi dell'unica specie del genere *Lemur* adattata alle foreste semi-aride del Madagascar meridionale e considerata EN (in pericolo) dalla IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura).

Il lemure dalla coda ad anelli, vive in



Fig. 1. Isole dei lemuri, aprile 2016. In primo piano è l'isola maggiore; sullo sfondo il ricovero interno (foto Gippoliti).

comunità dove le femmine svolgono un ruolo dominante, ma non sono rari i casi di infanticidio nei confronti dei piccoli e l'allontanamento di adulti a seguito di aggressioni che possono anche condurre alla morte degli individui aggrediti (Kittler e Dietzel, 2016).

Il macaco del Giappone, scimmia del Vecchio Mondo, appartiene ad una specie ancora comune ma, in virtù della sua adattabilità al clima temperato, si è considerato utile mantenere la specie nel 'piano della collezione', principalmente a scopo educativo. La specie esibisce una riproduzione strettamente stagionale proprio come risposta alle particolari condizioni climatiche del suo areale di distribuzione (Fooden e Aimi, 2005).

Gli animali erano ospitati rispettivamente in due isolotti artificiali al centro di un bacino artificiale (i lemuri) e in una gabbia (10 x 8 x 3,50 di altezza) con pavimentazione in cemento, dotata di ricovero interno (i macachi).

Isole dei lemuri

Nell'inverno del 2015 venivano ampliate le due isole dei lemuri (58 e 22 mq rispettivamente) –collegate tra loro da un tronco d'albero orizzontale– creando *ex novo* aree in terreno naturale dove venivano poste a dimora piante di yucca e *Phormium*. Veniva inoltre realizzata sulla sponda la struttura in legno per il ricovero degli animali, collegata ad un'isola da un altro tronco orizzontale (Fig. 1).

La struttura, dotata di lampade a raggi infrarossi per i mesi invernali, include due ricoveri separati (3 x 2 x 2 di altezza ognuno) per consentire l'eventuale graduale introduzione di nuovi individui o la separazione di un individuo, se necessario per ragioni sanitarie. Nel febbraio 2016 lo Zoo riceveva due femmine da Zoom Torino tramite il coordinatore EEP della specie (molte specie in pericolo sono oggetto di programmi di gestione internazionali che in Europa si chiamano appunto EEP – European Endangered Species Programs). Per evitare nascite, i maschi venivano trattati



Fig. 2. Il piccolo di lemure nato il 16 giugno 2016 (foto Gippoliti).

con inibitore del rilascio di GnRH prima della unione con le due femmine. Il 16 giugno si registrava la nascita di un piccolo –concepito prima dell'arrivo in Abruzzo– che veniva allevato senza problemi dalla madre (Fig. 2).

A poche settimane di vita (peso 175 g) il piccolo era però oggetto di una seria aggressione da parte di uno dei maschi che obbligava lo staff alla separazione della piccola femmina, battezzata 'Hope', per allevarla artificialmente. Prestate le prime cure veterinarie e stabilizzato clinicamente il soggetto, sono state effettuate indagini collaterali (esame emocromocitometrico e biochimico, RX ed Ecografia), riscontrando una lesione a livello spinale che ne impediva la normale locomozione e alcune funzioni organiche (urinazione e defecazione spontanee); impostata la terapia, con il passare del tempo si sono ripristinate le grandi funzioni organiche, mentre il deficit di locomozione rimane, non pregiudicando più di tanto la normale vita del soggetto. Infatti, Hope è stata reintrodotta nel gruppo sociale nell'aprile 2017, dove ha assunto un ruolo di leader malgrado la menomazione fisica subita alla funzionalità degli arti posteriori. Da allora il gruppo è rimasto stabile e rappresenta una delle maggiori attrattive dello zoo. A seguito dell'aggressione, per evitare altri episodi simili e per impedire riproduzioni ulteriori come raccomandato dal coordinatore europeo, nell'inverno 2016 si è provveduto alla sterilizzazione chirurgica dei maschi.

I lemuri mostrano di temere il caldo estivo e fanno pieno uso della possibilità di ripararsi nei ricoveri



Fig. 3. Una delle femmine di lemure catta mentre esibisce le sue capacità di salto (foto Gippoliti).

interni durante le ore più calde della giornata. Purtroppo, alcuni giovani alberi piantati nell'isola non sono sopravvissuti alle attenzioni dei lemuri, che giungono a roscchiare anche le foglie delle yucche. Per questo si cerca di integrare la dieta con l'aggiunta di fronde di diverse specie a seconda della stagione (*Quercus* sp., *Ulmus* sp., *Ligustrum* sp.). Malgrado questa specie venga considerata il lemure dalle abitudini più terrore, abbiamo notato che gli animali, specialmente nelle ore meno calde, apprezzano muoversi agilmente tra le strutture sopraelevate messe a disposizione, spesso sfoggiando dei veri e propri salti orizzontali e verticali (Fig. 3) che sono tipici di altri generi di lemuri (*Hapalemur*, *Propithecus*) caratterizzati anch'essi da una maggiore lunghezza degli arti posteriori.

I macachi nel bosco

Più tempo è stato richiesto per l'identificazione del luogo e la realizzazione di una nuova area per i macachi del Giappone. Pertanto, sino alla primavera del 2020, i nostri due maschi sono rimasti nella vecchia struttura (Fig. 4) che è stata arricchita convenientemente con la creazione di una zona soffice in cui il cemento è stato coperto da cortecce di legno (Anderson e Chamove, 1984), da una vasca dell'acqua provvisoria, pali orizzontali e rami con foglie. Ciò al duplice fine di aumentare i tempi di foraggiamento (spargendo semi e mangimi tra le cortecce) e di facilitare il reciproco allontanamento dei due maschi, evitando così aggressioni e stati di stress eccessivi, in particolare nella stagione riproduttiva invernale.

Nell'inverno del 2020 è stata finalmente realizzata la nuova struttura, localizzata nell'area del bosco di recente acquisizione da parte dello zoo (Fig. 5). La struttura esterna interamente rivestita di rete, ad eccezione di una vetrata per i visitatori, copre un'area di circa 200 m² con una altezza massima di 5,50 e minima di 5 m. Lateralmente alla vetrata si trova il settore dei due ricoveri, intercomunicanti tramite porte a ghigliottina. L'area esterna si sviluppa intorno al tronco di una quercia di considerevoli dimensioni ed è completamente su terreno naturale. Cespugli di bambù e *Pyracantha* sono stati inseriti sia all'interno della 'exhibit' che all'esterno. Infatti si è tentato di realizzare una struttura che limitasse al massimo la sensazione di confinamento, enfatizzando invece la coerenza tra l'habitat esterno e quello presente all'interno della struttura espositiva. L'obiettivo è infatti di incentrare l'attenzione sul perfetto adattamento dei macachi alle foreste temperate del Vecchio Mondo, limitando il più possibile l'uso di elementi artificiali. È interessante notare che specialmente il bambù è stato oggetto di grande interesse alimentare da parte dei macachi, ma confidiamo che le piante possano comunque sopravvivere.



Fig. 4. La vecchia struttura dei macachi del Giappone durante la nevicata dell'inverno 2016 (foto R. Bellucci).

DISCUSSIONE

I giardini zoologici in Italia rappresentano strutture complesse, generalmente prive di sostegno pubblico, in cui devono operare professionisti con differenti background ma in grado di integrare tanti e a volte conflittuali obiettivi (vitalità economica, aspettative del pubblico, benessere degli animali, partecipazione a programmi internazionali di riproduzione, finalità educative ecc.) (Robovský *et al.*, 2020). Nel caso dello Zoo d'Abruzzo, si è cercato di utilizzare le risorse a disposizione per creare degli spazi che, oltre a rispondere alle esigenze estetiche dei visitatori, fossero in grado di rispondere adeguatamente ai bisogni comportamentali delle due specie di primati. In tal modo la spontanea espressione dei comportamenti specie-specifici incrementa la capacità dei visitatori di recepire i messaggi informali, in accordo con la missione dello zoo (Gippoliti, 2006). Non bisogna dimenticare infatti che gli zoo rappresentano tipiche istituzioni di educazione scientifica informale, cioè extrascolastiche (Randler *et al.*, 2012) e che, oltre alle visite guidate, agli incontri con lo staff e la cartellonistica, ogni animale, il suo comportamento e il contesto in cui vive inviano delle sensazioni che entreranno poi nel bagaglio esperienziale del visitatore, in particolare dei più giovani.

Uno degli aspetti cruciali, relativamente facile da soddisfare nel caso dei Primati, è quello di fornire una conoscenza di base del sistema sociale della specie su cui si sta lavorando, favorito dalla ricca messe di dati disponibile sia su primati in natura che in cattività. Altro aspetto che ha guidato la nostra azione negli anni è quello dell'attenzione a quei fattori ambientali che sono funzionalmente rilevanti per le singole specie (Newberry, 1995). Secondo questa visione, se una specie è adattata a ricercare grani, insetti e fiori sul suolo della foresta, la disponibilità di una ampia superficie eterogenea, parzialmente erbosa, dove possano trovarsi



Fig. 5. I macachi nella nuova struttura visti dalla vetrata dei visitatori (foto Gippoliti).

occasionalmente invertebrati e in cui sia facile nascondere semi e mangimi rappresenta la scelta più efficace per soddisfare le esigenze comportamentali, frutto di una lunga storia evolutiva, e quindi garantire un buon livello di benessere agli animali.

Questo approccio si sposa perfettamente con la missione culturale dei giardini zoologici che devono enfatizzare le caratteristiche socio-ecologiche delle diverse specie attraverso una idonea progettazione delle exhibit (Gippoliti, 2014). Considerato che specie anche assai vicine –al punto di essere considerate sottospecie sino a pochi anni fa come nel caso di *Macaca nemestrina* Linnaeus, 1766 e *Macaca leonina* Blyth, 1863 (Gippoliti, 2001)– possono mostrare adattamenti anche morfologici che li porta ad utilizzare in maniera maggiore il terreno piuttosto che gli strati arborei, sarebbe sempre opportuno identificare chiaramente la specie che si intende ospitare prima di realizzare la struttura ostensiva.

È anche necessario enfatizzare come sia essenziale per lo zoo porsi degli obiettivi a lungo termine nella gestione delle singole specie. Nel caso di specie non minacciate, ad esempio, mantenere dei gruppi unisessuali (come nel caso dei macachi del Giappone) può rappresentare un utile compromesso che permette di non creare problemi di sovrappopolazione e di eventuali individui in sovrannumero nello zoo.

CONCLUSIONI

Anche i giardini zoologici medio-piccoli (la maggioranza di quelli presenti in Italia) possono beneficiare di un approccio a lungo-termine nella loro programmazione, sia attraverso un piano generale (*masterplan*) che mediante un piano della collezione (*collection plan*). Si potrebbe anzi dire che questa programmazione è il carattere distintivo dei giardini zoologici di oggi se confrontati con quelli del passato quando, non essendo

possibile programmare l'ingresso delle diverse specie che si rendevano disponibili in maniera opportunistica ed irregolare, si doveva per forza realizzare strutture genericamente adatte per le 'scimmie', i 'piccoli carnivori' o gli 'ungulati'. Non di meno la gestione dei gruppi sociali di primati ed altri mammiferi continua a richiedere un grande impegno e la collaborazione tra lo staff curatoriale ed il settore veterinario, ma sempre

deve necessariamente partire dalla conoscenza del sistema sociale della specie in questione.

Ringraziamenti

Si ringrazia il direttore Mario Bellucci e tutto lo staff dello zoo per l'impegno profuso nel continuo ammodernamento dello Zoo d'Abruzzo. Un anonimo revisore ha fornito utili indicazioni per la stesura finale del testo.

Bibliografia

- Anderson J.R., Chamove A.S., 1984. Allowing captive primates to forage. In: *Standards in animal management*. The Universities Federation for Animal Welfare: 253-256.
- Associazione Primatologica Italiana, 1993. Linee guida per il mantenimento e impiego dei primati non umani. *Rivista di Antropologia* **71**:315-35.
- Capasso M., Maurelli M.P., Ianniello D., Alves L.C., Amadesi A., Laricchiuta P., Silvestre P., Campolo M., Cringoli G., Rinaldi L., 2019. Use of Mini-FLOTAC and Fill-FLOTAC for rapidly diagnosing parasitic infections in zoo mammals. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, **28**(1): 168-171. Epub February 14, 2019. <https://dx.doi.org/10.1590/s1984-296120180087>
- Commissione Europea, 2015. *Direttiva UE sui giardini zoologici*. Documento sulle buone pratiche. Unione Europea, Lussemburgo.
- Fooden J., Aimi M., 2005. Systematic review of Japanese macaques *Macaca fuscata* (Gray, 1870). *Fieldiana Zoology NS*, **104**: 1-200.
- Gippoliti S., 2001. Notes on the taxonomy of *Macaca nemestrina leonina* Blyth, 1863 (Primates: Cercopithecidae). *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, **12** (1): 51-54.
- Gippoliti S., 2006. Applied primatology in zoos: history and prospects in the field of wildlife conservation, public awareness and animal welfare. *Primate Report*, **73**: 57-71.
- Gippoliti S., 2014. Animali esotici negli zoo e valutazione del loro benessere: un approccio olistico. *Biologia Ambientale*, **28**: 57-64.
- Gippoliti S., Speranza L., 2005. Incrementare la rilevanza biologica e di conservazione degli zoo: evoluzione dei criteri espositivi e gestione dei primati. *Museologia Scientifica*, **20**: 159-174.
- Kittler K., Dietzel S., 2016. Female infanticide and female-directed lethal targeted aggression in a group of ring-tailed lemurs (*Lemur catta*). *Primate Biology*, **3**: 41-46.
- Newberry R.C., 1995. Environmental enrichment: increasing the biological relevance of captive environments. *Applied Animal Behavior Science*, **44**: 229-243.
- Randler C., Kummer B., Wilhelm C., 2012. Adolescent Learning in the Zoo: Embedding a Non-Formal Learning Environment to Teach Formal Aspects of Vertebrate Biology. *Journal of Science Education and Technology*, **21**: 384-391.
- Robovský J., Melichar L., Gippoliti S., 2020. Zoos and conservation in the Anthropocene: opportunities and problematic issues. In: Angelici F.M, Rossi L. (eds) *Problematic wildlife II. New conservation and management challenges in the human-wildlife interactions*. Springer International, Cham pp. 451-484.
- Schino G., Marini C., 2012. Self-Protective Function of Post-Conflict Bystander Affiliation in Mandrills. *PLoS ONE*, **7** (6): e38936. doi:10.1371/journal.pone.0038936
- Spiezio C., Scala C., Vaglio S., Regaiolli B., 2017. Does positive reinforcement training affect the behaviour and welfare of zoo animals? The case of the ring-tailed lemur (*Lemur catta*). *Applied Animal Behavior Science*, **196**: 91-99.

Diversità delle diatomee bentoniche del lago Trasimeno e valutazione dello stato trofico lacustre

Valentina Della Bella¹, Gaia Crisantemi², Antonia Concetta Elia²

¹ Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Regione Umbria, Via Carlo Alberto dalla Chiesa, 32 – 05100 Terni

² Dipartimento di Chimica, Biologia, e Biotecnologie, Università degli Studi di Perugia, via Elce di Sotto – 06123, Perugia

Referente per la corrispondenza: v.dellabella@arpa.umbria.it

Pervenuto il 26.6.2020; accettato il 23.9.2020

Riassunto

È stato effettuato uno studio sulla composizione e struttura della comunità delle diatomee bentoniche, epilittiche ed epifittiche, del lago Trasimeno con le finalità di: 1) valutare la diversità biologica in relazione alla comunità esaminata; 2) valutare lo stato trofico attraverso l'applicazione dell'indice EPI-L, basato sulle diatomee bentoniche lacustri; 3) contribuire all'implementazione delle metodologie di valutazione degli ecosistemi lacustri a livello nazionale, nell'ambito della collaborazione tra le ARPA/APPA, il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM). Con queste finalità sono state prelevate le diatomee in 5 stazioni rappresentative del lago. Il numero totale di taxa identificato è stato di 85 specie appartenenti a 26 generi. Il numero di specie in ogni stazione oscilla tra un minimo di 32 e un massimo di 46. La stazione in cui è stato reperito il maggior numero di specie è situata nell'area protetta Oasi La Valle. La specie più abbondante e frequente è *Encyonema caespitosum*, seguita da *Epithemia sorex*, *Staurosira grigorzkyi*, *Pseudostaurosira brevistriata* e *Mastogloia smithii*. È stata inoltre confermata la presenza della specie esotica *Reimeria uniseriata*. Dall'applicazione dell'Indice EPI-L il lago è stato classificato nella Classe di Qualità Ecologica "Sufficiente" (sebbene soltanto in una stazione la percentuale delle specie utilizzate sia stata superiore al 70%, come previsto dal metodo). La classificazione trofica è concorde con la classificazione ecologica adottata da ARPA UMBRIA, basata su un giudizio associato sia alla comunità fitoplanctonica sia agli elementi chimico-fisici di base. Lo studio ha contribuito alla conoscenza in modo specifico delle comunità diatomiche bentoniche lacustri attualmente presenti nel lago Trasimeno e all'implementazione della metodologia di valutazione degli ecosistemi lacustri a livello nazionale, soprattutto per quanto riguarda la lista delle specie di riferimento utilizzata per il calcolo dell'indice EPI-L, ancora in fase di aggiornamento.

PAROLE CHIAVE: Biomonitoraggio / Indice EPI-L / laghi poco profondi / alghe Bacillariophyceae / Direttiva Quadro sulle Acque

Benthic diatom diversity of Lake Trasimeno: diatom community analysis and their use for the lake trophic status

A study was carried out on the composition and structure of the community of the benthic, epilithic and epiphytic diatoms of Lake Trasimeno, representative of the Mediterranean eco-region with the aim of 1) to assess the biological diversity of this environment in relation to the community biotic examined; 2) to assess the trophic status of lake through the application of the EPI-L index, based on the lake benthic diatoms; 3) to contribute to the implementation of lake ecosystem assessment methods at the national level, in the context of collaboration between the ARPA/APPA, the CNR and the Ministry of the Environment, Land and Sea Protection (MATTM). Diatoms were sampled from 5 representative stations of lake. The total number of taxa identified was 85 species belonging to 26 genera. The number of species in each station ranges from a minimum of 32 to a maximum of 46. The station with the greatest number of species is located in the protected area of the Oasis La Valle. The most abundant and frequent species is *Encyonema caespitosum*, followed by *Epithemia sorex*, *Staurosira grigorzkyi*, *Pseudostaurosira brevistriata* and *Mastogloia smithii*. The presence of the exotic species *Reimeria uniseriata* has also been confirmed. The application of the EPI-L Index classified the lake in the "Sufficient" Ecological Quality Class (although only in one station the percentage of species used was greater than 70%, as required by the method). This trophic classification agrees with the institutional ecological classification of ARPA UMBRIA, based on a judgment associated with both the phytoplankton community and the basic chemical-physical elements. This study contributed to the specific knowledge of the diatomic benthic lake communities of Trasimeno and to implementation of the assessment methodology of lake ecosystems at national level, especially regarding the reference list used for the calculation of the EPI-L index, still being updated.

KEY WORDS: Biomonitoring / EPI-L Index / shallow lake / algae Bacillariophyceae / Water Framework Directive

INTRODUZIONE

L'importanza della biodiversità è riconosciuta a livello globale per il suo ruolo chiave nel mantenimento dei servizi ecosistemici. Le diatomee (Bacillariophyta) costituiscono uno dei gruppi più diversificati, come numero di specie, ed ecologicamente importanti del fitoplancton. Hanno un fondamentale ruolo nei cicli biogeochimici e forniscono il 20-25% del carbonio fissato e dell'ossigeno atmosferico a livello globale. Rappresentano anche una delle principali componenti del fitobenthos, ritrovandosi nei diversi ambienti con generi e specie differenti a seconda delle caratteristiche chimico-fisiche, idrologiche e geografiche. Le diatomee, come produttori primari, si trovano alla base della rete trofica, e risultano molto sensibili alle variazioni dei parametri chimici e fisici delle acque, fornendo utili informazioni sullo stato del primo livello della catena trofica nell'ecosistema.

L'efficacia delle diatomee come bioindicatori è confermata dall'ampio utilizzo nella valutazione della qualità delle acque continentali. Sono utilizzate per la valutazione ambientale già dall'inizio del XX secolo, in quanto rispondono alle alterazioni delle condizioni ambientali modificando la composizione tassonomica e l'abbondanza delle specie della comunità. Alcune specie mostrano una ampia valenza ecologica, molte altre sono invece estremamente esigenti e non tollerano grandi variazioni di alcuni parametri come la salinità, i nutrienti, il pH e la sostanza organica (Della Bella *et al.*, 2007).

L'efficienza delle diatomee bentoniche come bioindicatori dipende molto dalla loro esatta identificazione e dalla corretta applicazione dell'indice diatamico utilizzato. A partire dagli anni '70 sono stati sviluppati molti metodi di valutazione per gli ecosistemi fluviali utili a quantificare diversi tipi di perturbazioni ambientali in ragione del breve ciclo vitale delle diatomee e quindi della capacità di questi organismi di ricostruire nuove biocenosi anche in poche settimane (Szulc e Szulc, 2013). Pertanto sono state considerate indicatori biologici, come riportato nella Direttiva Quadro sulle Acque (WFD 2000/60) (Stauber *et al.*, 1988). Le diatomee con il fitobenthos rappresentano uno degli elementi di qualità biologica per valutare lo Stato Ecologico dei corpi idrici, come riportato a livello legislativo nella WFD/60/2000/EC (Commissione Europea, 2000; Schaumburg *et al.*, 2004).

L'individuazione di un sistema di valutazione a livello nazionale che rispetti le richieste europee è quindi fondamentale e necessaria per la classificazione dello stato ecologico lacustre. Questo aspetto è parte integrante dell'attività di implementazione della Direttiva Quadro Acque a livello nazionale ed europeo. Per questo motivo sono stati sviluppati molti indici biotici basati sulle diatomee, anche in ambiente

lacustre. A livello nazionale è stato elaborato dal CNR in collaborazione con numerose Agenzie Regionali e Provinciali di Protezione Ambientale (ARPA/APPA), un "Indice per la valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifittiche ed epilittiche (EPI-L)". Tuttavia ad oggi la sua applicazione non è ancora stata recepita a livello nazionale in un Decreto Ministeriale.

Con il presente lavoro è stato effettuato uno studio sulla composizione e struttura della comunità delle diatomee bentoniche, epilittiche ed epifittiche, del Lago Trasimeno, rappresentativo della eco-regione mediterranea, con la finalità di: 1) valutare la diversità biologica di tale ambiente in relazione alla comunità biotica esaminata; 2) valutare lo stato trofico del lago attraverso l'applicazione dell'indice EPI-L, basato sulle diatomee bentoniche lacustri; 3) contribuire all'implementazione delle metodologie di valutazione degli ecosistemi lacustri a livello nazionale, nell'ambito della collaborazione tra le ARPA/APPA, il CNR e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM).

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il lago Trasimeno è il quarto lago italiano per estensione (124 km²), con un diametro di circa 11 km e un perimetro di circa 53 km, è il più esteso dei laghi dell'Italia centrale e meridionale. È di origine tettonica, poco profondo (profondità massima 6 m), con un'altitudine media di 257 m s.l.m. e con tre piccole isole: Polvese, Maggiore e Minore.

Il lago è chiuso, senza uno sbocco naturale e con piccoli corsi d'acqua che alimentano il bacino idrico, presenta una zona neritica molto estesa e può essere definito lago piatto o laminare o *shallow lake*; di conseguenza, la temperatura dell'acqua risente particolarmente sia della temperatura dell'aria che dell'irraggiamento solare, rendendo il lago fortemente soggetto all'evaporazione. La forte dipendenza dei livelli lacustri dalle condizioni meteo-climatiche fa del lago un sistema molto fragile, in particolare nell'attuale scenario del cambiamento climatico, soprattutto in una fase climatica caldo/secca, come quella che sta attraversando negli ultimi anni (Ludovisi *et al.*, 2013; 2014).

L'ecosistema lacustre è anche un'area di eccezionale valore per ricchezza di flora e fauna (Martinelli, 2011), incluso in un Parco Naturale Regionale e in due siti Natura 2000 (IT5210018 e IT5210070). Le principali pressioni antropogeniche sono legate all'agricoltura e alle pratiche zootecniche, al turismo e alle attività ricreative.

Le acque del lago presentano una composizione di base di tipo "clorurato-sodica", essendo presenti con-

centrazioni di sodio e cloro maggiori rispetto agli altri ioni e complessivamente presenta una elevata salinità, superiore a quella di altri laghi italiani (Giovanardi *et al.*, 1995). A causa della scarsa profondità media del lago, i parametri chimico-fisici delle acque sono soggetti a marcate variazioni stagionali. In particolare, il pH, che presenta valori mediamente di 8-8,5, mostra dei minimi invernali e dei massimi estivi (fino a 10), legati sia alle variazioni stagionali di temperatura delle acque che alla produttività della vegetazione macrofittica sommersa (Tiberi *et al.*, 1971). Sulla base delle medie dei parametri clorofilla *a* e P totale, il Trasimeno può essere definito da mesotrofico a eutrofico, subendo un progressivo processo di eutrofizzazione e impoverimento delle biocenosi acquatiche, segnalato da mutamenti nelle comunità planctoniche, macrobentoniche, macrofittiche ed ittiche. I fenomeni, tuttora in atto, sembrano provocati dalle oscillazioni del livello idrico, dal progressivo aumento di carichi inquinanti e dall'introduzione di specie aliene invasive (Della Bella, 2019).

Analisi delle comunità diatomiche

Raccolta e trattamento dei campioni, osservazione e conteggio delle specie

Le diatomee bentoniche sono state campionate nell'agosto 2016 in 4 stazioni: Tuoro, Castiglione del Lago, Panicarola e Monte del Lago, rappresentative dei 4 quadranti del lago, e in una quinta stazione nella porzione sud-est del lago, nell'area protetta Oasi La Valle, selezionata per la sua importanza per la conservazione della biodiversità lacustre (Fig. 1, Tab. I).

Il campione di diatomee è stato raccolto seguendo la metodica riportata nelle Linee Guida ISPRA (Buzzi *et al.*, 2014). Le diatomee epilittiche sono state pre-



Fig. 1. Mappa delle stazioni di campionamento sul lago Trasimeno (in rosso le stazioni dove sono state prelevate le diatomee epilittiche, in bianco quelle epifittiche, sul canneto).

levate su ciottoli di diametro non inferiore ai 6 cm, raschiando con uno spazzolino a setole rigide complessivamente circa 100 cm² di patina mucillaginosa sulla superficie di 5 pietre scelte in maniera casuale all'interno della stazione considerata. Le diatomee epifittiche sono state prelevate raschiando la superficie sommersa di almeno 5 steli di macrofite emergenti (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) scelti casualmente nell'area di campionamento, raggiunta con una barca. Successivamente, in laboratorio i campioni sono stati trattati sotto cappa con perossido di idrogeno a caldo e i frustuli ben puliti sono stati montati su vetrini permanenti con resina ad elevato indice di rifrazione (Naphrax®).

Per l'osservazione dei vetrini è stato utilizzato un microscopio ottico a 1000 ingrandimenti ad immersione collegato ad un sistema digitale di analisi di immagine. In ciascun vetrino sono state contate 400 valve, come indicato riportata nelle Linee Guida ISPRA (Buzzi *et al.*, 2014). Attraverso l'utilizzo di un software sono state effettuate misure ed acquisite immagini per l'analisi della morfologia dei frustuli e l'identificazione delle specie. Le diatomee sono state identificate utilizzando principalmente le guide tassonomiche di Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000), Lange-Bertalot (2001), Hofmann *et al.* (2011), Bey e Ector (2013), Falasco *et al.* (2013), Cantonati *et al.* (2017). La nomenclatura impiegata è in accordo con il catalogo delle diatomee presente nel sito curato dall'Institute for Biodiversity Science and Sustainability della California Academy of Sciences (<http://researcharchive.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp>).

I campioni sono stati osservati anche al microscopio elettronico a scansione (SEM; Nikon Jeol NeoScope JCM-7000 SEM) per la conferma dell'identificazione di alcune specie. I frustuli puliti disidratati sono stati fatti aderire ad un nastro adesivo in carbonio e posti su degli *stub* porta-campioni e metallizzati per 30 secondi con oro prima dell'osservazione al SEM.

Analisi dei dati

Calcolo dell'Indice EPI-L

Per la valutazione dello stato trofico del lago Trasimeno è stato utilizzato "l'Indice per la valutazione

Tab. I. Elenco delle stazioni di campionamento (X, Y = coordinate UTM ED50 fuso 33).

Cod.	Nome Stazioni	X	Y	substrato
1	Monte del Lago	269812	4781443	Ciottoli
2	Tuoro	262438	4785574	Ciottoli
3	Castiglione del Lago	260578	4773553	Ciottoli
4	Panicarola	264273	4774442	Ciottoli
5	Oasi La Valle	271099	4776582	Canneto

della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L)". Questo indice è stato sviluppato dal CNR, su incarico del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, con la collaborazione delle ARPA/APPA (Marchetto *et al.*, 2013) e ad oggi la sua applicazione non è ancora stata recepita a livello nazionale in un Decreto Ministeriale.

Il metodo sviluppato per le acque lacustri italiane utilizza la formula delle medie ponderate. Il peso trofico (p) e il valore indicatore (v) delle singole specie sono stati ricavati dall'insieme dei dati raccolti durante l'esercizio per il suo sviluppo, limitatamente alle specie che rappresentavano almeno l'1% del conteggio in 3 o più laghi e che raggiungevano una percentuale minima del 3% in almeno un lago, e sono riportati in una tabella di riferimento allegata al metodo. Il peso trofico di ciascuna specie è stato ottenuto come media ponderata della concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico utilizzando come pesi le abbondanze percentuali di quella specie in tutti i 119 campioni esaminati. Il valore indicatore a sua volta è stato ottenuto come media ponderata dei quadrati delle differenze tra la concentrazione media annua di fosforo totale epilimnetico e il peso trofico sopra definito, utilizzando gli stessi pesi. Per evitare che alcune specie assumessero valori indicatori eccessivi, tutti i valori superiori a 30 sono stati sostituiti con un valore indicatore di 30.

In questo studio, l'Indice EPI-L è stato calcolato per ogni stazione del lago a partire dalle abbondanze relative percentuali (a) delle n specie presenti con la formula seguente:

$$EPI-L = 4 - 2 \frac{\sum_{i=1}^n a_i p_i v_i}{\sum_{i=1}^n a_i v_i}$$

dove: a = abbondanza relativa della specie i -esima; p = peso trofico; v = valore indicatore per le diatomee bentoniche lacustri.

La condizione per la sua applicazione è che almeno il 70% delle valve contate in ciascun campione appartenga ad una delle specie riportate nella tabella di riferimento del metodo.

Tab. II. Parametri chimico-fisici del lago Trasimeno.

Codice	Stazioni	pH	Torbidità (NTU)	Ossigeno disciolto (mg/L)	Conducibilità (μ S/cm)
1	Monte del Lago	8,57	52,3	7,6	1379
2	Tuoro	8,75	54,7	9,05	1429
3	Castiglione del Lago	8,67	49,7	10,26	1426
4	Panicarola	8,46	67,4	7,54	1459
5	Oasi La Valle	8,66	39,9	10,27	1422

RISULTATI

Caratterizzazione fisico-chimica e stato chimico del lago

La tabella II riporta i risultati delle analisi fisico-chimiche effettuate durante i campionamenti di agosto 2016; si evidenziano elevati valori di conducibilità (fino a 1459 μ S/cm) ed un pH leggermente alcalino (8,46 - 8,75).

Il grafico della figura 2 riporta gli andamenti delle concentrazioni e la media annua di fosforo totale nel lago Trasimeno nell'anno di studio.

In accordo ai limiti dei livelli di fosforo totale riportati nel D.M. 260/2010 (Tab. III), il lago Trasimeno (appartenente alla tipologia di macrotipo lacustre L4), risulta ricadere nella Classe "Sufficiente", con la concentrazione più elevata del Livello 3 (>20 μ g/l).

Le comunità diatomiche

Diversità, struttura e composizione delle comunità

Nell'ecosistema lacustre oggetto di questo studio sono state campionate in totale 5 stazioni. I campionamenti sono stati effettuati su diverse tipologie di substrati (ciottoli e canneto). Nel lago Trasimeno, in totale sono state identificate 85 specie di diatomee, appartenenti a 26 generi (Tab. IV e Tab. V). Il genere con il maggior numero di specie è *Nitzschia*, con un totale di 13 specie.

La tabella V riporta la lista completa delle specie e le abbondanze percentuali ritrovate nelle 5 stazioni di campionamento. In totale sono state conteggiate 2022

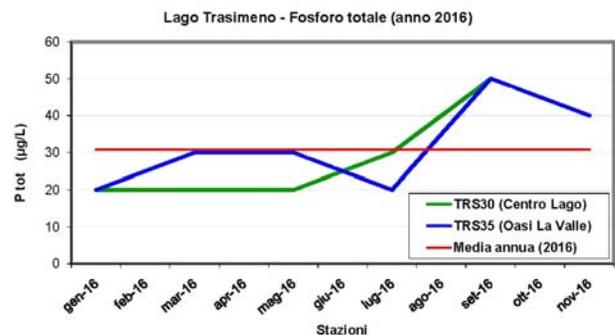


Fig. 2. Grafico delle concentrazioni di fosforo totale (Fonte dati: ARPA UMBRIA) nell'anno di studio.

valve di frustuli di diatomee.

Il numero di specie identificato è compreso tra un minimo di 32, nelle stazioni Tuoro e Panicarola, e un massimo di 46, nella stazione Oasi La Valle, che è un'area protetta.

Nella figura 3 sono state messe in relazione le percentuali di abbondanza delle specie e il numero di stazioni in cui sono state rilevate. Si riportano nel grafico (Fig. 3) le specie più abbondanti, con una percentuale di abbondanza superiore al 1%. La specie più abbondante ritrovata in tutte le stazioni esaminate è *Encyonema caespitosum* (26,1%) (Fig. 4a), seguita da *Epithemia sorex* (11,1%) (Fig. 4b), *Stausirosira grigorszkyi* (8,4%) (Fig. 5), *Pseudostaurosira brevistriata* (8,3%) e *Mastogloia smithii* (4,3%) (Fig. 4c in alto). Si è registrata la presenza anche della specie esotica *Reimeria uniseriata*.

Applicazione Indice EPI-L e valutazione stato trofico lacustre

Successivamente all'identificazione e conteggio degli individui, le comunità diatomiche dei campioni epilittici (1-4) sono state utilizzate per il calcolo dell'Indice EPI-L. Dall'applicazione dell'Indice EPI-L il lago Trasimeno è stato classificato nella Classe di Qualità

Tab. III. Individuazione dei livelli di fosforo totale (modificato da Tab. 4.2.2/a del DM 260/2010). L1: laghi con profondità massima maggiore di 125 m; L2: altri laghi con profondità media maggiore di 15 m; L3: altri laghi con profondità media minore di 15 m, non polimittici; L4: laghi polimittici; I1: invasi dell'ecoregione mediterranea con profondità media maggiore di 15 m; I2: invasi con profondità media maggiore di 15 m; I3: invasi con profondità media minore di 15 m, non polimittici; I4: invasi polimittici.

Valore di fosforo per macrotipi	Livello 1 Classe elevata	Livello 2 Classe buona	Livello 3 Classe sufficiente
Punteggio	5	4	3
L1, L2, I1, I2	≤ 8	≤ 15	> 15
L3, L4, I3, I4	≤ 12	≤ 20	> 20

Tab. IV. Numero di specie identificate per ciascun genere.

Genere	N. specie
<i>Nitzschia</i>	13
<i>Cymbella</i>	9
<i>Amphora</i>	8
<i>Fragilaria, Navicula</i>	7
<i>Encyonema, Gomphonema</i>	7
<i>Stausirosira, Cocconeis, Epithemia</i>	5
<i>Pseudostaurosira</i>	3
<i>Gyrosigma, Placoneis, Ulnaria</i>	2
<i>Achnanthisdium, Amphipleura, Bacillaria, Diploneis</i>	1
<i>Hippodonta, Mastogloia, Reimeria, Rhopalodia</i>	1
<i>Rhoicosphenia, Stausirosirella, Tryblionella, Tabularia</i>	1

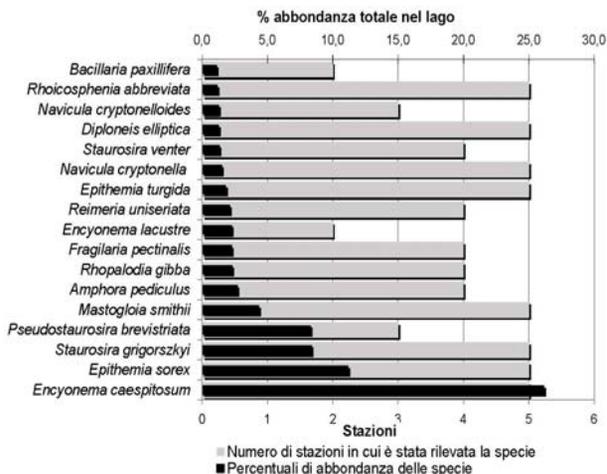


Fig. 3. Abbondanza percentuale totale delle specie nel lago Trasimeno (> 1%) e numero di stazioni in cui sono state rilevate.

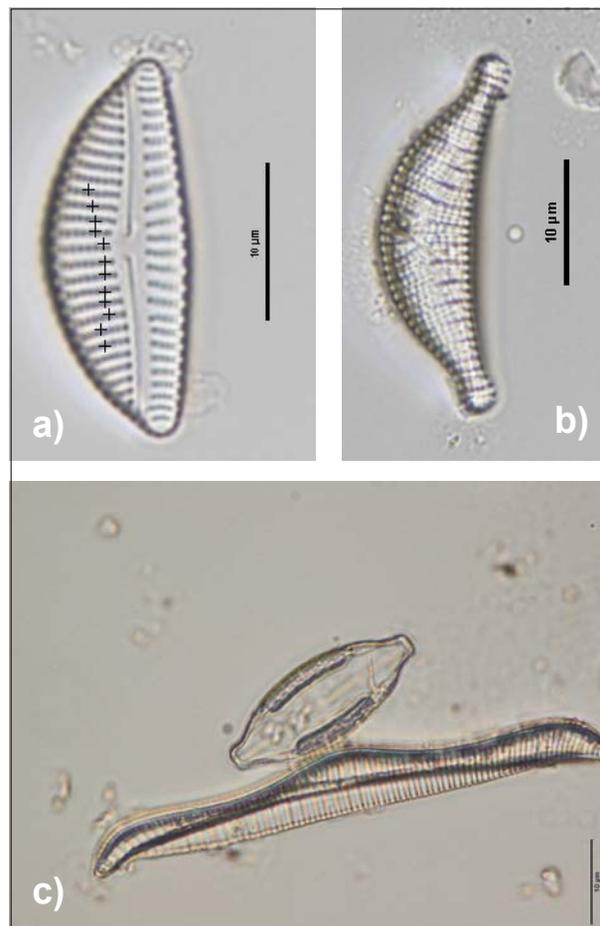


Fig. 4. Foto di alcune delle specie più abbondanti effettuate al microscopio ottico (100x ingrandimenti ad immersione): a) *Encyonema caespitosum*, b) *Epithemia sorex*, c) *Mastogloia smithii* (sopra) e *Rhopalodia gibba* (sotto). Il segmento indica la misura di 10 µ.

Tab. V. Abbondanze percentuali delle specie ritrovate nelle 5 stazioni di campionamento (in grassetto le specie più abbondanti).

Specie	Descrittore	1	2	3	4	5
		M. del Lago	Tuoro	C. del Lago	Panicarola	Oasi La Valle
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	(Kützing) Czarnecki	0,000	0,000	0,000	2,481	0,000
<i>Amphipleura</i> sp.	Kützing	0,000	0,000	0,000	0,248	0,000
<i>Amphora aequalis</i>	Krammer	0,739	1,244	0,000	0,000	0,000
<i>Amphora affinis</i>	Kützing	0,246	0,000	1,238	0,496	0,000
<i>Amphora copulata</i>	(Kützing) Schoeman et Archibald	0,246	0,000	0,495	0,000	0,000
<i>Amphora eximia</i>	J.R Carter	0,000	0,498	0,000	0,000	0,000
<i>Amphora inariensis</i>	Krammer	0,739	0,000	0,000	1,489	0,000
<i>Amphora indistincta</i>	Levkov	1,232	0,000	0,000	1,241	1,720
<i>Amphora ovalis</i>	(Kützing) Kützing	0,246	0,000	0,000	0,496	0,000
<i>Amphora pediculus</i>	(Kützing) Grunow	1,970	1,741	7,178	0,000	2,457
<i>Bacillaria paxillifera</i>	(O.F. Müller) Hendey	0,000	0,000	0,000	0,496	4,914
<i>Cocconeis euglypta</i>	Ehrenbergh	0,985	0,000	0,000	0,248	1,720
<i>Cocconeis euglyptoides</i>	(Geitler) Lange-Bertalot	0,000	0,000	0,000	0,000	0,983
<i>Cocconeis placentula</i>	Ehrenbergh	0,000	0,000	0,495	0,000	0,000
<i>Cymbella excisiformis</i>	Krammer	0,000	0,000	0,743	0,000	0,000
<i>Cymbella cymbiformis</i>	C. Agardh	0,000	0,000	0,000	0,744	0,000
<i>Cymbella lange-bertalotii</i>	Krammer	0,000	0,000	0,495	0,000	0,000
<i>Cymbella neocistula</i>	Krammer	0,493	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Cymbella neoleptoceros</i>	Krammer	2,217	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Cymbella parva</i>	(W. Smith) Kirchner	0,000	0,000	0,990	0,000	0,000
<i>Cymbella proxima</i>	Reimer	0,000	0,000	0,495	0,000	0,000
<i>Cymbella tumida</i>	(Brébisson) Van Heurck	0,739	0,000	0,000	1,241	0,737
<i>Cymbella vulgata</i>	Krammer	0,246	0,000	0,495	0,744	0,000
<i>Diploneis elliptica</i>	(Kützing)	0,739	2,488	1,238	0,993	0,737
<i>Encyonema caespitosum</i>	Kützing	54,680	29,851	24,257	14,888	6,880
<i>Encyonema lacustre</i>	(C. Agardh) Mills	0,000	0,000	10,149	0,000	0,983
<i>Encyonema neogratile</i>	Krammer	0,000	0,746	0,000	0,000	0,983
<i>Encyonema prostratum</i>	(Berkeley) Kützing	0,000	1,741	0,000	0,744	0,491
<i>Encyonema silesiacum</i>	(Bleisch) D. G. Mann	0,493	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Epithemia adnata</i>	(Kützing) Brébisson	0,000	0,000	0,495	0,496	0,000
<i>Epithemia sores</i>	Kützing	9,606	14,925	7,921	17,370	5,897
<i>Epithemia turgida</i>	(Ehrenberg) Kützing	0,246	4,975	0,743	0,744	2,211
<i>Fragilaria acidoclinata</i>	Lange-Bertalot et G. Hofmann	0,246	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Fragilaria capucina</i>	Desmazières	1,478	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Fragilaria pectinalis</i>	(O.F. Müller) Lyngbye	1,478	6,468	0,000	0,248	2,948
<i>Fragilaria pinnata</i>	Ehrenberg	0,739	0,000	0,743	0,000	0,000
<i>Fragilaria pararumpens</i>	Lange-Bertalot, G. Hofmann et Weum	0,493	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Fragilaria tenera</i>	(W. Smith) Lange-Bertalot	0,000	0,249	0,000	0,000	0,000
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	(Kützing) Petersen	0,000	0,000	0,990	0,000	0,000
<i>Gomphonema angustum</i>	C. Agardh	0,000	0,000	0,495	0,000	0,000
<i>Gomphonema italicum</i>	Kützing	0,000	0,000	0,000	0,000	0,983
<i>Gomphonema lagenula</i>	Kützing	1,232	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Gomphonema pumilum</i>	(Grunow) Reichardt et Lange-Bertalot	1,232	0,000	1,238	0,000	0,000
<i>Gomphonema subclavatum</i>	(Grunow) Grunow	0,000	0,000	0,743	0,000	0,000
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(Kützing) Rabenhorst	0,739	0,746	0,000	0,744	0,491
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	(Kützing) Rabenhorst	0,246	0,746	0,495	0,000	0,246
<i>Hippodonta capitata</i>	(Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski	0,246	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Hippodonta hungarica</i>	(Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski	0,493	0,000	0,000	0,248	0,000
<i>Mastogloia smithii</i>	Thwaites	4,680	4,478	6,683	3,970	1,720
<i>Navicula capitatoradiata</i>	Germain	0,493	1,244	0,000	0,248	0,246
<i>Navicula cryptotenella</i>	Lange-Bertalot	0,739	1,990	0,495	0,744	3,440
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	Lange-Bertalot	0,000	3,483	0,990	0,000	1,720
<i>Navicula antonii</i>	Lange-Bertalot	0,000	0,000	0,000	0,000	0,491

Specie	Descrittore	1	2	3	4	5
		M. del Lago	Tuoro	C. del Lago	Panicarola	Oasi La Valle
<i>Navicula veneta</i>	Kützing	0,000	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Navicula splendicula</i>	VanLandingham	0,000	0,498	0,743	0,000	0,000
<i>Navicula erifuga</i>	Lange-Bertalot	0,000	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Nitzschia heufleriana</i>	Grunow	0,493	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Nitzschia amphibia</i>	Grunow	0,000	0,000	0,000	0,248	0,246
<i>Nitzschia soratensis</i>	E.A. Morales & M.L. Vis	1,232	0,995	0,000	0,000	0,000
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	Lange-Bertalot	0,000	0,000	0,000	0,248	0,000
<i>Nitzschia capitellata</i>	Hustedt	0,000	0,000	0,000	0,000	0,246
<i>Nitzschia circumscuta</i>	(J.W. Bailey) Grunow	0,000	0,000	0,000	0,248	0,000
<i>Nitzschia dissipata</i>	(Kützing)Grunow	0,000	0,995	0,000	0,000	3,194
<i>Nitzschia lacuum</i>	Lange-Bertalot	0,000	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Nitzschia filiformis</i>	(W. Smith) Van Heurck	0,000	0,000	1,733	0,744	1,966
<i>Nitzschia fonticola</i>	Grunow	0,000	0,000	0,000	0,000	4,177
<i>Nitzschia frustulum</i>	(Kützing)Grunow	0,739	0,995	0,495	0,000	0,491
<i>Nitzschia gracilis</i>	Hantzsch	0,000	0,498	0,000	0,000	0,000
<i>Placoneis clementis</i>	(Grunow) Cox	0,000	0,000	0,743	0,000	0,000
<i>Placoneis elliptica</i>	(Hustedt) T. Ohtsuka	0,000	1,493	0,000	0,000	0,983
<i>Pseudostaurosira alvareziae</i>	Cejudo-Figueiras, E.A.Morales & Ector	0,000	0,000	0,000	0,000	0,983
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	(Grunow) Williams & Round	0,000	3,980	0,000	15,136	22,113
<i>Pseudostaurosira sp.</i>	Williams & Round	0,000	0,000	0,000	0,000	4,177
<i>Reimeria uniseriata</i>	Sala, Guerrero & Ferrario	2,956	2,488	3,713	1,241	0,000
<i>Rhopalodia gibba</i>	(Ehrenberg) O. Müller	0,000	1,990	6,188	2,233	0,983
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	(C. Agardh) Lange-Bertalot	0,246	1,244	0,990	0,248	2,948
<i>Staurosira construens</i>	Ehrenberg	0,000	1,493	1,238	0,496	0,737
<i>Staurosira grigorszkyi</i>	Ács, Morales & Ector	1,970	2,239	9,901	27,295	0,491
<i>Staurosira mutabilis</i>	(W. Smith) Grunow	0,000	0,000	0,743	0,000	0,737
<i>Staurosira venter</i>	(Ehrenberg) Grunow	0,000	1,493	1,485	0,496	2,948
<i>Staurosirella pinnata</i>	(Ehrenberg) Williams & Round	0,000	0,000	0,000	0,000	0,491
<i>Tryblionella levidensis</i>	W. Smith	0,000	1,741	0,000	0,000	0,000
<i>Tabularia fasciculata</i>	(Agardh) Williams & Round	0,000	0,249	0,000	0,000	0,491
<i>Ulnaria danica</i>	(Kützing) Compère & Bukhtiyarova	0,000	0,000	0,000	0,000	0,737
<i>Ulnaria ulna</i>	(Nitzsch) Compère	1,970	0,000	1,733	0,000	0,000
Numero di specie		38	32	36	32	46

Ecologica “Sufficiente” (Tab. VI). Per ottenere questo risultato è stato calcolato il Rapporto di Qualità Ecologica (RQE) medio, utilizzando il Valore di Riferimento per i laghi poco profondi (*shallow*) indicato nel Report Intercalibrazione a livello europeo (Kelly *et al.*, 2014) e qui riportato nella tabella VII. Soltanto nella stazione 2 “Monte del Lago” la percentuale delle specie utilizzate per il calcolo riportata nella tabella di riferimento del Report CNR-ISE (Marchetto *et al.*, 2013) è stata superiore al 70%.

DISCUSSIONE

Questo lavoro ha riguardato l’analisi delle comunità di diatomee bentoniche del lago Trasimeno e il loro utilizzo per la valutazione dello stato trofico lacustre.

Per quanto riguarda le caratteristiche chimico-fisiche delle acque è stato possibile osservare come il pH (8,46 - 8,75) registrato nel 2016 sia una conferma di un lago leggermente alcalino. Un altro parametro importante che

caratterizza il lago Trasimeno è l’elevata conducibilità con un valore massimo di 1459 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) rilevato durante l’anno di studio. Per quanto riguarda le caratteristiche trofiche delle acque, possiamo vedere l’andamento del fosforo totale nel 2016, con un valore medio annuale superiore ai 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ che, in accordo ai livelli di fosforo riportati nel Decreto Ministeriale 260/2010, classifica il lago Trasimeno nella classe peggiore, Classe 3 “Classe sufficiente”. Questi risultati sono in linea con la classificazione degli elementi fisico-chimici di base effettuata da ARPA UMBRIA nel triennio di monitoraggio 2015-2017 (Cingolani e Charavgis, 2018), che conferma un giudizio complessivo delle acque del lago in stato sufficiente, determinato in misura prevalente dai parametri relativi alla trasparenza e al fosforo totale, che hanno mostrato valori medi compatibili con il livello 3 (sufficiente).

Ad oggi le informazioni sulle comunità di diatomee bentoniche del lago sono ancora scarse. La prima in-

dagine, relativa all'elenco sistematico delle diatomee bentoniche e planctoniche presenti nei differenti habitat del lago è stata svolta intorno alla fine degli anni '60 (Granetti, 1984). Successivamente ARPA UMBRIA, nell'ambito del Programma Nazionale "Diatomee lacustri", in collaborazione con CNR-ISE e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha pubblicato una prima analisi qualitativa delle comunità di diatomee bentoniche e un primo tentativo di classificazione utilizzando tali comunità (Di Brizio *et al.*, 2014). Il presente studio ha evidenziato un'elevata biodiversità diatomica presente nel lago, intesa come un elevato numero di specie totali identificate, superiore a 80. Questo lavoro ha permesso il ritrovamento e l'identificazione di numerose specie non registrate nel 2012 (Di Brizio *et al.*, 2014) sulle diatomee bentoniche di due stazioni (Monte del Lago e Castiglione del Lago), durante il quale sono state identificate complessivamente 36 specie, numero inferiore a quello registrato durante il presente studio in cui la stazione dove è stata ritrovata la più elevata biodiversità è quella situata nell'Oasi La Valle (46 specie), un'area protetta in cui il campionamento è stato effettuato sul canneto identificando quindi le diatomee epifitiche. Lo scopo di questo campionamento è stato proprio quello di valutare l'attuale biodiversità diatomica in quest'area protetta di notevole rilevanza per la conservazione della diversità floristica e faunistica lacustre, e quindi a basso impatto antropico. Per quanto riguarda la struttura e la composizione delle comunità diatomiche, le specie più ricorrenti e abbondanti nelle cinque stazioni di studio sono state *Encyonema caespitosum*, *Epithemia sorex*, *Staurosira grigorszkyi*, *Mastogloia smithii* e *Pseudo-staurosira brevistriata*. Si riporta di seguito l'ecologia di queste specie.

Encyonema caespitosum è stata definita una specie oligoalobia (indifferente) e alcalifila, ed è stata registrata come estremamente diffusa e abbondante nelle zone rivierasche del lago già negli anni '60 (Granetti, 1984). Questa specie produce colonie a forma di tubi gelatinosi entro cui vivono in fila le singole cellule, tubi che si aggrovigliano su materiali sommersi, a poca profondità, formando masse per lo più clavate di color nocciola. Il particolare habitat fa deporre a favore della

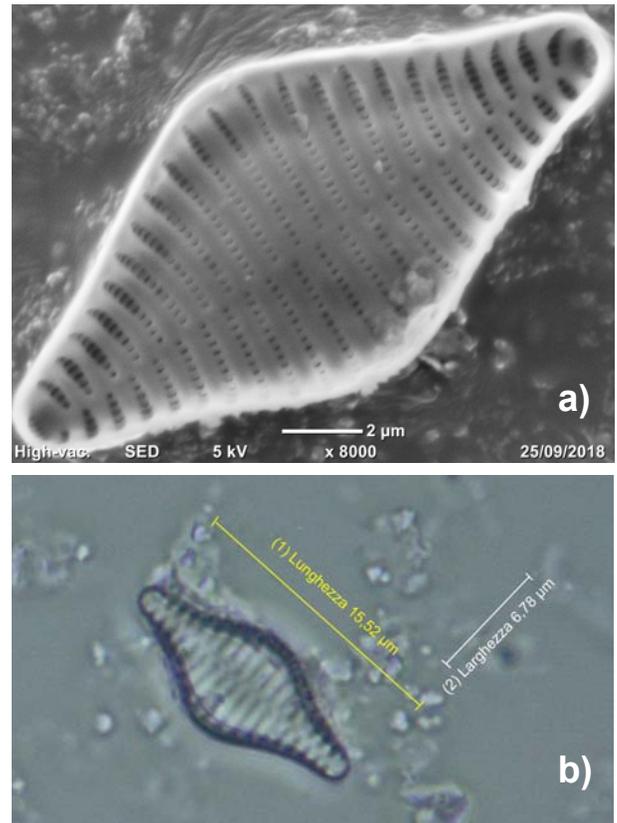


Fig. 5. Foto di *Staurosira grigorszkyi*, una delle specie più abbondanti. **a)** al Microscopio Elettronico a Scansione – SEM (8000 ingrandimenti); **b)** al microscopio ottico (100x ingrandimenti ad immersione).

Tab. VII. Valori soglia aggiornati per la classificazione dei laghi italiani basata sull'applicazione dell'Indice EPI-L. H: High; G: Good; M: Moderate; P: Poor; B: Bad. (modificato da Kelly *et al.*, 2014).

Boundary	EPI-L		National EQR
	deep	shallow	
Reference	2,27	2,46	
H/G	1,70	1,85	0,750
G/M	1,14	1,23	0,500
M/P	0,57	0,62	0,250
P/B	0,11	0,12	0,050

Tab. VI. Risultati ottenuti tramite applicazione dell'Indice EPI-L.

	Lago Trasimeno			
	1 Monte del Lago	2 Tuoro	3 Castiglione del Lago	4 Panicarola
EPI-L	0,832	0,993	0,970	1,122
RQE	0,338	0,404	0,394	0,456
RQE Medio	0,398	0,398	0,398	0,398
Classificazione	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente
% abbondanza specie utilizzate per il calcolo	79,40	66,67	62,62	60,55

necessità di un'alta percentuale di ossigeno da parte di questa diatomea per la sua riproduzione ottimale. Specie tipica di habitat eutrofici di acqua dolce con contenuto medio di elettroliti. Tollera comunque condizioni da oligo- a eutrofico; vive in habitat sia degradati sia indisturbati. Rara negli ambienti di acque correnti, presente particolarmente in fiumi di grandi dimensioni. Può tollerare livelli di β - α -mesosaprobietà. È stata ritrovata frequentemente in Europa centrale e in particolare in Germania, principalmente in ambienti lenticici di acque dolci delle Alpi e delle zone pianeggianti del nord Europa (Cantonati *et al.*, 2017).

Epithemia sorex è anch'essa una specie oligoalobia (indifferente) e alcalifila. Il suo pH ottimale è superiore ad 8, probabilmente tra 8,3 e 8,5. Sembra tollerare condizioni di eutrofismo, viene definita meso-saprobica con indice saprobico di 2,0. Nel lago Trasimeno era ben rappresentata soprattutto nella zona litoranea (Granetti, 1984). Preferisce habitat di acque lentiche su substrati carbonatici con livelli trofici medio-alti. Specie preferenzialmente epifitica e molto rara negli ambienti di acque correnti. In Europa centrale è la specie più frequente del genere *Epithemia* insieme alla specie *E. adnata*, presente in tutte le eco-regioni (Schaumburg *et al.*, 2004), particolarmente nei laghi di pianura dove può localmente essere una delle specie più abbondanti negli assemblaggi di diatomee (Cantonati *et al.*, 2017).

Mastogloia smithii è invece una specie mesoalobia e alcalifila, non è una specie propriamente di acqua dolce. È largamente diffusa nel lago Trasimeno e si presenta alquanto polimorfa (Granetti, 1984). Questa specie tollera concentrazioni medio-alte di elettroliti ed è presente in acque generalmente ricche di nutrienti (Cantonati *et al.*, 2017).

Staurosira grigorszkyi è una specie recentemente descritta (Ács *et al.*, 2009) in passato identificata come *Fragilaria hungarica* Pantocsek, ritrovata per la prima volta nel lago Balaton, con caratteristiche relative al pH e alla concentrazione di fosforo totale simili al lago Trasimeno, ad eccezione della conducibilità che risulta invece inferiore (Ács *et al.*, 2009).

Pseudostaurosira brevistriata è una specie tipicamente di acqua dolce, capace di sopravvivere a leggere variazioni di pressione osmotica. È anch'essa una specie oligoalobia (indifferente) considerata alcalifila, che trova le sue condizioni ottimali in genere in acque leggermente alcaline con pH di 7,5-7,8, oligotrofiche e con alta concentrazione di ossigeno. Era poco rappresentata nel lago Trasimeno nello studio di Granetti (1984). Comune nelle acque di laghi e fiumi ricche di calcio (Cantonati *et al.*, 2017). Ha un'elevata tolleranza di trofia, in ambienti da oligo- a eutrofi. Generalmente, questa specie tollera la presenza di elettroliti nelle acque, e si può ritrovare anche in acque salmastre ma non è mai stata registrata in habitat acidi e poveri di elettroliti. In

Italia, questa specie è risultata molto abbondante in ecosistemi acquatici lenticici del centro Italia con una elevata conducibilità e molto disturbati dagli impatti antropici, come alterazioni dell'uso del suolo circostante e utilizzo delle acque a scopo irriguo in ambienti agricoli (Della Bella e Mancini, 2009). È necessario sottolineare che, dal punto di vista sistematico, in realtà con questo taxon ci si riferisce a un gruppo eterogeno di specie che non è stato ancora adeguatamente trattato tassonomicamente (Cantonati *et al.*, 2017).

Durante la presente indagine è stata inoltre confermata la presenza della specie esotica *Reimeria uniseriata* (Coste e Ector, 2000), già rinvenuta precedentemente nel lago (Di Brizio *et al.*, 2014). È una specie con un ampio spettro ecologico rispetto al contenuto di nutrienti e sostanza organica. La sua forma di crescita è solitaria e pedunculata, appartiene alla *guild* ecologica delle specie *low profile* ed è considerata una specie mobile (Falasco *et al.*, 2013). Segnalata già in Europa e in Italia, in Umbria questa specie è ormai registrata in numerosi corsi d'acqua, anche se spesso con un'abbondanza generalmente bassa, tranne che nel fiume Paglia, dove ha raggiunto abbondanze eccezionalmente elevate (Elia *et al.*, 2019).

Per quanto riguarda la valutazione dello stato trofico basato sugli assemblaggi di diatomee bentoniche del lago Trasimeno, l'applicazione dell'indice EPI-L sui campioni epilittici ha permesso di classificarlo in una classe "sufficiente". Tale risultato è in linea e supporta la classificazione effettuata da ARPA UMBRIA basata sulle diatomee bentoniche nel 2012 (Di Brizio *et al.*, 2014) e nel triennio di monitoraggio 2015-2017 (Cingolani e Charavgis, 2018) utilizzando i dati quali-quantitativi relativi alla comunità fitoplanctonica. Molte specie di diatomee registrate nel lago durante il presente studio non sono attualmente incluse nella lista di riferimento del metodo e quindi potrebbero andare ad integrare la lista delle specie utilizzate per l'applicazione dell'Indice EPI-L. Questo studio quindi vuole contribuire alla fase in corso di implementazione dell'Indice a livello nazionale, con l'ampliamento della lista di riferimento delle specie di diatomee lacustri italiane, a cui stanno collaborando alcune Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA) con il coordinamento del CNR e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM).

CONCLUSIONI

Il presente studio ha permesso la conoscenza in modo specifico delle comunità diatomiche bentoniche lacustri presenti nel lago Trasimeno. Sono state identificate in totale 85 specie diatomiche, appartenenti a 26 generi (riconosciute attraverso l'analisi di 2022 valve di diatomee). Sono state identificate e presentate le specie più ricorrenti e abbondanti (*Encyonema caespitosum*, *Epi-*

themia sorex, *Staurosira grigorszkyi*, *Mastogloia smithii*, *Pseudostaurosira brevistriata*) nelle 5 stazioni studiate. In generale le comunità lacustri appaiono diversificate e riescono a caratterizzare l'ambiente studiato. Le comunità sono composte da alcune specie tipiche di acque salmastre e con un pH leggermente alcalino superiore ad 8. Questo risultato ci permette di affermare che nelle stazioni campionate è presente un'elevata biodiversità in termini di specie e che la maggior parte di esse sono tipiche di ambienti alcalini e con elevata conducibilità a conferma del processo di salinizzazione in atto nel lago.

È stata inoltre confermata la presenza della specie esotica *Reimeria uniseriata*.

Per quanto riguarda la valutazione del grado trofico del lago Trasimeno, tramite l'applicazione dell' EPI-L, dai dati di questo lavoro, l'ecosistema lacustre è risultato appartenere alla Classe di qualità "sufficiente". Questo risultato è concorde e di supporto alla classificazione ecologica istituzionale dell'Agenzia per la Protezione Ambientale dell'Umbria (ARPA UMBRIA; Cingolani e Charavgs, 2018), basata su un giudizio associato sia alla comunità fitoplanctonica sia agli elementi chimico-fisici di base (fosforo e trasparenza). Lo studio ha infine contribuito all'implementazione della metodologia di valutazione degli ecosistemi lacustri a livello nazionale, nata dalla collaborazione tra il Sistema delle Agenzie Regionali e Provinciali di Protezione Ambientale, il CNR e il Ministero dell'Ambiente (MATTM), soprattutto per quanto riguarda l'implementazione della tabella di riferimento utilizzata per il calcolo dell'indice EPI-L (Marchetto *et al.*, 2013), in cui sono incluse molte specie di diatomee ma che è ancora in fase di aggiornamento. Come previsto nella descrizione del metodo, il calcolo

può essere effettuato solo per i campioni che superano la soglia del 70% di presenza delle specie riportate nella tabella di riferimento del metodo per il calcolo dell'indice e che costituiscono la lista delle specie italiane fino ad ora rinvenute sul territorio e per le quali è stato possibile calcolarne il peso trofico ed il valore indicatore. In questo lavoro sono state identificate alcune specie non presenti nella lista dell'indice, come ad esempio *Cymbella tumida*, *Diploneis elliptica*, *Encyonema lacustre*, *Encyonema neogratile*, *Encyonema prostratum*, *Epithemia turgida*, *Fragilaria pectinalis*, *Gomphonema italicum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Gyrosigma attenuatum*, *Navicula cryptotenelloides*, *Nitzschia filiformis*, *Placoneis elliptica*, *Staurosira grigorszkyi*, *Staurosirella pinnata*, *Tabularia fasciculata* e *Ulnaria danica*, rinvenute nello stesso lago già nel lavoro presentato da Di Brizio *et al.* (2014). Questo lavoro quindi permetterà d'implementare la lista delle specie fino ad oggi rinvenute nei laghi italiani.

Ringraziamenti

Questo lavoro è parte dell'attività di tesi di Laurea Magistrale in Scienze Biomolecolari ed Ambientali di Gaia Crisantemi. Ringraziamo i colleghi di ARPA UMBRIA, e in particolare Rosalba Padula, e Luca Galli per l'aiuto nelle fasi di campionamento, Maria Maddalena Chiappini e Mario Muzzatti della Soc. Cop. "Alzavola" e Simona, Monica e Barbara Migliorati del Camping "Punta Navaccia" per l'accesso e il supporto nei campionamenti rispettivamente all'interno dell'area protetta Oasi La Valle e alla spiaggia di Tuoro. Desideriamo ringraziare inoltre Marco Cantonati del MUSE per la conferma nell'identificazione di alcune specie di diatomee e Aldo Marchetto del CNR per l'applicazione e la discussione dei risultati dell'Indice EPI-L. Infine ringraziamo l'editore della rivista e il revisore anonimo per i suggerimenti migliorativi nella stesura della versione finale dell'articolo.

BIBLIOGRAFIA

- Ács E., Morales E.A., Kiss K.T., Bolla B., Plenkovic-Moraj A., Reskoné M.N., Ector L., 2009. *Staurosira grigorszkyi* nom. nov. (Bacillariophyceae) an araphid diatom from Lake Balaton, Hungary, with notes on *Fragilaria hungarica* Pantocsek. *Nova Hedwigia*, **89**: 469-483.
- Bey M.Y., Ector, 2013. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes*. Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes. Tome 1-6, 1182 pp.
- Buzzi F., Mancini L., Vendetti C., Puccinelli C., Marcheggiani S., Marchetto A., 2014. Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei laghi e degli invasi. In: *Metodi biologici per le acque superficiali interne*. Manuali e Linee Guida 111/2014. ISPRA, Roma, 234 pp. ISBN 978-88-448-0651.
- Cantonati M., Kelly G., Lange-Bertalot H. (a cura di), 2017. *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe*. Koeltz Botanical Books, 942 pp.
- Cingolani A., Charavgis F., 2018. *Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri (2015-2017)*. ARPA UMBRIA, 25 pp.
- Commissione Europea, 2000. *Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque*. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 327 del 22.12.2000*.
- Coste M., Ector L., 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations effectuées au cours des dernières décennies. *Syst. Geogr. Pl.*, **73**: 373-400.
- Decreto 8 novembre 2010, n. 260 "Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. G.U. del 7 febbraio 2011".
- Della Bella V. (a cura di), 2019. *Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria*. ARPA UMBRIA, Perugia, 290 pp.
- Della Bella V., Mancini L., 2009. Freshwater diatom and mac-

- roinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact in a Mediterranean eco-region. *Hydrobiologia*, **634**: 25-41.
- Della Bella V., Puccinelli C., Mancini L., 2006. Diatomee. In: Battisti C. (Ed), *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale laziale: la Palude di Torre Flavia*. Provincia di Roma, Gangemi, 302 pp.
- Della Bella V., Marcheggiani S., Puccinelli C., Mancini L., 2007. Benthic diatom communities and their relationship to water variables in wetlands of central Italy. *Ann. Limnol.-Int. J. Limn.*, **43**: 89-99.
- Di Brizio M., Padula R., Della Bella V., Crescentini I., Galli L., Bracchi S., Rinaldi E., 2014. First application of the epiphytic and epilithic diatoms index (EPI-L) for the evaluation of lake ecological quality in Italy: a case study from Umbria (central Italy). *15th World Lake Congress*. Perugia 1-5 settembre 2014.
- Elia A.C., Todini C., Dörr A.J.M., Magara G., Ludovisi A., Della Bella V., 2019. Le microalghe esotiche negli ecosistemi acquatici umbri. In: Della Bella V. (a cura di). *Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria*. ARPA UMBRIA, Perugia, 290 pp.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia ambientale*, **27** (1), 292 pp.
- Giovanardi F., Poletti A., Micheli A., 1995. Indagine sulla qualità delle acque del lago Trasimeno. Definizione dei livelli trofici. *Acqua Aria*, **6**: 627-633.
- Granetti B., 1984. Le diatomee del Lago Trasimeno: sistematica ed ecologia. *Riv. di Idrobiologia*, 1-112 pp.
- Hofmann G., Werum M., Lange-Bertalot H., 2011. *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. Koeltz Scientific Books, Königstein, 908 pp.
- Kelly M., Urbanic G., Acs E., Bennion H., Bertrin V., Burgess A., Denys L., Gottschalk S., Kahlert M., Karjalainen S. M., Kennedy B., Kosi G., Marchetto A., Morin S., Picinska-FałTynowicz J., Poikane S., Rosebery J., Schoenfelder I., Schoenfelder J., Varbiro G., 2014. Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia*, **734**: 125-141.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986. Bacillariophyceae. 1 Teil. Naviculaceae. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1* (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), G. Fischer Verlag, Stuttgart, 876 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1988. Bacillariophyceae 2 Teil. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2* (Ettl H., Gerloff J., Heynig, H. & Mollenhauer D., editors), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1991a. Bacillariophyceae 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3* (Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D., editors), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1991b. Bacillariophyceae 4 Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4* (Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D., editors), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 2000. *Bacillariophyceae 5 Teil: English and French translation of the keys*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 311 pp.
- Lange-Bertalot H., 2001. *Navicula sensu stricto. 10 genera separated from Navicula sensu lato. Frustulia*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Vaduz, 526 pp.
- Ludovisi A., Gaino E., Bellezza M., Casadei S., 2014. Impatto dei cambiamenti climatici sul lago Trasimeno: tratti storici e prospettive future. *Biologia Ambientale*, **28** (2): 33-40.
- Ludovisi A., Gaino E., Bellezza M., Casadei S., 2013. Impact of climate change on the hydrology of the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy): history, forecasting and management. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **16**: 190-197.
- Marchetto A., Agostinelli C., Alber R., Beghi A., Balsamo S., Bracchi S., Buzzi F., Carena E., Cavalieri S., Cimoli F., Costaross S., Crescentini I., Della Bella V., Di Brizio M., Fioravanti M., Fogliati P., Formenti R., Galbiati M., Galimberti F., Macor A., Mancini L., Marcheggiani S., Marchi G., Musazzi S., Nicola A., Padula R., Pozzi S., Puccinelli C., Rinaldi E., Rustighi C., Testa P., Thaler B., Vendetti C., Zorza R., 2013. *Indice per la valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilithiche (EPI-L)*. Report CNR-ISE 02.13: 75-92.
- Martinelli A. (ed.), 2011. *Tutela ambientale del Lago Trasimeno*. Libri Arpa, Perugia, 403 pp.
- Schaumburg J., Schranz C., Hofmann G., Stelzer D., Schneider S., Schmedtje U., 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes: a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologia*, **34** (4): 302-331.
- Stauber J.L., Jeffrey S.W., 1988. Photosynthetic pigments in fifty-one species of marine diatoms. *Journal of Phycology*, **24** (2) 158-172.
- Szulc B., Szulc K., 2013. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the assessment of water quality in the Pilica River, Poland, *Oceanological and Hydrobiological Studies International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, **42** (2): 188-194.

**INFORMAZIONE
&
DOCUMENTAZIONE**

Metodi di prevenzione dei danni agli allevamenti da parte del lupo

Riccardo Carradori^{1*}, Antonella Grazzini²

¹ Via del Grecale, 4 – 51100 Pistoia

² Via F. Parri, 42 – 51050 Uzzano (Pistoia)

* Referente per la corrispondenza. E-mail: riccardo.carradori@libero.it

Pervenuto l'8.6.2020; accettato il 21.7.2020

Riassunto

La conduzione degli allevamenti allo stato semi brado o brado è fortemente esposta agli attacchi del lupo, specie in buona espansione su tutto il territorio nazionale. È possibile mettere in atto molteplici tecniche di prevenzione: strutture di ricovero notturne e diurne, deterrenti gustativi, cani da guardiania. È complesso identificare quale sia la tecnica più efficace perché ogni metodologia deve essere valutata in relazione al contesto ambientale nella quale sarà impiegata.

PAROLE CHIAVE: recinzione / cane / danni / barriere etologiche

Preventing wolf strikes on cattle farming

Free range breeding farm is severely exposed to attacks from wolves, a species in high expansion all over Italy. There are several methodologies to prevent attacks: physical and ethological enclosures, taste aversion technique, watchdogs. Before applying any of the methods an analysis of the environmental context is mandatory.

KEY WORDS: enclosures / dog / damages / ethological blocks

INTRODUZIONE

La salvaguardia della zootecnia nelle aree della media e alta collina rappresenta una priorità di notevole rilievo sia per lo sviluppo socio-economico sia per la salvaguardia di ecosistemi di rilevante valore ambientale come le praterie secondarie appenniniche, i prati, le aree aperte (Giotti *et al.*, 2005). La conservazione di tali ecosistemi, fondamentali per il mantenimento di elevati livelli di biodiversità, è strettamente collegata alla conservazione di quelle attività attualmente legate al pascolo brado o semi brado.

L'allevamento nelle aree montane e collinari è significativamente condizionato dalla presenza del

lupo; l'impatto che questa specie può creare al settore zootecnico è elevato e si verifica non solo nel caso della perdita dei capi ma anche per i danni indiretti, per altro di più difficile quantificazione. È il caso degli allevamenti ovi-caprini dove l'allevatore subisce, spesso, anche la perdita di produzione latte o di capi di particolare pregio genetico (Ducoli, 2010). In Italia, dove la maggior parte dei territori vocati per la fauna selvatica presenta elevati livelli di antropizzazione, i grandi carnivori potranno sopravvivere solo se acquisiranno sufficiente timore dell'uomo (Vidrih e Trdan, 2008).

Con la contrazione delle for-

me di zootecnia più tradizionali nelle quali il pastore seguiva costantemente i propri animali si è assistito a un incremento delle modalità di allevamento allo stato brado per capi di grosse dimensioni, bovini ed equini. All'interno del parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (PNAM), per esempio, negli anni dal 2004 al 2008 si è osservato un incremento di circa il 30% nel numero di capi allevati; negli stessi anni si è verificato un aumento di verbali per danni da predazione del 54%. Nel 2008, nel PNAM, è stato attribuito ad attacco da lupo quasi l'80% delle predazioni (Ducoli, 2010). È principalmente il venir meno delle forme di custodia del

pascolo, unita alla maggiore diffusione dei predatori, che ha portato all'accentuarsi dei danni.

È stato dimostrato che le vittime per singolo attacco sono superiori dove si pratica il pascolo brado o semibrado, in particolare nelle aree di recente ricolonizzazione del lupo che ha, quindi, trovato allevatori non più preparati a fronteggiarne l'attacco (Capponi, 2010). La maggior parte delle predazioni avviene nella tarda estate e all'inizio dell'autunno, quando i capi domestici sono ancora al pascolo e più difficile è la predazione a carico dei selvatici, i cui piccoli sono stati preda d'elezione nei mesi precedenti (Ducoli, 2010). È quindi necessario concentrare gli sforzi di prevenzione sul lupo riducendo il danno entro limiti tollerabili per consentire la coesistenza tra predatori e attività zootecniche.

A tal fine occorre adottare un insieme di misure; una strategia finalizzata al solo contenimento del numero dei predatori, infatti, non solo non assicura il raggiungimento degli obiettivi attesi per ragioni di carattere ecologico e conservazionistico, ma risulta anche di difficile applicazione sia per problematiche di carattere autorizzativo su una specie particolarmente protetta come il lupo, sia per la sicura avversione dell'opinione pubblica su un animale così evocativo e simbolico. Inoltre la normativa europea e nazionale indicano il lupo come specie di interesse per tutta la comunità. Costituiscono riferimento le azioni delineate nel Piano di conservazione e gestione del lupo in Italia (Genovesi, 2002).

Un ulteriore problema è rappresentato dalle difficoltà nell'accertamento del danno: in molti casi gli indizi riscontrati non sono sufficienti per stabilire se la predazione sia ascrivibile al lupo poiché i resti sono scarsi o assenti oppure in condizioni tali da non permet-

tere di accertare cosa sia avvenuto. A tali criticità si aggiungono quelle causate dai cani randagi o domestici vaganti che, oltre a rappresentare un pericolo di inquinamento genetico per la popolazione del lupo, sono responsabili di molti dei danni al patrimonio zootecnico (Ducoli, 2010).

I crescenti costi della manodopera, l'impossibilità di impiegare le ore lavorative solo per la conduzione degli animali e i problemi culturali legati all'esercizio della professione di pastore rendono difficile pensare a un ritorno a forme di allevamento custodite; per questo gli operatori sono costretti ad adottare forme di allevamento "a rischio di predazione" come il pascolo brado incustodito. Un altro elemento cruciale è rappresentato dalla scarsa trasparenza nell'indennizzo: procedure chiare e la liquidazione del danno entro i giorni previsti dalla legge, infatti, aumentano la fiducia dell'allevatore e limitano gli eventuali tentativi di frode (Ducoli 2010). In alcuni casi è preferibile sostituire l'indennizzo a danno avvenuto con un premio da corrispondere *ex ante*: ciò permette all'allevatore di investire il premio in azioni di prevenzione che evitino o riducano l'evento lesivo e, quindi, di raggiungere un notevole risparmio.

È dal 1994 che la Regione Piemonte conduce il "Progetto Lupo" finalizzato alla «conoscenza e alla conservazione» del lupo, alla «prevenzione dei danni al bestiame domestico» e «all'attuazione di un regime di coesistenza stabile tra lupo e attività economiche» (Autore ignoto, 2005). La Regione incentiva varie tipologie di prevenzione indirizzate soprattutto a quelle aziende colpite in maniera cronica: indennizza i danni causati da canidi (sia lupi che cani vaganti) e riconosce un indennizzo aggiuntivo in relazione a danni indiretti, quali la ricerca di

animali dispersi o lo smaltimento di carcasse e aborti. Fornisce, inoltre, cani da guardiania e speciali recinzioni anti lupo.

A queste misure si aggiunge, dal 2007, il "Premio Pascolo Gestito" con il quale la Regione conferisce agli allevatori un premio in denaro a seconda del punteggio raggiunto (Programma di sviluppo rurale FEASR, sottomisura 10.1 impegni agroclimatici ambientali). È il personale della stessa regione che giudica e valuta il rispetto delle buone norme per il pascolo in alpeggio quali, per esempio, l'attuazione della sincronizzazione dei parti, la condotta al pascolo dei capi, l'utilizzo dei cani da guardiania e da conduzione, l'utilizzo di sistemi di recinzione e di ricovero. Un ulteriore aiuto può provenire dalla certificazione di compatibilità della produzione con l'ambiente naturale. Una amministrazione può dare un supporto fondamentale al tessuto sociale locale anche qualificando i prodotti del territorio per naturalità e tipicità; se questi sono remunerati adeguatamente, l'esistenza di qualche danno può essere accettato con maggiore facilità (Ducoli, 2010).

UTILIZZO DI STRUTTURE CHIUSE

Ovili

I metodi più idonei di difesa dai predatori sono barriere fisiche invalicabili oppure quelli che creano barriere psicologiche, agendo sui sensi degli animali al fine di modificarne il comportamento (Sorbetto Guerri *et al.*, 2010). La realizzazione di protezioni per gli animali nei momenti di maggior rischio può essere essenziale per la buona condotta dell'allevamento; si pensi che più del 95% delle predazioni avvenute nel Mugello si sono verificate nelle ore notturne o in condizioni di maltempo (Berzi

et al., 2008).

Nel caso di aree pascolive distanti dai centri aziendali già attrezzati, può non essere praticabile la realizzazione di ovili o stalle permanenti realizzate con materiali a notevole impatto ambientale quali calcestruzzo, muratura o acciaio. Tali strutture presentano limiti di realizzazione sia per vincoli di tipo ambientale e urbanistico, sia per i rilevanti costi economici. Il ricovero notturno degli animali causa problemi sia dal punto di vista operativo che dell'ottimizzazione del pascolo dal momento che, specialmente nella stagione più calda, gli ovini prediligono il pascolamento notturno a quello diurno (Ciucci *et al.*, 2005).

Spesso i ricoveri tradizionali non sono realizzati per fronteggiare il rischio di intrusione di predatori poiché questo, fino a qualche anno fa, non era considerato un problema concreto; occorre quindi adeguare le strutture precludendole a ogni possibile accesso per assicurare la massima protezione (Ciucci *et al.*, 2005). Il ricovero notturno in strutture non a prova di predatori può determinare danni ancor più gravi al bestiame domestico. In un ambiente confinato e ristretto, infatti, l'attacco dei predatori danneggia non solo i capi attaccati ma tutto il gregge: gli animali terrorizzati urtano contro le strutture e si schiacciano verso le pareti ammassandosi violentemente; è inoltre molto più probabile il manifestarsi del *surplus killing* (Ciucci *et al.*, 2005).

È possibile realizzare soluzioni semplici con strutture portanti e tamponamenti in legno con ridotte lavorazioni e il ricorso a manodopera aziendale per la loro realizzazione. Alcune tipologie costruttive sono state studiate e sviluppate dal Dipartimento di Ingegneria agraria e forestale dell'Università di Firenze insieme a ARSIA-Regione Toscana.

La realizzazione di strutture chiuse per l'allevamento è una misura utile e sostenibile, ma solo se intesa nel senso di intervento complementare e polifunzionale; non in grado di risolvere da sola le funzioni di protezione (Barbari *et al.*, 2003).

Recinzioni

Le recinzioni sono il più antico sistema per la gestione e la difesa del patrimonio zootecnico. Tuttavia quelle tradizionali non sono sufficienti a impedire l'ingresso dei predatori; solo quelle realizzate in modo da impedire lo scavalco o il sottopasso possono costituire efficaci barriere di protezione. In maniera simile ai ricoveri, l'utilizzo di recinzioni che limitano i movimenti delle greggi, ma valicabili dai predatori, può accrescere i danneggiamenti a causa degli impatti contro le stesse e per il *surplus killing*.

Recinzioni di tipo tradizionale efficaci sono, in genere, di notevole impegno economico e di rilevante impatto ambientale (Fig. 1 e 2); per

questo conviene utilizzare soluzioni "miste" integrando recinzioni, per esempio realizzate con rete metallica, con fili elettrificati posizionati nella parte inferiore e superiore in modo da evitare scavalcamenti o sottopassi. I fili elettrificati in basso sono utili anche per evitare che selvatici particolarmente invadenti, come i cinghiali, possano aprire varchi successivamente utilizzabili dai predatori (Sorbetti Guerri *et al.*, 2010).

È opportuno mettere in evidenza la distinzione fra le recinzioni finalizzate a proteggere permanentemente l'area di pascolo da quelle temporanee, sufficienti a proteggere gli animali in particolari momenti o situazioni, per esempio di notte o in assenza di custodia. Le recinzioni elettrificate rappresentano uno dei mezzi più validi per la gestione dei pascoli. Queste non sono finalizzate a creare barriere fisiche, come le recinzioni tradizionali, ma a creare barriere psicologiche basandosi sul principio che molti dei processi



Fig. 1. Recinzione realizzata in rete a maglia sciolta con interrimento (non visibile) per impedire lo scavo e dispositivo in filo spinato per ostacolare lo scavalco. Allevamento in alta Garfagnana (LU).

di apprendimento si fondano sulla consequenzialità fra azione e punizione. Secondo Di Luzio e Riga (2009) occorre un periodo di apprendimento prima che le recinzioni elettrificate manifestino la loro effettiva efficacia; successivamente gli animali evitano di avvicinarsi e considerano la recinzione un limite da non valicare. Tale comportamento si sviluppa più rapidamente negli animali domestici che vivono confinati in aree dove trovano sufficiente cibo e acqua e che, quindi, non hanno forti motivazioni per forzare le recinzioni.

Il problema non è altrettanto semplice quando si considerano gli animali selvatici; questi, infatti, sono abituati a oltrepassare ostacoli di varia natura e sono spinti da forti motivazioni. Inoltre sono coperti di peli che svolgono una efficace funzione di protezione con elevati valori di resistenza elettrica, particolarmente nei periodi secchi, quando la differenza di potenziale tra terreno e cavi elettrici è limitata e i peli sono asciutti.

I predatori acquisiscono la consapevolezza delle recinzioni elettriche solo quando queste sono sufficientemente diffuse come, per esempio, sulle Alpi dove sono estensivamente utilizzate per proteggere le pecore all'alpeggio durante la notte (Sorbetto Guerri *et al.*, 2010). Esperienze condotte in Slovenia hanno consentito di mettere a punto metodologie operative finalizzate ad accelerare il processo di apprendimento inducendo il predatore ad avvicinarsi al recinto in modo lento e con cautela, attratto da un'esca posta su un filo della recinzione così da prendere la scossa sul naso, il punto più vulnerabile del proprio corpo (Vidrih e Trdan, 2008).

Le recinzioni elettrificate devono essere realizzate con un'adeguata conoscenza sia delle caratteristiche di sensibilità alla corrente



Fig. 2. Recinzione con caratteristiche simili alla figura 1 ma con dispositivo “antigatto” in alto. Parco Nazionale dell’Appennino tosco-emiliano.

delle diverse specie selvatiche che delle strategie adottate da ciascuna per oltrepassarle. È opportuno sapere, per esempio, se gli animali selvatici prediligono il sottopasso, il salto fra due fili a media altezza, la scalata, o saltano al di sopra della recinzione. Le recinzioni elettrificate richiedono, per la loro installazione, un minore impegno rispetto a quelle tradizionali sia per i costi dei materiali che quelli della manodopera; sono adatte per proteggere anche ampie superfici sebbene possano avere costi di manutenzione molto elevati. Solo nel caso di impianti ben progettati, realizzati e correttamente mantenuti, si ottengono i risultati attesi (Berzi *et al.*, 2008).

In tutti i casi una corretta progettazione e realizzazione delle recinzioni elettriche deve basarsi su alcune regole fondamentali: la visibilità, lo schema costruttivo finalizzato alla specie, la gestione e la manutenzione (Sorbetto Guerri *et al.*, 2010). Per la protezione prolungata e regolare di grandi superfici sono preferite le recin-

zioni elettrificate fisse realizzate, in genere, con pali in legno di vario diametro saldamente infissi nel terreno che sostengono fili metallici ad elevata conducibilità e resistenza meccanica e almeno un filo ad alta visibilità. Tali recinzioni richiedono tempi di montaggio e oneri minori rispetto alle recinzioni tradizionali e garantiscono un elevato livello di protezione del bestiame.

Le recinzioni elettrificate mobili sono caratterizzate da una elevata semplicità di montaggio e leggerezza dei materiali che permettono veloci montaggi e smontaggi e le rendono idonee per installazioni in zone isolate o quando il bestiame debba essere spostato frequentemente. Tali recinzioni sono realizzate con pali di sostegno in materiale leggero con fili o bande che possono raggiungere altezze dai 130 ai 160 cm; tuttavia un numero maggiore di 6 fili conduttori per un'altezza complessiva della recinzione di almeno 150 cm fornisce maggiori garanzie di sicurezza (Berzi *et al.*, 2008). Le recinzioni di

tipo mobile sono usate, soprattutto, per la protezione degli animali durante la notte, specialmente in caso di pascolo in montagna dove non sono disponibili strutture per il ricovero notturno e all'interno della recinzione sono tenuti anche i cani da guardiania (Fig. 3).

Le recinzioni mobili in rete sono, invece, costituite da reti in filo flessibile e vengono fornite in moduli di altezza e lunghezza predeterminate (es. m 1,05 x 50) e sono usate per recinzioni temporanee. Utilizzando conduttori di buona qualità ed elettrificatori alimentati a corrente di rete e un numero corretto di picchetti di messa a terra è possibile realizzare recinzioni elettrificate di ampie superfici, atte ad assicurare il pascolo degli animali, anche per periodi prolungati. Nella provincia di Firenze sono state installate recinzioni che superano anche i 60 ha di superficie; tuttavia dal 2009 gli interventi in provincia di Firenze e Pistoia sono limitati a recinzioni di 4-6 ettari, sufficienti per assicurare il pascolo nei periodi più esposti al problema, ma più gestibili in termini di manutenzione e controllo (Berzi *et al.*, 2008).

Un sistema di prevenzione ampiamente utilizzato negli Stati Uniti e in Canada per coyote, cani e lupi è rappresentato dai *fladry*, costituiti da un lungo filo a cui sono appese strisce di stoffa colorata in rosso, arancio o grigio. Le sperimentazioni, eseguite su lupi in cattività, hanno dimostrato che i lupi evitano di oltrepassare la linea del *fladry* quando le strisce di stoffa si trovano a una distanza di 50 cm fra loro e a una altezza da terra compresa fra 25 e 75 cm (Musiani e Visalberghi, 2001). Impiegati da soli, i *fladry* sembrano efficaci come deterrenti di breve termine poiché i lupi possono assuefarsi alla loro presenza (Sorbetto Guerri *et al.*, 2010). Per ridurre la possibi-

lità che il lupo riesca a superare la paura per tale ostacolo si possono utilizzare i *turbofladry* appendendo le bandierine a un cavo elettrico. Tali barriere sono più costose, ma possono essere molto più efficaci, sono portatili e semplici da realizzare anche se richiedono una notevole manutenzione per conservare la loro efficacia nel tempo (Smith *et al.*, 2014). Un'esperienza condotta in Emilia Romagna sembra attestarne l'efficacia solo per periodi limitati alla stagione di pascolo (Berzi, com. pers.)

UTILIZZO DI CANI DA PASTORE

Esistono due diverse tipologie di cani da pastore: il "conduttore" detto anche "paratore" o "toccatore" e il cane pastore "custode" o "da guardiania", localmente detto cane "badatore". Il primo è un cane di taglia media, in genere di tipologia lupoide, adibito alla conduzione del bestiame. Il "pastore custode", di tipologia molossoide, è di taglia grande o gigante e ha il compito di proteggere il bestiame.

Il cane da difesa sta sempre con il bestiame domestico e non interferisce con le attività, ma è vigile e attento nei confronti di ogni possibile minaccia. Il corretto comportamento di un cane da difesa deriva da un adeguato metodo di allevamento e non da un vero e proprio addestramento: subito dopo lo svezzamento il cucciolo viene messo insieme agli animali domestici e rimane sempre con loro evitando contatti con persone o con altri cani in modo che si sviluppi un solido legame tra il cane e il bestiame. È prassi comune inserire i cuccioli nella stalla, predisponendo una paratia in rete che permetta la reciproca familiarizzazione olfattiva e visiva, senza rischi di traumi (Fig. 4). Un corretto inserimento dei cani nel gregge rappresenta un momento molto delicato che deve essere seguito con attenzione per evitare che le pecore si impauriscano, soprattutto se si tratta di un gregge mai presidiato da cani (Berzi *et al.*, 2008).

Le caratteristiche principali di un buon cane da difesa sono rappresentate da:



Fig. 3. Recinzione di tipo mobile utilizzata per brevi periodi, durante il giorno. È ben visibile il pannello fotovoltaico per l'alimentazione. Parco Nazionale dell'Appennino tosco-emiliano.

- grande taglia e potenza fisica,
- temperamento molto forte e indipendente,
- resistenza alle malattie e alle intemperie,
- indipendenza dal pastore e appartenenza al gregge,
- assenza di aggressività verso: persone, animali selvatici non predatori, animali domestici che non fanno parte del gregge.

Il numero di cani indispensabile per una efficace difesa del bestiame domestico dipende principalmente da tre ordini di fattori:

- caratteristiche dell'allevamento (specie allevate, dimensioni delle mandrie o dei greggi, sistema di allevamento);
- caratteristiche dei predatori (specie e densità dei predatori, intensità della predazione);
- caratteristiche dimensionali, topografiche e ambientali dei pascoli.

Nelle aree aperte e pianeggianti occorrono meno cani di quanti ne servono nelle aree cespugliate o boscate. Le greggi più numerose o quelle in cui gli animali tendono a stare più dispersi necessitano di un numero maggiore di cani da difesa. Per greggi formate da 150-200 animali è opportuno avere quattro o più cani da difesa privilegiando la presenza di maschi rispetto alle femmine (Fig. 5). È sempre preferibile utilizzare non meno di due cani in quanto gli stessi, agendo in gruppo, possono lavorare con maggior sicurezza e differenziare le azioni di protezione (Reinhardt *et al.*, 2012). La presenza del cane da difesa può essere un elemento sufficiente a tenere lontani i predatori anche senza che ci sia un confronto diretto.

La funzione dei cani da difesa è quella di vigilare sull'avvicinarsi dei predatori, fronteggiare gli aggressori e abbaiare per avvisare il pastore. Ai cani da difesa sono spesso affiancati cani "campanel-



Fig. 4. Il cane deve identificare gli animali da difendere come parte del proprio gruppo. È fondamentale che entrambi condividano permanentemente gli stessi spazi. Allevamento in alta Garfagnana (LU).



Fig. 5. Cani da pastore maremmano insieme al gregge. Allevamento in alta Garfagnana (LU).

lo"; animali generalmente di piccola taglia molto vigili e particolarmente inclini ad abbaiare, questi hanno il compito di dare il primo allarme con una sequenza di suoni acuti e brevi. Il Pastore Maremmano-Abruzzese (PMA) è una delle

razze italiane di cani da difesa delle greggi fra le più antiche. È un cane di taglia grande e conformazione potente (l'altezza dei maschi va dai 70 ai 73 cm e quella delle femmine dai 65 ai 68 cm con pesi che raggiungono nei maschi i 50-55 kg e

nelle femmine i 40-45 kg). Alcuni allevatori hanno selezionato linee di PMA espressamente per la difesa delle pecore, cercando di contenerne l'aggressività nei confronti delle persone e altri problemi genetici frutto di una selezione mirata esclusivamente al miglioramento dei caratteri morfologici.

L'acquisto e l'educazione di un buon cane da pastore richiede un discreto investimento di tempo e denaro; l'uso di questo sistema di difesa presuppone un percorso formativo dell'allevatore che gli consenta di utilizzare appieno le capacità di questi animali. I principali motivi che limitano la diffusione dei cani da pastore sono gli oneri di gestione (alimentazione e spese veterinarie) e i rischi derivanti dall'eventualità che i cani aggrediscano persone che passano in prossimità delle greggi; per questo è fortemente consigliata l'affissione di un cartello che indichi la presenza di cani da guardiania e il comportamento da tenere (Fig. 6).

L'adozione di cani da difesa rappresenta, comunque, uno dei più sicuri metodi di difesa del bestiame che permette di ridurre considerevolmente il rischio di attacco del lupo.

In alcune zone del mondo si sono utilizzati asini o lama per proteggere ovini, caprini e bovini; tuttavia in provincia di Firenze sono conosciuti casi di aggressioni e uccisioni di asini (Berzi *et al.*, 2008); per questo l'utilizzo di tali animali è fortemente sconsigliato.

UTILIZZO DI BARRIERE COMPORTAMENTALI

Il complesso sistema di comunicazione e di interazione di gruppo è alla base del comportamento sociale del branco. I lupi regolano i loro rapporti sociali attraverso sistemi di comunicazione vocali, posturali e olfattivi. Tra le vocalizzazioni l'ululato assolve a diverse

funzioni, tra cui quella di marcare i confini del territorio nei confronti di individui/branchi estranei.

Di solito i branchi rispondono a un ululato quando risiedono in un territorio e lo difendono, mentre i branchi che non rispondono si allontanano (Harrington e Mech, 1979; Harrington e Asa, 2003). In base a tale principio sono state effettuate, in Polonia e in USA, delle esperienze con l'emissione di ululati di lupi aggressivi allo scopo di evitare l'avvicinamento dei branchi alle aree ove stazionano animali domestici. Tuttavia non risultano lavori scientifici sufficienti ad attestarne l'efficacia; inoltre in un contesto come quello italiano, dove esiste una sostanziale continuità tra le varie zone rurali e dove non ci sono zone selvagge di grandi dimensioni, tale metodo potrebbe indurre i predatori ad allontanarsi di pochi chilometri spostando il problema da un'area all'altra (Sorbeti Guerri *et al.*, 2010).

Gli animali sanno riconoscere eventi, visivi e sonori, ai quali

associare un pericolo, da quelli innocui che caratterizzano il quotidiano utilizzo dei luoghi. Il livello di allarme dipende dal richio che l'animale è in grado di associare a quel rumore o a quella visione. Può accadere che un suono o una visione in grado di allarmare gli animali in zone indisturbate non abbia lo stesso effetto in prossimità dei centri abitati. Inoltre, se a un evento ritenuto segnale di pericolo, non segue il pericolo effettivo gli animali tendono a riclassificarlo come innocuo mutando il loro comportamento di risposta. Si stima che siano necessari circa tre giorni perché un animale giunga ad assuefarsi a un evento e smetta di considerarlo a rischio; per questo i metodi classici di dissuasione ottica e sonora (scoppi ripetuti, luci intermittenti, sagome di predatori) presentano un'efficacia modesta se non nulla (Sorbeti Guerri *et al.*, 2010).

I dispositivi di dissuasione elettronici più recenti sono attivati dagli animali stessi quando passano davanti al sensore. Tali strumen-



Fig. 6. Un cartello affisso all'interno del Parco Regionale delle Alpi Apuane in provincia di Lucca che avverte della presenza di cani da guardiania e indica il comportamento da tenere.

ti possono emettere suoni e rumori randomizzati e in numero indefinito attingendo da archivi di file contenuti in schede di memoria selezionabili in relazione alla specie e alla zona di utilizzo. Se si ha l'accortezza di cambiare periodicamente la collocazione degli strumenti si riesce a ridurre sensibilmente l'effetto di assuefazione. Attualmente sono in corso esperienze e indagini, principalmente in Toscana e in Emilia Romagna, dove metodi di dissuasione con emissioni di ultrasuoni sono stati utilizzati per la protezione di produzioni agricole da brucatura di ungulati con tempi di rischio limitati (vigneti e frutteti nella fase di emissione primaverile dei getti, di maturazione dei frutti, ecc.). Al momento è prematuro esprimere un giudizio sull'efficacia di tale metodo poiché il campione è estremamente limitato (Vignoli, com. pers.).

Gli animali sono in grado di apprendere informazioni relative al cibo e alle conseguenze della sua ingestione (Garcia *et al.*, 1989): a un assaggio può seguire l'ingestione o la reazione di rigetto o disgusto. Se il cibo è nutriente e non porta disturbi, la tendenza a ingerirlo ancora e l'avvicinarsi a esso saranno rinforzati; se l'ingerimento provoca disturbi di digestione, il cibo di quel sapore tenderà a essere rifiutato e a suscitare una reazione di disgusto. Tale fenomeno è definito "apprendimento dell'avversione al gusto" (Conditioned Taste Aversion - CTA) o "Effetto Garcia". Nel 1974 Carl Gustavson, per primo, ha utilizzato delle esche di carne trattate con cloruro di litio su lupi e coyote in cattività per ridurre la predazione di pecore. Esperimenti più recenti effettuati su lupi e coyote hanno dimostrato che, dopo aver consumato resti di montone contenenti sostanze che hanno portato un malessere, i predatori hanno evitato di cibarsene ancora e, molto

tempo dopo essere guariti, non si sono avvicinati alle prede (Lowell, 2008). Anche il semplice belare o l'odore degli animali che hanno causato il malessere dissuadono l'animale dal consumare la preda.

Secondo Lowell (2008) l'induzione del CTA sembra essere molto efficace perché agisce su una parte diversa del cervello rispetto a quella su cui agiscono i segnali emessi dai metodi di prevenzione classici. Nel caso del condizionamento classico la punizione/ricompensa deve seguire l'azione dell'animale e, per evitare che stimoli intervenuti nel frattempo lo confondano, la punizione deve essere ripetuta nel tempo. Nel caso del CTA, invece, l'apprendimento è diverso; per questo, non solo l'animale attribuisce il malessere al cibo ingerito anche se i due eventi sono distanti fino a due ore, ma è sufficiente un solo episodio perché l'animale associ il disturbo alla causa e, per di più, lo conservi nella memoria per molto più tempo (Parker, 2003).

I metodi di prevenzione classici si basano sulla realizzazione di barriere fisiche o chimiche che l'animale cercherà sempre di eludere o di forzare e che, quindi, devono essere sempre attive e funzionanti. Il CTA, invece, rappresenta una barriera psicologica: sarà l'animale stesso a rifiutarsi di compiere un'azione che ritiene dannosa per sé stesso (Sorbeti Guerri *et al.*, 2010).

L'apprendimento dell'avversione al gusto è stato proposto come metodo di prevenzione dei danni provocati dagli animali al bestiame o ai raccolti. In tale senso è in corso sul territorio nazionale una sperimentazione nella quale l'animale da proteggere indossa uno speciale collare munito di piccoli contenitori contenenti sostanze irritanti per il lupo. In caso di morso il predatore dovrebbe associare l'attacco a una sensazione di disgusto o nausea.

Tale dispositivo potrebbe rivelarsi particolarmente efficace nel proteggere gli stessi cani da guardiania o capi di particolare pregio genetico (Bersi, com. pers.).

CONCLUSIONI

È possibile che metodologie di prevenzione dei danni da fauna selvatica ritenute di sicura efficacia e, quindi, ampiamente diffuse risultino improvvisamente "vulnerabili", così come metodologie innovative proposte come risolutive perdano rapidamente la loro efficacia "miracolosa". In realtà ciò che, talvolta, difetta è una affidabile documentazione tecnica sui vari sistemi di prevenzione dei danni fondata su indagini scientifiche interdisciplinari in modo da validare e proporre sistemi di difesa specifici per i diversi contesti ambientali e per i diversi sistemi di conduzione dell'impresa agricola e zootecnica. È opportuno sottolineare che per ogni situazione aziendale e ambientale occorre prevedere soluzioni specifiche il cui uso non è detto che possa essere generalizzato (Box 1).

Spesso occorre adottare stra-

Box 1. Checklist utilizzata per scegliere il sistema preventivo più idoneo in riferimento all'azienda agricola-zootecnica in esame (Sorbeti Guerri *et al.*, 2010).

Fattori da valutare per stabilire il sistema di prevenzione più idoneo

- dimensione aziendale,
- presenza di personale,
- dotazione di strutture di ricovero,
- modalità di gestione giornaliera e stagionale del bestiame,
- collocazione topografica dei pascoli rispetto al centro aziendale,
- grado e tipologie di utilizzazione sociale del comprensorio,
- sicurezza pubblica,
- sostenibilità economica e presenza di interventi pubblici di sostegno.

ategie di prevenzione che prevedano l'uso integrato di diversi sistemi di difesa in grado di svolgere azioni complementari fra loro. Esistono, inoltre, situazioni ambientali e ge-

stionali in cui gli strumenti di prevenzione tradizionali trovano notevoli limitazioni sia per le difficoltà di realizzazione delle strutture che per il rilevante impegno economi-

co. La prevenzione appare, comunque, l'unica strada da perseguire anche se rappresenta un elevato costo in termini d'investimento, di manutenzione e di gestione.

Bibliografia

- Autore ignoto, 2005. *Il lupo in Piemonte: azioni per la conoscenza e la conservazione della specie, per la prevenzione dei danni al bestiame domestico e per l'attuazione di un regime di coesistenza stabile tra lupo ed attività economiche. Report 2005*. Regione Piemonte, pp. 51. Disponibile in <https://www.catouno.it/wp/wp-content/uploads/2018/06/2005-report-Progetto-Lupo.pdf>
- Barbari M., Monti M., Pellegrini P., Sorbetti Guerri F., 2003. La Costruzione di edifici agricoli in legno massiccio sulla base di progetti tipo. In: *Costruire in legno - Progetti tipo di fabbricati e annessi agricoli*. Edizione 2003 riveduta e aggiornata, ARSIA Regione Toscana, Firenze, pp. 17-69.
- Berzi D., Mazzarone V., Dallai M., Stasi E., 2008. Il Lupo (*Canis lupus*) in contesti periurbani della Provincia di Firenze: aspetti della presenza, ecologia e conflitto con il settore zootecnico. In: *Atti del Convegno Ricerca scientifica e strategie per la conservazione del lupo (Canis lupus) in Italia*. MATTM-INFS, Quaderni di conservazione della natura N. 33. Roma pp. 223-234.
- Capponi C., 2010. Danni da predatori alla zootecnia: l'esperienza della Regione Piemonte. In: Autori Vari, *Danni causati alla fauna selvatica all'agricoltura*. Accademia dei Georgofili, ed. Olimpia, pp. 147-153.
- Ciucci P., Teofili C., Boitani L. (a cura di), 2005. Grandi carnivori e zootecnia tra conflitto e coesistenza. *Biol. Cons. Fauna*, **115**, 192 pp.
- Di Luzio P., Riga F., 2009. Un'ideonea recinzione elettrica previene i danni dei cinghiali alle coltivazioni. *Vita in Campagna*, **9**: 53-56.
- Ducoli V., 2010. I danni da predatori alla zootecnia nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. In: Autori Vari, *Danni causati alla fauna selvatica all'agricoltura*. Accademia dei Georgofili, ed. Olimpia, 217-224.
- Garcia J., Kimeldorf D.J., Koelling R.A., 1989. Conditioned aversion to saccharin resulting from exposure to gamma radiation. *Science*, **122** (3160): 157-8.
- Genovesi P., 2002. *Piano d'azione nazionale per la conservazione del Lupo (Canis lupus)*. Quad. Cons. Natura, 13, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 100 pp.
- Giotti M., Guerrini A., Nonis D., Pellegrini P., Pini L., Sorbetti Guerri F., 2005. *Uso di un S.I.T. per lo studio degli effetti delle attività agricole sulle aree protette Senesi*. In: P. Pellegrini, L. Pini, F. Sorbetti Guerri, M. Giotti, A. Guerrini, D. Nonis. (2005). *Atti Del Convegno "L'ingegneria Agraria per Lo Sviluppo Sostenibile Dell'area Mediterranea"*. Catania, 27-30 giugno. 11 pp. Disponibile in <http://hdl.handle.net/2158/16888>.
- Gustavson C.R., Garcia J., Hankins W.G., Rusiniak K.W., 1974. Coyote predation control by aversive conditioning. *Science*, **184** (4136): 581-583.
- Harrington F.H., Mech L.D., 1979. Wolf howling and its role in territory maintenance. *Behavior*, **68**: 207-249.
- Harrington F.H., Asa C.S., 2003. Wolf communication. In: Mech L.D., Boitani L., *Wolves. Behavior, ecology, and conservation*. pp. 66-103.
- Lowell K.N., 2008. *Predation politics: the sad story of wolves, conditioned taste aversion, and the wildlife management hierarchy*. www.conditionedtasteaversion.net/ (Revised March, 2008).
- Musiani M., Visalberghi E., 2001. The effectiveness of fladry on wolves in captivity. *Wildlife Society Bulletin*, **29**: 91-98.
- Parker L.A., 2003. Taste Avoidance and Taste Aversion: Evidence for Two Different Processes. *Animal Learning & Behavior*, **31** (2): 165-172.
- Reinhardt I., Rauer G., Kluth G., Kaczensky P., Knauer F., Wotschikowsky U., 2012. Livestock protection methods applicable for Germany - a country newly colonized by wolves. *Hystrix*, **23** (1): 62-72.
- Smith L, Hutchinson J., De Nesti L., 2014. Living with livestock e wolves. Disponibile in: <http://westernwildlife.org/wp-content/uploads/2015/10/Living-with-Livestock-and-Wolves-Wolf-Livestock-Conflict-Avoidance-A-Review-of-the-Literature.pdf>
- Sorbetti Guerri F., Berzi D., Innocenti S., Conti L., 2010. La prevenzione dei danni da predatori al patrimonio zootecnico: strumenti tradizionali e innovativi per la difesa delle produzioni e la conservazione delle specie protette. In: Autori Vari, *Danni causati alla fauna selvatica all'agricoltura*. Accademia dei Georgofili, ed. Olimpia, pp. 153-184.
- Vidrih T., Trdan S., 2008. Evaluation of different designs of temporary electric fence systems for the protection of maize against wild boar (*Sus scrofa* L., Mammalia, Suidae). *Acta agriculturae Slovenica*, **91** (2): 343-349.

Caratterizzazione delle comunità diatomiche epilittiche della Regione Basilicata

Giovanna Filippo¹, Salvatore Longo², Achille Palma², Teresa Trabace²

¹ Personale somministrato in ARPAB-CRM, S.S. Jonica 106, Km 448,2 - 75012 Metaponto (MT)

² Area di Biologia Ambientale ed Ecotossicologia ARPAB-CRM, S.S. Jonica 106, Km 448,2 - 75012 Metaponto (MT)

* Referente per la corrispondenza: teresa.trabace@arpab.it

Pervenuto il 3.7.2020; accettato il 26.9.2020

RIASSUNTO

I corsi d'acqua sono popolati da una grande varietà di micro- e macroalghe, tra le quali soprattutto Bacillariophyceae o diatomee, le quali sono incluse ormai stabilmente nei programmi di monitoraggio delle acque correnti per la loro grande sensibilità nei confronti dei nutrienti e, in generale, degli inquinanti. In questo studio, il Laboratorio di Biologia Ambientale ed Ecotossicologia di ARPA - Centro Ricerche di Metaponto (MT), ha identificato le comunità diatomiche che caratterizzano gli otto bacini ricadenti nel territorio della Regione Basilicata. Nel corso di due anni di campionamento (2018-2019) sono state studiate le comunità diatomiche epilittiche presenti su massi, pietre e ciottoli. I risultati dello studio hanno evidenziato che in tutti i bacini idrografici oggetto d'indagine il numero di specie più elevato è rappresentato dai generi *Nitzschia*, *Navicula* e *Gomphonema*. Inoltre dall'analisi dei risultati ottenuti è stato rilevato che nel bacino del Noce è presente anche il genere *Achnantheidium* con un numero di specie elevato e nel bacino del Sele il genere *Cocconeis*. Le comunità diatomiche maggiormente diversificate sono state rinvenute nel bacino dell'Agri e del Basento, probabilmente grazie all'elevata diversità di habitat; i bacini del Cavone e del Sele hanno rivelato, al contrario, una comunità meno ricca di specie.

PAROLE CHIAVE: Bacillariophyceae / bioindicatore / bacino idrografico

Characterization of diatomic communities epilithics of the Basilicata Region

Rivers are populated by a great variety of micro- and macroalgae, especially Bacillariophyceae or diatoms, which have proved to be very suitable for the monitoring of running waters, both for their great sensitivity towards stressors characterizing eutrophication and pollution of the courses of water, and because they have the ecological and taxonomic requirements of excellent bioindicators. In this study, the Laboratory of Environmental Biology and Ecotoxicology of the Regional Environmental Agency (ARPA) - Research Center of Metaponto (MT), has identified and characterized the diatom communities of the eight basins in the territory of the Basilicata Region. In particular, the epilithic diatoms present on lithic substrates, such as boulders, stones and pebbles, were studied during two years of sampling (2018-2019). The results of the study showed that in all areas under investigation, the highest number of species is represented by the genera *Nitzschia*, *Navicula* and *Gomphonema*. Furthermore it has been found that these three genera are accompanied by a large number of *Achnantheidium* species in the Noce basin and, in the Sele basin, by the genus *Cocconeis*. The most diversified diatom communities were found in the Agri and Basento basins, probably due to the high diversity of habitats; the Cavone and Sele basins revealed, on the contrary, less species-rich assemblages.

Key words: Bacillariophyceae / bioindicator / watershed

INTRODUZIONE

Premessa

I corsi d'acqua sono popolati da una grande varietà di cianobatteri e di micro- e macroalghe: *Chrysophyceae* o alghe dorate, *Xanthophyceae* o alghe

gialle, *Rhodophyceae* o alghe rosse, *Chlorophyceae* o alghe verdi, *Zygnematophyceae* o coniugatoficee, Charophyceae o alghe a candelabro e soprattutto *Bacil-*

lariophyceae o diatomee. Queste ultime si sono rivelate idonee al monitoraggio delle acque correnti, sia per la loro grande sensibilità nei confronti dei fattori eutrofiz-

zanti e inquinanti dei corsi d'acqua, sia perché possiedono i requisiti ecologici e sistematici dei bioindicatori d'eccellenza (Dell'Uomo, 2004). Infatti:

- sono presenti in tutti i corsi d'acqua ed in tutti gli ambienti fluviali;
- sono presenti durante tutto l'anno;
- sono sensibili alle variazioni dei parametri chimico-fisici della matrice ambientale;
- sono completamente sommerse, bentoniche e facili da campionare;
- sono molto note le caratteristiche tassonomiche ed ecologiche;
- hanno un breve tempo di resilienza: la comunità diatomica danneggiata presenta un'elevata capacità di ripresa, cessato il fattore di disturbo.

La Diatomee, alghe unicellulari appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae, sono organismi eucarioti autotrofi contenenti clorofilla *a* e altri pigmenti e presentano dimensioni che variano da pochi micron ad oltre mezzo millimetro. La parete cellulare, l'elemento caratterizzante della classe, è fortemente impregnata da silice amorfa idrata ed è costituita da due valve, ipoalva ed epivalva, le quali incastrate l'una nell'altra costituiscono il *frustulo*.

Come produttori primari forniscono informazioni utili sullo stato di salute del fiume (ISTISAN, 2009): la composizione e la struttura delle comunità varia in funzione delle condizioni ambientali e idromorfologiche del corpo idrico: solo alcune mostrano un'ampia valenza ecologica, molte sono invece estremamente esigenti e non tollerano grandi variazioni di alcuni parametri quali la salinità, i nutrienti ecc., diventando rappresentative e caratterizzanti dell'area.

La tassonomia e l'autoecologia delle diatomee sono ben

documentate in letteratura con un'ampia bibliografia (Krammer e Lange-Bertalot, 1986; 1988; 1991a; 1991b; Round *et al.*, 1990; Van Dam *et al.*, 1994; Lange-Bertalot, 2000; 2001; 2002; 2003; Cantanati *et al.*, 2017) ed è in continua evoluzione. La principale problematica legata all'efficacia delle diatomee come bioindicatore risiede nell'identificazione tassonomica: le loro dimensioni microscopiche richiedono la preparazione del campione con eliminazione della sostanza organica, il montaggio su vetrini e l'utilizzo di un microscopio ottico ad alta risoluzione.

Essendo organismi fotosintetizzanti, sono influenzate da numerosi fattori abiotici, quali salinità, concentrazione di cloruri, ossigeno, silice, sostanza organica, nutrienti, velocità di corrente e metalli pesanti. Secondo una classificazione di Van Dam *et al.* (1994) rielaborata da Dell'Uomo (2004) si possono distinguere in: alofobe (tollerano $[Cl^-] < 20$ mg/L), oligoalobie esigenti (tollerano $[Cl^-] < 50$ mg/L), oligoalobie tolleranti (con sviluppo ottimale a 50 mg/L $< [Cl^-] < 200$ mg/L), alofile (con sviluppo stimolato da 200 mg/L $< [Cl^-] < 500$ mg/L), β -mesoalobie (tipiche di acque oligosalmastre con 500 mg/L $< [Cl^-] < 5$ g/L), α -mesoalobie (forme di acqua salmastra con 5 g/L $< [Cl^-] < 20$ - 30 g/L), eualobie (forme tipicamente marine, 30 g/L $< [Cl^-] < 40$ g/L), iperalobie (tollerano $[Cl^-] > 40$ g/L).

In considerazione delle concentrazioni della sostanza organica e dei nutrienti, comprese tra le variabili chimiche più importanti per la valutazione della qualità dell'acqua, le diatomee sono state definite secondo il sistema saprobico (Sládeček, 1973; Van Dam *et al.*, 1994):

- 1) xenosaprobie (sensibili alla minima presenza di sostanza organica);

- 2) oligosaprobie (tollerano solo piccole quantità di sostanza organica);

- 3) β -mesosaprobie (sopportano condizioni in cui la materia organica è presente, ma completamente degradata);

- 4) α -mesosaprobie (forme di ambienti in cui la degradazione è soltanto parziale e induce il consumo totale dell'ossigeno disciolto);

- 5) polisaprobie (tollerano condizioni d'inquinamento organico molto forte, in cui l'anossia può portare a processi riduttivi con sviluppo di sostanze tossiche).

Infine, il fosforo e l'azoto, essendo fattori limitanti per la crescita algale, influenzano la distribuzione delle Diatomee, le quali possono essere suddivise (Van Dam *et al.*, 1994) in specie caratteristiche di ambienti ultraoligotrofi ($[P$ totale] < 4 - 5 μ g/L), oligotrofi ($[P$ totale] < 10 μ g/L), mesotrofi ($[P$ totale] < 35 μ g/L), eutrofi ($[P$ totale] < 100 μ g/L), e ipertrofi ($[P$ totale] > 100 μ g/L).

L'ambito territoriale e ambientale: i Bacini idrografici della Regione Basilicata

Il territorio della Basilicata comprende otto bacini idrografici dei fiumi Bradano, Basento, Cavone, Agri, Sinni, Ofanto, Sele e Noce (Fig. 1); di questi il fiume Noce sfocia nel Mar Tirreno, i fiumi Ofanto e Sele la attraversano e i restanti corsi d'acqua recapitano nel Mar Jonio. La Regione è ricca di risorse idriche superficiali e sotterranee, ed è inoltre contraddistinta dalla presenza di un notevole sistema d'infrastrutture idriche (invasi, traverse e condotte) per l'accumulo e l'erogazione delle acque. Alla ricchezza di risorse ambientali si oppone la fragilità del territorio evidenziata da diffusi fenomeni di dissesto idrogeologico (frane ed alluvioni), conseguenti

alle proprie caratteristiche geologiche, geomorfologiche, idrogeologiche e sismiche (Autorità di Bacino Distrettuale dell'Appennino Meridionale Sede Basilicata)⁽¹⁾. La caratterizzazione delle comunità diatomiche presenti nei corpi idrici è stata effettuata sulla base dei risultati ottenuti nel monitoraggio delle acque della Regione Basilicata, distribuita territorialmente nel Distretto Idrografico dell'Appennino Meridionale nelle idroecoregioni HER16-Basilicata tavoliere e HER18-Appennino Meridionale. Della rete di monitoraggio individuata fanno parte 89 stazioni di indagine nei corsi d'acqua; di queste 65 sono risultate idonee all'indagine sulla comunità diatomica e sono così distribuite: 14 nel bacino dell'Agri, 11 nel Basento, 7 nel Bradano, 4 nel Cavone, 5 nel Noce, 8 nel Sinni, 5 nel Sele e 7 nell'Ofanto.

Bacino dell'Agri

Il fiume Agri nasce non lontano dalla sorgente del Basento,

(1) <http://www.adb.basilicata.it/>

scorre nel settore occidentale della Basilicata e riceve i contributi di numerose sorgenti; queste, alimentate da strutture idrogeologiche carbonatiche e calcareo-silicee, determinano nella parte superiore del bacino deflussi di magra di una certa entità. La distribuzione delle portate dell'Agri nel corso dell'anno rispecchia l'andamento delle precipitazioni nel bacino: alle siccità estive corrispondono magre molto accentuate soprattutto nelle sezioni inferiori, dove è minore l'influenza degli apporti sorgivi del bacino montano.

Bacino del Basento

Il fiume Basento nasce nell'Appennino lucano settentrionale e sfocia nel Golfo di Taranto; è caratterizzato da una scarsa percentuale di superficie permeabile, precipitazioni scarse nella parte bassa del bacino e piuttosto copiose nella parte più alta, dove si riscontra anche una discreta presenza di emergenze sorgentizie.

Nel tratto montano il corso d'acqua riceve diversi contributi sorgentizi; in quello intermedio

assume caratteri morfologici tipici degli alvei sovralluvionati e, prima di sfociare nel Mar Jonio, attraversa la piana costiera di Metaponto, dove i sistemi di dune ben sviluppati frenano il deflusso delle acque superficiali favorendone il ristagno.

Bacino del Bradano

Il fiume Bradano è il primo dei fiumi jonici da nord, sfocia nel Golfo di Taranto e interessa tutto il settore centro-occidentale della Basilicata in provincia di Potenza e Matera. Nonostante sia il più esteso della Basilicata, questo fiume ha la più bassa portata media annua alla foce fra i suoi consimili (poco più di 7 m³/s), condizione dovuta alle modeste precipitazioni che sono le più basse nella regione, alla predominanza di terreni poco permeabili e alla conseguente povertà di manifestazioni sorgentizie. Tuttavia, lungo il suo percorso e quello di alcuni suoi affluenti sono state realizzate importanti opere idrauliche, quali dighe e traverse.

Bacino del Cavone

Il fiume Cavone nasce nella zona montuosa centro-meridionale della Basilicata, percorre da nord-ovest a sud-est la provincia di Matera e raggiunge la costa ionica nel Golfo di Taranto.

Il bacino presenta caratteri morfologici prevalentemente collinari, ad eccezione della porzione settentrionale a morfologia montuosa e nella porzione orientale in cui si passa da una morfologia da basso collinare a pianeggiante, in prossimità della costa. Il Cavone non ha affluenti importanti, al di fuori del torrente Misegna e, in assenza di precipitazioni meteoriche, la portata nel periodo estivo è molto ridotta, in quanto il contributo del deflusso idrico sotterraneo è trascurabile.

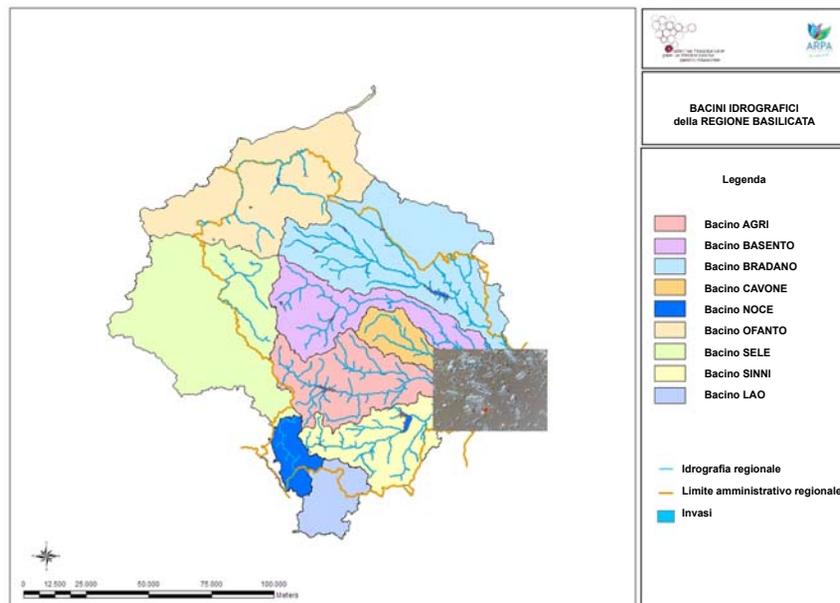


Fig. 1. I bacini idrografici della Regione Basilicata.

Bacino del Noce

Il fiume Noce scaturisce dalle Murge del Principe e sfocia nel mar Tirreno, nella Piana di Castrocuoco, a circa 8 km a sud di Maratea. Il regime idrologico del fiume Noce è caratterizzato da una grande varietà delle portate dovuta alle rilevanti pendenze della rete idrografica e alla modesta ampiezza del bacino; nell'ambito dell'impluvio complessivo si riscontano vari sottobacini di una certa importanza aventi forme e caratteristiche diverse, definiti dagli affluenti del corso principale; il bacino del Noce e i bacini minori scolanti nel Mar Tirreno presentano morfologia prevalentemente montuosa.

Bacino dell'Ofanto

Il fiume Ofanto è il più settentrionale dei fiumi lucani e attraversa complessivamente tre regioni con una lunghezza di 134 km e un bacino imbrifero totale di oltre 3000 km², di cui poco più di 1320 ricadono nel territorio lucano; in tale zona, che coincide con la parte centrale del suo percorso, il suo andamento è costituito da numerosi meandri.

Bacino del Sele

Il bacino del fiume Sele interessa la parte montuosa centro-occidentale della regione per circa 833 km², riguardanti i subaffluenti Marmo-Platano e Melandro, tributari del Tanagro, affluente di sinistra del Sele. La portata media annua del Sele a 10 km dalla foce è di oltre 69 m³/s, di cui quasi 11 provengono dal Tanagro. Il suo bacino confina a nord con quello dell'Ofanto, ad est con quelli dei fiumi Basento ed Agri.

Bacino del Sinni

Il fiume Sinni nasce a quota 1380 metri sul versante orientale del monte Sirino-Papa e percorre da ovest a est l'estremo settore

meridionale della Basilicata. Ha una considerevole portata media annua, conseguenza del notevole afflusso meteorico; allo scopo di sfruttare tale risorsa sono stati realizzati diversi invasi artificiali soprattutto quello di Monte Cotugno.

Il bacino del fiume Sinni presenta caratteri morfologici prevalentemente montuosi; le aree pianeggianti si rinvengono in prossimità del litorale jonico (Piana di Metaponto) e in prossimità dell'alveo del fiume Sinni e dei suoi affluenti principali.

MATERIALI E METODI

L'attività in campo e in laboratorio

La metodica di campionamento utilizzata per la valutazione della comunità diatomica è l'ICMi-*Intercalibration Common Metric Index* (ISPRA, 2014b). Si tratta di un indice multimetrico composto dall'Indice Trofico TI (Rott *et al.*, 1999) e dall'Indice di Sensibilità agli Inquinanti IPS (CEMAGREF, 1982); entrambi gli indici prevedono l'identificazione a livello di specie, ad ognuna delle quali viene attribuito un valore di sensibilità (affinità/tolleranza) all'inquinamento e un valore di affidabilità (ISTISAN, 2009).

Le attività d'indagine in campo 2018-2019 sono state condotte nei mesi di maggio-giugno (periodo di morbida) e settembre-ottobre (periodo di magra), durante i quali le diatomee raggiungono il massimo sviluppo in termini di copertura e biodiversità. In condizioni di piena, causata da forti temporali, è stato necessario aspettare tre o quattro settimane per la valutazione quali-quantitativa del corso d'acqua.

Il campionamento è stato eseguito esclusivamente su substrati litici, in zone di *riffle*, dove sono presenti le diatomee più idonee

allo studio. I substrati litici scelti, erano completamente sommersi ed esposti alla luce e non avevano subito recenti rotolamenti. Il prelievo è stato eseguito raschiando a più riprese con uno spazzolino (Fig. 2) una superficie compresa tra 100 cm² e 500 cm²; i supporti erano dislocati lungo tutto il transetto scelto (almeno 10 m) per essere rappresentativi della stazione indagata, evitando immissioni puntiformi e microambienti, come le pozze e le anse di ristagno. Il campione prelevato è stato fissato *in situ* in etanolo al 70% ed etichettato adeguatamente.

La sistematica delle Diatomee si basa sull'osservazione del frustulo siliceo; per questo è necessario distruggere la sostanza organica mediante soluzioni ossidanti e fissare il campione su un vetrino (Fig. 3) con una resina ad alto indice di rifrazione (i.r. = 1,74), il Naphrax. Poiché la silice ha un indice di rifrazione molto simile a quello dell'acqua, senza questo accorgimento non sarebbero state evidenziate le ornamentazioni presenti sul frustulo, importanti caratteristiche tassonomiche. I vetrini sono stati osservati al microscopio ottico con obiettivo ad immersione a 1000 ingrandimenti ed esaminati tramite il software di analisi delle immagini NIS-Element BR, a disposizione presso i laboratori biologici dell'ARPAB - Centro di Ricerche di Metaponto. La lista delle specie è stata realizzata tramite il conteggio di 400 valve per vetrino, prendendo in considerazione frustuli interi e singole valve.

La determinazione tassonomica è stata effettuata utilizzando le seguenti Guide tassonomiche e siti di riferimento:

- Krammer K. & Lange Bertalot H., 1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000. *Bacillariophyceae*. Teil: Naviculaceae; Bacillariaceae,

- Epithemiaceae, Surirellaceae; Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae; Achnantaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* und *Gomphonema*; and french translation of the keys. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/1-5, Fischer, Stuttgart.
- Falasco E., Piano E., Bona F. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*, 27 (1): 292 pp.
 - Prygiel J., Coste M. *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées* – NF T 90-354. Bordeaux: Etude de l'Agence de

l'Eau, Cemagref, 2000.

- ISPRA, 2014a. *Atlante delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua italiani*. Manuali e Linee Guida 110.
- Diatoms of the North America⁽²⁾
- Listing the World's Algae⁽³⁾.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il presente lavoro è il risultato dell'elaborazione dei dati ottenuti negli anni d'indagine 2018 e 2019.

Nella tabella I è stata riportata la comunità diatomatica rilevata nei bacini idrografici della Regione Basilicata, sulla base dell'elenco presente nel file per il calcolo dell'ICMi, riportato sul sito dell'ISPRA⁽⁴⁾. Al piede della tabella sono

stati riportati il numero di siti d'indagine per bacino, il numero dei campioni analizzati e il numero di specie individuate.

L'indagine tassonomica è stata effettuata per la valutazione dello stato ecologico secondo la Direttiva Quadro sulle Acque in diversi corpi idrici ricadenti negli otto bacini idrografici: per ogni bacino, è stata indicata la presenza delle singole specie con un simbolo (+). Per ogni specie è stato riportato il codice ad essa associato e il genere. Nella prima colonna della tabella I, sono state evidenziate con un asterisco le forme teratologiche delle diatomee; alcune specie, infatti, possono mostrare anomalie fenotipiche non adattative del contorno della valva o delle ornamentazioni del frustulo (Falasco *et al.*, 2009). Lo sviluppo delle diatomee teratologiche sembra essere dovuto a diversi fattori di stress ambientali, quali la bassa velocità e il flusso di corrente, condizioni di siccità, intensità della luce, aumento della temperatura (Antoine e Benson-Evans, 1986), diminuzione della qualità delle acque (Gómez e Licursi, 2003), contaminazione da erbicidi (Debenest *et al.*, 2008) e contaminazione da metalli (Falasco *et al.*, 2009).

Nelle tavole I e II sono state riportate le immagini di diatomee bentoniche rinvenute nei corsi d'acqua lucani.

Bacino dell'Agri. La comunità diatomatica è costituita da 143 specie appartenenti a 44 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 18 specie, *Navicula* spp. con 17 specie e *Nitzschia* spp. con 24 specie.

(2) <https://diatoms.org/>

(3) <https://www.algaebase.org/>

(4) SINTAI: Sistema Informativo Nazionale per la Tutela delle Acque Italiane (<http://www.sintai.isprambiente.it>)



Fig. 2. Scelta delle superfici litiche da campionare.



Fig. 3. Preparazione dei vetrini permanenti e Campo visivo osservato al Microscopio ottico Nikon Eclipse Ni, ingrandimento 60 X e olio di immersione.

Tab. I. Comunità diatomica rilevata nei bacini idrografici della Regione Basilicata. I concetti tassonomici e la nomenclatura seguono Hofmann *et al.* (2011).

Genere	Codice Specie	Bacino Agri	Bacino Basento	Bacino Bradano	Bacino Cavone	Bacino Noce	Bacino Ofanto	Bacino Sele	Bacino Sinni	
Achnanthes	AOBG	Achnanthes oblongella Oestrup	+							
Achnanthydium	ACAF	Achnanthydium affine (Grun) Czamecki	+	+	+	+	+		+	
	ADAM	Achnanthydium atomoides Monnier, Lange-Bertalot								
	ADEU	Achnanthydium eutrophilum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	+	+	+			+	
	ADGL	Achnanthydium gracillimum (Meister) Lange-Bertalot	+							
	ADJK	Achnanthydium jacksonii Rabenhorst	+							
	ADKR	Achnanthydium kranzii (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova	+							
	ADMI	Achnanthydium minutissimum (Kützing) Czamecki	+	+	+	+	+		+	
	* ADMT	Achnanthydium minutissimum (Kützing) Czamecki abnormal form	+	+	+					
	ADPY	Achnanthydium pyrenaicum (Hustedt) Kobayasi	+	+	+	+			+	
	* ADPT	Achnanthydium pyrenaicum (Hustedt) Kobayasi abnormal form	+	+	+					
	ADSA	Achnanthydium saprophilum (Kobayasi et Mayama) Round Bukhtiyarova	+	+	+	+			+	
	ADSU	Achnanthydium subatomus (Hustedt) Lange-Bertalot		+						
	Adlafia	ABRY	Adlafia bryophila (Petersen) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	+						
		AMUR	Adlafia minuscula var. muralis (Grunow) Monnier & Ector		+					
Amphipleura	APEL	Amphipleura pellucida Kützing	+	+					+	
Amphora	AAEQ	Amphora aequalis Krammer	+				+			
	ACOP	Amphora copulata (Kützing) Schoeman & Archibald								
	AINA	Amphora inariensis Krammer		+					+	
	ALIB	Amphora libyca Ehrenberg		+						
	AOVA	Amphora ovalis (Kützing) Kützing	+	+					+	
	APED	Amphora pediculus (Kützing) Grunow	+	+	+	+			+	
	* APAB	Amphora pediculus (Kützing) Grunow abnormal form	+	+	+					
	BPAX	Bacillaria paxillifera (O F Müller) Hendey		+	+					
Brachysira	BVIT	Brachysira vitrea (Grunow) Ross	+	+		+			+	
Caloneis	CAMP	Caloneis amphibaena (Bory) Cleve		+						
	CBAC	Caloneis bacillum (Grunow) Cleve		+						
	CHYA	Caloneis hyalina Hustedt					+		+	
	CLCT	Caloneis lancestrula (Schulz) Lange-Bertalot	+	+						
	CMOL	Caloneis molaris (Grunow) Krammer	+							
	CSIL	Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve								
Campylodiscus	CHIB	Campylodiscus hibernicus Ehrenberg		+						
Cocconeis	CLNT	Cocconeis lineata (Ehrenberg)	+	+					+	
	CEUG	Cocconeis euglypta Ehrenberg	+	+					+	
	CPED	Cocconeis pediculus Ehrenberg	+	+					+	
	CPLA	Cocconeis placentula Ehrenberg	+	+					+	
	COPL	Cocconeis pseudolineata (Geitler) Lange-Bertalot	+	+					+	
Craticula	CRAC	Craticula accomoda (Hustedt) Mann							+	
	CRBU	Craticula buderi (Hustedt) Lange-Bertalot							+	
	CHAL	Craticula halophila (Grunow ex Van Heurck) Mann		+					+	
	CMLF	Craticula molestiformis (Hustedt) Lange-Bertalot							+	

(segue)

Codice Genere	Specie	Bacino Agri	Bacino Basento	Bacino Bradano	Bacino Cavone	Bacino Noce	Bacino Ofanto	Bacino Sele	Bacino Sinni
Cyclotella	CMEN <i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thwaites		+				+	+	+
	COCE <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+							
Cymatopleura	CELL <i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W Smith	+							
Cymbella	CAFF <i>Cymbella affinis</i> Kützing	+	+				+	+	+
	CCMP <i>Cymbella compacta</i> Ostrup	+	+						
	CAEX <i>Cymbella excisa</i> Kützing var. <i>excisa</i>				+				
	CLAN <i>Cymbella laevis</i> Naegeli in Kützing var. <i>laevis</i>					+			
	CLBE <i>Cymbella lange-bertalotii</i> Krammer	+							
	CPAR <i>Cymbella parva</i> (W.Sm.) Kirchner in Cohn	+				+			
	CSBH <i>Cymbella subhelvetica</i> Krammer	+							
CTUM <i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+					+			
Cymbopleura	CBAM <i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer			+					+
	CBNA <i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald) Krammer	+							
Denticula	DTEN <i>Denticula tenuis</i> Kützing					+			
Diatoma	DEHR <i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing								
	DEHT <i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing abnormal form					+			+
	DMES <i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing								+
	DMON <i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	+				+			+
	DMOT <i>Diatoma moniliformis</i> Kützing abnormal form								+
	DVUL <i>Diatoma vulgare</i> Bory	+					+		+
Diploneis	DOBL <i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler		+						+
	DSEP <i>Diploneis separanda</i> Lange-Bertalot			+					
Discostella	DSTE <i>Discostella stelligera</i> (Cleve Grunow) Houk Klee								+
Ellerbeckia	EARE <i>Ellerbeckia arenaria</i> (Moore) Crawford								
Encyonema	ECAE <i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	+							
	ENMI <i>Encyonema minutum</i> (Hilse) Mann	+					+		+
	ENNG <i>Encyonema neogracile</i> Krammer	+							
	EPRO <i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing	+							
	ESLE <i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann	+							+
	ENVE <i>Encyonema ventriosum</i> (Agardh) Grunow	+					+		
	ECES <i>Encyonopsis cesatii</i> (Rabenhorst) Krammer								+
Encyonopsis	ENCM <i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	+					+		+
	ECMP <i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & Reichardt	+					+		+
	ESUM <i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & Reichardt								+
	EOLM <i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	+					+		+
Eolimna	ESBM <i>Eolimna subminutula</i> (Manguin) Moser, L-B Metzeltin	+					+		+
	EADN <i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson								
Epithemia	EGOE <i>Epithemia goeppertiana</i> Hilse	+							+
	EUFL <i>Eucoconeis flexella</i> (Kützing) Brun						+		
Eucoconeis									
Eumotia	EARC <i>Eumotia arcus</i> Ehrenberg	+							
	EMIN <i>Eumotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	+							
Fallacia	FLEN <i>Fallacia lenzii</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	+							+
	FSBH <i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) Mann	+							+

(segue)

Genere	Codice Specie	Bacino Agri	Bacino Basento	Bacino Bradano	Bacino Cavone	Bacino Noce	Bacino Ofanto	Bacino Sele	Bacino Sinni
Fistulifera	FPFL		+						+
	FSAP	+	+			+			
Fragilaria	FARC					+			
	FAUT					+			
	FCAP		+	+		+			+
	FCCP	+	+	+		+			+
	FICP	+							
	FRAD	+		+					
	FTEF	+							
	FULN			+					+
	FUAC	+							+
	FVAU	+	+	+		+			+
Frustulia	FSPI		+						
	FVUL	+	+						
Geissleria	GACC								
	GINO		+						
Gomphonema	GANG	+							
	GANT	+	+			+			+
	GAUG	+							
	GCAP	+							
	GCLA	+				+			
	GCLE	+							
	GELG		+						
	GINN		+						+
	GITA							+	+
	GMIC		+	+					+
	GMIN	+	+						+
	GOCU	+							+
	GOLI	+	+						+
	GPAR	+	+						+
GPPO	+	+						+	
GPSP	+	+						+	
GPTE	+	+						+	
GPUM	+	+						+	
GSAR	+							+	
GSCL	+							+	
GTER	+	+						+	
GTRU	+	+						+	
Gyrosigma	GYAC			+					+
	GYAT			+					+
	GYOB	+							+
	GSCI	+							+
Halamphora	HNOR								+

(segue)

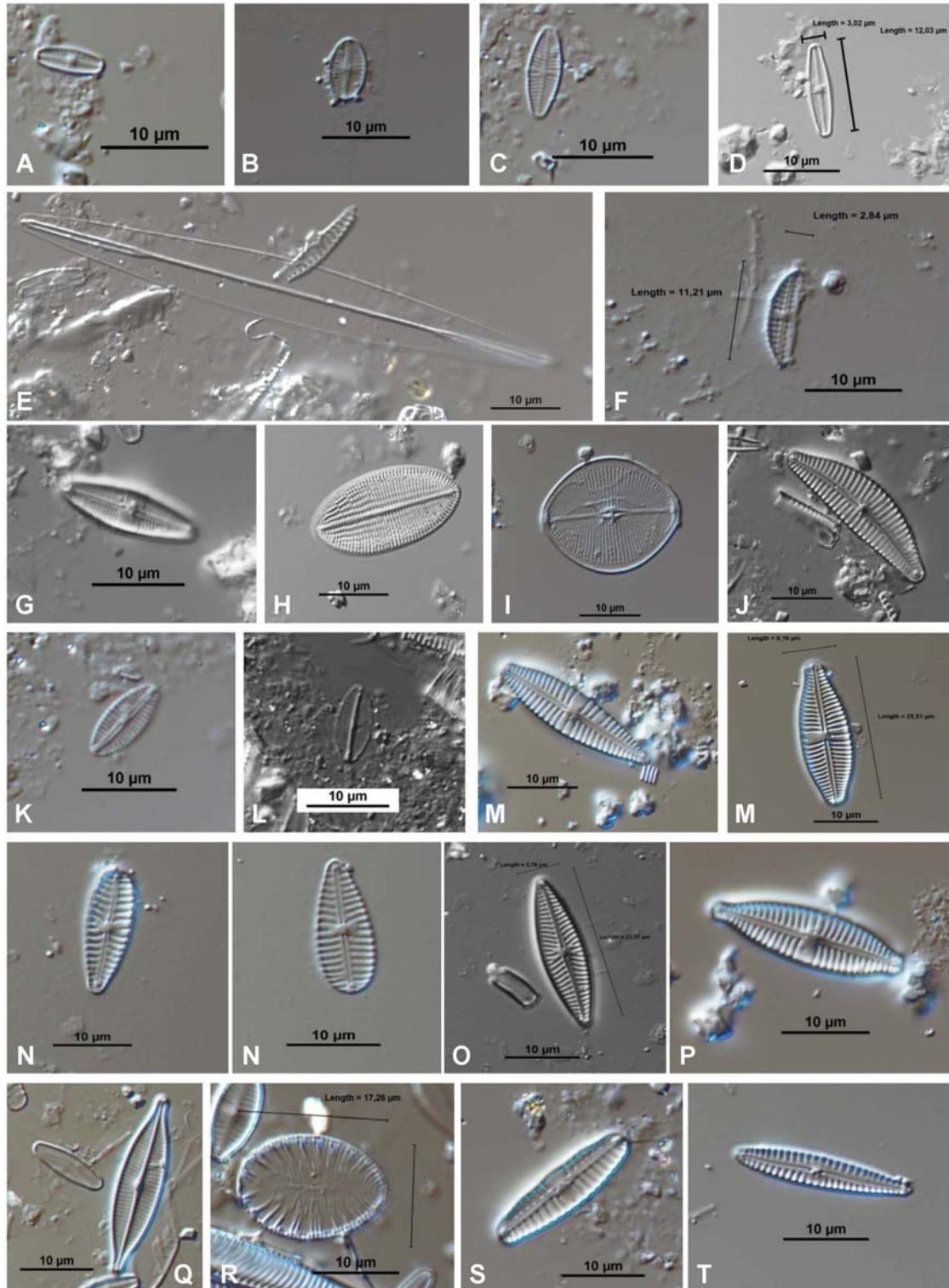
Genere	Codice Specie	Nome	Bacino										Sinni		
			Agri	Basento	Bradano	Cavone	Noce	Ofanto	Sele	Bacino	Sinni				
	HVEN	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	+	+	+	+									
Hantzschia	HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow		+						+					
Luticula	LGOE	<i>Luticula goeppertiana</i> (Bleisch) Mann	+		+										
	LMUT	<i>Luticula mutica</i> (Kützing) Mann	+												
Mastogloia	MSMI	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	+												
Mayamaea	MAAT	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot		+						+					
	MPMI	<i>Mayamaea permissis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin		+						+					+
Melosira	MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	+												
Meridion	MCIR	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh	+	+											
	MCCO	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck	+	+											+
Navicula	NAAM	<i>Navicula amphiceropsis</i> Lange-Bertalot & Rumrich													
	NANT	<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	+	+											+
	NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	+	+											+
	NCAR	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	+												
	NCIN	<i>Navicula cineta</i> (Ehrenberg) Ralfs													+
	NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+												+
	NCEX	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing var. <i>exilis</i> Grunow													
	NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+											+
	NCTO	<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	+	+											+
	NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot		+											
	NESC	<i>Navicula escambia</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot		+											
	NEXI	<i>Navicula exilis</i> Kützing	+	+											
	NFRU	<i>Navicula frugalis</i> Hustedt		+											
	NGER	<i>Navicula germanii</i> Wallace		+											
	NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	+	+											
	NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	+	+											
	NMEN	<i>Navicula menisculus</i> Schumann	+	+											
	NOLI	<i>Navicula oligotrphenta</i> Lange-Bertalot & Hofmann	+	+											
	NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing													
	NRPA	<i>Navicula radiosa</i> Kützing var. <i>parva</i> Wallace		+											
	NRCS	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	+											
	NRCH	<i>Navicula recharidiana</i> Lange-Bertalot	+	+											
	NRHY	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	+	+											
NROS	<i>Navicula rostellata</i> Kützing		+												
NSSY	<i>Navicula schroeteri</i> Meister var. <i>symmetrica</i> (Patrick) Lange-Bertalot		+												
NSPD	<i>Navicula splendida</i> Van Landingham	+													
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (Müller) Bory	+	+												
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot		+												
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing		+												
NVRO	<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kützing) Cleve	+	+												
NVCC	<i>Navicula viridulacalis</i> var. <i>viridulacalis</i> Lange-Bertalot	+	+												
Neidium	NEDU	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve													+

Genere	Codice Specie	Bacino Agri	Bacino Basento	Bacino Bradano	Bacino Cavone	Bacino Noce	Bacino Ofanto	Bacino Sele	Bacino Simni
Nitzschia	NZAB	<i>Nitzschia abbreviata</i> Hustedt in Schmidt & al. (Syn. <i>Nitzschia soratensis</i> E. Morales et Vis. 2007)	+			+			
	NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	+	+	+	+		+	+
	NIAN	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow	+		+				
	NZAG	<i>Nitzschia angustata</i> Grunow var. <i>curta</i> Grunow		+					+
	NAPI	<i>Nitzschia apiculata</i> (Gregory) Grunow	+						+
	NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	+						+
	NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	+	+	+	+			
	NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantsch	+						
	NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs	+	+	+	+			
	NDEN	<i>Nitzschia denticula</i> Grunow	+	+	+	+			
	NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+			
	NDME	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>media</i> (Hantsch) Grunow	+	+	+	+			+
	NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	+	+					
	NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	+	+	+				+
	NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantsch	+	+					
	NHEU	<i>Nitzschia heufferiana</i> Grunow	+	+					
	NHOM	<i>Nitzschia hamburgiensis</i> Lange-Bertalot	+	+	+				
	NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	+	+	+				
	NINT	<i>Nitzschia intermedia</i> Hantsch ex Cleve Grunow	+	+	+				+
	NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W Smith	+	+	+				
	NLSU	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W Smith var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt	+	+	+				
	NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	+	+					
	NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W Smith	+	+	+				+
	NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	+	+	+				
	NIPF	<i>Nitzschia paleaeformis</i> Hustedt	+						
	NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M. Peragallo	+	+					
	NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i> (Kützing) Grunow	+	+	+				+
	NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantsch	+	+	+				
	NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W M Smith	+	+	+				
	NSIO	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W Smith	+	+	+				
	NSIN	<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow	+	+	+				
	NSIT	<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow var. <i>tabellaria</i> Grunow	+	+	+				
NSOL	<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>delognei</i> (Grunow) Lange-Bertalot	+	+	+					
NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	+	+	+					
NISO	<i>Nitzschia solita</i> Hustedt	+	+	+				+	
NITE	<i>Nitzschia tenuis</i> W. Smith	+	+	+					
NTUB	<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	+	+	+					
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	+	+	+					
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantsch	+	+	+					
Pinnularia	PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst		+					
	PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr) Cleve var. <i>microstauron</i>		+					
Planothidium	PTDE	<i>Planothidium delicatum</i> (Kütz) Round Bukhtyarova		+					
	PLFR	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange Bertalot) Round		+					+
	PTLA	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Kütz ex Bréb) L-B		+					
						+			

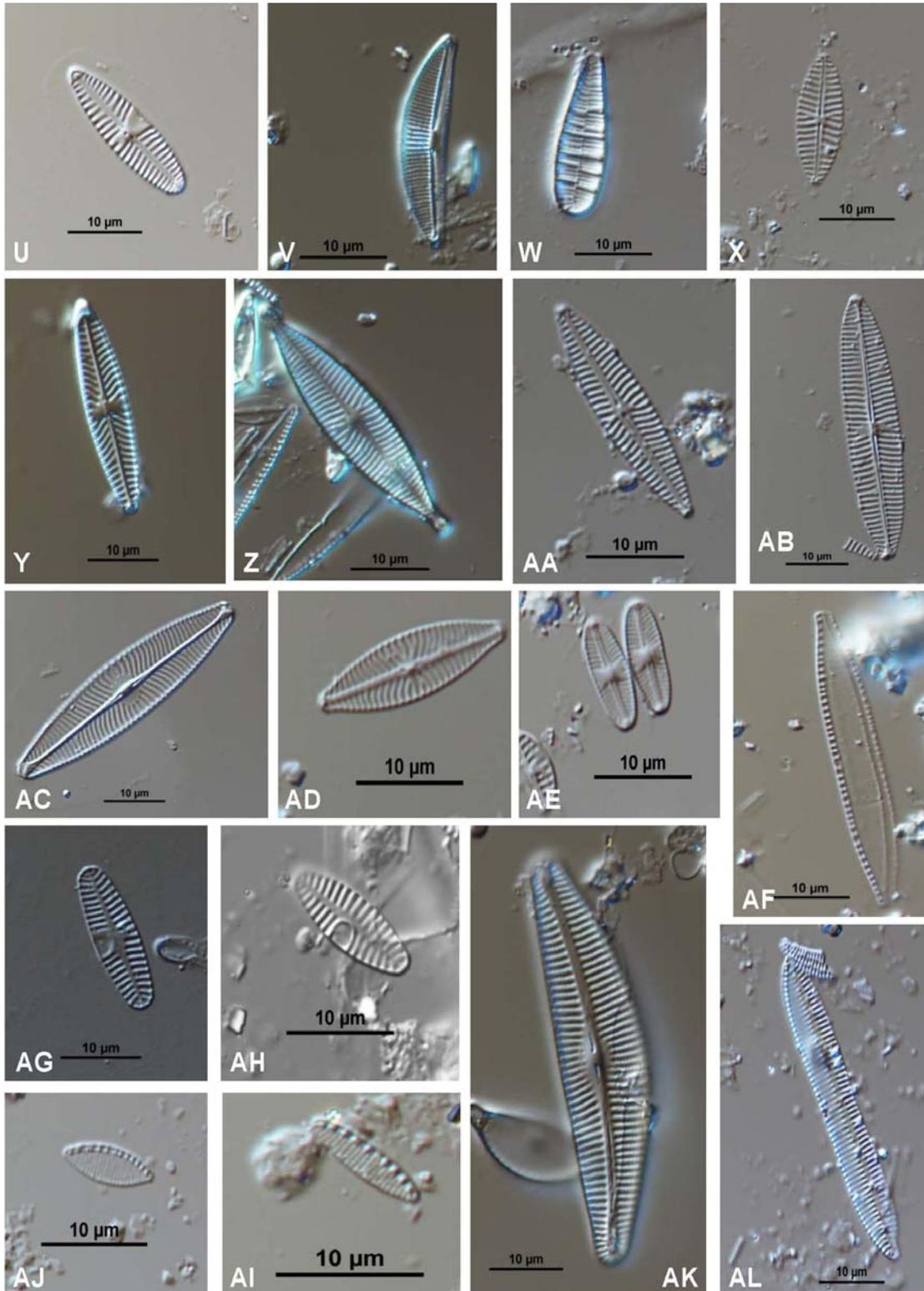
(segue)

Genere	Codice Specie	Codice	Bacino													
			Agri	Basento	Bradano	Cavone	Noce	Ofanto	Sele	Sinni						
Psammothidium	PBIO	<i>Psammothidium bioretii</i> (Germain) Bukhtiyarova et Round														
	PHEL	<i>Psammothidium helveticum</i> (Hustedt) Bukht et Round														
	PSBR	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grun. in Van Heurck) Williams & Round	+												+	
Pseudostaurosira	PPRS	<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W Smith) Morales	+												+	
	PRAD	<i>Puncticulata radiosa</i> (Lemmermann) Hakansson	+													
Reimeria	RSIN	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek Stoermer	+		+										+	
	RUNI	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero Ferrario	+		+											
Rhoicosphenia	RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	+		+										+	
	RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Müller	+													
Sellaphora	SEBA	<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) Mann	+													
	SPUP	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	+				+								+	
	SSEM	<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G.Mann	+													
	SSTM	<i>Sellaphora stroemii</i> (Hustedt) Mann	+												+	
	SIDE	<i>Simonsenia delognei</i> Lange-Bertalot	+													
Stauroneis	SSMI	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	+												+	
Staurosirella	SLEP	<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehr.) Williams & Round	+							+						
Stephanodiscus	SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+													
Surirella	SBRE	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer Lange-Bertalot	+		+										+	
	SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var <i>kuetzingi</i> Krammer Lange-Bertalot	+		+										+	
	SUMI	<i>Surirella minuta</i> Brébisson	+		+										+	
Tabularia	TFAS	<i>Tabularia fasciculata</i> (Agardh) Williams et Round	+													
Tryblionella	TAPI	<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	+		+											+
	TCAL	<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) Mann	+													+
	THUN	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Mann	+													+
Ulnaria	UACU	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M. Aboal	+													+
	UULN	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+													+
Totale numero campioni			21	22	8	8	10	7	7	7	7	7	7	12		
Totale numero stazioni			14	11	7	4	5	5	7	5	5	5	5	8		
Totale numero specie			143	120	85	50	71	69	46	46	46	46	46	84		

TAV. I. **A** *Achnantheidium jackii*; **B** *Psammothidium subatomoides*; **C** *Achnantheidium eutrophilum*; **D** *Achnantheidium minutissimum*; **E** *Amphipleura pellucida*; **F** *Amphora pediculus*; **G** *Caloneis lancettula*; **H** *Cocconeis lineata*; **I** *Cocconeis pediculus*; **J** *Cymbella affinis*; **K** *Eolimna subminuscula*; **L** *Fistulifera pelliculosa*; **M** *Gomphonema micropus*; **N** *Gomphonema olivaceum*; **O** *Navicula cryptotenella*; **P** *Gomphonema parvulum*; **Q** *Navicula gregaria*; **R** *Surirella brebissonii* var. *kuetzingii*; **S** *Reimeria uniseriata*; **T** *Gomphonema elegantissimum*.



TAV. II. **U** *Gomphonema tergestinum*; **V** *Halamphora veneta*; **W** *Meridion circulare*; **X** *Navicula antonii*; **Y** *Navicula cari*; **Z** *Navicula capitoradiata*; **AA** *Navicula cryptotenella*; **AB** *Navicula tripunctata*; **AC** *Navicula lanceolata*; **AD** *Navicula reichardtiana*; **AE** *Sellaphora seminulum*; **AF** *Nitzschia capitellata*; **AG** *Planothidium lanceolatum*; **AH** *Planothidium frequentissimum*; **AI** *Nitzschia inconspicua*; **AJ** *Nitzschia soratensis*; **AK** *Cymbella compacta*; **AL** *Tryblionella apiculata*.



Bacino del Basento. La comunità diatomica è costituita da 120 specie appartenenti a 41 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 12 specie, *Navicula* spp. con 18 specie e *Nitzschia* spp. con 20 specie.

Bacino del Bradano. La comunità diatomica è costituita da 85 specie appartenenti a 32 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 7 specie, *Navicula* spp. con 12 specie e *Nitzschia* spp. con 15 specie.

Bacino del Cavone. La comunità diatomica è costituita da 50 specie appartenenti a 21 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 7 specie, *Navicula* spp. con 10 specie e *Nitzschia* spp. con 6 specie.

Bacino del Noce. La comunità diatomica è costituita da 71 specie appartenenti a 23 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 13 specie, *Navicula* spp. *Nitzschia* spp. e *Achnanthydium* spp. con 7 specie.

Bacino dell'Ofanto. La comunità diatomica è costituita da 69 specie appartenenti a 26 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 9 specie, *Navicula* spp. con 10 specie e *Nitzschia* spp. con 14 specie.

Bacino del Sele. La comunità diatomica è costituita da 46

specie appartenenti a 17 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 9 specie, *Navicula* spp. con 8 specie, *Nitzschia* spp. e *Cocconeis* spp. con 4 specie.

Bacino del Sinni. La comunità diatomica è costituita da 84 specie appartenenti a 29 generi; di questi, quelli maggiormente rappresentati sono tre: *Gomphonema* spp. con 8 specie, *Navicula* spp. con 11 specie e *Nitzschia* spp. con 7 specie.

La ricchezza in specie rappresentative di ciascun bacino può essere suddivisa come segue:

1. *Ricchezza in specie elevata:* 143 specie nel bacino dell'Agri e 120 nel Basento;
2. *Ricchezza in specie media:* 85 specie nel Bradano, 71 nel Noce, 69 nell'Ofanto e 84 nel Sinni;
3. *Ricchezza in specie bassa:* 50 specie nel Cavone e 46 nel Sele.

Il bacino dell'Agri ha mostrato la comunità diatomica più ricca in specie mentre il bacino del Sele presenta il numero di specie più basso.

Per quanto riguarda le forme teratologiche, nella tabella 1 sono state evidenziate con un asterisco: *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki abnormal form è stata riscontrata nel bacino del Basento; *Achnanthydium pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasia abnormal form nell'Agri, *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow abnormal form nell'Ofanto, *Diatoma ehrenbergii* Kützing ab-

normal form nel Sinni e *Diatoma moniliformis* (Kützing) abnormal form nel Sele. Tali forme si sono presentate solo occasionalmente e sempre con una percentuale inferiore al 2% (Falasco *et al.*, 2009); l'anomalia morfologica ha riguardato soprattutto la forma e il contorno della valva; più raramente le ornamentazioni interne (strie, pori e rafe).

CONCLUSIONI

Lo studio della comunità diatomica negli otto bacini idrografici ricadenti nella Regione Basilicata ha rivelato interessanti informazioni sulla composizione e distribuzione delle Bacillariophyceae nel territorio lucano. L'Agri e il Basento hanno mostrato una comunità maggiormente diversificata, probabilmente dovuta all'elevata variabilità di habitat che li caratterizza, come si evince anche dal numero di stazioni individuate nei due bacini. Il Cavone e il Sele hanno rivelato, al contrario, una comunità meno ricca di specie: il Cavone, in particolare, è caratterizzato da acque torbide e melmose, con sedimenti a granulometria fine, quindi non propriamente adatti ad organismi fotosintetizzanti. I generi maggiormente rappresentati: nell'Agri, Basento, Bradano, Cavone, Ofanto e Sinni sono *Nitzschia*, *Navicula* e *Gomphonema*; nel Noce e nel Sele, oltre ai generi appena citati, sono ben rappresentati anche *Achnanthydium* e *Cocconeis* rispettivamente.

BIBLIOGRAFIA

Antoine S.E., Benson-Evans K., 1986. Teratological variations in the river Wye diatom flora, Wales, UK. In: Ricard M (ed.) *Proc. 8th Int. Diatom Symp. 1984*, Koeltz, Koenigstein, Germany. 375-384.

Cantonati M., Kelly M.G., Lange-Bertalot H., 2017. *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe*. Koeltz Botanical Books, Germany. 942 pp

CEMAGREF, 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation*

quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée Corse. Lyon.

Dell'Uomo A., 2004. *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle ac-*

- que correnti*. Linee Guida. Roma: APAT, CTN AIM.
- Debenest T., Silvestre J., Coste M., Delmas F., Pinelli E., 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: induction of nucleus alterations and silica wall abnormalities. *Aquat. Toxicol.*, **88** (1): 88-94.
- Falasco E., Bona F., Ginepro M., Hlúbíková D., Hoffmann L., Ector L., 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water sa*, **35** (5).
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*, **27** (1): 292 pp.
- Gómez N., Licursi M., 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia*, **77** (3-4): 389-398.
- Hofmann G, Werum M, Lange-Bertalot H., 2011. *Diatomeen im Süßwasserbenthos von Mitteleuropa*: A.r.G. Gantner Verlag K.G. Ruggell. 908 pp.
- ISPRA, 2014a. *Atlante delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua italiani*. Manuali e Linee Guida, 110.
- ISPRA, 2014b. *Metodi biologici per le acque superficiali interne*. Manuali e Linee Guida, 111.
- ISTISAN, 2009. *Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche*. A cura di Laura Mancini e Caterina Sollazzo. 2009, 32 p., Rapporti ISTISAN 09/19
- Lange-Bertalot H. (Ed.), 2000. *Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats* edited by Horst Volume 1: Krammer, Kurt: The Genus *Pinnularia* Ruggell: Gantner Verlag.
- Lange-Bertalot H. (Ed.), 2001. *Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats* edited by Horst Volume 2: Lange Bertalot, Horst: Navicula sensu stricto, 10 Genera Separated from Navicula sensu stricto, Frustulia Ruggell: Gantner Verlag.
- Lange-Bertalot H. (Ed.), 2002. *Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. Volume 3: Krammer, Kurt: Cymbella Ruggell: Gantner Verlag.
- Lange-Bertalot H. (Ed.), 2003. *Diatoms of Europe: diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats Elsewhere* Volume 4: Krammer, Kurt: Cymboplectra, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella, Supplements to Cymbelloid taxa Ruggell: Gantner Verlag.
- Krammer K, Lange-Bertalot H., 1986. Bacillariophyceae 1 Teil: Naviculaceae In: Ettl H. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa Stuttgart*: Gustav Fischer-Verlag.
- Krammer K, Lange-Bertalot H., 1988. Bacillariophyceae 2 Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl H. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa Stuttgart*: Gustav Fischer-Verlag.
- Krammer K, Lange-Bertalot H., 1991a. Bacillariophyceae 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl H.(Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa Stuttgart*: Gustav Fischer-Verlag.
- Krammer K, Lange-Bertalot H., 1991b. Bacillariophyceae 4 Teil: Achnathaceae Kritische Ergänzungen zu Navicula und Gomphonema In: Ettl H. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa Stuttgart*: Gustav Fischer-Verlag.
- Krammer K, Lange-Bertalot H., 2000. Bacillariophyceae 5 Teil: English and french translation of the keys In: Ettl H. (Ed.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa Stuttgart*: Gustav Fischer-Verlag.
- Prygiel J, Coste M., 2000. *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées* – NF T 90-354. Bordeaux: Etude de l'Agence de l' Eau, Cemagref.
- Rott E., Pfister P., van Dam H., Pipp E., Pall K., Binder N., Ortler K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern*, Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien: Wasserwirtschaftskataster.
- Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G., 1990. *The diatoms: biology and morphology of the genera* Cambridge: Cambridge University Press.
- Sládeček V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol., Ergebn Limnology*, **7**: 1-218.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Journal Aquatic Ecology*, **28**: 117-33.

Sitografia

- <http://www.adb.basilicata.it/adb/risorseidriche>
- <https://algaebase.org/>
- <https://diatoms.org/>
- <http://www.sintai.isprambiente.it/>
- <http://www.wrc.org.za>

La natrice tassellata, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), nella Toscana nord-occidentale

Domenico Verducci

Via San Donato, 876/A – 55100 Lucca, Italy. E-mail: domenico.verducci@alice.it

Riassunto

La natrice tassellata, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), è un colubride diffuso in tutto il territorio italiano, con l'esclusione delle isole, del Salento e della Calabria centro-meridionale. I dati di presenza della specie nella Toscana nord-occidentale sono scarsi e di vecchia data. La presente ricerca ha lo scopo di accertare se esiste effettivamente una soluzione di continuità nell'areale della specie fra le popolazioni del bacino dell'Arno e quelle del Magra. I risultati confermano la presenza della specie nei bacini idrografici del Magra e del Serchio, per il quale la mancanza di dati pregressi deve essere attribuita a difetto di ricerca.

PAROLE CHIAVE: fauna fiume Magra / fauna fiume Serchio / distribuzione erpetofauna

The dice snake, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), in north-western Tuscany

With this contribution the distribution of Dice snake *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) in north-western Tuscany is updated. The presence of the species is confirmed along the Magra river and its presence is noted along the Serchio river.

KEY WORDS: fauna of the Magra river / fauna of the Serchio river / herpetofauna distribution

La natrice tassellata *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) è una specie monotipica, con corotipo centroasiatico-europeo, ampiamente diffusa in Europa centrale e sud orientale (Speybroeck *et al.*, 2016). In Italia è ampiamente distribuita su tutto il territorio con l'esclusione delle isole, del Salento e della Calabria centromeridionale (Sindaco *et al.*, 2006).

In Liguria la specie è segnalata come scarsa, presente solo sul versante padano (Capocaccia, 1959) e nel bacino del Magra (Doria e Salvidio, 1994). In questa regione è stata finora accertata in sei particelle U.T.M. sulle 62 regionali, pari al 9,7%.

Anche in Toscana, come del

resto accade per tutto il versante tirrenico dell'Italia peninsulare, la natrice tassellata risulta abbastanza scarsa e localizzata e appare relativamente frequente solo nelle valli di alcuni dei maggiori corsi d'acqua, in particolare Arno, Cecina, Ombrone e Fiora (Vanni e Nistri, 2006). La specie è stata finora accertata in 53 particelle U.T.M. sulle 306 regionali, pari al 17,3%. Nella Toscana nord-occidentale (province di Lucca e Massa Carrara) gli scarsi dati di presenza noti paiono indicare una bassa densità se non l'estinzione della specie, non giustificata dalle caratteristiche dell'habitat e dal suo areale di distribuzione, che presenterebbe una soluzione di continuità fra le

popolazioni dell'Arno e quelle del Magra. I dati pubblicati per le due province sopra citate sono i seguenti:

- due esemplari catturati a Equi terme Fivizzano (MS) da Felice e Carlo Tonelli, regalati allo zoologo Forsyth Major e da questi donati al Museo zoologico "La Specola" di Firenze, 250 m s.l.m. (Forsyth Major, 1877; Lanza e Poggesi, 1971);
- un individuo osservato sul fondo del pozzo della grotta "Buca di Foccola" Massa, m 510 s.l.m. (Lanza e Poggesi, 1971);
- un individuo osservato nella valle del Torrente Pedogna presso Molino della Volpe Pescaglia (LU) da A. Cantoni e M. Can-

toni, 150 m circa s.l.m (Lanza e Poggesi, 1971; S. Vanni, *com. pers.*);

– un esemplare trovato morto durante un'escursione in barca sul lago di Massaciuccoli Massarosa (LU) alla fine degli anni '90 del secolo scorso (A. Fontanelli, *com. pers.*), conservato presso la raccolta naturalistica dell'Oasi LIPU di Massaciuccoli (Zuffi e Foschi, 2015b).

– un individuo osservato sul Fiume Magra il 12 aprile 2016 presso Bagni Podenzana (MS), 50 m s.l.m (Cianfanelli *et al.*, 2016).

Esistono pertanto due soli dati per la provincia di Lucca, di cui uno per il bacino idrografico del fiume Serchio, relativo al suo affluente Pedogna.

Il fiume Serchio presenta caratteristiche che paiono idonee ad ospitare la natrice tassellata (portata medio-alta, alveo in ciottoli nel tratto medio alto e sponde ricche di ciottoli e pietrame), per cui meraviglia la scarsità di dati di presenza della specie. Questa non è citata dagli autori che in passato (Carina, 1866) e in tempi più recenti si sono occupati a vario titolo dello studio della fauna del basso corso del fiume (Boscherini, 2015;

Zuffi e Foschi, 2015a), della media Valle (Fabbrizzi, 2006; Grazzini, 2012) e della Garfagnana (Bruni, 2002).

Considerato che la natrice tassellata rientra fra le specie di interesse comunitario, per le quali la Direttiva 92/43/CEE impone agli Stati Membri la realizzazione di attività di monitoraggio dello stato di conservazione, ci è parso opportuno aggiornare la distribuzione della specie per un settore poco esplorato del territorio nazionale.

Riportiamo di seguito i dati raccolti in ordine cronologico, con particolare riferimento al bacino del Serchio.

1. Un giovane osservato negli anni 2008-2009 sul torrente Lima, affluente del Serchio, in località Pian di Ospedaletto Bagni di Lucca, 250 m s.l.m. (G. Bruni e F. Giachi, *com. pers.*), in una pozza a valle di una cascata;
2. diversi individui catturati nel giugno 2020 lungo il torrente Taverone, affluente del Magra, Licciana Nardi (MS) (M.A.L. Zuffi e S. Luccini, *com. pers.*);
3. un subadulto rinvenuto morto il 15 aprile 2020 a Pontremoli 250 m s.l.m. (A. Borrini, *com. pers.*);
4. un adulto catturato e rilasciato in

maggio-giugno 2020, rinvenuto in un'aiuola adiacente a una cartiera in località Ponte all'Ania Barga (LU) 215 m s.l.m., nei pressi del torrente Ania, affluente del Serchio (A. Cassettari, *com. pers.*);

5. un adulto osservato e fotografato il 25 giugno 2020, nel Serchio in località Vinchiana, Lucca 45 m s.l.m. (S. Bardiani, *com. pers.*, figura 1);
6. un adulto osservato e fotografato il 9 luglio 2020, in comune di Galliciano, a 100 m circa dal corso del Serchio (D. Bertoncini, *com. pers.*, figura 3);
7. un adulto osservato e fotografato dall'autore il 29 agosto 2020, in località Vinchiana, Lucca, in termoregolazione su roccia alla confluenza del torrente Vinchiana nel Serchio 60 m s.l.m., a circa 1100 m di distanza dal punto dell'osservazione 5 (Fig. 4);
8. un giovane osservato il 1 settembre 2020 lungo il Serchio fra Piaggione, Lucca e Anchiano, Borgo a Mozzano (LU) 65 m s.l.m., a circa 5800 m di distanza dall'osservazione 7 (G. Tellini Florenzano, *com. pers.*).

Il tratto del Serchio in cui sono state effettuate le osservazio-



Fig. 1. Un individuo adulto di natrice tassellata, *Natrix tessellata*, fotografato a Vinchiana Lucca (foto A. Berti, 2020).



Fig. 2. Tratto del fiume Serchio in località Vinchiana (osservazioni n. 5 e 7).

ni n. 5 e 7 presenta le caratteristiche di un bacino di acque lentiche per la presenza di una traversa che rallenta la velocità dell'acqua, di fatto creando un bacino a monte. Inoltre, in corrispondenza della traversa, sono presenti difese spondali in blocchi e massi ciclopici con interstizi e con copertura vegetale erbacea o arbustiva poco densa. Queste strutture offrono buone possibilità di nascondiglio e termoregolazione, oltre che fungere da potenziale sito di deposizione e sono positivamente selezionate dalla specie, in misura maggiore alla loro disponibilità, anche rispetto alle rive naturali (Conelli e Nembrini, 2007).

L'idoneità ambientale dell'area è confermata dalla frequente osservazione della specie nella zona, anche con più di un individuo per sessione, sia a monte che a valle della traversa (A. Berti, *com. pers.*). La diffusione della specie in zona parrebbe confermata dal nome locale con cui viene designata ovvero aspide, analogamente a quanto avviene in Val d'Elsa e nelle Colline Metallifere (Piazzini *et al.*, 2010). Si evidenzia, pertanto, l'idoneità della cella PP26 che presenta tre "località" di osservazione concentrate, peraltro, in un solo anno (Di Cerbo *et al.*, 2016).

Le osservazioni della presente nota fanno aumentare di cinque quadrati UTM (NQ61, NQ80, PP17, PP26, PP27) il numero di quelli segnalati da Vanni e Nistri (2006) a livello regionale (Fig. 5).

Si conferma pertanto la presenza della specie nel bacino del Magra, in continuità con le popolazioni liguri, e si segnala la sua presenza nel bacino del Serchio, in particolare nel suo tratto intermedio.

Questa specie, seppure abbastanza adattabile, è soggetta a diversi impatti, soprattutto legati all'alterazione degli habitat con-



Fig. 3. Un individuo adulto di natrice tassellata, *Natrix tessellata*, fotografato a Galliciano Lucca (foto D. Bertoncini, 2020).



Fig. 4. Individuo adulto di natrice tassellata, in termoregolazione sul substrato roccioso. Fiume Serchio: loc. Vinchiana, Lucca. (Foto D. Verducci, 2020).

seguenti all'artificializzazione dei corsi d'acqua: alterazione del regime idrologico (dighe, prelievi irrigui, industriali e civili) e delle condizioni idromorfologiche, canalizzazioni, infrastrutture e urbanizzazione delle aree periferiali.

Particolarmente critici sono i lavori di "riprofilatura" dei corsi d'acqua che provocano spesso la scomparsa o forti riduzioni dei popolamenti animali, compresi quelli erpetologici. A questo si aggiunge l'inquinamento diffuso delle acque superficiali legato ad attività agricole, industriali o civili, che può avere impatti negativi sulle comunità ittiche, che costituiscono la principale fonte alimentare per la specie.

Possono avere impatti negativi anche le alterazioni degli ambienti terrestri come la rimozione di muretti a secco, terrapieni, siepi e boscaglie. Infine devono essere ricordate la riduzione della connettività degli habitat (frammentazione) e la mortalità da traffico stradale. Per la valutazione dell'idoneità dell'habitat deve essere innanzitutto ricordato che la specie si rinviene quasi sempre vicino a bacini o corsi d'acqua con presenza di pesci.

Inoltre è opportuno tenere conto dei seguenti parametri: presenza e abbondanza di rifugi (naturali o artificiali) lungo sponde dei corpi idrici (esempio: "prismate" di cemento o massi, accumuli di pietre o tronchi). Per quanto riguarda gli ambienti delle zone periferiali sono da preferire aree con discreta naturalità e presenza di siepi, arbusti e filari (Di Cerbo *et al.*, 2016).

Bibliografia

Boscherini A., 2015. *Monitoraggio, tutela e conservazione dell'erpetofauna nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e nella Tenu-*

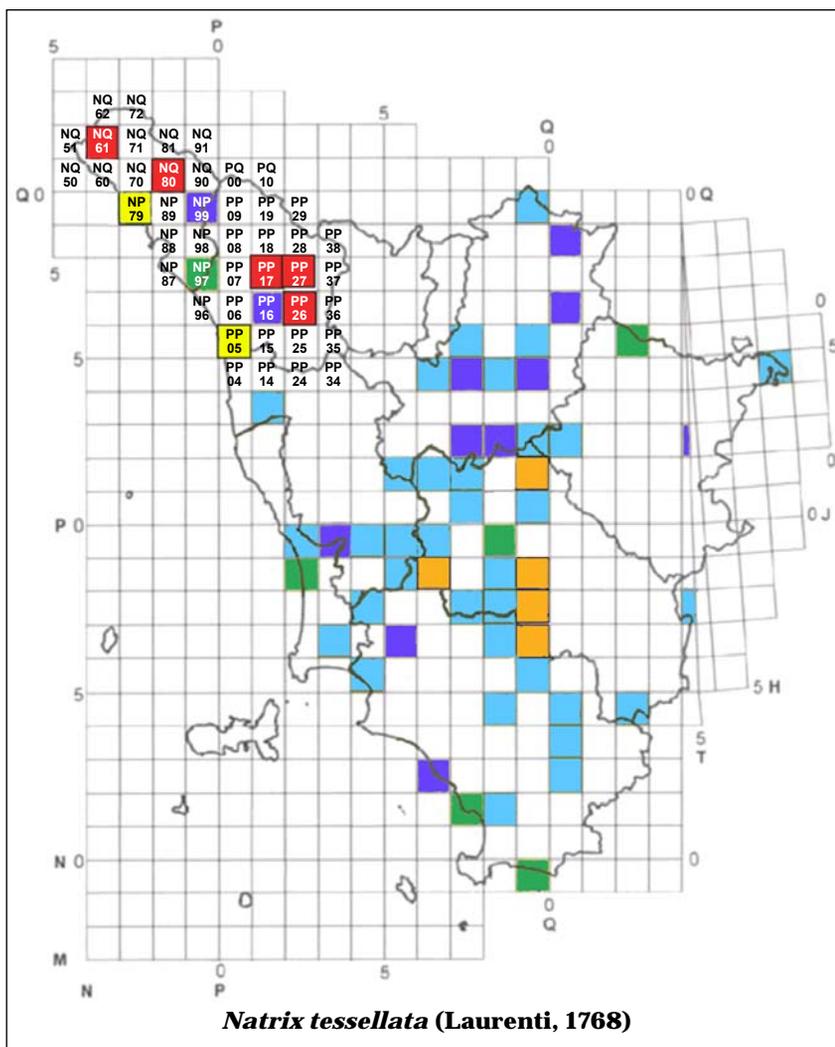


Fig. 5. Distribuzione della natrice tassellata in Toscana. Le particelle UTM in blu rappresentano le osservazioni precedenti il 1985; in azzurro le osservazioni e i dati museali del periodo 1985-2006; in verde i dati bibliografici di Vanni e Nistri (2006); in giallo quelli pubblicati in Zuffi e Foschi (2015b) e Cianfanelli *et al.* (2016); in arancione quelli di Piazzini *et al.* (2010); in rosso i dati del presente studio. Nelle due province interessate dallo studio (Massa Carrara e Lucca) le particelle sono state identificate con il loro codice UTM.

Ringraziamenti

Ringrazio Simone Bardiani, Alessandro Berti, Davide Bertocchini, Alex Borri, Giacomo Bruni, Amedeo Cassetari, Andrea Fontanelli, Filippo Giachi,

Laura Marianna Leone, Simone Luccini, Guido Tellini Florenzano, Stefano Vanni e Marco Zuffi per i dati e i consigli che mi hanno disinteressatamente e cortesemente inviato.

ta di San Rossore. Tesi di Laurea in Scienze e Gestione della Natura. Anno Accademico 2014/2015. Univ. di Bologna.

Bruni A., 2002. Fauna. In: Bonani S., Bruni A., Cappelli F., Dondini G., Olivari S., Perilli E., Vergari S. (2002). Habitat e vertebrati: fag-

- gete dell'Appennino settentrionale. *Quaderni Conservazione Habitat*, 2. Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo studio e la conservazione della biodiversità di Verona – Bosco Fontana. Gianluigi Arcari Editore: 73-77.
- Capocaccia L., 1959. I Serpenti della Liguria. Parte II: Colubridi. *Annali Mus. civ. Stor. nat. G. Doria*, **71**: 248-275.
- Carina A., 1866. *Dei Bagni di Lucca. Notizie topografiche, storiche e mediche*. Cellini & C., alla Galileiana, Firenze; VII+380 pp., 1 carta.
- Cianfanelli S., Vanni S., Innocenti G., Nistri A., Agnelli P., 2016. Nota preliminare sulle emergenze faunistiche della Lunigiana (Toscana nord-occidentale, Italia). *Annali Mus. civ. Stor. nat. G. Doria*, **108**: 275-347.
- Conelli A. E., Nembrini M., 2007. Studio radiotelemetrico dell'habitat della Biscia tassellata *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) in tre popolazioni del Cantone Ticino (Svizzera). *Bollettino della Società ticinese di Scienze Naturali*, **95**: 45-54.
- Di Cerbo A. R., Razzetti E., Scali S., 2016. *Natrix tessellata*. In: Stoch F., Genovesi P. (ed.), *Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali*. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.
- Doria G., Salvidio S. (ed.), 1994. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Liguria*. Cataloghi dei Beni Naturali n° 2. Regione Liguria - Servizio Beni Ambientali e Naturali, Genova; 151 pp., num. ff. 36+2 tt. f.t.
- Fabbrizzi F., 2006. La Fauna selvatica. In: *La Riserva di luoghi naturali Orrido di Botri. Fondamenti naturalistici, storici e gestionali*. Corpo Forestale dello Stato. Ufficio territoriale per la biodiversità di Lucca: 81-128.
- Forsyth Major C.J., 1877. Vertebrati italiani nuovi o poco noti. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, **3** (1): 83-131, t. IX.
- Grazzini A., 2012. La Fauna. In: Grazzini A., Ferretti G., Magrini M., Sani A. (2012). *Il massiccio calcareo della Penna di Lucchio e del monte Memorante. Primo contributo alla conoscenza della natura*. Comune di Bagni di Lucca. Provincia di Lucca. Tipografia Pastrengo Bagni di Lucca: 69-100.
- Lanza B., Poggesi M., 1971. Gli Anfibi e i Rettili delle Alpi Apuane. *Lavori Soc. ital. Biogeogr.*, (n.s.) **1** [1970]: 624-666.
- Piazzini S., Favilli L., Manganelli G., 2010. *Atlante dei Rettili della Provincia di Siena (2000-2009)*. Sistema delle Riserve Naturali della Provincia di Siena, *Quaderni Naturalistici*, **2**: 112 pp.
- Sindaco R., Doria G., Razzetti E., Bernini F. (Eds), 2006. *Atlante degli anfibi e dei rettili d'Italia / Atlas of Italian amphibians and reptiles*. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze; 792 pp.
- Speybroeck J., Beukema W., Bok B., Van Der Voort J., 2016. *Field Guide to the Amphibians and Reptiles of Britain and Europe*. Bloomsbury, London; 432 pp.
- Vanni S., Nistri A., 2006. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana*. Edizioni Regione Toscana, Firenze; 379 pp.
- Zuffi M., Foschi E., 2015a. Gli anfibi e i rettili del Parco Regionale Migliarino, San Rossore, Massaciucoli: distribuzione, diffusione e uso dell'habitat. In: Doria G., Poggi R., Salvidio S., Tavano M., 2015. *Atti X Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italica (Genova, 15-18 ottobre 2014)*, Ianieri Edizioni, Pescara: 261-262.
- Zuffi M., Foschi E., 2015b. *Progetto di ricerca scientifica "Monitoraggio erpetologico nell'ambito del Piano di conservazione post-LIFE per la tutela degli ecosistemi umidi dulciacquioli e degli ecosistemi dunali"*. Relazione 2012-2014. Museo di Storia Naturale, Università di Pisa (31 marzo 2015): 102 pp.

Insetti alimentari

Il consumo alimentare di insetti è piuttosto diffuso in Asia, Africa e America meridionale, e in molti di tali Paesi gli insetti sono considerati delle vere leccornie.

Vengono consumate più di 1900 specie di insetti, la maggior parte delle quali raccolte in natura; viceversa, in paesi come la Cina e l'Indonesia gli insetti vengono allevati in ambienti controllati perché il loro mercato è redditizio.

Nel resto del mondo gli insetti vengono attualmente utilizzati su larga scala solo per l'alimentazione di animali quali uccelli e pesci, mentre il loro uso nell'alimentazione umana è un campo in via di sviluppo.

L'indicazione per l'integrazione delle diete umane con gli insetti arriva dalla comunità scientifica, allarmata dalle conseguenze ambientali che si potrebbero determinare per produrre le usuali proteine animali necessarie per sfamare gli oltre 9 miliardi di persone che abiteranno il pianeta nel 2050.

Le tesi a favore partono dal presupposto che gli insetti presentano un tasso di conversione alimentare estremamente efficace: in media sono necessari 2 kg di alimento per produrre 1 kg di insetti, mentre per i bovini sono necessari 8 kg di alimento per produrre l'aumento di 1 kg di massa corporea. Sul fronte dell'emissione di gas serra, un [articolo della FAO](#) stima che l'allevamento dei suini produca –per Kg– gas climalteranti da 10 a 100 volte più di quelli prodotti dall'allevamento degli insetti, allevamento che richiede inoltre meno

acqua e meno terreno dell'allevamento convenzionale.

Le “regole del gioco”

Ciò premesso, quali sono le “regole del gioco” in Europa e quali i potenziali problemi per l'ambiente?

La possibilità di utilizzare gli insetti nell'alimentazione dei cittadini europei è stata introdotta dal cosiddetto regolamento *Novel Food* ([Regolamento UE 2015/2283](#)): la normativa si applica a tutte le categorie di alimenti che non erano in uso in modo significativo all'interno dell'Unione prima del 15 maggio 1997, ed è questo il caso degli insetti.

Secondo tale regolamento, i produttori di insetti devono ricevere un'autorizzazione preventiva –concessa dalla Commissione Europea– per poter commercializzare i loro prodotti all'interno dell'Unione; ai fini autorizzativi l'EFSA (European Food Safety Authority) valuta la documentazione presentata dal richiedente per verificare le garanzie di sicurezza per la salute dei futuri consumatori.

È importante sottolineare che l'autorizzazione all'allevamento di una specie di insetto da parte della Commissione Europea consente potenzialmente la commercializzazione di tutti i prodotti che la contengono in tutti i Paesi dell'Unione; in altre parole, un insetto è approvato su richiesta di un produttore ma il beneficio dell'approvazione ricade su tutti gli altri produttori e importatori europei.

I produttori di insetti devono attenersi alle stesse regole generali

europee stabilite per la zootecnia e l'acquacoltura. Essi sono quindi responsabili degli standard igienici dei differenti stadi di produzione nonché della qualità del cibo somministrato agli animali in allevamento (gli insetti potranno essere nutriti solo con materiali di origine vegetale o con alcuni specifici materiali di origine animale); gli insetti dovranno infine essere mantenuti in buona salute per evitare epidemie (IPIFF).

Il regolamento *Novel Food* ha messo in moto il mercato alimentare

Secondo il sito [bugsolutely](#), al dicembre 2018 la Commissione Europea aveva ricevuto richiesta di autorizzazione per l'impiego di cinque specie di insetti; il panorama europeo resta però molto frammentato in quanto i Paesi in cui il consumo di insetti era già diffuso prima del 2018 (anno di applicazione del regolamento europeo) intendono beneficiare del cosiddetto regime transitorio (ad esempio Belgio, Olanda, Danimarca, Finlandia ed alcuni Land tedeschi) mentre altri Paesi dell'Unione (ad esempio Svezia, Portogallo, Polonia e Ungheria) considerano necessaria la nuova autorizzazione europea per commercializzare i prodotti.

E l'Italia?

L'Italia ha un atteggiamento enigmatico: non si possono commercializzare insetti alimentari sul territorio nazionale ma gli insetti possono essere allevati e già lo sono!

Per quanto concerne il primo punto, il Ministero della Salute ha emanato una nota ad oggetto *Informativa in merito all'uso di insetti in campo alimentare con specifico riferimento all'applicabilità del Regolamento (UE) 2015/2283 sui "novel food"* nella quale chiarisce che, ai fini dell'impiego alimentare, gli insetti e i loro derivati si configurano tutti come "novel food" e che prima della data di applicazione del Regolamento nessuna specie di insetto (o suo derivato) era stata autorizzata per tale impiego, evidenza che esclude pertanto la possibilità di individuare un "regime transitorio"; conclude quindi che in Italia non è ammessa alcuna commercializzazione di insetti in quanto si dovrà attendere una specifica autorizzazione, rilasciata a livello UE, in applicazione del Regolamento *Novel Food*.

Come si legge nell'articolo *"Insetti, Italia nì"* la situazione è particolare: da un lato le imprese italiane possono produrre insetti a uso alimentare nel rispetto delle regole igienico-sanitarie applicabili alle produzioni di alimenti di origine animale (ma non possono commercializzarli sul territorio nazionale), dall'altro – ai sensi del Trattato per il Funzionamento dell'Unione – le imprese aventi sede e autorizzate in altri Paesi membri possono vendere in Italia alimenti che contengono insetti, fatto di cui la nota ministeriale sopra citata non tiene conto.

Il medesimo articolo segnala inoltre che – secondo la Corte di Giustizia europea – ogni misura di divieto di commercializzazione deve essere basata su un'esigenza sanitaria concreta; viceversa la nota ministeriale italiana non cita a presupposto alcuna valutazione del rischio per la salute, rendendo difficile impedire l'accesso al mercato nazionale a prodotti giudicati sicuri in altri Paesi europei.

Ma come si impianta un allevamento di insetti alimentari in Italia?

Sostanzialmente non esistono ostacoli normativi all'autorizzazione di allevamenti di insetti e di impianti di loro trasformazione.

È sufficiente presentare domanda allo Sportello Unico per le Attività Produttive (SUAP) del Comune ove avrà sede l'attività; fatte salve tutte le differenti modulistiche locali, la segnalazione certificata di inizio attività (SCIA) generalmente pone l'accento sul rispetto dei requisiti in materia di urbanistica, di igiene pubblica, di igiene edilizia, di tutela ambientale (in termini di scarichi idrici, emissioni e rifiuti) e di tutela della salute nei luoghi di lavoro.

Come noto, attraverso il SUAP si fanno confluire in un unico ufficio tutti i passaggi di pratiche da un ufficio all'altro della pubblica amministrazione, ufficio veterinario compreso.

Ed ecco allora emergere le prime indicazioni da parte della Società Italiana di Medicina Veterinaria Preventiva che, in un recente *opuscolo sui Novel Food*, segnala la necessità di mantenere viva la competenza professionale sviluppando anche conoscenze in entomologia (identificazione di specie, alimentazione, condizioni di crescita, possibili zoonosi ecc.).

E biologi e naturalisti cosa dicono?

L'aspetto più preoccupante emerso durante la stesura di questo articolo è proprio quello che riguarda la totale indifferenza rispetto alle ricadute sulla biodiversità che l'allevamento degli insetti potrebbe generare.

Un primo semplice approccio per capire la portata del problema può essere quello di prendere in considerazione le specie per le quali è stata effettuata richiesta di

autorizzazione alla Commissione Europea: si tratta di *Acheta domesticus*, *Alphitobius diaperinus*, *Gryllobates sigillatus*, *Locusta migratoria* e *Tenebrio molitor*.

Per meglio ragionare, giova anche ricordare che sono considerate introduzioni avvenute in tempi recenti quelle successive alla scoperta dell'America.

Secondo *EASIN* (European Alien Species Information Network) del Joint Research Centre, quattro delle specie in questione sono alloctone – ad esclusione di *Tenebrio molitor*, la cui origine è sconosciuta – e per tutte e cinque le specie l'impatto viene definito basso/sconosciuto.

Secondo la *Checklist delle specie della fauna italiana*, quattro di queste specie sono presenti in tutte le subaree italiane (Italia settentrionale, regione appenninica, Sicilia e Sardegna) mentre *Gryllobates sigillatus* non fa parte della nostra fauna.

Il problema non sembrerebbe quindi di portata molto significativa.

Ma, nonostante ciò, va ricordato che le legislazioni europea e nazionale relative alle specie aliene (*Regolamento UE 1143/2014* e *D. Lgs. 230 del 15 dicembre 2017*) assegnano alla prevenzione un ruolo di primo piano.

Ad esempio, nel caso delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale utilizzate a scopo di ricerca e conservazione *ex situ*, le legislazioni vigenti richiedono che le attività vengano condotte al chiuso, in stabilimenti che assicurino non solo il confinamento degli organismi ma anche qualsiasi possibilità di fuoriuscita accidentale o di rilascio illegale. Inoltre, prevedono che le stesse prescrizioni vengano prese in considerazione – su autorizzazione delle competenti Commissioni – anche per altri tipi di attività, comprese quelle di carattere commerciale.

A parere della scrivente quindi –per mantenere viva la competenza istituzionale delle ARPA laddove sono insediati allevamenti di insetti per alimentazione umana o per altri usi– biologi e naturalisti dovrebbero non solo sensibilizzare i colleghi competenti per la sicurezza degli impianti, ma anche entrare nell’ottica della “valutazione dei rischi” prevista dalle citate normative sviluppando in particolare conoscenze sulle dinamiche di riproduzione e di diffusione delle specie allevate e sulle condizioni

necessarie perché i due processi si verifichino nel territorio in cui è installato l’allevamento.

Come va il mercato?

Per concludere, è interessante vedere cosa sta succedendo nella vicina Svizzera, ove nel 2016 è stata approvata una [legge](#) che consente la vendita e il consumo di tre specie di insetti.

Un [articolo di Ticinonline](#) dell’inizio del 2019 spiega che la svolta verso l’entomofagia non si è materializzata più di tanto: quello

degli insetti alimentari rimane un mercato di nicchia, anche a causa del prezzo piuttosto elevato. Segnala infine che, dal punto di vista del produttore, il pioniere svizzero dell’allevamento di insetti ha rinunciato all’impresa, vittima dei risultati commerciali che non hanno confermato le aspettative.

Rossella Azzoni

Informazioni sull’autore:

Socio fondatore ed ex Presidente CISBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia. e-mail: ross.azzoni@yahoo.com

Contro la siccità: più invasi o più buonsenso?

La siccità che nel 2017 ha interessato gran parte del territorio nazionale, ultima di una serie iniziata dai primi anni 2000, ha causato seri problemi di gestione delle risorse idriche in molte regioni ([Comunicato ISPRA](#)). Prendendo spunto da questa e da altre annate particolarmente asciutte, la siccità è stata prospettata come una piaga inesorabile per il futuro del mondo agricolo –e non solo– tanto da stimolare le istituzioni pubbliche ad adottare strategie per il suo contenimento come il Piano Nazionale Invasi. Con esso ci si propone di realizzare nei prossimi vent'anni circa 2000 invasi su tutto il territorio nazionale, misura considerata di estrema importanza per prevenire la penuria di acqua e grande passo verso l'ammodernamento delle infrastrutture idriche del paese (conferenza [Italia Sicura](#)). Il Piano prevede uno stanziamento di venti miliardi per la salvaguardia dalla siccità, attuato con un primo stralcio con cui vengono finanziate prevalentemente manutenzioni, messa in sicurezza di strutture esistenti e progettazione di nuovi invasi ([DPCM 1/8/2019](#)). Sulla traccia di questa iniziativa, nell'ambito dei successivi convegni svoltisi sul tema della risorsa idrica (ad es. [CERAFRI](#)), sono stati enfatizzati i benefici dell'accumulo di acqua (*storage*) negli invasi artificiali, considerati una risorsa strategica per il territorio. È stata così sostenuta la necessità della loro ulteriore realizzazione su varie realtà fluviali ed evidenziata la multifunzionalità dei medesimi, comprendente la laminazione del-

le piene, la produzione di energia, l'approvvigionamento idropotabile, l'uso irriguo, il sostegno delle magre, il contrasto agli incendi boschivi e la salvaguardia delle falde idriche. Privilegiando l'approccio ingegneristico tradizionale, in tale contesto per *storage* si intende essenzialmente l'immagazzinamento di acqua ottenibile costruendo invasi e cioè sbarrando corsi d'acqua, con dighe e traverse, ecc.

Questa viene dunque presentata come la migliore proposta strategica per affrontare la siccità, fenomeno ormai accertato la cui origine sembra principalmente attribuibile ai cambiamenti climatici. Osservando l'andamento della piovosità rilevata nelle varie regioni italiane ([ISTAT/serie storiche](#)), almeno per i decenni a cavallo dei due secoli e fino agli anni 2000, si percepisce come, quantitativamente, la carenza di precipitazioni annue possa aver determinato un deficit idrico. Ma ciò che sembra veramente determinare un rischio siccità non è tanto il decremento delle precipitazioni annue, quanto il fatto che queste si manifestino con quantitativi elevati e concentrati in brevi lassi di tempo, intervallati da estati siccitose, con una tendenza alla tropicalizzazione del clima ([LAMMA](#)). Se a ciò si aggiunge il fatto che il territorio nazionale, per le trasformazioni subite (urbanistica, gestione del reticolo idrografico, ecc.), è sempre meno adatto a favorire l'accumulo di acqua per fronteggiare i periodi più asciutti, la siccità appare più come l'effetto combinato di estati siccitose ed incapacità del suolo di

effettuare uno *storage* veramente efficace.

L'argomento quindi merita di essere affrontato. Ma siamo sicuri che moltiplicare gli invasi sia davvero la strada giusta?

Gli invasi: davvero sostenibili?

Un programma volto a fronteggiare la siccità dovrebbe privilegiare l'adeguamento della domanda alle reali disponibilità idriche, anziché incrementare queste ultime sottraendole ai corsi d'acqua attraverso una sistematica opera di artificializzazione, nella fattispecie rappresentata da invasi artificiali. Ciò, infatti, confligge con gli obiettivi per lo sviluppo sostenibile dell'[Agenda 2030](#) delle Nazioni Unite, secondo la quale proteggere e ripristinare gli ecosistemi legati all'acqua –tra cui montagne, foreste, zone umide, fiumi, falde acquifere e laghi– doveva essere un obiettivo da raggiungere nel 2020!

Agli esperti di ecologia fluviale sono ben noti gli impatti causati anche dal solo sbarramento degli alvei o, a maggior ragione, dalla realizzazione degli invasi artificiali, opere in stridente contrasto con la protezione e il ripristino degli ecosistemi. Senza poi considerare l'enorme sforzo di manutenzione che tali opere idrauliche richiedono nel corso degli anni ([ADT](#); [ARPA Lombardia](#); [CISBA](#); [ARPAT](#)).

Già oggi vi è una situazione diffusa di falde sovrasfruttate (anche con intrusione salina nelle aree litoranee) e di forte conflittualità tra usi irriguo, potabile e industriale. Dal punto di vista idropotabile l'Italia

è il primo paese in Europa per la quantità di acqua prelevata per uso potabile: si parla di circa 428 litri giornalieri per abitante come media nazionale nel 2015, con un minimo regionale di 117 litri/abitante/giorno e un massimo di 1559. Le perdite di rete stimate ammontano a circa il 40% della risorsa immessa, causa tubazioni vetuste e fortemente corrose (ISTAT).

In un'ottica di sostenibilità ci si dovrebbe attendere un programma finalizzato a risanare le perdite nella rete di distribuzione e nei serbatoi di accumulo e orientato a una consistente riduzione dei consumi, anche per ristabilire le riserve idriche depauperate (es. garantire la ricarica delle falde), tutelarne la qualità e fronteggiare periodi di emergenza idrica. Si dovrebbe anche prendere in considerazione la realizzazione di reti idriche separate per l'erogazione di acque per usi non "nobili" (artigianali, per il lavaggio di strade, piazzali, auto e per l'irrigazione di aiuole e parchi urbani).

Dal punto di vista dell'uso agricolo, se l'acqua è scarsa, si dovrebbe puntare su un'agricoltura non irrigua o perlomeno su colture e sistemi irrigui meno idroesigenti, ad es., investendo nella riconversione degli impianti a pioggia verso impianti a goccia, anziché negli invasi idrici. Piuttosto che ridurre gli sprechi, si tende ad aumentare la disponibilità idrica con mezzi artificiali: è evidente che in questo modo si favorisce l'ulteriore sviluppo di un tipo di agricoltura idroesigente, e quindi non solo insostenibile ma anche intrinsecamente vulnerabile alle crisi idriche.

Sebbene gli invasi esistenti sul territorio possano essere utili se concepiti davvero come riserva strategica per le emergenze idriche (e dunque utilizzati solo in tali occasioni), nella pratica finiscono

spesso per divenire controproducenti poiché la maggior disponibilità idrica favorisce il mantenimento degli sprechi. La loro reale finalità non può discendere da dichiarazioni di intenti, ma dalla coerenza o meno dell'insieme di misure adottate. Sebbene comprenda anche opere di contrasto della dispersione idrica dalle reti acquedottistiche, il cuore del Piano Invasi e dei relativi finanziamenti riguarda sostanzialmente gli invasi, testimoniando la debolezza delle misure volte alla riduzione dei consumi e degli sprechi e rivelando in particolare una concezione non sostenibile dell'agricoltura.

La non sostenibilità appare dunque il limite principale del Piano, che non sembra discostarsi dalle politiche nazionali nei settori dell'energia (maggiore produzione, anziché risparmio energetico) e della viabilità (più strade anziché meno trasporti su gomma).

Sussidi inefficienti

Il Piano Nazionale Invasi si configura quindi come un programma di "sussidi" all'agricoltura, senza peraltro verificare se questa forma di sussidio sia il modo più efficace per sostenere l'agricoltura e più conveniente per la collettività. Sarebbe quindi indispensabile un'analisi costi-benefici degli invasi idrici che verifichi l'efficacia, l'efficienza e la convenienza di investire le stesse risorse in misure o interventi alternativi.

La posizione generale dell'Unione Europea è che l'agricoltura debba essere sostenibile, produttiva, competitiva e diffusa in tutta l'Europa (comprese le regioni svantaggiate e più montagnose). La Politica Agricola Comune (misure di mercato, sostegno al reddito e sviluppo rurale) nel 2018 è costata circa 59 miliardi di euro, valore che rappresenta all'incirca il 37% del bilancio totale dell'UE (PAC).

Il Piano Invasi sembra non discostarsi dalla pluridecennale politica nazionale di sostegno all'agricoltura, sbagliata non di per sé ma perché inefficiente. Come scrive Massarutto, se l'acqua per l'irrigazione a pieno campo genera un valore aggiunto di non più di 0,2 euro per metro cubo, qualsiasi progetto di approvvigionamento idrico all'agricoltura che comporti un costo superiore è antieconomico (Massarutto, 2002)¹.

L'opportunità di realizzare invasi idrici dovrebbe essere presa in considerazione solo se i risultati dell'auspicata analisi costi-benefici fossero favorevoli e si constatasse la reale indisponibilità di soluzioni alternative a minor impatto ambientale e sociale. In assenza di questa analisi, la realizzazione di invasi idrici rischia di tradursi in uno spreco di risorse economiche e in danni ambientali.

Invasi multifunzionali: suggestioni ingannevoli

In varie occasioni si è sostenuta la strategia degli invasi argomentandola con la loro "multifunzionalità" a più obiettivi anche se, in realtà, sono spesso tra loro contrastanti. Come già detto, le funzioni degli invasi idrici considerate sono: irrigazione di soccorso, lotta agli incendi boschivi, approvvigionamento idropotabile, attenuazione dello sfruttamento delle falde idriche e ricarica degli acquiferi, laminazione delle piene.

È evidente che alcune di queste funzioni sono tra loro incompatibili, mentre altre sono conseguibili solo qualora la realizzazione degli invasi sia associata ad altre misure. Ad es., l'irrigazione di soccorso e la lotta agli incendi boschivi non possono coesistere in quanto conflittuali

¹ Massarutto A., 2002. Torbide, tiepide e amare acque: oltre i tormentoni estivi sulla 'grande sete'. *Gli argomenti umani*, n. 7/8.

perché l'uso antincendio richiede di mantenere intatta la riserva idrica, che diventa quindi indisponibile per l'irrigazione.

L'eventuale approvvigionamento idropotabile da invasi di acque superficiali (oltre ad essere conflittuale con l'irrigazione, l'antincendio e la laminazione), richiede una seria verifica dell'effettiva necessità locale di nuove risorse idropotabili, dell'effettiva opportunità dell'approvvigionamento da acque superficiali (più esposte all'inquinamento, con maggiori costi di trattamento e di qualità inferiore rispetto alle acque sotterranee) e dei costi dell'invaso e di allacciamento alla rete acquedottistica.

Lo stesso raggiungimento della finalità dell'irrigazione "di soccorso" richiede necessariamente di restringere l'attingimento alle sole situazioni di crisi idrica, senza le quali rischia di tradursi in una irrigazione "addizionale", consentendo un aumento della produzione negli anni favorevoli ma esponendola a danni più elevati negli anni siccitosi (maggior vulnerabilità). Senza tali misure restrittive, anche le finalità di attenuazione dello sfruttamento delle falde e di ricarica degli acquiferi rischiano di ridursi a puri auspici.

In conclusione, vi sono tutte le premesse perché la multifunzionalità, pur essendo l'obiettivo dichiarato, non venga effettivamente raggiunta.

Strategie alternative: un po' di buonsenso

Ciò a cui forse occorre veramente puntare è uno *storage* che miri alla ricarica delle falde (quasi ovunque fortemente depauperate), sfruttando al massimo le loro capacità di immagazzinamento durante i picchi di piovosità. Là dove è ancora possibile, nelle zone pianeggianti, si potrebbero allora coniugare le esigenze di tutela dal rischio idrau-

lico con la lotta alla crisi idrica passando attraverso pratiche più in sintonia con il rispetto dell'ecologia fluviale.

A tal proposito, in contesti di oltre oceano come la California (USA), da tempo si stanno studiando soluzioni che recuperino la multifunzionalità di quelle aree agricole sottratte un tempo alla pertinenza fluviale che, tornando inondabili, potrebbero accogliere enormi quantità di acqua per la ricarica delle falde (Gies, 2018)². Secondo questi studi la capacità di immagazzinamento delle falde è di gran lunga superiore (circa dieci volte) a quella dei bacini idrici già realizzati nella zona e l'acqua immagazzinata potrebbe tornare disponibile nei periodi siccitosi. Anche i costi sarebbero molto inferiori rispetto a quelli della costruzione di altri bacini. In fin dei conti, l'idea è un uovo di Colombo: perché mai dovremmo spendere molto e depauperare ulteriormente i fiumi per creare invasi superficiali, quando abbiamo grandi invasi naturali sotterranei (gli acquiferi) già pronti per essere riempiti, con meno spese e meno danni ambientali?

Questa filosofia, infine, si concilierebbe anche con la necessità di fronteggiare le piene improvvise che saranno sempre più frequenti con i cambiamenti climatici; richiede, naturalmente, di individuare nel comparto agricolo validi alleati, disposti ad accettare i disagi e beneficiare dei vantaggi forniti da tale strategia.

Anche in Italia si stanno proponendo studi e sperimentazioni che tendono a rivalutare l'importanza della ricarica delle falde in condizioni controllate come sistema di stoccaggio (REWAT; Progetto MAR-SOL). Si prospetta l'evidente ne-

cessità di individuare, con apposite carte tematiche, le aree più vocate a supportare tale ricarica, come già è stato fatto in alcuni progetti mirati (AQUOR), e di censire tutte le aree di pertinenza fluviale che, con opportuni interventi, potrebbero migliorare contestualmente l'ambiente fluviale e la ricarica della falda. Si tratterebbe cioè di mettere da parte un po' dell'arroganza che fino a oggi ha caratterizzato la gestione del territorio, restituire ai fiumi almeno parte dello spazio che è stato loro sottratto e rimuovere le difese spondali che li imprigionano, in modo da consentire liberamente le divagazioni laterali dell'alveo all'interno di una determinata fascia "di mobilità funzionale" (CIRF, 2006)³.

Questa sarebbe una vera inversione di tendenza con finalità multio-biettivo. Nell'ultimo secolo, infatti, la maggioranza dei fiumi italiani ha subito spiccati processi di restringimento e di incisione dell'alveo, dovuti all'intervento dell'uomo. Impercettibilmente, man mano che l'incisione è avanzata, la piana inondabile è stata allagata con sempre minor frequenza fino a diventare un terrazzo fluviale, non più interessato dalle piene ordinarie e privato progressivamente dell'azione rimodellatrice della corrente, il vero agente creatore di diversità ambientale. Ma, oltre alla perdita di habitat, questo processo ha provocato alterazioni nel trasporto solido (peraltro interrotto proprio, principalmente, da dighe, briglie e traverse) con erosione e scalzamento dei ponti, riduzione del ripascimento dei litorali e, soprattutto, un marcato abbassamento della falda freatica planiziale con conseguente accen-

² Gies E., 2018. Stoccaggio dell'acqua sotterranea: un test radicale. *Le Scienze*, 1: 72-81.

³ CIRF, 2006: *La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Mazzanti Editori, Venezia: pp 832.

tuazione delle crisi idriche e, nelle aree litorali, incremento dell'intrusione salina (Sansoni).

Inoltre, prendendo atto che molti terreni bonificati a scopo agricolo hanno ormai esaurito la loro finalità per effetto della subsidenza indotta (AdBSerchio), si dovrebbe considerare la possibilità di riallargarli, rivalutandone la capacità di immagazzinare acqua, ricaricare le falde e mitigare il rischio idraulico. Inoltre, in ambiente urbano, sarebbe importante rimodellare le pendenze dei marciapiedi e delle superfici stradali per indirizzare il deflusso delle acque meteoriche verso la base delle alberature cittadine e nei parchi e giardini (*rain gardens*), invertendo la tendenza attuale di circoscrivere le aiuole di muretti di cinta, che svolgono l'azione esattamente contraria. Sempre in ambito urbano, fondamentali sono le azioni volte a incrementare la ricarica delle falde, ad esempio mediante la creazione di aree o bacini di ritenzione delle acque meteoriche urbane. Tale pratica, già adottata o in via di sperimentazione in molte città del globo (Legambiente), consentirebbe anche di attenuare il sovraccarico idraulico sul reticolo idrico dovuto

a precipitazioni consistenti, coniugandosi bene con l'attuazione di politiche volte a favorire "l'autoinvarianza idraulica" (Perini, com. pers.) delle trasformazioni edilizie. A ben vedere, anzi, come intrapreso per l'efficientamento energetico o per la messa a norma sismica degli edifici, si dovrebbe fare in modo che ogni trasformazione di suolo che ne comporti la riduzione di permeabilità sia accompagnato da interventi che non si limitino a raggiungere l'invarianza idraulica ma conducano a un incremento della sua capacità di immagazzinamento idrico.

Nell'ottica del risparmio idrico, un importante impulso andrebbe dato al riuso delle acque reflue, ormai da anni regolamentato e incentivato dalla normativa di settore (DM 185/2003) ma ancora poco diffuso. L'utilizzo di acque reflue adeguatamente trattate rappresenterebbe infatti un consistente contributo al risparmio idrico, darebbe la possibilità di sfruttare sostanze e nutrienti in esse contenuti e ridurrebbe l'inquinamento dei corsi d'acqua causato dagli scarichi (SIGEA). Insomma un passaggio strategico per l'economia circolare tanto agognata dall'Unione Europea.

Infine, rinunciare alla realizzazione di altri invasi per combattere la siccità e spostare invece l'attenzione verso strategie più in sintonia con la natura, eviterebbe anche conflitti sociali ormai diffusi grazie all'aumentata sensibilità verso la tutela degli ambienti fluviali (La Nuova Ecologia: [Dighe Emilia-Romagna](#); [Isonzo](#); [Torrenti in trappola](#); [Fiumi di errori](#); [Contro progetti idroelettrici](#)).

D'altronde, nella triste ma reale prospettiva che si esauriscano le riserve idriche rappresentate da nevai e ghiacciai, è impensabile che si possa sopperire a tale carenza con bacini artificiali di uguale capienza che, magari, non sapremmo come riempire.

**Gilberto Natale Baldaccini
Giuseppe Sansoni**

Informazioni sugli autori:

Gilberto Natale Baldaccini: biologo, socio CISBA, dirigente ARPAT in quiescenza. e-mail: gilbaldaccini@libero.it

Giuseppe Sansoni: biologo e naturalista, socio fondatore CISBA, socio fondatore CIRF, dirigente ARPAT in quiescenza, attivista Legambiente. e-mail: giuseppe.sansoni@gmail.com.

Il rosso e il grigio, sciuridi in competizione

Sono una milanese fortunata: la mia casa –in pieno contesto urbano– fronteggia un giardino.

Potete immaginare la mia sorpresa quando ho visto davanti a me una coppia di scoiattoli che stava perlustrando gli alberi!

In un attimo ho capito che si trattava di esemplari di scoiattolo grigio e ho pensato che avrei dovuto segnalarne la presenza, suscitando però altrettanto rapidamente l'insofferenza di mio marito che mal sopporta e comprende la mia avversione per gli "alieni".

In effetti la questione delle specie aliene invasive presenta molte sfaccettature e genera numerose considerazioni intorno alle quali occorre ragionare.

Lo scoiattolo rosso

Lo **scoiattolo comune europeo** (*Sciurus vulgaris*) è l'unica specie autoctona di scoiattolo arboricolo presente in Italia e in gran parte dell'Europa; nonostante il nome volgare di scoiattolo rosso, la sua colorazione è variabile dal rosso al grigio e al marrone e al nero

mentre il ventre è bianco (Fig. 1).

Vive in ogni tipo di bosco dove la densità di alberi è sufficiente per produrre i semi per la sua alimentazione: vive quindi nei boschi misti di latifoglie, nei boschi di conifere e latifoglie e in quelli di sole conifere. Attivo durante il giorno, è un animale solitario ma non strettamente territoriale.

Lo scoiattolo rosso sfrutta molte fonti alimentari vegetali quali gemme, bacche, licheni e funghi, sebbene la sua fonte principale di cibo sia costituita dai semi e dai frutti di molte specie arboree e arbustive. Ha l'abitudine di nascondere sotto terra le sue scorte alimentari e per questo la sua presenza riveste un ruolo fondamentale nel processo del rinnovamento forestale: immagazzinando semi e frutti favorisce la dispersione delle piante e contribuisce a salvaguardare la biodiversità in ambito boschivo.

Lo scoiattolo grigio

Lo **scoiattolo grigio** (*Sciurus carolinensis*) è originario del Nord America ed è un arboricolo di me-

dia taglia. Il mantello è sempre di colore grigio brillante e il ventre è bianco; la coda è contornata da due bande laterali bianche e i ciuffi auricolari sono assenti (Fig. 1).

Nel suo areale originario la specie è legata a boschi di latifoglie ma, essendo dotata di grande capacità adattativa, risulta presente anche in boschi di conifere e in parchi e giardini urbani e suburbani. Lo scoiattolo grigio è diurno e in inverno riduce la sua attività concentrandola nelle ore calde della giornata.

Le preferenze alimentari sono rappresentate dai frutti delle latifoglie (ghiande, noci, nocciole) ma l'animale si nutre anche di bacche, frutti, germogli, gemme, fiori e funghi, e occasionalmente anche di uova e nidiacei. In caren-



Fig. 1. Lo scoiattolo rosso (a sinistra) e lo scoiattolo grigio (a destra). Fonte: pixabay.com.

za di cibo scortecchia gli alberi per nutrirsi di floema e cambio, e la rimozione della corteccia favorisce l'attacco degli insetti e lo sviluppo di infezioni fungine nelle piante.

Il grigio è più robusto del rosso, si riproduce più velocemente ed è più efficiente nella competizione per le risorse alimentari e nell'occupazione dello spazio.

Muovendosi prevalentemente al suolo, il grigio può accumulare grasso per l'inverno; lo scoiattolo rosso è prevalentemente arboricolo e non può permettersi un eccessivo aumento del peso perché ciò comporterebbe una perdita di agilità nei movimenti fra i rami. Il rosso risente quindi maggiormente della scarsità di cibo invernale, cui può conseguire una diminuita riproduzione negli anni più critici (Genovesi e Bertolino, 2001a).

Lo scoiattolo grigio può danneggiare anche i boschi produttivi (quali i nocciolieti) con il consumo dei frutti; arriva a danneggiare colture, parchi e giardini e perfino infrastrutture in legno o cavi (ASAP).

Lo scoiattolo grigio è portatore sano di virus del genere *Parapoxvirus*, considerato un fattore significativo nel declino delle popolazioni di scoiattolo rosso; fortunatamente in Italia non è mai stata registrata la presenza di tali virus.

Il passato

Lo scoiattolo grigio fu introdotto in Italia a scopo ornamentale: due coppie furono rilasciate nell'area piemontese nel 1948; cinque esemplari furono rilasciati in un parco in provincia di Genova nel 1966 mentre tre coppie furono rilasciate in provincia di Novara nel 1994 e ricatturate dopo due anni.

L'areale della popolazione piemontese crebbe secondo uno schema tipico: fase di insediamento - fase di rapida crescita - fase di stabilizzazione. Nel 1970 la spe-

cie fu osservata solo vicino al sito originale del rilascio, occupando un'area di circa 25 km²; nel 1990 l'areale era di 243 km², nel 1997 di 380 km² e nel 1999 di 880 km².

A partire dal 1989 esperti e organizzazioni internazionali iniziarono a sollecitare l'Italia affinché considerasse con attenzione la minaccia rappresentata dalla crescita delle popolazioni di scoiattolo grigio nei confronti di quelle di scoiattolo nativo, suggerendo l'eradicazione della specie invasiva.

Nel 1996 l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) in collaborazione con l'Università di Torino propose agli organi competenti un piano d'azione per l'eradicazione dello scoiattolo grigio che, a quell'epoca, presentava una popolazione stimata intorno a 6.390 individui confinata nel Piemonte centrale.

Il piano consisteva in tre punti principali: monitoraggio continuo dell'areale dello scoiattolo grigio, un'eradicazione sperimentale per provare la fattibilità dell'eradicazione totale, la pianificazione dell'eradicazione totale.

Per accrescere l'accettazione pubblica del programma, furono informate le maggiori associazioni nazionali; alcune si opposero al progetto e nel 1997 furono discusse possibili alternative. Scartate le ipotesi del trasporto degli animali nell'areale originario (Nord America) e il piano di sterilizzazione dell'intera popolazione, si concordò per un protocollo basato sulla soppressione eutanastica.

A metà aprile del 1997 l'eradicazione sperimentale iniziò ma in giugno alcune associazioni animaliste denunciarono il coordinatore della sperimentazione e il direttore dell'INFS di caccia illegale, danno alla proprietà dello Stato e crudeltà verso gli animali.

Il processo di primo grado terminò nel dicembre del 1999 con una sentenza di colpevolezza per

caccia illegale e crudeltà nei confronti degli animali; nel 2000 la Corte d'Appello emise infine una sentenza di assoluzione piena. La battaglia legale causò il fallimento del piano d'azione per l'eradicazione dello scoiattolo grigio: come risultato la specie continuò ad espandersi in modo significativo (Genovesi e Bertolino, 2001b).

L'evoluzione nell'ultimo decennio

Prendendo in considerazione un'area costituita da Piemonte, Liguria e Lombardia, nel 2010 prese avvio il progetto LIFE EC-SQUARE la cui finalità era la tutela dello scoiattolo rosso e degli ecosistemi forestali mediante azioni di contrasto alla diffusione dello scoiattolo grigio; il progetto terminò nel 2015.

In estrema sintesi, il progetto permise di rimuovere la specie invasiva da circa 3.000 ha di superficie forestale consentendo la ricolonizzazione di queste aree da parte dello scoiattolo rosso.

In Piemonte consentì di avviare le attività di controllo della popolazione di scoiattolo grigio più estesa d'Italia e di eradicare un piccolo nucleo disgiunto; a Genova Nervi e in aree limitrofe permise di rimuovere totalmente lo scoiattolo grigio adottando una metodologia consistente nella cattura, sterilizzazione chirurgica e successivo rilascio degli animali; in Lombardia consentì di avviare la rimozione del grigio in quattro macroaree sulle otto individuate.

Sebbene i rischi per lo scoiattolo rosso non siano stati annullati, il progetto ha dato esito positivo in quanto le aree ove sono stati condotti gli interventi sono in fase di ricolonizzazione spontanea da parte della specie autoctona.

Il progetto non ebbe vita facile: fu oggetto di ricorsi al TAR e al Consiglio di Stato; di interpellanze a Governo, Camera e Senato; di in-

terrogazioni ai Consigli di Lombardia, Piemonte e Liguria, di raccolta firme a livello locale e nazionale, e altro; meritevolmente, operò per modificare la percezione nell'opinione pubblica degli interventi gestionali sulle specie aliene invasive.

Per contribuire a contrastare l'estinzione dello scoiattolo europeo e per contenere i danni determinati dalle specie alloctone alla vegetazione boschiva, il 24 dicembre 2012 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Mare emise il [Decreto](#) "Disposizioni per il controllo della detenzione e del commercio degli scoiattoli alloctoni appartenenti alle specie *Callosciurus erythraeus*, *Sciurus carolinensis* e *Sciurus niger*" (13A00781) che vieta su tutto il territorio nazionale il commercio, l'allevamento e la detenzione delle tre specie di scoiattoli alloctoni.

Il decreto –che esclude dalle disposizioni istituzioni quali i giardini zoologici, le strutture per la cura della fauna selvatica o quelle scientifiche– prevede la denuncia del possesso di esemplari presso gli Uffici del Servizio CITES del Corpo Forestale dello Stato e contiene disposizioni relative alla nascita di nuovi esemplari e alle vendite, nonché relative alle sanzioni in caso di abbandono degli esemplari.

Nel 2014 prese avvio il progetto LIFE [U-SAVEREDS](#), finalizzato alla conservazione dello scoiattolo rosso e al contrasto dell'espansione del grigio in centro Italia, al di fuori dei confini regionali umbri.

Il progetto, della durata di quattro anni, seguì un programma che prevedeva la fase della conoscenza (attività in campo per definire più accuratamente la presenza dello scoiattolo grigio), la fase della comunicazione (informazione volta a sensibilizzare la popolazione sull'importanza della difesa della biodiversità e sulla necessità della rimozione delle specie invasive), la fase della gestione (rimozione

degli scoiattoli grigi sia attraverso soppressione per via eutanassica sia attraverso sterilizzazione chirurgica e successivo rilascio; miglioramento delle condizioni di vita dello scoiattolo rosso in città).

Alla fine del periodo progettuale, la presenza del grigio fu registrata su aree decisamente più limitate rispetto a quelle censite all'inizio del progetto stesso mentre la presenza dello scoiattolo rosso fu registrata su un'area complessiva pari a tre volte quella di inizio progetto, sebbene le densità della specie autoctona non fossero ancora risultate in aumento.

Nel 2016 la Commissione Europea rafforzò la difesa contro la perdita di biodiversità includendo dodici nuove specie nell'Elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale ([Regolamento UE 2016/1141](#)).

Come noto, gli Stati membri devono impedire che tutte le specie esotiche di rilevanza unionale siano introdotte, conservate, vendute, trasportate, poste in condizione di riprodursi o rilasciate nell'ambiente e devono introdurre misure per affrontare nuove invasioni o la presenza di popolazioni già insediate nei territori.

Questo primo aggiornamento dell'Elenco include *Callosciurus erythraeus* (scoiattolo di Pallas), *Sciurus carolinensis* (scoiattolo grigio) e *Sciurus niger* (scoiattolo volpe, assente in Italia) –già "regolamentati" dal Decreto del 2012 del MATM– ma anche lo sciuride *Tamias sibiricus* (scoiattolo giapponese); sempre fra i Mammiferi comprende inoltre i procionidi *Nasua nasua* (nasua o coati rosso, assente in Italia) e *Procyon lotor* (procione) nonché il miocastoride *Myocastor coypus* (nutria) e il canide *Nyctereutes procyonoides* (nittereute o cane procione). Un secondo aggiornamento dell'Elenco è stato pubblicato nel 2019 con

il [Regolamento UE 2019/1262](#).

In Italia l'attualità è contenuta nel [D. Lgs. 230/2017](#) di adeguamento della normativa nazionale al Regolamento europeo 1143/2014, decreto che reca disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive.

Il Decreto adegua la normativa italiana stabilendo che:

- MATTM è l'autorità nazionale competente per i rapporti con la Commissione Europea, per il coordinamento delle attività e per il rilascio delle autorizzazioni e dei permessi;
- ISPRA è l'ente tecnico scientifico di supporto al MATTM per lo svolgimento delle attività;
- Regioni, Province Autonome e Parchi Nazionali sono i destinatari primari della norma.

Il Decreto sancisce il divieto di introduzione e transito nel territorio nazionale delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale, la loro detenzione anche in confinamento, il loro allevamento o la loro coltivazione anche in confinamento, il loro trasporto, la loro vendita o messa in commercio, la loro cessione o scambio a titolo gratuito, la loro riproduzione o crescita spontanea e il loro rilascio nell'ambiente; disciplina permessi e autorizzazioni quali quelli a orti botanici, giardini zoologici e istituti di ricerca, e disciplina i controlli ufficiali presso le dogane.

Il Decreto stabilisce un sistema di sorveglianza finalizzato ad assicurare il monitoraggio del territorio nazionale: tale sistema è coordinato dal MATTM mentre il monitoraggio è condotto dalle Regioni e dalle Province Autonome; stabilisce l'obbligo di eradicazione rapida delle popolazioni delle specie a cura delle Regioni, delle Province Autonome o dei Parchi Nazionali, su disposizione del MATTM con il supporto di ISPRA.

Il Decreto disciplina anche le eventuali deroghe dall'obbligo di eradicazione rapida, le misure di emergenza e di gestione delle specie a rischio di introduzione in Italia e le misure di ripristino degli ecosistemi danneggiati; introduce infine sia l'obbligo di denuncia del possesso di esemplari sia sanzioni penali e amministrative specifiche.

Previa denuncia di possesso, il Decreto consente ai possessori di animali da compagnia appartenenti a specie esotiche invasive di continuare a custodirli a condizione che il possesso dell'animale risalga a prima dell'entrata in vigore del Decreto e che vengano adottate misure per impedire la fuga dell'animale e la sua riproduzione.

Conservazionisti vs animalisti

Come già detto, il tema della rimozione delle specie aliene ha generato –e genera– molti dibattiti e scontri.

I conservazionisti considerano le specie aliene una grande minaccia per la conservazione della biodiversità e ritengono che uno dei modi per affrontare la questione sia l'eradicazione delle specie invasive (se fattibile); viceversa, i gruppi animalisti si oppongono alle campagne di eradicazione in nome dei diritti degli animali.

Entrambe le visioni si concentrano su tematiche che il pubblico considererebbe come “verdi”.

Entrambe ritengono che la natura o gli organismi viventi abbiano la priorità sulle considerazioni di natura economica ed entrambe vedono il loro ruolo come quello di custode delle risorse naturali contro un'umanità meramente sfruttatrice della natura.

I conservazionisti però non sono interessati all'animale come individuo ma si preoccupano della popolazione o della comunità; gli animalisti, preoccupandosi dei diritti degli animali, si preoccupano

sostanzialmente dei diritti individuali (**Lobby animalista**).

L'opinione pubblica sembra più favorevole agli animalisti soprattutto perché spesso vince il fattore emotivo “animale carino”; probabilmente questo schieramento crollerebbe di fronte alla proposta di eradicazione del verme piatto della Nuova Zelanda o del calabrone asiatico a zampe gialle.

Il progetto LIFE ASAP

Il coinvolgimento dei cittadini nel contrasto alle specie aliene invasive è dunque fondamentale.

Proprio per aumentare la consapevolezza e la partecipazione attiva dei cittadini sul problema delle specie alloctone sul territorio italiano, nel 2016 prese avvio il progetto LIFE ASAP (termine: 30 marzo 2020).

Il progetto si pone l'obiettivo di ridurre il tasso di introduzione delle specie aliene invasive e di mitigarne gli impatti, e promuove la corretta ed efficace gestione delle specie invasive da parte degli Enti pubblici preposti.

Le attività previste sono:

- formazione del personale dei parchi nazionali, delle aree protette, degli zoo, degli orti botanici e dei musei scientifici affinché diffonda la conoscenza dei comportamenti che i singoli possono adottare per contenere le invasioni biologiche;
- coinvolgimento dei cittadini attraverso campagne di comunicazione rivolte alle scuole, ai visitatori dei parchi, ai viaggiatori in transito negli aeroporti ed altri eventi di *citizen science*
- formazione del personale dei soggetti pubblici indicati dal D. Lgs. 230/2017;
- coinvolgimento della comunità scientifica per la proposta di una *black list* nazionale;
- diffusione di strumenti volontari (codici di condotta, linee gui-

da, manuali tecnici).

Tali strumenti volontari meritano di essere diffusi attraverso tutti i canali: l'intera produzione può essere scaricata alla pagina dei **Codici di condotta**.

Di interesse per i Soci CISBA possono risultare i codici di condotta relativi alla pesca sportiva e ricreativa e alla nautica di diporto: essi possono suggerire buone pratiche da adottare in campo durante le attività di monitoraggio ambientale delle acque superficiali. La dispersione involontaria delle specie alloctone acquatiche legata agli spostamenti di persone, attrezzature e mezzi da un'area geografica a un'altra è infatti riconosciuta da tempo come la via responsabile di alcune invasioni molto note.

Per concludere

Se dal punto di vista scientifico sono chiare le problematiche derivanti dalle specie alloctone e sono spesso concrete le soluzioni, dal punto di vista della percezione del problema e della sensibilizzazione dell'opinione pubblica resta ancora molto da fare.

Le azioni concrete si realizzano infatti sul territorio e quindi là dove vivono le persone.

Ed è noto che ogni specie animale può indurre un'attrattiva differente e un atteggiamento profondamente diverso nelle persone: ci sono animali considerati belli o brutti o cattivi, e i fattori emotivi fanno dimenticare il ruolo funzionale delle specie (**Martinoli, 2018**).

Ancora oggi, rispetto alla problematica degli alloctoni invasivi, troppo spesso vince la percezione emotiva della natura.

Rossella Azzoni

Informazioni sull'autore:

Socio fondatore ed ex Presidente CISBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia.
e-mail: ross.azzoni@yahoo.com

I mozziconi non sono del tutto inutili

I mozziconi delle sigarette –insignificanti se presi singolarmente– determinano rilevanti problemi ambientali che derivano dalla diffusa abitudine dei fumatori di disperderli nell’ambiente, sia urbano che naturale.

La maggior parte dei fumatori preferisce sigarette con filtro: esso ha lo scopo di mantenere il gusto e l’aroma del tabacco (trattenendo nel contempo i vari componenti del fumo) ed è costituito da un cilindro di fibra sintetica rivestito in carta colorata: l’acetato di cellulosa di cui è composta la fibra è un polimero naturale modificato, derivato principalmente dal legno. ([Business Tobacco Supplies](#))

Il fumo di sigaretta contiene oltre 4.000 differenti molecole, accumulate dal filtro; quando i filtri pervengono in ambito idrico rilasciano tali composti attraverso

un processo di lisciviazione, inquinando le acque.

La decomposizione del filtro è molto lenta, indipendentemente dalle condizioni ambientali cui sottostà: l’acetato di cellulosa è disgregabile ma non biodegradabile.

Lisciviazione e lentissima decomposizione in microparticelle rendono i filtri delle sigarette un grave problema per l’ambiente. ([Bonanomi et al., 2015](#); [Lombardi et al., 2018](#))

La dimensione del problema

Il primo punto di vista per descrivere il problema è quello quantitativo.

Un’indagine relativamente recente del servizio di sorveglianza PASSI (Progressi delle Aziende Sanitarie per la Salute in Italia) segnala che il 56% degli italiani adulti non fuma e il 18% ha smesso di fumare.

Rimane un buon 26% di adulti dai 18 ai 69 anni che fuma, percentuale che nel 2019 risulta pari a circa 10.600.000 persone; poiché si stima che ogni persona fumi in media 12 sigarette al giorno, si può ragionevolmente ipotizzare la dispersione di circa 46 miliardi di mozziconi all’anno nella sola Italia! ([Sorveglianza Passi](#); [Istat](#)).

Tale numero è un nonnulla rispetto al dato mondiale, per il quale si parla dell’acquisto di circa 6,5 trilioni di sigarette all’anno. ([National Geographic](#))

Il successivo punto di vista è quello dello stato giuridico in Italia.

Secondo il diritto privato i mozziconi sono *res derelictae*, cioè cose di cui nessuno può dirsi proprietario perché il proprietario le ha abbandonate ([Wikipedia](#)).

Secondo il diritto ambientale essi sono rifiuti. L’articolo 40 [Capo VI Disposizioni relative alla gestione dei rifiuti] della [Legge 221/2015](#) a titolo *Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell’uso eccessivo di risorse naturali* è molto esplicito: richiede che i comuni provvedano ad installare nelle strade, nei parchi e nei luoghi di alta aggregazione sociale appositi contenitori per la raccolta dei mozziconi dei prodotti da fumo; stabilisce che i produttori sensibilizzino i consumatori sulle conseguenze nocive per l’ambiente derivanti dall’abbandono dei mozziconi; vieta l’abbandono di mozziconi sul suolo, nelle acque e negli scarichi; sanziona amministrativamente chi



abbandona i rifiuti di prodotti da fumo.

I mozziconi nell'economia circolare

In realtà i mozziconi non sono un rifiuto inutile perché da essi si può recuperare materia ed energia. In linea generale, i progetti di recupero si distinguono in due categorie: quelli che riutilizzano l'acetato di cellulosa contenuto nel filtro e quelli che riutilizzano i mozziconi tal quali.

Nel primo caso, è del tutto evidente che uno dei problemi da risolvere è quello della purificazione dell'acetato di cellulosa, che rappresenta il cuore del processo industriale del recupero della materia. Le proposte per il trattamento dei filtri sono abbastanza numerose ed è chiaro che qualunque sia il processo di pulizia dell'acetato di cellulosa, esso ha un valore commerciale.

Per ogni futura applicazione, un secondo problema da risolvere è quello dell'ottenimento dei volumi sufficienti di mozziconi per alimentare il processo produttivo.

Ovviamente ogni applicazione industriale dovrà appoggiarsi su partner in grado di effettuare una raccolta differenziata dei mozziconi di sigaretta organizzata con criteri imprenditoriali. A tal proposito, occorre segnalare che l'Albo Nazionale Gestori Ambientali ha già chiarito come devono essere organizzate le imprese che intendono svolgere esclusivamente l'attività di raccolta e trasporto di rifiuti costituiti da mozziconi di prodotti da fumo ([Tuttoambiente](#)).

Ad oggi molti comuni –così come molte associazioni– hanno già avviato progetti di raccolta dei mozziconi ma sostanzialmente finalizzati al decoro urbano: in rari casi, infatti, queste raccolte sono collegate a progetti di recupero di materia.

Rappresentano un piccolo esempio i Comuni di [Modena](#), [Mogliano \(TV\)](#) o [Paglieta \(CH\)](#).

Progetti attivi nel mondo

Le possibili riutilizzazioni dei mozziconi sono davvero numerose: per questo motivo la carrellata che segue non può essere considerata esaustiva, ma riporta alcune realtà imprenditoriali o di ricerca che si stanno occupando di questa tematica.

TERRACYCLE

Nata nel 2001 come start-up dedicata a pratiche di riciclo alternative, [Terracycle](#) è oggi un colosso che produce materiali di consumo partendo da rifiuti difficili da gestire e trasformare (come penne, lamette da barba o nastri adesivi), in pratica quei rifiuti per i quali non esiste la raccolta differenziata.

Agli iscritti sul sito aziendale vengono forniti scatoloni specifici per ogni tipo di rifiuto –chiamati *Zero Waste Box*– che, una volta pieni, vanno rispediti; sebbene la raccolta possa essere effettuata anche dal singolo cittadino, l'azione più efficace è determinata da gruppi come uffici, condomini, enti no profit.

Terracycle è una macchina con molti ingranaggi: crea collaborazione fra realtà e aziende diverse con scopi diversi; oggi opera in più di venti Paesi coinvolgendo oltre 20 milioni di persone nella raccolta dei rifiuti e producendo miliardi di oggetti.

Sul fronte dei mozziconi di sigaretta ha attivato sistemi di raccolta attraverso accordi a livello cittadino; [Terracycle Canada](#) è stata la prima divisione a varare il *Cigarette Waste Recycling Program*: esso è iniziato nel 2012 con una piccola raccolta a Toronto, seguita l'anno successivo da Vancouver e nel 2016 da Montreal, e oggi

vede più di 2800 punti di raccolta nel Paese.

[Vancouver](#), ad esempio, si è posta l'obiettivo di diventare la città più green al mondo entro il 2020. Per questo la lotta al fumo è diventata molto attiva: non solo è vietato fumare alle fermate degli autobus o in spiaggia ma è anche richiesto a cittadini e turisti di utilizzare bidoncini targati *Ricicla il tuo mozzicone qui*, posizionati nei quartieri ove è più intenso il problema dell'accumulo di mozziconi. Inserire un nuovo processo di riciclo in una grande città come Vancouver non è così semplice: come sostengono gli amministratori locali occorre consapevolizzare i cittadini, anche perché essi vengono tassati per l'acquisto dei bidoncini.

Terracycle estrae l'acetato di cellulosa per creare numerosi prodotti industriali quali –ad esempio– i materiali compositi legno-plastica, mentre composta gli avanzi di tabacco e la carta.

MANTIS

Con il brand [MANTIS](#) nel 2009 la stilista cilena Alexandra Guerrero ha iniziato ad utilizzare un filato misto, composto da lana naturale e fibre di acetato di cellulosa ricavate dai mozziconi di sigaretta.

In questo caso il processo di purificazione dei filtri inizia con un lavaggio in autoclave, seguito da un lavaggio in un solvente polare, da un secondo passaggio in autoclave e dai processi di risciacquo e di asciugatura: a questo punto l'acetato di cellulosa può essere triturato per creare il filato.

Nella prima sperimentazione il filato misto conteneva il 10% di acetato di cellulosa di recupero ma l'obiettivo della stilista è quello di creare un filato che ne contenga il 20%.

Studi specifici sono stati condotti per verificare la sicurezza per

la salute umana di questi prodotti e i risultati sembrano incoraggianti in quanto l'acetato di cellulosa risulta puro al 95% ([Treehugger](#)).

I capi d'abbigliamento realizzati non sembrano attualmente in vendita.

XI'AN JIAOTONG E XI'AN SHIYOU UNIVERSITIES

Nel 2010 un gruppo di ricercatori universitari cinesi ha proposto un procedimento di estrazione dei mozziconi di sigaretta con il quale produrre un inibitore della corrosione per un tipo di acciaio denominato N80, utilizzato per la fabbricazione di trivelle da perforazione, condutture petrolifere e gasdotti. In determinate condizioni sperimentali, l'efficienza di protezione dell'inibitore all'azione dell'acido cloridrico sembra poter superare il 90% ([ACS Publications](#)).

La corrosione costa ogni anno milioni di dollari alle compagnie petrolifere e lo studio cinese è stato definito convincente.

ENEA

Nel 2012 un gruppo di ricerca dell'ENEA ha ideato una strategia per il recupero di energia dai mozziconi di sigaretta.

Grazie al loro elevato potere calorifico i mozziconi vengono utilizzati per la produzione di energia elettrica e calore attraverso uno specifico processo di pirogassificazione, cioè un processo chimico di ossidazione (non fondato sulla combustione) del materiale organico che dissocia la materia in composti a basso peso molecolare in forma gassosa (syngas).

Si stima che la pirogassificazione riesca a trasformare circa l'85-90% in peso dei mozziconi in syngas, e il rimanente in carbone e cenere. Il syngas garantisce un ottimo rendimento energetico in alcune tipologie di impianto e riduce

le emissioni inquinanti, in particolare di polveri e di ossidi di azoto ([Lombardi e Uccelli, 2014](#)).

SEOUL NATIONAL UNIVERSITY

Nel 2014 un gruppo di ricercatori sudcoreani ha proposto un procedimento per trasformare le fibre di acetato di cellulosa del filtro dei mozziconi in un nuovo materiale poroso a base di carbonio ([IOPscience](#)).

Il nuovo materiale contiene spontaneamente sia mesopori che micropori e sembra poter offrire nel campo dell'elettronica prestazioni superiori al carbonio, al grafene e ai nanotubi di carbonio oggi in commercio. Questo materiale risulta idoneo all'utilizzazione nei computer, nei dispositivi portatili, nei veicoli elettrici e nelle turbine eoliche ([Energia Media](#)).

ROYAL MELBOURNE INSTITUTE OF TECHNOLOGY

Un gruppo di ricerca di questa Università australiana è molto attivo nella ricerca di soluzioni per riciclare i mozziconi di sigaretta.

Nel 2016 ha presentato i risultati di uno studio per incorporare i mozziconi nei mattoni in laterizio. Lo studio non solo ha valutato la presenza di varie percentuali in peso di mozziconi nell'impasto d'argilla e diversi tempi di miscelazione e di cottura, ma ha anche effettuato test di cessione durante la cottura e calcoli per il risparmio energetico del processo produttivo ([ScienceDirect](#)).

Per la produzione industriale i ricercatori hanno infine proposto la presenza dell'1% di mozziconi nei mattoni: questa piccola percentuale consente di mantenere le proprietà del prodotto molto vicine a quelle usualmente richieste consentendo, nel contempo, un notevole risparmio dell'energia per la cottura.

Lo stesso gruppo di ricerca

nel 2017 –dopo cinque anni di studio– ha proposto di riutilizzare i mozziconi di sigaretta nei composti per l'asfalto ([ScienceDaily](#)). Il procedimento consiste nell'incapsulare i mozziconi con bitume e paraffina per bloccare le sostanze chimiche contenute nei filtri, evitando ogni possibilità di lisciviazione, per poi mescolare con asfalto caldo la miscela ottenuta.

Il prodotto risultante è un materiale da costruzione che può essere utilizzato per differenti usi; nella pavimentazione stradale è in grado di sostenere il traffico intenso e di ridurre la conduttività termica, contribuendo a mitigare il problema dell'isola di calore all'interno delle aree urbane cittadine.

ECO2LOGIC

Nata pochi anni orsono dall'iniziativa di alcuni studenti liguri, questa start-up propone il recupero dei filtri delle sigarette attraverso una tecnica di combustione che garantisce ridotti costi di trattamento e basse emissioni di CO₂ e di sostanze nocive.

La tecnica di carbonizzazione idrotermale converte per via termochimica i rifiuti di origine organica: essi vengono carbonizzati in presenza di acqua all'interno di un reattore ermetico a bassa temperatura (180-250 °C) dando origine a materiali ad alto contenuto di carbonio, con caratteristiche simili a quelle del carbone vegetale ma una superficie più idrofila.

L'idrocarbone ottenuto non è adatto per la combustione perché può fornire poca energia, ma può essere utilizzato come additivo nelle pitture idrofile a base di acqua ([Economia circolare](#)).

Con questo progetto la start-up ha vinto la Smartcup Liguria 2017 e ha dato avvio a nuove applicazioni per risolvere il problema dello smaltimento di molti altri rifiuti ([Eco2logic](#)).

RINASCE

Il progetto *Riciclo Innovativo della Nicotina e Acetato di cellulosa da Sigarette per Circular Economy* (RINASCE) è iniziato nel 2018; è sviluppato da AzzerOCO₂ in collaborazione con il CNR-IIA (Istituto sull'Inquinamento Atmosferico).

Il progetto si prefigge di studiare una metodologia innovativa per il recupero sostenibile dei filtri di sigaretta; in particolare intende raggiungere i seguenti obiettivi: sviluppo e potenziamento della gestione circolare dei rifiuti, incentivazione della riproduzione su scala industriale di tecnologie innovative e sostenibili, sviluppo di tecniche appropriate per l'eliminazione di sostanze pericolose, promozione dell'utilizzo di acetato di cellulosa riciclato, studio di possibili alternative (fitofarmaci ecosostenibili) (AzzerOCO₂).

Alla fine del progetto è prevista la produzione di due prototipi di occhiali per dimostrare che il mozzicone di sigaretta può avere un valore commerciale.

FOCUS

Nel 2020 ha preso avvio il progetto *Filter Of Cigarettes reUse Safely* (FOCUS) della durata di tre anni; è promosso dal Centro Interdipartimentale "Enrico Avanzi" dell'Università di Pisa in collaborazione con altri istituti di ricerca e il Comune di Capannori (LU). L'obiettivo è quello di utilizzare i residui delle sigarette come substrato inerte per la crescita

di piante ornamentali in coltura idroponica.

Dopo aver separato i residui di carta e tabacco dai mozziconi, le fibre del filtro verranno trattate per ottenere un materiale inerte adatto all'uso colturale sia dal punto di vista chimico che fisico; il substrato inerte verrà poi saggiato per individuare le specie vegetali più idonee alla crescita nel sistema creato.

Nel contempo verrà avviata una ricerca per individuare le specie di alghe più adatte ad abbattere i residui prodotti dal processo di lavorazione del filtro; la biomassa algale ottenuta potrà essere infine utilizzata per la produzione di biocarburanti.

La partecipazione dei cittadini di Capannori garantirà la materia prima in quanto il Comune appronterà appositi contenitori per la raccolta dei mozziconi posizionandoli in luoghi strategici del territorio (Capannori).

Per terminare questa carrellata è d'obbligo citare un bando del 2018 del Ministero dell'Ambiente che vuole incentivare lo sviluppo di nuove tecnologie per il recupero, il riciclaggio e il trattamento di categorie di rifiuti attualmente non servite da un'adeguata filiera di gestione e pertanto destinate a smaltimento.

A titolo esemplificativo, fra i rifiuti che non rientrano nelle categorie già servite dai consorzi di filiera vengono citati: i rifiuti urbani pericolosi (come vernici, farma-

ci scaduti, toner, ecc.), i rifiuti da prodotti igienici assorbenti, i rifiuti da beni usa e getta (come pennarelli, CD, accendini, mozziconi di sigaretta, ecc.) i rifiuti costituiti da plastiche dure non da imballaggio (come giocattoli, utensili, ecc.) (Remedia).

Dalle scarse informazioni rintracciate, non sembra che i progetti vincitori si occupino di mozziconi di sigaretta; ciò nonostante, questo bando fa pensare che l'attenzione sul recupero dei mozziconi stia diventando vivace anche in Italia.

Conclusioni

L'intento di questo articolo è quello di offrire una visione generale su quanto si sta muovendo su questo argomento.

A fronte delle intuizioni progettuali sviluppate negli ultimi venti anni, è difficile quantificare sia l'effettivo reimpiego dei filtri di sigaretta in nuovi cicli produttivi sia la riproduzione su scala industriale di tecnologie innovative e sostenibili che li utilizzino.

Solamente la transizione delle intuizioni progettuali in attività imprenditoriali potrà creare nel tempo valore sociale ed economico, risolvendo nel contempo il problema ambientale dello smaltimento dei rifiuti.

Elena Arnaud

Informazioni sull'autore:

Consigliere CISBA, funzionario naturalista impiegato nell'ambito del monitoraggio biologico presso ARPA Lombardia.
Email: E.ARNAUD@arpalombardia.it

Lockdown: una sperimentazione ambientale inattesa

Nei lunghi mesi del confinamento primaverile del 2020 la solaventata di ottimismo è arrivata dalle centinaia di foto e di video che ritraevano la natura riprendersi i suoi spazi: dalle anatre nei nostri centri abitati ai cervi pomellati sulle strade indiane, dai delfini nel porto di Cagliari alle orche in un porticciolo canadese.

Ma oggi sono sempre più numerose le segnalazioni delle luci e delle ombre relative agli effetti determinati sull'ambiente dalle misure adottate per contrastare la pandemia da Covid-19.

Gas ad effetto serra

Come noto, il settore del trasporto passeggeri è stato particolarmente colpito dalle conseguenze della crisi pandemica. Nel periodo giugno 2019-giugno 2020 si è registrato un calo del 65,2% di passeggeri-km nel trasporto aereo europeo e si stimava che a fine 2020 il trasporto passeggeri su strada sarebbe potuto calare del 57% rispetto all'anno precedente¹. Questi dati fanno dunque presagire una diminuzione significativa delle emissioni di gas a effetto serra (GHG) dal settore del trasporto. Analogamente, la crisi pandemica ha bloccato molte attività produttive riducendo il consumo di energia per uso industriale e –di conseguenza– le emissioni di GHG da questo settore, ma l'entità del decremento sarà calcolabile solo nel

¹ Passeggeri-km è l'unità di misura della domanda di trasporto; la grandezza si calcola come sommatoria dei prodotti del numero dei passeggeri trasportati per le relative percorrenze sul territorio del Paese dichiarante (Istat).

2021 (Briefing EEA).

Questa brusca e malaugurata diminuzione della domanda di energia (e del prodotto interno lordo) presenta un solo bizzarro aspetto positivo: contribuire al raggiungimento degli obiettivi del [Pacchetto per il clima e l'energia](#) dell'Unione Europea, che richiede nel 2020 la riduzione nelle emissioni di GHG del 20 % rispetto al 1990. Augurandosi che le cause di questo risultato "forzato" non si ripetano, risulta evidente la necessità di proseguire nelle politiche di lungo termine finalizzate alla mitigazione dei cambiamenti climatici. La diminuzione nelle emissioni di GHG da *lockdown* è infatti solo temporanea e difficilmente determinerà un rallentamento dei cambiamenti climatici: solo un piano di ripresa economica che contempli un futuro ecocompatibile potrà contribuire fattivamente alla lotta contro il riscaldamento globale (CORDIS).

Aria

L'effetto forse più evidente del confinamento primaverile è stato il miglioramento della qualità dell'aria, soprattutto nelle città

e nelle aree abitualmente sovraccaricate dall'inquinamento atmosferico.

A livello europeo i dati mostrano un netto decremento delle concentrazioni di biossido d'azoto (NO₂) –inquinante che origina principalmente dal trasporto su strada– e un decremento meno pronunciato per il particolato fine, le cui concentrazioni sono influenzate anche da sorgenti quali il riscaldamento domestico (Tab. I) (Briefing EEA).

A livello nazionale, il bacino del Po rappresenta la più estesa area di criticità per la qualità dell'aria; nel 2017 le amministrazioni locali e regionali sottoscrissero un Accordo di Bacino e dallo stesso anno si attivò il Progetto Life [PREPAIR](#) (Po Regions Engaged to Policies of AIR), il cui obiettivo è quello di implementare le misure previste dai piani regionali e dall'Accordo, di rafforzarne la sostenibilità e di promuovere la durabilità dei risultati².

I partner di progetto stanno seguendo con attenzione il tema

² Le azioni di progetto si estendono anche alla Slovenia per valutare e ridurre il trasporto di inquinanti oltre l'Adriatico.

Tab. I. Qualità dell'aria (aprile 2020): riduzione rispetto alle concentrazioni attese, come effetto delle misure attuate durante il *lockdown* (EEA, modificato).

	AUSTRIA	BELGIO	FRANCIA	GERMANIA	ITALIA	NORVEGIA	POLONIA	REGNO UNITO	REPUBBLICA CEECA	SPAGNA
NO ₂	-34 %	-35 %	-52 %	-31 %	-48 %	-39 %	-25 %	-45 %	-20 %	-61 %
PM ₁₀	-20 %	-16 %	-16 %	-12 %	-25 %	-26 %	-16 %	-20 %	-9 %	-30 %

degli effetti sull'inquinamento atmosferico delle misure di contenimento contro il Covid-19. In uno studio che prende in esame i cinque mesi che caratterizzano la diffusione della pandemia, l'attivazione progressiva delle misure di contenimento nonché le fasi di riapertura graduale delle attività socio-economiche, sono stati confrontati due scenari: lo scenario reale e quello "No-lockdown", ricostruito con modelli di simulazione.

Le emissioni di inquinanti gassosi (NO, NO₂, benzene) sono diminuite in maniera decisa nei mesi di febbraio e marzo, per poi cominciare gradualmente a crescere con l'allentamento delle misure fino a tornare su livelli pressoché normali; le emissioni di ammoniaca non hanno subito significative variazioni dato che l'agricoltura non è stata interessata dal *lockdown*; le emissioni di particolato hanno registrato una riduzione inferiore a causa del riscaldamento domestico, con un picco di riduzione in aprile (Fig. 1).

Il *lockdown* ha dunque generato condizioni ambientali sperimentali uniche, consentendo di

verificare la congruità dei piani di qualità dell'aria adottati dai firmatari dell'Accordo di Bacino.

Più in generale, anche se si è visto che le concentrazioni degli inquinanti tendono a ritornare ai livelli *pre-lockdown* non appena le misure più severe vengono sospese, questi mesi hanno mostrato alcuni dei benefici che si potrebbero ottenere con piani duraturi tesi alla riduzione delle emissioni degli inquinanti in atmosfera.

Acque interne superficiali e marine

Un minor numero di impianti produttivi attivi durante il *lockdown* dovrebbe aver verosimilmente ridotto gli scarichi idrici industriali ma non quelli attribuibili alle scuole e al settore terziario, che si sono semplicemente riposizionati nelle abitazioni; la contrazione del turismo dovrebbe aver inoltre ridotto il carico di acque usate da trattare nelle zone costiere e nelle altre destinazioni turistiche.

Purtroppo le informazioni disponibili nel web relative agli effetti delle misure di contenimento pandemico sulla qualità delle ac-

que interne superficiali scarseggiano.

A livello nazionale, l'Autorità Distrettuale del Fiume Po ha però realizzato uno [studio](#) che ha indagato sulle ragioni della limpidezza del fiume in tempo di *lockdown*.

La trasparenza delle acque è risultata principalmente riconducibile a una minor movimentazione del materiale sospeso, grazie alle scarse piogge del periodo gennaio/aprile e al minor utilizzo delle acque; i dati relativi ai fitosanitari sono risultati rispecchiare un andamento stagionale dovuto ai trattamenti in agricoltura; l'andamento dei nutrienti (nitrati, ammonio) è risultato analogo a quello di anni idrologicamente simili all'attuale; gli inquinanti di origine industriale non hanno manifestato un calo significativo, e questa evidenza viene ricondotta alla buona efficienza dei sistemi depurativi esistenti all'interno del distretto.

ARPA Campania ha invece reso pubblico un [report](#) relativo ai corsi d'acqua appartenenti al bacino idrografico del fiume Sarno, documento che confronta i dati di aprile 2020 con quelli del mese di aprile del triennio precedente.

Nel 2020 –in tutte le stazioni di monitoraggio– l'indice LIMEco è risultato peggiore o uguale a quello degli anni precedenti; lo stato chimico non ha mostrato sostanziali variazioni mentre le concentrazioni di cromo totale sono sensibilmente diminuite in alcuni punti del Sarno e dei suoi affluenti.

Il monitoraggio degli effetti delle misure contro il Covid-19 sulla [qualità delle acque marine costiere](#) a livello nazionale è invece stato attivato grazie alla collaborazione fra le Agenzie Regionali del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e le Capitanerie di Porto.

Dal mese di aprile al mese di

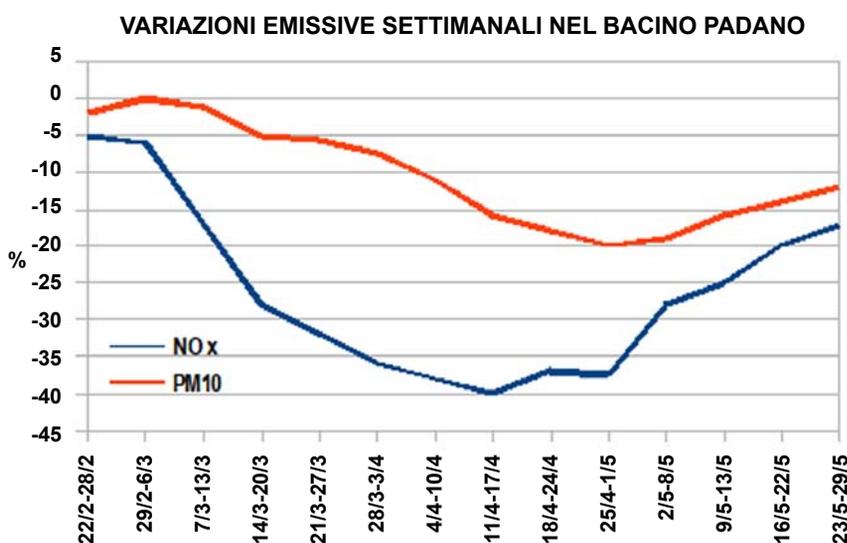


Fig. 1. Variazioni emissive settimanali (%) per PM₁₀ e NO_x nel bacino padano – dal 22/2 al 29/5/2020 (PREPAIR: Report 2 COVID-19; modificata).

giugno 2020, quattordici ARPA hanno monitorato 457 stazioni di prelievo lungo tutto l'arco costiero nazionale.

In quasi tutte le coste la trasparenza e la qualità trofica delle acque sono risultate significativamente migliorate durante il *lockdown* mentre le concentrazioni dei composti chimici indicatori di pressioni dovute ad attività produttive (metalli pesanti e composti organici) sono risultate paragonabili a quelle rilevate storicamente nello stesso periodo dell'anno; questa evidenza viene spiegata con i tempi di risposta del mare, più lunghi di quelli del *lockdown*.

Le misure del confinamento sembrano quindi aver avuto un effetto trascurabile sulla qualità delle acque.

Sarebbe perciò interessante avviare un'analisi dei dati in possesso dei Soci CISBA impegnati nel monitoraggio per individuare ulteriori indicazioni circa le relazioni fra le pressioni antropiche e la qualità delle acque nel periodo del confinamento. Un'analisi di tal genere potrebbe essere di aiuto per capire quali azioni intraprendere –bacino per bacino– per migliorare lo stato ecologico delle acque.

Rifiuti

Come noto, la pandemia ha determinato un'improvvisa impennata nella domanda globale di dotazioni personali di protezione come mascherine, guanti, camici, contenitori per sanitizzanti.

Nel primo periodo di contenimento della pandemia, l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO) ha stimato una richiesta mensile globale di 89 milioni di mascherine chirurgiche, di 76 milioni di guanti monouso e di 1,6 milioni di occhiali (WHO).

Nel 2020, in Italia, si prevede una produzione di rifiuti da ma-

scherine di circa 100.000 tonnellate e una produzione di rifiuti da guanti di circa 200.000 tonnellate (ISPRA).

Come risultato del *lockdown* e delle stringenti misure igieniche imposte, inoltre, è aumentato il consumo di prodotti alimentari in confezioni di plastica monouso: i ristoranti chiusi si sono organizzati per il servizio da asporto e i bar hanno iniziato a servire il caffè e le altre bevande in tazze "usa e getta". Infine, anche l'aumento degli acquisti *on line* di ogni genere di bene di consumo ha determinato l'incremento dell'uso della plastica nel confezionamento (Briefing EEA).

Da ultimo non va dimenticato che –parallelamente al progredire del contagio– è diminuita la domanda di greggio, e ciò ha fatto crollare il prezzo del petrolio; a questo punto per i produttori è diventato più economico fabbricare i prodotti a partire da plastica vergine piuttosto che da plastica riciclata. E ciò ha pesantemente interferito con la sfida del recupero, riuso e riciclo della plastica (Science).

In poche parole, a dispetto dei progressi compiuti negli anni, l'avvento del coronavirus ha scatenato in pochi mesi una corsa alla plastica: sono aumentati i consumi mentre le attività di riciclo si sono ridotte di oltre il 20% in Europa, del 50% in alcune parti dell'Asia e fino al 60% in alcune aziende degli Stati Uniti (Non solo ambiente).

La crisi sanitaria sta esercitando una pressione eccessiva sulla gestione dei rifiuti con il rischio di un ritorno a soluzioni quali i termovalorizzatori e le discariche; si registra purtroppo anche una dispersione diretta di rifiuti nell'ambiente in quanto le abitudini delle persone sembrano essere peggiorate con l'inizio del *lockdown* (greenreport).

Natura

Un po' in tutto il mondo il *lockdown* ha fornito l'occasione di osservare le reazioni degli animali e delle piante all'assenza (pressoché totale) delle fonti di disturbo dovute all'uomo, e questo sia in ambiente aperto che in ambiente urbano.

In generale il minor disturbo ha consentito agli ecosistemi e agli habitat minacciati di riprendersi, e alle specie di conquistare nuovi spazi e nuove nicchie.

Nel contempo, però, le misure adottate per contrastare la pandemia da Covid-19 hanno praticamente annullato il turismo verde, erodendo le risorse economiche per la gestione dei parchi naturali; e nel contempo, hanno fatto aumentare l'interesse dei cittadini per il verde urbano e periurbano (EEA).

Alcuni ricercatori italiani hanno realizzato un interessante studio avvalendosi sia di informazioni tratte dalla stampa e dai social media, sia di dati di campo derivanti da progetti di osservazione e di *Citizen Science* nonché da questionari compilati dai gestori delle aree protette.

La prima constatazione dello studio riguarda il fatto che molti animali selvatici –quelli che non sono soliti frequentare gli ambienti urbani– hanno iniziato a esplorare habitat che prima erano a esclusivo uso umano e hanno ampliato il loro periodo di attività. Altre constatazioni positive per la fauna riguardano il maggior successo riproduttivo di alcune specie e la riduzione della mortalità di anfibi e rettili lungo le strade.

Purtroppo però anche le specie aliene invasive hanno beneficiato degli effetti del *lockdown*, sia direttamente che indirettamente. Direttamente, ad esempio, con un incremento dell'attività diurna e una miglio-

re stagione riproduttiva; indirettamente grazie alla sospensione delle attività di eradicazione delle specie alloctone e/o della tutela di quelle autoctone all'interno dei parchi naturali. E poiché la pandemia ha determinato (e continua a determinare) conseguenze economiche, si profila il rischio concreto di non aver più risorse per proseguire nelle attività volte alla conservazione della biodiversità ([galileo](#)).

Durante il confinamento –in fine– ci sono stati tempo e occasioni per riscoprire ciò che ci circonda e riflettere sul rapporto uomo/natura: per capire come è cambiato il rapporto dei cittadini con il verde urbano, ENEA e Forum Plinianum hanno lanciato un [sondaggio](#) i cui risultati verranno utilizzati per elaborare processi e strumenti utili per la progettazione di aree e infrastrutture verdi nel rispetto della biodiversità.

Per concludere

La pandemia da Covid-19 ha dimostrato quanto siano fragili le società e le economie mondiali, e



La natura entra in città! (Fonte: Meteoweb, 8 maggio 2020)

ancora una volta ha evidenziato i profondi legami fra società e ambiente naturale.

Il *lockdown* ha generato alcuni effetti ambientali positivi, anche se temporanei; ha però determinato anche effetti negativi, soprattutto sul fronte della gestione dei rifiuti.

Rossella Azzoni

Informazioni sull'autore:

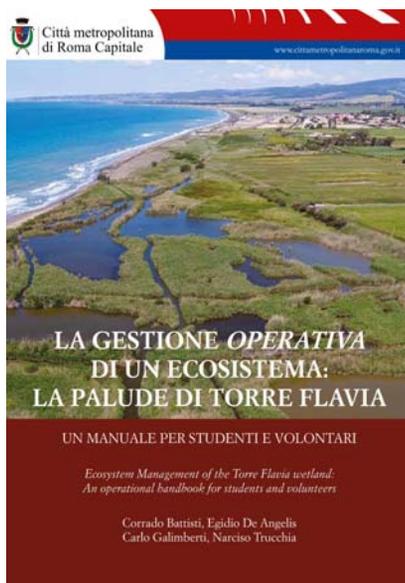
Socio fondatore ed ex Presidente CI-SBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia.
e-mail: ross.azzoni@yahoo.com

C. Battisti, E. De Angelis, C. Galimberti, N. Trucchia (curatori).

La gestione operativa di un ecosistema. La palude di Torre Flavia. Città Metropolitana di Roma Capitale, Roma, 2020, 224 p.

Torre Flavia è stata una delle numerose torri di avvistamento (circa 60) che nel periodo medievale presidiavano la costa laziale a difesa dello Stato Pontificio. Fu riedificata nella seconda metà XVI secolo, forse sulle antiche vestigia di una villa romana, da parte del cardinale Flavio Orsini, a cui era stato affidato l'onere e da cui ha preso il nome. Assieme alle altre torri disseminate sul litorale, costituiva un geniale sistema di comunicazione basato su segnali ottici (fuochi o fumo) e sonori (campane o spari di cannone) con lo scopo di creare una difesa attiva da possibili invasori. Oggi ne rimangono i ruderi, sempre più minacciati dall'erosione marina, che, sebbene interpretabili come una metafora dei nostri tempi, assumono un grande valore ambientale in quanto identificano una delle, ormai rare, zone umide costiere italiane, a cui si associa un sistema di dune sabbiose che la separano dal mare.

La palude di Torre Flavia è oggi gestita da tecnici esperti del Servizio 5 "Aree protette, tutela della flora e della biodiversità" della Città Metropolitana Roma Capitale, che ne hanno fatto un vero e proprio laboratorio vivente dove sperimentare quella che oggi viene chiamata *citizen science*, esperienza didattica e scientifica di notevole interesse soprattutto per il fatto che i principali attori sono i bambini delle scuole romane, ma non solo. La Palude è anche Stazione di ricerca LTER (Long Term Ecological Research) e ospita numerosi ricercatori e docenti universitari. Come recita il sottotitolo, la pubblicazione curata da Battisti e



collaboratori, è un vero e proprio manuale teorico pratico per studenti e volontari, che insegna come svolgere le mansioni per la gestione dell'area, dalle più semplici a quelle più impegnative. Dopo una prima parte sintetica che introduce il lettore sugli aspetti teorici del *Wildlife management* delle aree protette, sull'inquadramento geografico e su quello normativo, che erige l'area a Monumento naturale di interesse regionale, il manuale passa alla parte pratica, corredata da una consistente documentazione fotografica presa sul campo, che non trascura neppure i minimi dettagli operativi. È qui che il manuale entra nel vivo delle attività che possono o devono essere svolte nell'area protetta. Gli argomenti trattati vanno dalla normativa alla logistica, dalla fruizione dell'area –soffermandosi sugli aspetti pratici per la realizzazione, ad es., della sentieristica e della cartellonistica– alla pratica di esperienze di *beach litter*. Di particolare interesse troviamo la gestione delle acque interne, che un tempo ospitavano una intensa attività di piscicoltura, oggi dismessa ma che, proprio per tale motivo, richiede una attenta tutela della fauna ittica eurialina, per la

quale l'area può costituire una opportunità trofica ma, nel contempo, nascondere anche insidie mortali.

Non meno importante il capitolo dedicato alla conservazione, dove si comprende come il lembo di spiaggia naturale che fa da cornice alla zona umida costituisca un importante sito di riproduzione di specie ornitiche pregiate e in via di estinzione come il fratino (*Charadrius alexandrinus*), per il quale si attuano progetti di tutela, o dove si affrontano le problematiche connesse alla presenza delle specie esotiche più diffuse, che non hanno risparmiato questa area, come le varie tartarughe americane, la nutria o il gambero della Louisiana. Nel capitolo dedicato alla ricerca emerge l'attività di monitoraggio dell'avifauna migratoria, gestita con esperti ornitologi e volontari, che tende a valorizzare l'area in quanto Zona di Protezione Speciale ai sensi della Direttiva Uccelli. La cattura degli esemplari, l'inanellamento, l'identificazione delle specie, i rilievi biometrici, ecc., sono illustrati con apposita documentazione fotografica. Non vengono tralasciate ricerche sulla vegetazione tipica delle dune costiere e delle retrostanti aree allagate, o sul materiale spiaggiato di varia natura. La Palude di Torre Flavia, una palestra a cielo aperto per studi naturalistici, non si sottrae alla fruizione, purché con attività compatibili con le finalità dell'area protetta. Oltre alla ricca documentazione fotografica che caratterizza tutta l'opera, ogni capitolo è corredata da un *abstract* e da una ricca bibliografia per chi desiderasse approfondire gli argomenti trattati.

Il pdf del manuale può essere scaricato dal link [ResearchGate](#), o richiesto a Corrado Battisti: c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it (da luglio anche in formato cartaceo).

G.N. Baldaccini

F. Ferretti, A. Machetti, N. Fattorini, U. Boldorini, L. Tonini.

Programma per la gestione delle popolazioni di Ungulati selvatici del Parco Regionale della Maremma (2019).

Ente Parco Regionale della Maremma, Univ. di Siena, 2019, 71 pp.

Pur non trattandosi di un classico volume, il programma annuale del Parco Regionale della Maremma (Grosseto) merita di essere segnalato come esempio di corretta gestione faunistica. Il programma, infatti, è fondato sui censimenti annuali di capriolo italico, daino e cinghiale, sui rilievi dei danni agronomici e forestali e sulla verifica di efficacia degli interventi attuati, tutti elementi chiave per una corretta gestione ambientale. Un altro elemento d'interesse è la presenza del lupo che pone al gestore un insieme di problemi ecologici, conservazionistici, gestionali e, non ultimi, sociali.

All'interno dell'area parco il cinghiale esercita pesanti impatti ecologici per le attività di scavo, predazione e competizione mentre il daino (estraneo al contesto faunistico europeo) esercita una forte pressione sulle biocenosi spontanee e sulle colture agrarie; è inoltre un forte competitore con il capriolo italico, un endemismo da tutelare. Stabilita l'impossibilità di raggiungere la "densità zero" per daino e cinghiale, lo studio indica numeri e strategie basati su una gestione adattativa e commisurata alle reali possibilità di realizzazione. Operare entro un'area protetta obbliga il gestore ad attuare un piano che limiti i danni alle colture agrarie tutelando gli ecosistemi ma garantisca, al contempo, la sopravvivenza e l'espansione di specie ombrello quali lupo e capriolo italico. Ci si muove attraverso interessi, solo apparentemente contrastanti, rappresentati dai condutto-



ri dei fondi, che desiderano evitare danni a colture e allevamenti, e dai fruitori del parco che non vedrebbero di buon occhio la drastica riduzione delle specie selvatiche. La difficoltà della gestione, pertanto, richiede l'efficacia sia delle azioni sia nel comunicarne le finalità e le conseguenti modalità operative.

I dieci anni di esperienza gestionale, uniti alla scelta di fare eseguire le attività di prelievo e di stima da personale specializzato dell'ente parco, ottimizzano l'efficacia delle azioni e permettono pronte correzioni in corso d'opera. Merita notare come, per valutare l'efficacia delle strategie adottate, siano stati compiuti studi di dettaglio: sulle preferenze alimentari del lupo, per valutare l'incidenza della predazione sugli allevamenti, sulla produzione forestale di ghiande, per correlare l'andamento della popolazione di cinghiale all'offerta trofica, e sull'andamento climatico, per stimare le rese colturali in parallelo con i danni all'agricoltura.

Ne viene fuori uno studio a 360 gradi, raramente osservabile in altri contesti gestionali; si scopre che la dieta dei lupi presenti nel parco è basata prevalentemente su daino e cinghiale e che è l'ampia disponibilità di prede selvatiche a ridurre gli attacchi al bestiame

domestico. Una corretta densità di ungulati contribuisce dunque a limitare l'impatto del lupo sul bestiame, attenuando il conflitto con le attività antropiche.

Dalle ulteriori variabili studiate nel piano si ricavano punti di rilevante importanza per le future strategie gestionali: le modalità più efficienti di prelievo sul cinghiale sono le catture con chiusini o trappole perché capaci di agire in modo efficace sulle classi di età giovanili e sulle femmine; l'abbattimento all'aspetto è la tecnica più efficace per il daino; l'indicazione del numero dei capi da prelevare deve tenere conto anche della predazione svolta dal lupo. Gli studi indicano anche come l'andamento climatico e il prelievo dei capi nelle aree aperte agiscano con un meccanismo a *feed back* riducendo la frequentazione degli animali in quelle stesse aree dove è più facile eseguire gli abbattimenti; ciò spiega la riduzione di efficacia delle attività di prelievo. Preoccupa la leggera flessione numerica della popolazione di capriolo, attribuibile alla variabile climatica ma, soprattutto, alla competizione con il daino, confermando la necessità di contenerne la popolazione.

Il documento si conclude indicando le attività per gli anni futuri: prosecuzione delle azioni di monitoraggio per le popolazioni di capriolo, cinghiale e daino e studio sull'alimentazione del lupo. Continueranno anche il prelievo selettivo, il monitoraggio dei predatori naturali, la realizzazione di colture dissuasive, l'impianto di nuove recinzioni e, solo per ultimo, l'indennizzo monetario dei danni. Gli effetti del controllo saranno valutati in termini di variazioni del danno alle colture e delle densità delle popolazioni di cinghiale, daino e capriolo. Il piano completo è [scaricabile qui](#).

R. Carradori

D. Dinelli.

Specie vegetali aliene in Toscana. Rilevamenti incidentali di specie vegetali alloctone durante l'attività di monitoraggio dei corsi d'acqua toscani. Quaderni Ambientali, Arpat, Firenze, 2020: 75 pp.

In più occasioni, sulle pagine di *Biologia Ambientale*, è stato affrontato il tema dell'introduzione di specie esotiche sul territorio italiano, con particolare riguardo alle problematiche che nascono dalla loro presenza, al monitoraggio e all'attuazione di auspicabili e possibili azioni per un loro contenimento. Spesso è stata sottolineata l'importanza del ruolo svolto dagli operatori delle agenzie ambientali impegnati nei rilievi sul campo, con particolare riguardo al monitoraggio biologico dei corpi idrici, ma anche nelle attività di controllo più in generale, nel contribuire alla raccolta dati sulla componente alloctona delle comunità animali e vegetali del territorio nazionale.

La pubblicazione curata da Daniela Dinelli, con la quale Arpat inaugura la nuova collana *on line* dei Quaderni Ambientali, scaturisce proprio dall'esperienza sul campo, con un'attività che, sebbene non regolamentata a livello istituzionale, integra positivamente le normali attività di monitoraggio. Come recita il sottotitolo, infatti, il rilievo delle specie vegetali esotiche è incidentale e scaturisce dalla particolare formazione dell'operatore che non si è limitato all'applicazione del metodo di indagine normato, ma ha attinto alla propria capacità di scrutare all'intorno del sito di campionamento, cogliendo aspetti che altrimenti sarebbero passati del tutto inosservati a un occhio poco esperto. Nel caso specifico la competenza dell'autrice è stata quella di individuare la presenza della specie esotica, annotarne le caratteristiche principali, caratterizzando il luogo di ritrovamento e raccogliendo documentazione fotografica a corredo della sua identificazione.



Il Quaderno, dopo una breve ma esauriente introduzione al tema delle specie alloctone, dove si evidenziano anche le motivazioni che hanno indotto alla stesura del manoscritto, definisce il significato di specie aliena, esotica o alloctona, che dir si voglia (ma si consiglia l'uso dell'ultimo epiteto), spiegando le principali cause della loro dispersione oltre i confini della terra di origine. Illustra di seguito i cenni storici sulla loro presenza in Italia e, avvalendosi di brevi frammenti di conoscenza, stimola l'interesse su aspetti legati all'origine biogeografica e all'influenza che le specie alloctone hanno avuto sulla cultura, le consuetudini e le usanze dei popoli. Il Quaderno procede poi nella classificazione, tipica delle specie vegetali alloctone, che si basa sul periodo storico di introduzione e sulla capacità di adattamento. Fa quindi cenno ai fattori che possono limitare o favorire l'espansione delle specie alloctone e il loro impatto sulle comunità autoctone, sulle attività dell'uomo con implicazioni economiche e igienico-sanitarie. Si sofferma infine sul ruolo che gli ambienti fluviali possono avere nella dispersione delle specie alloctone e sul contributo che le attività istituzionali di monitoraggio possono

fornire per ampliarne la conoscenza. Il Quaderno è corredato di un glossario e di 21 schede illustrative, contenenti fotografie utili al riconoscimento e informazioni sulla sistematica, l'ecologia, la biogeografia, curiosità e altri aspetti delle varie specie rinvenute in Toscana.

Una delle peculiarità della nuova collana editoriale di Arpat è quella di essere volutamente concepita per il formato digitale, facilmente "scaricabile" ma, soprattutto, con un testo suscettibile di possibili integrazioni che nel corso degli anni dovessero arricchire le conoscenze della materia.

Il Quaderno costituisce un contributo all'approfondimento dell'argomento e rappresenta, nel contempo, uno strumento utile per il prosieguo dell'esperienza, ma anche per la divulgazione scientifica e l'educazione ambientale. Apprezzabile l'opera esercitata da Arpat nel valorizzare esperienze che, sebbene non rientrino nella "carta dei servizi", arricchiscono le competenze dei propri operatori in un'ottica del fare che esce da schemi predefiniti e aridi e che risulta del tutto stimolante. Il tema delle presenze alloctone emerge inevitabilmente nell'ambito applicativo dei metodi biologici di monitoraggio ed è sempre stato oggetto di dibattito tra gli addetti ai lavori. Spesso ci si è chiesti quale valenza dare alle componenti alloctone che occupano nicchie e esercitano funzioni all'interno di comunità di zone biogeografiche diverse da quelle di origine. Sebbene questo aspetto non sia affrontato dal Quaderno curato da Dinelli, getta le basi per una probabile e interessante discussione che potrebbe rappresentare un valido argomento per future edizioni.

Il testo è scaricabile dal [sito Arpat](http://sito.Arpat). Per informazioni: daniela.dinelli@arpat.toscana.it.

G.N. Baldaccini

La rivista. Per favorire la tempestiva pubblicazione dei lavori e consentire grafici e illustrazioni a colori, i singoli articoli accettati sono pubblicati *online* sul sito del CISBA (<http://www.cisba.eu/rivista/tutti-i-numeri-della-rivista>) nell'area riservata ai Soci; il riassunto degli articoli e le recensioni sono disponibili a tutti nell'area a libero accesso. Ogni lavoro è accompagnato dal DOI (Digital Object Identifier), un identificatore unico e persistente di proprietà intellettuale immediatamente azionabile in rete dai motori di ricerca. Alla chiusura del numero tutti gli articoli sono raccolti nel fascicolo della Rivista *online*.

Manoscritti. I lavori (in italiano o inglese) proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali*, accompagnati dalla dichiarazione che l'articolo non è già stato pubblicato o sottoposto ad altro editore, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti paragrafi: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'Autore. Prima di essere accettati, i contributi vengono sottoposti a revisione del Comitato Scientifico. Qualora un lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori (circostanza che deve essere chiaramente segnalata) potrà essere preso in considerazione per essere pubblicato, in forma sintetica, nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata a favorire la circolazione di informazioni, esperienze, note tecniche, articoli divulgativi e resoconti, non richiede la struttura editoriale tipica dei *Lavori Originali*. Le fonti informative potranno essere riportate nel testo, anche sotto forma di collegamenti a pagine web o di note a piè di pagina. Per i lavori di ricerca destinati alla rubrica *Esperienze* è preferibile accorpare le fonti nel paragrafo Bibliografia, accompagnate dai relativi richiami nel testo. I lavori destinati alla rubrica *CronacaAmbiente* dovranno contenere orientativamente un massimo di 10.000 caratteri, più eventuali figure; in coda all'articolo dovranno essere riportati l'indirizzo e-mail e 'Informazioni sull'autore', in forma molto concisa. I contributi della sezione *I&D* vengono revisionati solo dalla Redazione per l'accettazione.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e il più possibile conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli Autori. I nomi degli Autori devono essere indicati con le rispettive affiliazioni (relative al periodo in cui hanno partecipato al lavoro); per l'Autore corrispondente indicare anche l'indirizzo corrente, quello e-mail e il numero telefonico.

Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words sono richiesti per tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali*. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave (*evitando* i termini già contenuti nel titolo), separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo, il riassunto (*abstract*) e le parole chiave (*key words*).

Figure e tabelle. Le figure, con la relativa didascalia e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legenda e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, cioè comprensibili anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file di testo non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre i grafici e le figure anche come file indipendenti**. Per i grafici realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche

al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle foto e delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato TIF o JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm).

Bibliografia. In tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali* o alla rubrica *Esperienze*, al termine del testo, deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Le citazioni bibliografiche devono essere riportate nel testo attenendosi ai seguenti esempi: (Hellawell, 1986; Corbetta e Pirone, 1988; Dutton *et al.*, 1994), oppure: "... secondo Pulliam (1996)..."; "Dutton *et al.* (1994) ritengono ...". Per la formattazione e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi: Dutton I.M., Saenger P., Perry T., Luker G., Worboys G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73. Hellawell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp. Pulliam H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69. Corbetta F., Pirone G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a biologia.ambientale@cisba.eu. Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'Autore referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni dalla Redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli Autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buona lingua (italiano o inglese), evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'Autore descrittore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'Autore può essere ommesso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee). La Redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli Autori. Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa sono inviate all'Autore referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una accurata correzione del testo. A seguito della pubblicazione sul sito del CISBA, l'Autore referente riceve il file dell'articolo in formato PDF che, per essere diffuso su altri siti, deve ottenere l'autorizzazione dalla redazione di Biologia Ambientale. Alla chiusura del numero l'Autore referente riceve il fascicolo completo della Rivista in formato PDF.

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, **gli Autori sono invitati a inviare una o più foto candidate alla copertina della rivista** (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'Autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato). La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella ritenuta più adatta al numero in uscita.

Biologia Ambientale

volume 34

dicembre 2020

SOMMARIO

Lavori originali

- 3-10 Baldaccini N.E. – **L'abito non fa il monaco, ovvero non tutti i colombi con mantello grigio-barrato sono esemplari selvatici**
- 11-19 Di Giuseppe R., Grano M. – **Monitoraggio del daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758) nell'oasi di Macchiagrande e aree limitrofe (Lazio, Italia)**
- 20-28 Natucci L. – **Investigating activity patterns of large-size mammals using opportunistic camera-trapping data**
- 29-33 Gippoliti S., Capasso M., Corvini A. – **Mantenimento dei primati presso lo Zoo d'Abruzzo: considerazioni sulla gestione e sui criteri espositivi**
- 34-44 Della Bella V., Crisantemi G., Elia A.C. – **Diversità delle diatomee bentoniche del lago Trasimeno e valutazione dello stato trofico lacustre**

Esperienze

- es 1-9 Carradori R., Grazzini A. – **Metodi di prevenzione dei danni agli allevamenti da parte del lupo**
- es 10-24 Filippo G., Longo S., Palma A., Trabace T. – **Caratterizzazione delle comunità diatomiche epilittiche della Regione Basilicata**
- es 25-29 Verducci D. – **La natrice tassellata, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), nella Toscana nord-occidentale**

CronacaAmbiente

- ca 1-3 Azzoni R. - **Insetti alimentari**
- ca 4-7 Baldaccini G.N., Sansoni G. – **Contro la siccità: più invasivi o più buonsenso?**
- ca 8-11 Azzoni R. – **Il rosso e il grigio, sciuridi in competizione**
- ca 12-15 Elena Arnaud – **I mozziconi non sono del tutto inutili**
- ca 16-19 Rossella Azzoni – **Lockdown: una sperimentazione ambientale inattesa**

Recensioni

- 1 Battisti *et al.* – **La gestione operativa di un ecosistema. La palude di Torre Flavia**
- 2 Ferretti *et al.* – **Programma per la gestione delle popolazioni di Ungulati selvatici del Parco Regionale della Maremma (2019)**
- 3 Dinelli D. – **Specie vegetali aliene in Toscana. Rilevamenti incidentali di specie vegetali alloctone durante l'attività di monitoraggio dei corsi d'acqua toscani.**