

UN PONTE TRA SELVATICO E DOMESTICO. IL CASO DEL MUFLONE ALLE ISOLE HAWAII E LA RAZZA BLACK HAWAIIAN SHEEP

Interrogativi e dubbi sull'utilizzo di questo esempio
per la gestione degli ungulati nelle isole mediterranee

di **Alessio Zanon***

Introduzione

Attualmente sull'isola del Giglio è in corso il progetto EU LetsGoGiglio-LIFE 18 NAT/IT/000828 che si occupa, tra le molte azioni, dell'eradicazione totale dei mufloni, *Ovis gmelini musimon*, Pallas 1911, sulla base di un'invocata necessità di "riqualificazione ambientale".

La presenza di questo ungulato trae origine da un'azione precisa di salvaguardia volta a mettere al sicuro dal pericolo di estinzione la popolazione mediterranea, al tempo fortemente minacciata dal bracconaggio in Corsica e Sardegna (Ghigi, 1917). Alla metà degli anni cinquanta del secolo scorso, fu insediato sul Giglio un nucleo di mufloni per iniziativa di alcuni zoologi italiani dell'epoca (Alessandro Ghigi, Augusto Toschi, Renzo Videsott, Ugo Baldacci), (Masserini, 1958; Baldacci, 1975; Masseti, 1982). Dal 1955, gli animali furono collocati in una zona recintata del promontorio del Franco da cui, negli ultimi decenni, gli individui sono fuoriusciti a causa dei cedimenti della recinzione (Masseti, 2003).

Nessuna ricerca di campo risulta effettuata sul Giglio per giustificare l'eradicazione. Non esistono studi approfondi-

ti sull'impatto che questa specie ha sull'ambiente naturale dell'isola mentre i danni rilevati all'agricoltura locale sono limitati a pochi sporadici casi. Nessun censimento identifica la popolazione di quest'ungulato su un'isola di limitate dimensioni di appena 23,8 km². Esiste solo una generica stima che parla da 24 a 96 capi (pag. 17 Allegato 01 - Progetto LIFE 18 LetsGo Giglio).

Nonostante la rimarcata mancanza di studi adeguati, l'eradicazione totale degli esemplari è in corso e prossima alla conclusione. Un recentissimo studio genetico ha evidenziato la persistenza di alcuni caratteri genici atavici nella popolazione gigliese, oggi perduti in quella sardo-corsa. Ciò determina l'irrecuperabile rimessa di elementi biologici con caratteri fenotipici e genotipici peculiari, non più disponibili nell'originale popolazione e forse utili a una sua salvaguardia futura (Barbato et al., 2022).

A differenza di LetsGoGiglio, altri progetti non prevedono l'eradicazione di ungulati da altre isole italiane. È il caso di Life Ponderate-LIFE 14 NAT/IT/00054 concluso nel 2022 sull'isola di Zannone con superficie di appena 1.03 km²; nell'arcipelago delle isole Pontine (Lazio). Qui la popolazione di mufloni è di circa 40-50 individui e considerata stabile. La specie fu introdotta sull'isola nel 1922 con tre coppie di fondatori provenienti dalla Sardegna (cfr. Lucchesi et al., 2007; Direzione Parco nazionale del Circeo, 2020, pers. com.).

* Medico Veterinario, con Dottorato di Ricerca in Produzioni Animali, Biotecnologie Veterinarie, Qualità e Sicurezza degli Alimenti.
Email: zanonalessio@hotmail.com

In tale contesto nazionale, la presunta “invasività” della sottospecie *Ovis gmelini musimon*, Pallas 1911 sull’isola del Giglio è avvalorata sulla base di studi compiuti sulle isole Hawaii. In queste isole il muflone “*Ovis musimon*”, la cui origine genetica dei fondatori non è chiara, potrebbe differire notevolmente dal muflone delle popolazioni italo-francesi ed essere più vicino al muflone armeno *Ovis gmelini gmelini*, Blyth 1841 (Castelló, 2016), anch’esso introdotto in USA. Sull’isola di Hawaii nel 1957 (per altri nel 1962) fu inserito per meri scopi venatori e per migliorare la qualità delle pecore rinselvatichite nella località di Mauna Kea tramite incroci che nelle intenzioni dei fautori, avrebbero dovuto migliorare la qualità dei trofei, attenuando al contempo le caratteristiche invasive delle pecore brade già presenti. Partendo da una popolazione fondatrice di undici individui frammista in parte a pecore inselvatichite di razza Black Hawaiian, per merito della florida vegetazione nativa assai nutriente, la popolazione è giunta a più di 2.500 capi in trentasei anni, determinando forti perturbazioni ambientali, peraltro già vissute con grande disagio per l’introduzione degli ungulati domestici (pecore, capre e bovini),. (Tomich, 1986).

La coincidenza temporale nell’introduzione di questo ungulato in isole tanto distanti (isola Hawaii e isola del Gi-

glio) con ambienti e vegetazioni totalmente diverse pone oggi alcune perplessità interpretative degne di essere analizzate nel dettaglio.

In particolare, si ritiene che le isole mediterranee che da tempo hanno perso il loro assetto primordiale, non possano in alcun modo beneficiare di eradicazioni di ungulati ormai entrati a pieno titolo tra gli animali qui naturalizzati e composti da nuclei di limitata consistenza numerica. Basti pensare all’esempio della Capra di Montecristo, riconosciuta quale elemento identitario dell’omonima isola. Le azioni dovrebbero invece essere volte a studiare queste piccole popolazioni, determinando nel dettaglio le dinamiche demografiche e valutando di volta in volta possibili interventi di contenimento, qualora non si instaurassero naturalmente degli equilibri. (cfr. Lucchesi et al., 2007; Direzione Parco nazionale del Circeo 2020, pers. com.).

Perplessità notevoli esistono anche su alcune fonti documentali che equiparano l’effetto distruttivo di alcuni ungulati selvatici, come capre e mufloni, rispettivamente un brucatore ed un prevalente pascolatore (Van Soest, 1982), indicando come soluzione generica e decontestualizzata una rimozione di tali animali dalle piccole isole (Campbell & Donlan, 2005).



Muflone.

Recenti studi sembrano smentire l'attribuzione di invasività del muflone come affermato da Kárpáti e Náhlik (Kárpáti et al., 2023). Gli stessi, riferendosi alla definizione di Wonham (Wonham, 2006) affermano che il rischio di invasività non sia superiore a quello delle specie native. Gli stessi concordano invece con la definizione di Warren (Warren, 2007) che considera il muflone come naturalizzato o di carattere “post-invasivo”, (Usher, 1999; Kopij, 2017).

Il contesto primario delle isole Hawaii e le prime introduzioni di mammiferi

Per centinaia di migliaia di anni, gli unici mammiferi trovati sulla terraferma, a parte la foca monaca delle Hawaii *Nomonachus schauinslandi*, Matschie, 1905, sono stati i pipistrelli canuti hawaiani *Lasiurus cinereus semotus* Allen, 1890 propri delle isole hawaiane di: Hawaii, Maui, Molokai, Oahu e Kauai. Fu solo quando i primi colonizzatori polinesiani arrivarono alle Hawaii, circa 1900 anni fa, che altri mammiferi terrestri furono introdotti. Con loro i polinesiani portarono cani, maiali e topi (probabilmente ratto del Pacifico o Polinesiano, *Rattus exulans*, Peale, 1848). Da allora sono stati introdotti molti altri mammiferi domestici e selvatici.

Le pecore domestiche furono inizialmente introdotte a Kauai nel 1791 e nell'isola Hawaii nel 1793. Le capre domestiche furono sbarcate su Ni'ihau nel 1778 e probabilmente anche alle Hawaii quell'anno. Il bovino domestico arrivò nel 1793 sull'isola delle Hawaii (Baker et al., 1972). Sebbene i maiali siano stati originariamente introdotti nelle Hawaii dai polinesiani, il ceppo europeo portato dal Capitano James Cook nel 1778 è il probabile antenato di quello odierno diffuso nelle foreste. Il Capitano Cook e il Capitano George Vancouver erano entrambi interessati a rifornire le isole con animali domestici (Moulton et al., 1986). Fu istituito al tempo dal regnante Kamehameha, un “kapu” di dieci anni (divieto di caccia e di macellazione di bovini, ovini e altri animali europei) a partire dal 1794 (Tomich, 1986). Un certo numero di altri ungulati fu introdotto in epoche successive. Nel 1825, bovini e pecore rinselvaticiti furono trovati vicino alla cima del Mauna Kea durante la prima ascensione registrata da un occidentale, il botanico James Macrae. Questi sono gli unici discendenti del bestiame importato dal Capitano George Vancouver nel 1791. Al momento del rilascio, le pecore si adattarono prontamente alle nuove condizioni e nel 1937, oltre 40.000 pecore furono segnalate a Mauna Kea. Si nutrivano della foresta di māmane danneggiando in particolare alcune specie (*Sophora chrysophylla*, (Salisbury.) Seemann. e *Myoporum sandwicense*, Gray) (Robichaux et al., 2000). Il pascolo eccessivo di questo habitat unico compromise la diffusione del piccolo fringuello nativo, l'uccello palila o crociere hawaiano (*Loxioides bailleui*, Oustalet, 1877). Due influenti gruppi ambientalisti con sede negli Stati Uni-

ti continentali, “The Sierra Club” e la “Audubon Society” fecero pressioni per un'azione governativa energica. Nel 1979 ottennero con successo un'ordinanza del tribunale che richiedeva un'azione statale per la rimozione di tutte le pecore e capre non controllate da allevatori da Big Island. Nonostante questo, i nativi hawaiani di Big Island hanno fatto affidamento su queste pecore sin dai primi anni del 1800. Infatti, il re Kamehameha autorizzò l'importazione di pecore, capre e bovini perché li giudicava una risorsa a lungo termine per nutrire gli hawaiani affamati. Come abbiamo già ricordato inizialmente questi animali godevano della condizione di “kapu”, ovvero protezione reale dalla caccia che aveva permesso loro di insediarsi e moltiplicarsi. Tuttavia, quando il “kapu” fu revocato dieci anni dopo (1804), il danno all'ambiente era notevole e dovettero essere prese misure drastiche per abbattere in particolare i bovini che avevano invaso la Big Island per cui fu richiesta la totale eradicazione (Juvik and Juvik, 1984).

Negli ultimi 200 anni gli hawaiani si sono impegnati nella caccia di sussistenza sostenibile per ottenere cibi proteici dalle pecore delle Hawaii. Il costo della carne importata è proibitivo per molti hawaiani che vivono nell'entroterra, spesso con un reddito minimo. Oggi i nativi hawaiani temono di perdere questa risorsa alimentare tradizionale a causa dei controlli numerici imposti dal governo che causano profonde divisioni all'interno della comunità locale. Purtroppo l'impatto sulle foreste māmane di Mauna Kea dovuto allo sfruttamento foraggero da parte delle pecore e di altri ungulati, prolungato per oltre 150 anni, ha provocato notevoli danni. Fortunatamente i silvicoltori territoriali iniziarono ad affrontare il problema costruendo una recinzione intorno a Mauna Kea nel 1937 e rimuovendo quasi 50.000 pecore, capre e bovini da Mauna Kea negli anni '30 e '40 del secolo scorso (Juvik and Juvik, 1984). Per quanto riguarda il muflone successivamente introdotto per scopi venatori sull'isola negli anni '60, fu emessa una seconda sentenza nel 1987 che rafforzava lo sforzo statale per rimuovere i mufloni dalla stessa area e per la medesima ragione, ossia recuperare l'habitat forestale danneggiato (Sakai, Wagner and Mehrhoff, 2002).

Gli ungulati selvatici e la loro capacità adattativa

A differenza di pecore, capre e maiali rinselvaticiti e insediati nell'arcipelago, l'introduzione sulle isole di numerosi ungulati selvatici ha provocato danni ancor maggiori. Questi animali sono infatti in grado di saltare oltre la maggior parte delle recinzioni progettate per contenere gli animali, inoltre quando sono inseguiti, sanno disperdersi in piccoli gruppi e nascondersi nel fitto della foresta. La flora nativa delle Hawaii, essendo sviluppata senza doversi proteggere, è estremamente vulnerabile ai danni causati dal calpestio e dalla rimozione della corteccia da parte di ungulati non nativi (Anderson, 1999).

Tabella 1: Introduzione degli ungulati selvatici nell'arcipelago e stato attuale della specie.

Isola	Ungulato introdotto	Anno di introduzione	Stato della specie
Isola di Hawaii, presso Mauna Kea	Muflone ed incrocio con pecore inselvatichite .	1962	Presente
Isola di Hawaii, presso Mauna Loa	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	1968	Presente
Maui	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1959	Presente
Oahu	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1898	In seguito scomparso
Kauai	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	1962	In seguito scomparso
Kauai	Cervo coda nera colombiano (<i>Odocoileus hemionus colombianus</i> Richardson, 1829)	1961	Presente
Molokai	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1868	Presente
Lanai	Antilocapra (<i>Antilocapra americana</i>) (Ord, 1815)	1959	In seguito scomparsa.
Lanai	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1920.	Presente
Lanai	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	prima introduzione nell'arcipelago 1954	Presente
Niihau			Nessuna introduzione
Kahoolawe			(Isola disabitata) nessuna introduzione

Il cervo pomellato *Axis axis*, Erxleben, 1777 tuttora presente su alcune isole, rappresenta una minaccia per la sua grande capacità riproduttiva. In assenza di grandi predatori la popolazione subisce una tumultuosa crescita esponenziale non limitata dalle predazioni e dalle malattie epidemiche e

parassitarie che ne regolano le popolazioni nelle aree native (Waring, 1996). L'antilocapra *Antilocapra americana*, Ord, 1815 introdotta nella sola isola di Lanai risulta oggi assente. Inizialmente dopo la sua introduzione si registrò un discreto aumento degli effettivi seguito però da un graduale e ineso-

rabile deperimento della popolazione forse dovuto alla stretta consanguineità degli effettivi (Hess et al., 2005). Il cervo coda nera colombiano *Odocoileus hemionus columbianus*, Richardson, 1829 risulta diffuso nella sola isola di Kauai, dove nella fase di introduzione condivise gli areali con una piccola popolazione di mufloni che in seguito si è estinta in quel luogo. La prima vera introduzione del muflone nell'arcipelago è però datata 1954 e comprese inizialmente l'isola di Lanai dove sembra tuttora diffuso (St. John, 1973; Ohashi and Stone, 1985). Sulla Big Island l'ungulato selvatico introdotto più di recente è il muflone. Sebbene venga riportato da alcuni testi una introduzione all'inizio degli anni '50, sembra appurato che questo valga per altre isole e non per la Big Island. A partire dal 1962 i mufloni furono incrociati con pecore selvatiche e rilasciati sui pendii intorno a Mauna Kea. Oggi esiste ancora una grande popolazione di questi incroci nella parte settentrionale di Mauna Loa, così come nelle terre che circondano Mauna Kea. Questi incroci a volte possono essere visti dal sentiero Pu'u O'o, così come in varie altre parti di Saddle road. Nel 1968 una popolazione di muflone fu introdotta per scopi di caccia nel Kahuku Ranch (ora parte del Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii) sul versante meridionale del Mauna Loa. Oggi questi animali possono essere trovati comunemente nella parte superiore di Ocean View. I comportamenti sociali di questi animali presentano differenze degne di nota. Il muflone si segrega per sessi e forma grandi gruppi solo durante la riproduzione, limitando così l'abbattimento efficiente a cura dei cacciatori, esclusivamente durante questa fase. Negli altri periodi gli animali si disperdono ampiamente in piccoli gruppi. Le tecniche di controllo che si basano sulla radiotelemetria sono in gran parte inefficaci per il muflone. Questi ungulati dai piedi sicuri sulle rocce, a volte vengono scambiati per cervi, ma il muflone è l'unico ungulato allo stato selvatico di Big Island a parte i maiali selvatici. I mufloni mangiano molte piante hawaiane endemiche in via di estinzione comprese alcune orchidee esotiche native ed è in atto un programma di rimozione per tenerli fuori dal Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii al fine di preservare l'habitat originario (Juvik and Juvik, 1984), (Moulton and Pimm, 1986).

Vista la notevole pressione venatoria concentrata in particolar modo all'ottenimento di trofei maschili, le popolazioni possono crescere rapidamente quando il rapporto tra femmine e maschi è alto. Un'abbondanza di cibo di alta qualità, come quello delle isole del Pacifico, può portare a una maggiore precocità della prima gravidanza e ad una sopravvivenza di agnelli molto più alta, con ulteriore crescita della popolazione.

La razza Black Hawaiian Sheep e l'incrocio con il muflone come pericolo genetico

Non esiste un'origine esatta per la razza domestica

Black Hawaiian Sheep selezionata dall'ambiente hawaiano, tuttavia sembra appurato che questa derivi da pecore di tipo Barbados con una mutazione genetica del colore che le rende nere. Queste pecore sono considerate rare, sono di colore nero uniforme con occasionali riduzioni del pigmento intorno al muso e al contorno orbitale. Talvolta sembrano avere una tinta rossastra sulla lana dorsale a causa dell'esposizione al sole. Gli arieti maturi in media mostrano una lunghezza del corno compresa tra 50 e 100 cm, tuttavia alcuni individui anziani possono superare tali misure. Ci sono cinque tipi principali di incornatura con diverso andamento spiraliforme. Le corna dei giovani maschi sono di un nero corvino, ma possono diventare da bruno a bruno chiaro con l'avanzare dell'età. Le femmine sono spesso prive di corna. Gli arieti hanno una criniera nella parte ventrale del collo che va da 7 a 20 cm. I maschi possono pesare da 63 a 68 kg mentre le femmine di solito pesano circa 40 kg. L'introduzione del muflone è da considerarsi la prima responsabile dell'erosione genetica di questa razza che rischia fortemente l'estinzione a



Black Hawaiian Sheep.
© NinaTavaresPhotos/shutterstock.com

causa dell'inquinamento genetico provocato dall'incrocio. La produzione di meticci è stata all'origine della formazione dell'ibrido muflone-pecora selvatica di Mauna Kea (Stone and Keith, 1985). Questi soggetti si presentano più grandi e robusti del muflone selvatico. I mantelli, in ragione di questo incrocio, sono a volte discordanti da quello selvatico ordinario e molto variabili. I gestori faunistici sono preoccupati che sotto l'intensa pressione venatoria volta al controllo numerico della popolazione, le variazioni pigmentarie si indirizzino verso i colori più criptici, che si mimetizzano in modo molto efficace con l'ambiente, determinando una maggiore difficoltà nell'individuazione degli individui. Sebbene le pecore e le capre selvatiche siano state effettivamente eliminate da Mauna Kea, il muflone incrociato continua ad espandersi invadendo altre aree naturali, avvantaggiandosi fortemente per il vigore acquisito dal rinsanguamento con le pecore. Tale espansione sembra interessare anche il Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii, nonostante la presenza di recinzioni progettate per impedirne l'accesso.



Differenze fra mufloni alle Hawaii e sull'isola del Giglio

Da quanto sopra esposto risulta utile un raffronto puntuale tra la situazione dell'arcipelago delle Hawaii e dell'isola del Giglio.

Quando si affronta la tematica del danno o degli effetti benefici degli erbivori sulla vegetazione ci sono infinite variabili ed il risultato non è mai lo stesso. Numerosi studi dimostrano che ogni ambiente ha le sue peculiarità e l'introduzione della medesima specie in ambiti diversi può avere effetti contrapposti. Ne è un esempio lo studio fatto nelle foreste della Nuova Zelanda dove gli ungulati non nativi hanno generato in alcune parti un effetto positivo sulla biodiversità e sul ciclo dei nutrienti, determinando un arricchimento di tali ambienti, mentre in altri casi si è ottenuto un effetto opposto. Tutto ciò evidenzia ancora una volta la necessità di affrontare lo studio dei singoli casi, non traendo una regola applicabile in generale, specie se ci troviamo di fronte a sistemi estremamente complessi e con infinite variabili. La vegetazione hawaiana non presenta meccanismi di resistenza contro gli erbivori come tannini, spine, tossine, vegetazione decidua, fusti modificati (bulbi sotterranei, tessuti meristemati inaccessibili al pascolatore) che ne inibiscano il consumo (Gordon e Prins 2008). Al contrario la vegetazione del Giglio, peraltro fortemente influenzata da tempo dalle introduzioni effettuate dall'uomo nei secoli, è composta da essenze vegetali del tutto adattate alla convivenza con gli erbivori. Parlando di orchidee, spesso citate come specie fragili, non si può fare a meno di notare che le specie hawaiane, esotiche, vengono danneggiate dal muflone, come riportato in bibliografia. In ambito mediterraneo le orchidee prative, trovano vantaggio nell'azione degli animali, che limitano la crescita di leguminose e graminacee, più attrattive per i pascolatori, favorendo il ciclo vegetativo delle orchidee (Pierce, 2011).

Benché le introduzioni del muflone nel Giglio e nelle Hawaii non siano così distanti temporalmente, la demografia delle due popolazioni ha avuto sviluppi molto diversi. Questo potrebbe trovare giustificazione in molte variabili tra cui: le malattie infettive e parassitarie in ambito mediterraneo differiscono da quelle delle Hawaii; la tipologia di territorio e di vegetazione e quindi la disponibilità di acqua e di foraggi sono totalmente diversi e quindi anche la conseguente efficienza riproduttiva; cambia inoltre la pressione venatoria e la tipologia genetica influenzata, nelle Hawaii, dall'eterosi dovuta all'incrocio con la pecora.

Il muflone sulle isole mediterranee esplica una efficace azione anti incendio limitando nella densità la macchia suscettibile all'innescio del fuoco e favorendo la formazione di radure e prati che separano in modo attivo le aree boscate limitrofe. Tramite la digestione ruminale l'aspersione delle feci viene inoltre favorito il ciclo dell'azoto con maggior mi-

neralizzazione ed aumento della biomassa microbica attiva nel terreno (Gordon e Prins, 2008).

Pertanto il teorico aumento del carico animale non sempre è associato ad effetti negativi sulla vegetazione. Velocizzando la degradazione della massa vegetale, con incremento del ciclo dei nutrienti si può ottenere quindi un generale miglioramento della copertura vegetale più diversificata e con una più lenta evoluzione a bosco.

Note conclusive

Quanto sopra esposto porta a concludere che: contrariamente alle isole Hawaii costantemente studiate e monitora-

te, sull'isola del Giglio si è permessa la programmazione e l'attuazione di una eradicazione di specie senza studi approfonditi inerenti al luogo e all'ambiente di intervento.

Gli studi genetici compiuti e pubblicati sono stati ignorati e sottostimati provocando un danno conclamato alla biodiversità ed al patrimonio naturalistico italiano. Non sono state prese in considerazione le rimostranze della popolazione residente del Giglio, commisurandole con le esigenze di protezione della natura.

È stato del tutto ribaltato il significato simbolico e protettivo che aveva ispirato gli zoologi del passato nell'operazione di introduzione della colonia di mufloni del Giglio. ■

Bibliografia

- Anderson, S. B., 1999. Axis deer overview and profile: [www.hear.org/hnis/reports/HNIS-AxiAxiV01.pdf].
- Baker, J. K. and Reeser D. W., 1972. Goat management problems in Hawaii Volcanoes National Park: a history, analysis, and management plan. National Park Serv. Nat. Resour. Rept. 2. 22 pp.
- Baldacci U., 1975. La storia del muflone. La riserva di Caccia: 1-4pp.
- Barbato M., Masseti M., Pirastru M., Columbano N., Scali M., Vignani R. & Mereu P., 2022. Islands as Time Capsules for Genetic Diversity Conservation: The Case of the Giglio Island Mouflon. *Diversity*, 14, 609. <https://doi.org/10.3390/d14080609>.
- Campbell K., Donlan C. J., 2005. Feral Goat Eradications on Islands, *Conservation Biology* 1362-1374 pp. 2005 Society for Conservation Biology. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00228.x.
- Castelló J. R., 2016. *Bovis of the World*. Princeton University Press.
- Ghigi A., 1917. I Mammiferi d'Italia considerati nei loro rapporti con l'agricoltura. *Natura*, vol. VIII, Milano.
- Gordon I. J., Prins H.H.T., 2008. *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer.
- Hess S., Kawakami B., Okita, D., and Medeiros, K., 2005. A preliminary assessment of mouflon abundance at the Kahuku Unit of Hawai'i Volcanoes National Park: U.S. Geological Survey Open File Report OF 2006-1193 [<http://pubs.usgs.gov/of/2006/1193/>].
- Juvik J.O. and Juvik S.P., 1984. Mauna Kea and the myth of multiple use: endangered species and mountain management in Hawaii. *Mountain Res. Develop.* 4(3):191-202.
- Kárpáti T, Náhlik A., 2023. Is the Impact of the European Mouflon on Vegetation Influenced by the Allochthonous Nature of the Species? *Environmental Science*.
- Kopij G., 2017. Expansion of alien carnivore and ungulate species in SW Poland. *Russ. J. Biol. Invasions*, 8, 290-299 pp.
- Lucchesi M., Bottacci A., Di Dio F., Stolfi G., Zerunian S., Zoccola A., Antonini G. & Bertinelli S., 2007. La popolazione di muflone (*Ovis aries*) dell'isola di Zannone (Isola Pontine): caratteristiche strutturali e demografiche (Mammalia Artiodactyla Bovidae). *Quad. Studi Nat. Romagna*, 25: 91-107.
- Masserini V., 1958. Mufloni e chukar all'isola del Giglio. *Diana*, 2: 11-14 pp.
- Masseti M., 1982. Nel regno dei mufloni. *Toscana Qui*, 2 (7/8): 18.
- Masseti M., 2003. *Fauna toscana. Galliformi non migratori, Lagomorfi e Artiodattili*. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale (ARSIA), Regione Toscana, Firenze: 311 pp.
- Moulton M. P. and Pimm S. L., 1986. Species introductions to Hawaii. Chapter 14, 231-249 pp. In: Mooney H. A. and Drake J. A. (eds.), 1986. *Ecology of Biological invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York. 321 pp.
- Ohashi T. and Stone C. P., 1985. Feral goat trend count and census procedures in Haleakala National Park. *Hawaii Volcanoes National Park files*. 17 pp. (typescript).
- Pierce S., 2011. *La conservazione delle orchidee lombarde* Consorzio Parco Monte Barro.
- Robichaux R., Bergfeld S., Bruegmann M., Canfield J., Moriyasu P., Rubenstein T., Tunison T., and Warshauer F., 2000. Reintroducing Hawai'i's silverswords: *Endangered Species Bulletin*, v. 25, p. 22-23.
- Sakai A. K., Wagner W. L. and Mehrhoff L. A., 2002. Patterns of endangerment in the Hawaiian flora: *Systematic Biology*, v. 51, p. 276-302.
- Scott J. M., Mountainspring S., Ramsey F. L., and Kepler C. B., 1986. Forest bird communities of the Hawaiian Islands: their dynamics, ecology and conservation. *Cooper Ornith. Soc. Stud. Avian Biol.* 9:431 pp.
- St. John H., 1973. List of flowering plants in Hawaii. *Pacific Trop. Botan. Gard. Mem.* 1. Lawai, Kauai, Hawaii. 519 pp.
- Stone C. P. and Keith J. O., 1985. Control of feral ungulates and small mammals in Hawaii's national parks: research and management. Pages 277-287 In: C. G. J. Richards and J. Y. Ku (eds.), *Control of mammal pests*. Suppl. 1, *Trop. Pest. Manage.* 32. Taylor and Francis, Ltd., London. 406 pp.
- Tomich P. Q., 1986. *Mammals in Hawaii*, 2nd ed. Bishop Mus. Press, Honolulu, Hawaii. 375 pp.
- Usher M.B., 1999. Nativeness or non-nativeness of species. In *Scottish National Heritage Information and Advisory Note 112*; Battleby, Redgorton: Perth, UK.
- Van Soest P. J., 1982. *Nutritional ecology of the ruminant*. Cornell University Press. 237 pp.
- Waring, G., 1996. Preliminary study of the behavior and ecology of axis deer (*Axis axis*) on Maui, Hawai'i: Research report to Haleakala National Park and the National Park Service [www.hear.org/AlienSpeciesInHawaii/waringreports/axisdeer.htm].
- Warren C.R., 2007. Perspectives on the "alien" versus "native" species debate: A critique of concepts, language and practice. *Prog. Hum. Geogr.*, 31, 427-446 pp.
- Wonham M., 2006. Species invasions. In *Principles of Conservation Biology*, 3rd ed.; Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R., Eds.; Sinauer Associates Inc.: Sunderland MA, USA; pp. 293-331.