

**INDAGINE CONOSCITIVA
SULLE PROBLEMATICHE LEGATE ALLA DIFFUSIONE
DELLE SPECIE INVASIVE ALIENE IN ITALIA**

Dr.ssa Maria Laura Pasqua

Tutor: Dr. Claudio Piccini

INDICE

1	Introduzione: le invasioni biologiche e le specie aliene invasive	3
2	Obiettivi dello studio	7
3	Definizioni	8
4	Effetti delle invasioni biologiche	10
5	Prevenzione e contromisure possibili	12
5.1	Principio cautelativo	12
5.2	Controllo delle importazioni	13
5.3	Controllo degli allevamenti	13
5.4	Misure repressive	14
5.5	Eradicazione e controllo	14
5.6	Conclusioni	15
5.7	La Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive	16
6	Quadro di riferimento normativo	17
6.1	Le Convenzioni Internazionali	17
6.2	Quadro normativo nazionale	18
6.3	Analisi del quadro normativo	18
6.4	Linee guida per una revisione del quadro normativo	19
7	Specie aliene invasive in Italia	21
7.1	Lista delle specie di mammiferi alloctoni invasivi in Italia	21
7.1.1	NUTRIA, <i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	22
7.2	Lista delle specie di uccelli alloctoni invasivi in Italia	24
7.2.1	PARROCCHETTO DAL COLLARE, <i>Psittacula krameri</i> (Scopoli, 1769)	25
7.3	Lista delle specie di rettili alloctoni invasivi in Italia	28
7.3.1	TESTUGGINE DALLE GUANCE ROSSE, <i>Trachemis scripta elegans</i> (Wied, 1839)	28
7.4	Lista delle specie di anfibi alloctoni invasivi in Italia	30
7.4.1	RANA TORO AMERICANA, <i>Rana catesbeiana</i> (Shaw, 1802)	30
7.5	Lista delle specie di pesci alieni invasivi in Italia	32
7.5.1	PESCE GATTO, <i>Ictalurus melas</i> (Rafinesque, 1818)	32
7.6	Lista delle specie di invertebrati alieni invasivi presenti in Italia	34
7.6.1	MOLLUSCHI	34
7.6.2	INSETTI	34
7.6.3	CROSTACEI	34
7.6.4	GAMBERO ROSSO DELLA LOUISIANA, <i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	34
7.7	Lista delle specie di piante invasive in Italia	37
7.7.1	FALLOPIA JAPONICA	37
7.8	Lista delle alghe invasive presenti in Italia	39
7.8.1	CAULERPA TAXIFOLIA	39
8	Bibliografia	41

1 Introduzione: le invasioni biologiche e le specie aliene invasive

Le invasioni biologiche, cioè l'espansione provocata dall'uomo di specie animali o vegetali al di fuori del loro areale di presenza naturale, rappresentano attualmente una tra le principali minacce alla biodiversità, seconda solo alla distruzione degli habitat (IUCN 2000, Mack *et al.*, 2000). L'impatto delle specie aliene invasive è immenso, insidioso e il più delle volte irreversibile. I danni prodotti - su scala globale - riguardano le specie native, sia direttamente a causa della competizione che si instaura con le specie esotiche, sia indirettamente a causa della degradazione degli habitat e della perdita degli ecosistemi prodotte da queste specie.

Per molti milioni di anni, le barriere ecologiche costituite da oceani, montagne, fiumi e deserti hanno costituito un elemento fondamentale dei processi evolutivi. L'isolamento fisico ha reso possibile la creazione di un ampio mosaico di ecosistemi all'interno dei quali le specie si sono differenziate seguendo percorsi evolutivi distinti. La colonizzazione di nuove aree geografiche da parte degli organismi animali e vegetali è avvenuta attraverso processi generalmente lenti di dispersione naturale e questo fenomeno ha rappresentato uno dei motori dell'evoluzione. Nel corso di poche centinaia di anni l'azione dell'uomo ha profondamente alterato tali processi naturali permettendo alle specie aliene di superare lunghe distanze e raggiungere nuovi habitat dove possono diventare, in alcuni casi, invasive. La globalizzazione e l'espansione del turismo e del commercio internazionale hanno fornito e forniscono ora più che mai alle specie l'opportunità di diffondersi sia attraverso il trasporto involontario di piante ed animali, come nel caso dei ratti e di molti invertebrati, sia per la diffusione accidentale o intenzionale di specie allevate, coltivate o trasportate per gli scopi più vari, come il collezionismo e il mercato degli animali da compagnia (Mack *et al.* 2000). Le acque di sentina e le operazioni di lavaggio delle stive, nonché gli organismi del *fouling*, hanno causato l'introduzione di specie alloctone potenzialmente nocive, batteri e virus, nei sistemi delle acque dolci e marine.

I motivi che hanno portato all'introduzione di diverse specie esotiche in varie parti del mondo sono molteplici; per quanto riguarda l'Italia la presenza di specie esotiche in natura può essere ricondotta essenzialmente a tre fattori principali:

Introduzione volontaria: alcune specie sono state introdotte in Italia allo scopo di creare allevamenti per la produzione di pellicce (oltre alla Nutria, anche il Visone americano, *Mustela vison*, e l'Ondatra, *Ondatra zibethicus*) o di carne (come l'Anatra muta, *Cairina moschata*). Altre sono state importate a fini ornamentali o amatoriali (è il caso, ad esempio, del Tamia, *Tamias sibiricus*, e del Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*) e in seguito rilasciate volontariamente in natura o sfuggite accidentalmente dalla cattività. A questo proposito va sottolineato come la diffusa presenza di specie detenute a scopo amatoriale o per finalità commerciali determini quasi inevitabilmente episodi di introduzioni, intenzionali o accidentali. Analogo rischio è da segnalare per le specie esotiche usate in falconeria. Tra i *taxa* importati per essere rilasciati in natura è molto frequente il caso di specie introdotte a fini venatori (per es. Silvilago, *Sylvilagus floridanus*, Colino della Virginia, *Colinus virginianus*, Fagiano comune, *Phasianus colchicus*). In questo caso gli animali vengono immessi intenzionalmente in natura, talvolta con il rilascio di ingenti quantitativi di soggetti, con l'obiettivo di consentire un prelievo pressoché immediato oppure di creare popolazioni naturalizzate sulle quali esercitare il prelievo venatorio in una fase successiva. Talora si tratta di rilasci di *taxa* geneticamente affini alle specie autoctone, che determinano il rischio di inquinamento genetico delle popolazioni locali; si consideri a tal riguardo la facilità con cui avviene

l'ibridazione tra la Coturnice orientale, *Alectoris chukar* e la Pernice rossa, *A. rufa* o la Coturnice, *A. graeca*, entrambe autoctone per l'Italia.

Introduzione secondaria: un'ulteriore categoria di specie alloctone è quella costituita da *taxa* introdotti in origine in aree esterne ai confini italiani ed in seguito giunte autonomamente all'interno del nostro Paese (introduzione secondaria); ne sono un esempio il Cane procione, *Nyctereutes procyonoides*, e numerosi uccelli migratori, quali il Fenicottero cileno, *Phoenicopterus chilensis*. L'introduzione secondaria è spesso particolarmente pericolosa, perché legata a specie che già hanno evidenziato capacità di insediamento in natura e di successiva espansione dell'areale.

Introduzione accidentale: nuclei inselvaticati di specie domestiche (per es. cane, gatto, capra, maiale, piccione) possono in alcuni casi causare impatti particolarmente rilevanti sugli ecosistemi naturali. Il gatto domestico, ad esempio, ha determinato l'estinzione di almeno 6 specie di uccelli endemici e la scomparsa di oltre 70 popolazioni ornitiche insulari in Nuova Zelanda (King, 1985), mentre in Australia ha rappresentato una delle cause di estinzione per 6 specie di marsupiali (Dickman, 1996 in Mack *et al.*, 2000). Anche il cane può esercitare rilevanti impatti per predazione su numerose specie selvatiche e costituisce una delle principali minacce per la conservazione del Lupo, *Canis lupus*, per competizione ed ibridazione (Boitani & Ciucci, 1992). Ridurre gli effetti negativi delle specie domestiche inselvaticate dovrebbe pertanto rappresentare una priorità di conservazione; va però sottolineato come notevoli limiti alla capacità di intervento in questo senso siano determinati dall'inadeguatezza del quadro normativo nazionale e dalla scarsa percezione da parte dell'opinione pubblica di tale problema specifico.

Il costo dell'invasione di specie aliene riguarda tutti i paesi ed è enorme, sia in termini ecologici sia in termini economici: negli Stati Uniti si stima che le specie alloctone provochino perdite superiori a 138 miliardi di dollari ogni anno (Pimentel *et al.*, 2000.). Le specie aliene invasive sono state trovate in tutti i gruppi tassonomici: virus, funghi, alghe, muschi, felci, piante superiori, invertebrati, pesci, anfibi, rettili, uccelli e mammiferi. Esse hanno invaso ogni tipo di ecosistema sulla Terra minacciando le specie native, e hanno già causato migliaia di estinzioni.

Per fortuna, dell'enorme numero di specie che oggi giungono in nuovi contesti ambientali, la gran parte è destinata a non insediarsi stabilmente per fattori sia di tipo demografico (per es. per l'arrivo di un numero troppo basso di individui), sia ecologico (clima, fenomeni di competizione o predazione). Anche quando l'insediamento avviene, può non determinare alterazioni apprezzabili degli ecosistemi naturali. Una regola empirica indica che su dieci specie alloctone introdotte, solo una in media si insedia in natura, e che su dieci specie che si insediano, solo una determina successivamente impatti negativi sulla biodiversità o sulle attività dell'uomo: su cento specie alloctone che giungono in un paese, quindi, solo una è destinata a diventare invasiva (Williamson, 1996). Questa regola riguarda le specie vegetali; per quanto riguarda i vertebrati i dati indicano che essi, una volta introdotti, hanno il 25% di possibilità di diventare invasivi. Negli Stati Uniti, si stima che su 4.500 specie animali e vegetali alloctone circa il 20% provochi danni ecologici o economici, mentre il restante 80% non determina problemi apparenti (Pimentel *et al.*, 2000.).

Le cause che possono determinare l'esplosione demografica delle specie aliene introdotte, con conseguente impatto sugli ecosistemi, sono da ricercarsi nelle differenze ecologiche tra l'area di origine e le aree di nuovo insediamento; in queste ultime vengono infatti a mancare importanti fattori limitanti, quali la presenza di competitori o di predatori. Anche fattori come l'inquinamento e la distruzione degli habitat possono creare le condizioni favorevoli all'insediamento delle specie aliene invasive. Il degrado degli habitat naturali, degli ecosistemi e dei terreni agricoli, che comporta spesso la perdita della copertura vegetale, l'inquinamento del suolo e dei corsi d'acqua, hanno reso più facile la diffusione delle specie aliene; esse infatti sono spesso presenti nei centri urbani, dove l'impatto antropico, e quindi il disturbo dell'habitat, è più intenso. Infatti le aree

urbane sono talvolta caratterizzate da elevata ricchezza floristica, mostrando una diversità del popolamento vegetale spontaneo maggiore delle aree circostanti (Sukopp & Wittig, 1998). La presenza di nuove entità, che può determinare un aumento della biodiversità su scala locale, non è però affatto positiva, perché può portare al declino e alla scomparsa di *taxa* su scala globale (Celesti-Grapow & Blasi, 2002). Molte specie invasive sono specie “pioniere”, che beneficiano della ridotta competizione che segue il degrado degli habitat.

Un altro fattore significativo che potrebbe agevolare l’espansione e la stabilizzazione delle specie aliene invasive è rappresentato dal cambiamento climatico globale. Infatti si ritiene che l’aumento della temperatura possa causare lo spostamento dell’areale di alcune specie in senso latitudinale.

Numerosi sono gli esempi di invasioni biologiche che hanno provocato cambiamenti nelle relazioni all’interno delle comunità naturali, con una conseguente alterazione dei processi evolutivi, e che hanno determinato profondi effetti sulle popolazioni autoctone e l’estinzione di alcune specie (Honegger 1981; Ebenhard, 1988; cfr. Atkinson 1989 e 1996; Case *et al.*, 1998; Mack *et al.*, 2000). A tale riguardo si stima che il 20% dei Vertebrati considerati in pericolo di estinzione nel mondo sia minacciato da specie alloctone introdotte dall’uomo; tale percentuale sale al 31% nelle isole, dove l’impatto delle introduzioni è particolarmente grave (Ruesink *et al.*, 1995; Cox, 1999).

Lo stesso vale per altre regioni isolate, come l’Antartide. Infatti, l’isolamento geografico nel corso di milioni di anni ha favorito l’evoluzione di specie ed ecosistemi unici. Le isole e altre aree isolate - come ad esempio le montagne e i laghi - di solito presentano un’alta percentuale di specie endemiche (specie che non si trovano in nessun altro posto) e sono centri significativi di diversità biologica. Il processo evolutivo avvenuto nell’isolamento comporta anche che le specie delle isole siano particolarmente vulnerabili ai competitori, ai predatori, ai patogeni e ai parassiti provenienti da altre aree. Non meraviglia dunque che in Italia la regione più interessata dal problema sia la Sardegna, con ben 110 specie esotiche considerate invasive.

L’introduzione di specie alloctone invasive comporta quindi il rischio della perdita di un elevato numero di specie, con una conseguente progressiva omogeneizzazione delle biocenosi e l’alterazione profonda degli ecosistemi (Mack *et al.*, 2000).

L’accresciuta intensità degli scambi commerciali derivante dalla globalizzazione dell’economia, nonché il costante sviluppo dei trasporti e degli spostamenti dell’uomo stanno determinando una crescita esponenziale delle invasioni biologiche, per cui si può ritenere che questa già grave minaccia sia destinata ad assumere in futuro dimensioni ancor più preoccupanti. Arginare questo problema rappresenta una delle priorità di conservazione riconosciute a livello internazionale (Convenzione sulla Biodiversità, Convenzione di Berna e linee guida pubblicate dall’IUCN nel 2000).

A fronte delle raccomandazioni esistenti a livello internazionale, va sottolineato come una politica di prevenzione e controllo delle invasioni biologiche richieda un approccio olistico (Mack *et al.* 2000) che miri:

- a ridurre il rischio di nuove introduzioni, attraverso un controllo delle fonti nei paesi d’origine, del trasporto e dell’importazione;
- a pianificare e a realizzare programmi di eradicazione e/o di controllo delle popolazioni o dei nuclei di specie alloctone presenti in natura;
- a sensibilizzare l’opinione pubblica circa i rischi rappresentati dall’introduzione di specie alloctone;
- ad adeguare il quadro normativo in modo che vengano contemplate efficaci misure di prevenzione e repressione delle introduzioni non autorizzate e programmi di controllo ed eradicazione.

Parallelamente all'adeguamento del quadro normativo, risulta prioritario avviare un'attenta analisi del fenomeno, che presenta ancora alcuni aspetti oscuri: i vettori delle introduzioni, le caratteristiche ecologiche che determinano la trasformazione di una specie alloctona in invasiva, le leggi che regolano l'espansione cronologica e geografica di tali specie (Ebenhard 1988, Mack *et al.* 2000). Analogamente, non si sono ancora comprese appieno le cause che determinano la durata dell'intervallo temporale esistente tra l'introduzione di un taxon e la sua successiva espansione (Williamson, 1996).

A questo proposito alcuni ricercatori hanno sviluppato modelli computerizzati per la previsione degli effetti di specie alloctone invasive sulle popolazioni locali. Byers e Goldwasser (Byers & Goldwasser, 2001) hanno utilizzato un modello per simulare l'invasione subita dalle lumache delle paludi saline della California ad opera di una lumaca asiatica. Utilizzando i dati raccolti sul campo, i ricercatori hanno calibrato il modello in modo tale da simulare l'estinzione delle lumache native (*Cerithidea californica*) entro novant'anni. Così facendo hanno scoperto che erano passati almeno vent'anni dall'inizio dell'invasione della lumaca asiatica prima che le lumache native mostrassero qualche cambiamento di rilievo in termini di dimensioni della popolazione, tasso di crescita e produzione di uova. A quell'epoca, la specie invasiva aveva già un livello stabile di crescita.

Il ritardo con cui è possibile riscontrare un cambiamento dei parametri della popolazione nelle specie indigene può indurre a sottovalutare la velocità e l'impatto di un'invasione e a impostare in modo impreciso i programmi di controllo. Se questi modelli computerizzati venissero sviluppati appieno, i biologi potrebbero intervenire con maggiore tempestività. Nel frattempo, deve essere adottato un approccio cautelativo, che può essere sintetizzato nella regola secondo la quale tutte le specie alloctone devono essere considerate "colpevoli fino a che non si prova la loro innocenza" (principio di precauzione, Ruesink *et al.* 1995).

Nel caso dei Vertebrati esiste una sola eccezione a questa regola generale, rappresentata dalle specie alloctone a rischio di estinzione nel proprio areale di origine. All'estero in più occasioni sono state effettuate immissioni di specie minacciate in aree poste al di fuori dell'areale originario, allo scopo di aumentarne le probabilità di sopravvivenza (cfr. IUCN 1987; Towns *et al.*, 1997). In Italia risulta emblematico il caso di un Passeriforme appartenente al genere *Paradoxornis*, presente con una popolazione apparentemente naturalizzata nella Riserva Naturale della Palude Brabbia, vicino Varese (Boto *et al.*, 1999). Tale Passeriforme non sembra appartenere ad alcuna entità tassonomica fino ad ora descritta e si ritiene possibile che si tratti di un *taxon* non ancora conosciuto, del quale al momento non sono noti né la distribuzione, né lo *status* delle popolazioni naturali. Secondo alcuni autori, effettuare l'eradicazione del nucleo insediatosi in Italia senza prima aver chiarito l'entità e lo stato di conservazione dei contingenti presenti allo stato naturale appare una scelta rischiosa, dal momento che le popolazioni naturali potrebbero risultare estinte o fortemente minacciate.

2 Obiettivi dello studio

In Italia non esiste un rapporto aggiornato a scala nazionale sulla distribuzione della flora e della fauna esotica e sull'impatto delle invasioni; le stime complessive più recenti, almeno per quanto riguarda le specie vegetali, ottenute dalla banca dati della flora vascolare italiana, indicano la presenza di 751 specie alloctone, che rappresentano l'11% della flora d'Italia (Blasi *et al.*, 2005). Si tratta di valori molto inferiori rispetto ad altri paesi poiché nel bacino del Mediterraneo l'elevata biodiversità, la costante introduzione di nuove specie e il lungo adattamento della flora all'impatto dell'uomo hanno reso numerose comunità vegetali relativamente resistenti alle invasioni (Di Castri, 1990; Naveh & Fernet, 1991). Inoltre le specie introdotte rimangono per la maggior parte confinate agli habitat antropizzati e alle coltivazioni. Ciononostante esistono specie problematiche per le cenosi naturali: *taxa* in forte espansione e casi di particolare gravità. Pertanto anche in Italia le invasioni costituiscono una minaccia alla conservazione della biodiversità e generano l'immediata necessità di aumentare le conoscenze sull'argomento, orientando la ricerca scientifica in questa direzione per scoprire efficaci metodi di prevenzione e salvaguardia (Blasi *et al.*, 2005).

Il presente studio si pone gli obiettivi di fornire un quadro generale delle problematiche legate alla presenza delle specie aliene invasive e di produrre una prima lista delle specie invasive presenti in Italia, appartenenti ai diversi *taxa* animali e vegetali. Questo studio preliminare ha lo scopo di stimolare la creazione di una specifica banca dati ove archiviare le informazioni sulle suddette specie invasive, e di indicare delle linee guida gestionali che consentano di intervenire sul fenomeno in generale e sulle singole specie. Un data-base di questo tipo potrebbe in futuro rappresentare una fonte di informazioni per i diversi operatori floristici e faunistici, la cui collaborazione risulterà indispensabile per permettere il costante aggiornamento dei dati.

L'urgenza di creare una simile banca dati sull'argomento è dovuta alla ormai raggiunta consapevolezza che numerose catastrofi ecologiche sono già avvenute a causa dell'introduzione di specie invasive: si possono citare, ad esempio, tra i rettili il serpente bruno degli alberi, *Boiga irregularis* (Rodda *et al.*, 1992), introdotto nell'isola di Guam, che ha causato l'estinzione di diverse specie di uccelli e di lucertole; tra i pesci la Perca del Nilo, *Lates niloticus*, introdotta nel lago Vittoria dove ha causato l'estinzione di oltre 200 specie autoctone (Goldschmidt, 1996). Alla luce di ciò, le attuali conoscenze sulla dimensione del fenomeno in Italia e sulle problematiche ad esso connesse risultano largamente inadeguate e c'è la pressante necessità di incrementarle.

3 Definizioni

Il primo passo per la realizzazione di una lista di specie è necessariamente quello di adottare una terminologia comune che si uniformi ai modelli più usati a livello internazionale. Esistono tuttora elementi di dibattito sulla terminologia (Camarda & Brundu, 2004), tuttavia è stato raggiunto un notevole accordo in seno alla comunità scientifica, grazie anche ad alcuni recenti contributi forniti da più autori (Richardson *et al.*, 2000; Pysek *et al.*, 2004) oltre che da organismi internazionali come IUCN e altri. Sulla base di questi riferimenti standard diamo qui alcune definizioni¹:

- *Specie autoctona* (o indigena): specie naturalmente presente in una determinata area nella quale si è originata o è giunta senza l'intervento diretto (intenzionale o accidentale) dell'uomo.
- *Specie alloctona* (o aliena o esotica): specie che non appartiene alla fauna o flora originaria di una determinata area, ma che vi è giunta per l'intervento diretto (intenzionale o accidentale) dell'uomo.
- *Specie casuale* (o occasionale o acclimatata): specie alloctona per una determinata area, ove si riproduce per poche generazioni ma richiede il continuo apporto di nuovi propaguli per mantenere le proprie popolazioni.
- *Specie naturalizzata*: specie alloctona per una determinata area ove è rappresentata da una o più popolazioni stabili che si autosostengono.
- *Specie invasiva*: specie naturalizzata che si diffonde rapidamente e a grandi distanze dai luoghi di immissione e che determina un impatto negativo rilevante sulle biocenosi.
- *Introduzione*: trasferimento e rilascio (intenzionale o accidentale) di una entità animale o vegetale in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici. Nelle introduzioni devono essere comprese anche le immissioni di *taxa* che, pur appartenendo alla fauna o flora originaria di una determinata area, acquisiscono in seguito all'intervento di immissione uno status fenologico diverso da quello originario (per esempio introduzione di ceppi sedentari di *taxa* naturalmente presenti solo come migratori o svernanti).
- *Controllo*: insieme di azioni condotte allo scopo di diminuire la consistenza delle popolazioni di una specie per limitarne l'impatto sugli ecosistemi o sulle attività antropiche, o per impedirne la diffusione su aree più vaste. Per quest'ultimo caso a livello internazionale è stato proposto il termine di contenimento.

¹ Per un maggiore approfondimento della terminologia relativa alle immissioni faunistiche si veda: "Documento sulle immissioni faunistiche: linee guida per le introduzioni, reintroduzioni e ripopolamenti di Uccelli e Mammiferi" (AA.VV. 1997). Per un maggiore approfondimento della terminologia relativa alle immissioni floristiche si veda: "Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists (Pysek *et al.*, 2004).

- *Eradicazione*: completa e permanente rimozione di una specie da un'area geografica, realizzata attraverso una campagna condotta in un tempo definito.
- *Immissione*: trasferimento, intenzionale o accidentale, di una entità animale o vegetale da un'area (o dalla cattività, nel caso si parli di fauna) ad un'altra area. Un'immissione intenzionale può essere anche indicata con il termine di traslocazione.
- *Reintroduzione*: traslocazione finalizzata a ristabilire una popolazione di una determinata entità animale o vegetale in una parte del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici nella quale risulti estinta.
- *Ripopolamento*: traslocazione di individui appartenenti ad una entità animale o vegetale che già è presente nell'area di rilascio.

4 Effetti delle invasioni biologiche

Le implicazioni ecologiche delle invasioni sono di primaria importanza e coinvolgono l'intera biosfera, dagli habitat acquatici alle terre emerse. Già Elton (1958), uno dei fondatori dell'ecologia, sosteneva che l'introduzione di organismi viventi all'esterno delle aree in cui si sono evoluti può causare alterazioni permanenti a tutti i livelli di organizzazione ecologica. La definizione di specie invasiva fornita dal gruppo di studio sulle specie esotiche dello IUCN (1987) fa riferimento non tanto alle distanze percorse e barriere superate, quanto agli effetti dell'impatto delle specie esotiche sulle biocenosi autoctone: una specie esotica è invasiva quando si stabilisce in ecosistemi o habitat naturali, li modifica e minaccia la biodiversità locale.

Le specie esotiche possono entrare in competizione con le specie autoctone per la conquista delle risorse e spesso accade che le une, soprattutto se invasive, arrivino a soppiantare le altre. Inoltre le specie animali introdotte possono predare le specie autoctone che, incapaci di sfuggire ai nuovi predatori, diminuiscono rapidamente, giungendo talvolta anche a livelli prossimi all'estinzione locale. Le specie invasive possono agire anche indirettamente, interferendo nei rapporti interspecifici tra i componenti di una comunità e modificando i processi e la funzionalità degli ecosistemi; numerosi sono gli esempi di invasioni biologiche che hanno provocato cambiamenti nelle relazioni all'interno delle comunità naturali, con una conseguente alterazione dei processi evolutivi, e che hanno determinato profondi effetti sulle popolazioni autoctone e l'estinzione totale di alcune specie. L'introduzione di specie alloctone invasive comporta quindi il rischio della perdita di un elevato numero di specie, con una progressiva omogeneizzazione delle biocenosi e l'alterazione profonda degli ecosistemi. Attualmente le invasioni sono considerate uno dei principali fattori dei cambiamenti globali (Drake *et al.*, 1989) e rappresentano la seconda causa di perdita di biodiversità nella biosfera (Mack *et al.*, 2000).

In particolari situazioni, l'introduzione di specie esotiche può portare benefici di natura economica (si pensi alla diffusione di animali da pelliccia sfruttati a fini commerciali o di specie di interesse venatorio); in molti casi riveste un ruolo di indiscussa utilità, come nei casi delle numerose piante introdotte che costituiscono oggi la base alimentare di gran parte della popolazione mondiale (Hoyt, 1992). In altri casi invece può rappresentare un importante strumento per la conservazione di *taxa* minacciati, qualora negli areali di origine siano venute meno le condizioni necessarie per garantirne la sopravvivenza (cfr. IUCN 1987). Alcuni Autori hanno anche evidenziato come le invasioni biologiche possano rappresentare un'opportunità per comprendere la struttura delle biocenosi e gli effetti delle singole specie sulle proprietà degli ecosistemi (si veda ad esempio Nummi, 1996).

Nella maggioranza delle situazioni, tuttavia, la traslocazione di specie animali e vegetali al di fuori dell'areale di origine determina conseguenze negative a livello economico e ambientale. I danni di natura economica si ripercuotono sulle produzioni agricole e forestali, sugli allevamenti ittici o, più in generale, sulla zootecnia; tali danni sono dovuti sia ad una riduzione degli utili legati ad una perdita di guadagno (per es. perché parte del raccolto viene danneggiato o distrutto), sia ai costi necessari per prevenire la diffusione della specie invasiva, come quarantene e attività di controllo o di eradicazione (Mack *et al.* 2000).

Gli effetti sugli ambienti naturali spesso risultano difficili da determinare per la complessità delle interrelazioni che esistono all'interno delle comunità viventi. Secondo Ebenhard (1988), si possono distinguere sei differenti modalità attraverso cui le specie invasive appartenenti alle classi degli Uccelli e Mammiferi possono alterare gli ecosistemi: pascolamento, predazione, competizione, introduzione di agenti patogeni, ibridazione con specie autoctone, incremento della disponibilità trofica di specie predatrici autoctone e alterazione della struttura delle biocenosi e

degli habitat. L'intensità delle modificazioni indotte nei nuovi ambienti attraverso tali meccanismi può risultare estremamente variabile e può comportare effetti a livello di singole popolazioni di *taxa* autoctoni, o può riguardare l'alterazione di intere biocenosi e la completa modificazione di ecosistemi (Mack *et al.*, 2000).

Un ulteriore tipo di problematiche che potenzialmente possono determinare gravi impatti di natura economica, ambientale e sociale legate all'invasione delle specie esotiche sono gli aspetti sanitari. In natura infatti non esistono popolazioni animali o singoli individui completamente esenti da agenti eziologici di malattia e, di conseguenza, ogni organismo andrebbe considerato come un ecosistema contenente una sua specifica biocenosi parassitaria (Cunningham, 1996). La relazione ospite-parassita-ambiente è regolata da meccanismi demografici ed ecologici dai quali dipende la sopravvivenza sia dell'ospite, sia del parassita.

L'introduzione di specie alloctone può determinare un'alterazione di tali sistemi con possibili conseguenze anche sul piano epidemiologico. Infatti ogni agente eziologico necessita di una popolazione di ospiti per il proprio mantenimento: tale popolazione rappresenta il serbatoio epidemiologico dell'agente. In termini ecologici la capacità portante di un parassita è costituita principalmente dalla sua popolazione serbatoio, di conseguenza esiste una densità dell'ospite (soglia di trasmissione) al di sotto della quale l'agente eziologico si estingue, non avendo risorse sufficienti per il proprio mantenimento (Nokes, 1992). Questo meccanismo è la base biologica per cui un patogeno si estingue prima del proprio serbatoio. Viceversa quando la specie serbatoio è abbondante e vive simpatica o sintopica con altre, il ruolo dei patogeni nell'estinzione di altre specie recettive è ampiamente documentato (Scott 1988, Gulland 1997). Un semplice esempio può essere rappresentato da una piccola popolazione di Lupo (ad esempio il piccolo nucleo presente sul monte Pollino), numericamente non in grado di mantenere le infezioni, ma in simpatia con una grande popolazione di cani, che rappresenta il serbatoio epidemiologico; la specie selvatica subisce indefinitamente le infezioni del cane senza alcuna dipendenza dalla sua densità e quindi, possibilmente, fino all'estinzione.

Nell'ecologia della relazione ospite-parassita-ambiente le possibili azioni svolte dalle specie alloctone sono:

- l'introduzione di un nuovo patogeno nell'ecosistema
- la costituzione di un serbatoio epidemiologico per patogeni presenti in modo occasionale nell'ambiente e che quindi, successivamente, possono permanere indefinitamente nell'ecosistema
- il contributo numerico, insieme alle specie autoctone, alla costituzione di un più abbondante serbatoio epidemiologico per agenti eziologici presenti nell'ecosistema, cui consegue una maggiore diffusione spazio-temporale delle infezioni (Volpe autoctona, Cane procione alloctono, e rabbia silvestre).

Infine, dal punto di vista più strettamente sanitario, l'introduzione di specie alloctone può comportare:

- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni trasmissibili all'uomo
- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni che a norma UE non devono essere presenti sul territorio (per es. determinati sierotipi di influenza aviaria presenti negli Anatidi alloctoni);
- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni che possono indurre decrementi di popolazione nelle specie ospiti autoctone recettive.

5 Prevenzione e contromisure possibili

La prevenzione di nuove introduzioni rappresenta indubbiamente la misura più efficace ed economica per limitare i rischi complessivi legati alla diffusione di specie invasive (Ebenhard, 1988). Per questo fine è necessario controllare l'importazione delle specie alloctone potenzialmente invasive legando tale possibilità ad una procedura autorizzativa; al tempo stesso, occorre impedire, o comunque ridurre il più possibile, il rilascio in natura, intenzionale o accidentale, delle specie già importate nel nostro Paese. È opportuno adottare misure di prevenzione anche nel caso di specie non ancora presenti in Italia, ma con popolazioni naturalizzate in aree prossime ai confini nazionali.

Per quanto riguarda i Mammiferi, particolare attenzione va prestata alla possibile espansione del Cervo sika - *Cervus nippon* - e del Cane procione, entrambi segnalati in Svizzera ed Austria (il primo può comportare gravi rischi di ibridazione con le popolazioni autoctone di Cervo europeo - *Cervus elaphus*, il secondo può rappresentare un ospite della rabbia silvestre).

Per le specie ornitiche risulta molto più arduo indicare tutte le specie alloctone che potrebbero colonizzare l'Italia a partire da nuclei naturalizzati in altri paesi, data la maggiore capacità degli Uccelli di effettuare movimenti di dispersione. In questo caso si reputa opportuno sensibilizzare gli ornitologi, anche non professionisti, affinché nuovi avvistamenti di specie estranee alla fauna italiana vengano tempestivamente segnalati, prestando particolarmente attenzione ai *taxa* più problematici (si veda l'esempio del Gobbo della Giamaica, *Oxyura jamaicensis* per la minaccia di ibridazione con il Gobbo rugginoso, *O. leucocephala*).

5.1 Principio cautelativo

Nell'affrontare le diverse problematiche connesse alla gestione delle specie alloctone è necessario tenere conto che:

- le attuali conoscenze nel campo della biologia non permettono di prevedere con sufficiente precisione se una specie alloctona sia destinata a divenire invasiva;
- raramente è possibile prevedere quali alterazioni vengano indotte negli ecosistemi dalle specie alloctone una volta che queste si siano naturalizzate in nuovi contesti ambientali;
- a volte può trascorrere un considerevole intervallo di tempo dal momento in cui una specie viene introdotta in un nuovo ambiente al momento in cui vengono rilevati i primi effetti negativi sugli ecosistemi;
- gli interventi di eradicazione spesso risultano efficaci solo se attuati tempestivamente.

Per questi motivi è indispensabile adottare un principio cautelativo che:

leggi la possibilità di importazione o di allevamento di specie alloctone ad un adeguato processo autorizzativo basato sulla valutazione dei rischi;

sancisca il divieto di introduzione in natura esteso a tutte le specie animali e vegetali alloctone, anche nel caso in cui non siano noti i possibili effetti sugli ecosistemi;

preveda, ove possibile, l'immediata eradicazione di nuclei acclimatati o naturalizzati di specie alloctone una volta identificati, qualora l'introduzione non abbia ricevuto adeguata autorizzazione. Eventuali deroghe al divieto generale di introduzione in natura possono essere previste solo eccezionalmente, sulla base di una rigorosa valutazione di ogni singolo caso (per es. introduzione a fini di conservazione di una specie in via di estinzione: IUCN 1987).

5.2 Controllo delle importazioni

Per una effettiva prevenzione dei rischi di introduzione di specie alloctone, andrebbe previsto un processo autorizzativo per le importazioni basato su un sistema di tre liste (cfr. Sjöberg e Hokkanen, 1996):

“lista bianca”, specie la cui importazione è permessa;

“lista grigia”, specie la cui importazione è permessa solo dietro una specifica autorizzazione, rilasciata dopo un’attenta valutazione dei possibili rischi di insediamento in natura e di espansione, o per specifiche finalità (ricerca, didattica, ecc.);

“lista nera”, specie la cui importazione è proibita.

La definizione delle “liste nere”, cioè liste di specie potenzialmente capaci di insediarsi in natura e determinare impatti sulla biodiversità, oltre a favorire la prevenzione di nuove introduzioni di specie invasive può anche rappresentare un supporto per permettere una rapida messa in atto di interventi di contenimento o eradicazione (vedi oltre). Una prima “lista nera” provvisoria a livello europeo è quella recentemente approvata dal Comitato Permanente della Convenzione di Berna (Raccomandazione n. 77, 2/12/99), che elenca alcuni esempi di specie il cui ruolo di minaccia per la biodiversità è ampiamente provato.

Il sistema di tre liste copre tutti i possibili casi, perché ogni specie rientra necessariamente in una di esse. L’inserimento di una specie in una delle tre liste andrebbe basato su una rigorosa valutazione delle informazioni scientifiche disponibili e sull’elaborazione di strumenti predittivi degli impatti potenziali. Per funzionare adeguatamente tale sistema dovrebbe essere dinamico, permettendo il passaggio di una specie da una lista all’altra qualora si rendessero disponibili nuove informazioni.

Il processo autorizzativo per l’importazione di specie selvatiche andrebbe basato su una rigorosa valutazione dei rischi, che includa anche un’analisi dell’ampiezza e natura dei potenziali effetti sull’ambiente. Tale valutazione dovrebbe anche definire la probabilità che gli effetti negativi si verifichino, basandosi sulle caratteristiche intrinseche della specie, sulla sua ecologia nell’areale originario, sulle similitudini tra le condizioni ecologiche delle aree di presenza con quelle dell’area di rilascio e su precedenti casi di naturalizzazione che l’hanno vista coinvolta (Mack *et al.* 2000).

5.3 Controllo degli allevamenti

Come già sottolineato, diversi esempi (Nutria, Visone americano, Gobbo della Giamaica, Cigno nero, ecc.) confermano che la fuga (o il rilascio) di animali da strutture di allevamento rappresenta una delle più frequenti cause di diffusione di specie alloctone. Per questo motivo, oltre a regolamentare rigorosamente l’importazione a fini di allevamento, andrebbero verificate le strutture di detenzione esistenti per prevenire il rischio di nuove fughe. Soprattutto nel caso di specie che determinano gravi impatti sulla biodiversità (inserite quindi nella “lista nera”) è necessario realizzare un catasto degli allevamenti, prevedere la marcatura con contrassegni inamovibili degli individui detenuti in modo da permettere di risalire alla fonte di introduzione in caso di rinvenimento in natura e la tarpatura degli Uccelli acquatici mantenuti in strutture a cielo aperto (cfr. Jones, 1996). L’autorizzazione all’importazione per il mantenimento in cattività andrebbe dunque sempre subordinata ad una verifica dell’adeguatezza delle strutture di captivazione onde ridurre il rischio di fughe accidentali.

5.4 Misure repressive

Al fine di limitare efficacemente nuove introduzioni in natura, è importante definire adeguate misure di repressione per chi rilasci, intenzionalmente o accidentalmente, soggetti estranei alla fauna e alla flora selvatica autoctona.

L'attuale quadro normativo italiano, anche se proibisce l'immissione di specie alloctone in natura, non prevede infatti sanzioni. Oltre all'effetto deterrente che le sanzioni possono esercitare, l'introduzione di specifici strumenti finanziari potrebbe contribuire al reperimento delle risorse necessarie alle azioni di prevenzione e di controllo delle invasioni biologiche.

Per affrontare il problema in modo adeguato si ritiene possibile adottare tre diverse soluzioni che prevedano:

- l'obbligo di polizze assicurative per quelle attività - come l'allevamento in cattività o il commercio di specie a fini ornamentali - che comportano il rischio di introduzioni accidentali;
- la definizione di nuove imposte sulle attività che comportino rischi di ulteriori introduzioni intenzionali o accidentali;
- l'introduzione, per i responsabili di introduzioni non autorizzate accidentali intenzionali, di sanzioni commisurate al danno economico prodotto, secondo il *Polluter Pays Principle* (PPP), principio in base al quale chi determina un danno ambientale ne deve anche pagare le conseguenze.

5.5 Eradicazione e controllo

Qualora le misure di prevenzione non siano risultate efficaci e una nuova specie alloctona venga segnalata in natura, è necessario valutare l'opportunità di avviare programmi di eradicazione o di controllo (AA.VV., 1997, Genovesi, 1999).

I primi programmi di eradicazione motivati dalla necessità di preservare la diversità biologica in una determinata area sono stati messi a punto intorno al 1950; nel decennio successivo tali azioni si sono ulteriormente sviluppate, imponendosi come efficace strumento di conservazione soprattutto a partire dagli anni '80 (Pascal & Chapuis, 1999).

Fino al 1995 vengono riportati in letteratura, solo per la Nuova Zelanda, 161 tentativi di eradicazione, dei quali 113 (70%) coronati da completo successo (Veitch, 1995). Esempi di interventi di completa eradicazione realizzati in Europa sono quelli relativi alla totale rimozione dell'Ondatra e della Nutria dalla Gran Bretagna (Baker, 1999) o della capra domestica recentemente realizzato nel Parco Naturale di Madeira (Oliveira, 1999), mentre è attualmente in corso di realizzazione un piano di eradicazione del Gobbo della Giamaica a livello europeo (Hughes, 1999, Hughes *et al.*, 2000).

Le tecniche di eradicazione sono state notevolmente affinate negli ultimi anni e ciò ha reso possibile la realizzazione di interventi che in precedenza sarebbero risultati di difficile attuazione.

L'eradicazione rappresenta il metodo più efficace per rimediare agli squilibri ambientali causati dall'introduzione di un *taxon* alloctono, in quanto rimuove la causa stessa dei problemi in modo definitivo. Al contrario gli interventi di controllo - cioè azioni volte a contenere numericamente una popolazione senza poterne determinare la totale scomparsa - possono solo limitare l'impatto di una specie invasiva per un arco temporale limitato e pertanto implicano la necessità di essere ripetuti periodicamente. Il controllo comporta quindi la soppressione nel tempo di un numero molto più elevato di individui, senza essere risolutivo.

In linea generale, dunque, i programmi di eradicazione sono da preferirsi rispetto a quelli di controllo delle popolazioni; questi ultimi sono consigliabili solo nel caso di specie che abbiano

raggiunto consistenze tali per cui ne risulta impossibile l'eradicazione (come avviene per la Nutria nell'Italia centro-settentrionale), o nel caso di specie la cui espansione può essere facilmente contenuta.

Qualora si renda necessario programmare il controllo di una specie alloctona, occorre innanzitutto definire chiaramente gli obiettivi dell'intervento; in questo senso è necessario sottolineare che il controllo non deve essere mirato a ridurre il numero di individui di una specie in sé, bensì a limitare l'impatto della specie alloctona sulla biodiversità o a prevenire rischi di diffusione.

Le tecniche di eradicazione e controllo devono essere scelte in modo da assicurare adeguata efficacia: nel caso di un'eradicazione, l'intera popolazione deve risultare vulnerabile alle tecniche impiegate. Inoltre, sia quando si programma la rimozione di una popolazione, sia quando se ne vuole ridurre la consistenza, il tasso di rimozione deve superare il tasso di incremento della popolazione stessa. Per questa ragione, prima di avviare qualunque tipo di intervento è necessario conoscere i principali parametri demografici che regolano la dinamica della specie, onde scegliere le tecniche più opportune (Hone, 1994). Inoltre, le metodologie impiegate non devono determinare inaccettabili effetti sulle specie autoctone o sull'uomo e devono essere le più selettive ed eticamente corrette possibili, in modo da favorirne l'accettazione dal punto di vista sociale e culturale.

Le probabilità di successo dei programmi di eradicazione sono molto più elevate nella prima fase dell'insediamento, e cioè quando i nuclei sono ancora piccoli e localizzati; questa fase può durare abbastanza a lungo (anche molti anni) a seconda della specie e delle condizioni locali, ma spesso può consistere in un periodo molto breve. È pertanto importante mettere a punto efficaci meccanismi di rapida identificazione dei nuovi nuclei di specie alloctone in natura.

Quando una nuova specie alloctona viene rilevata occorre pertanto agire rapidamente, mobilitando adeguate risorse umane e finanziarie, senza sottovalutare i rischi connessi ad una possibile espansione della specie.

5.6 Conclusioni

Per individuare le strategie di intervento più opportune per fronteggiare le invasioni biologiche, è necessario acquisire informazioni il più possibile approfondite sulla distribuzione, l'ecologia e la demografia dei nuclei acclimatati o naturalizzati delle specie alloctone (Mack *et al.* 2000). La realizzazione di un costante monitoraggio delle popolazioni di specie alloctone è espressamente raccomandata al punto 2 della Raccomandazione n. 77, 2/12/99, della Convenzione di Berna. Per ottenere un quadro della distribuzione delle specie alloctone appare indispensabile sensibilizzare naturalisti e *birdwatcher* circa l'opportunità di segnalare l'avvistamento in natura di soggetti estranei alla fauna e alla flora autoctona (si veda Marchant 1996 per le problematiche inerenti l'acquisizione dei dati relativi alla presenza di Uccelli introdotti o fuggiti alla cattività). Una specifica banca dati è in allestimento presso l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) ed è disponibile ad accogliere fin d'ora le segnalazioni di Uccelli e Mammiferi esotici relative al territorio italiano. In ogni caso, prima di programmare interventi di eradicazione o controllo, risulta necessario realizzare studi di fattibilità, basati su un rigoroso approccio scientifico, volti a verificare l'efficacia delle tecniche di intervento in relazione agli obiettivi che ci si propone. La realizzazione di studi di fattibilità è di conseguenza espressamente raccomandata al punto 3 della Raccomandazione n. 77, 2/12/99, della Convenzione di Berna, come azione preventiva alla realizzazione di campagne di eradicazione.

5.7 La Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive

Vista l'esigenza sempre più forte a livello internazionale di sviluppare misure di mitigazione degli impatti causati dall'introduzione di specie alloctone, in risposta alla richiesta espressa dalla Convenzione sulla Biodiversità art. 8(h), è stato prodotto a livello europeo un documento contenente l'applicazione dei principi guida sulla gestione delle specie aliene, elaborato dalla IUCN insieme con la Convenzione di Berna e presentato per la prima volta al Comitato Permanente della Convenzione di Berna nel 2002.

Tale documento, denominato "Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive" (Genovesi & Shine, 2003), è finalizzato a promuovere lo sviluppo e l'applicazione di misure coordinate e cooperative a livello regionale per minimizzare gli impatti causati dalle specie alloctone sulla diversità biologica, l'economia e il benessere dell'uomo in Europa.

Gli obiettivi specifici della Strategia sono fondamentalmente otto:

1. Aumentare rapidamente la consapevolezza e l'informazione all'opinione pubblica sui problemi creati dalle specie invasive e sui mezzi con cui affrontarli;
2. Costruire un data-base di informazioni sulle specie invasive per aumentare l'efficacia nell'identificarle e nel gestire le problematiche ad esse legate, e condividere le proprie conoscenze con gli altri Stati e le altre parti del mondo, creando un meccanismo di comunicazione pan-europeo che attraversi ogni confine;
3. Coordinare le strutture istituzionali e legali che si occupano del problema, e unificare le strategie, le politiche e gli approcci relativi alle specie invasive. In molti Stati Europei infatti la responsabilità per le politiche ambientali e i problemi di conservazione della natura è decentralizzata ad autorità subnazionali. La Strategia raccomanda che le problematiche legate alle IAS siano gestite o almeno coordinate a livello nazionale;
4. Promuovere la cooperazione regionale e tra Stati vicini;
5. Prevenire l'introduzione di nuove specie aliene in Europa;
6. Monitorare l'ambiente per scoprire ogni nuova specie aliena in tempi brevi e poter intervenire immediatamente;
7. Mitigare l'impatto delle specie aliene invasive già presenti mediante risposte adeguate, come l'eradicazione o il controllo;
8. Restaurare, ogni qualvolta sia possibile, le specie, gli habitat e gli ecosistemi naturali che sono stati disturbati dalle invasioni biologiche.

Questo documento rappresenta una base solida e completa sulla quale poggiare tutte le iniziative necessarie, a livello sia comunitario che nazionale.

6 Quadro di riferimento normativo

6.1 Le Convenzioni Internazionali

Le problematiche connesse con l'introduzione di fauna e flora alloctona sono note da tempo; per questo a livello internazionale già da diversi anni sono state predisposte misure coordinate per limitare il dilagare del fenomeno e per contenere i danni causati dalle specie invasive. Vediamo le principali:

- La *Convenzione di Washington* (adesione italiana: 874/75, 150/92, modificata dalla 59/93), salvaguarda le specie di flora e fauna in pericolo di estinzione e i relativi habitat, attraverso la disciplina e il controllo del commercio internazionale di esemplari vivi, morti, parti o prodotti derivanti dagli esemplari stessi;
- la *Convenzione di Bonn*, (adesione italiana: L. 42/83) all'art. 3, comma 4, lettera c, richiede agli Stati firmatari di porre in essere ogni sforzo per prevenire, ridurre o controllare i fattori che minacciano o che possono aumentare il livello di minaccia alle specie autoctone, attraverso misure che includono il blocco delle introduzioni, nonché il controllo o l'eliminazione delle specie esotiche introdotte;
- la *Convenzione di Berna*, (adesione italiana: L. 503/81) all'art. 11, paragrafo 2b, impegna gli stati firmatari a controllare rigorosamente l'introduzione di specie alloctone;
- la *Convenzione di Rio sulla Biodiversità* (adesione italiana: L. 124/94), all'art. 8(h), impegna gli Stati firmatari ad avviare misure per prevenire l'introduzione, controllare o eradicare le specie alloctone che minaccino gli ecosistemi, gli habitat o le specie autoctone;
- la *Direttiva Uccelli* (79/409/CEE), all'art. 11, richiede agli Stati membri di controllare che l'eventuale introduzione di specie ornamentali non presenti in natura nel territorio europeo non pregiudichi la conservazione della flora e della fauna locali;
- la *Direttiva Habitat* (92/43/CEE), all'art. 22, comma b, richiede agli Stati membri di assicurare che l'introduzione deliberata in natura di specie non originarie dei rispettivi territori sia regolata in modo da non danneggiare gli habitat naturali, la fauna e la flora selvatiche e, se necessario, di proibire tali introduzioni;
- la *Risoluzione n. 57* del Comitato Permanente per la Convenzione di *Berna* sull'introduzione di organismi appartenenti a specie non indigene nell'ambiente, approvata in data 5 dicembre 1997, raccomanda agli Stati firmatari di: a) proibire la deliberata introduzione all'interno dei propri confini o in parte del loro territorio, di organismi alloctoni al fine di stabilire popolazioni naturalizzate; b) prevenire l'introduzione accidentale di specie alloctone; c) produrre una lista delle specie alloctone invasive già presenti in natura;
- la *Risoluzione n. 77* del Comitato Permanente per la Convenzione di *Berna* sull'eradicazione dei Vertebrati terrestri alloctoni, approvata in data 2 dicembre 1999, raccomanda agli Stati firmatari azioni di prevenzione, monitoraggio ed eradicazione delle specie alloctone invasive e l'attivazione di meccanismi di coordinamento e collaborazione transfrontaliera;
- la Raccomandazione n. 99/2003, raccomanda di applicare la Strategia Europea sulle Specie Alloctone Invasive (Genovesi & Shine, 2003).

6.2 Quadro normativo nazionale

Oltre alle direttive comunitarie e alle Convenzioni internazionali ratificate dall'Italia che abbiamo visto nel precedente paragrafo, nel nostro paese sono ormai entrate in vigore leggi nazionali specifiche che affrontano la questione delle specie aliene invasive:

- la legge sulla Protezione della Fauna omeoterma e prelievo venatorio (*L. 157/92*) all'art. 20 regola l'introduzione in ambiente naturale della fauna specificando che debba essere rigorosamente autoctona; all'art. 19 in merito alle attività di eradicazione e controllo delle specie di mammiferi e uccelli naturalizzate, delega alle regioni la programmazione di interventi di abbattimento, formulati sulla base di un parere dell'INFS (vedi oltre);
- l'art. 12, comma 3, del *D.P.R. 357/97*, recepimento della Direttiva 92/43/CEE, prevede che le Regioni e le Province autonome richiedano al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio le autorizzazioni per l'introduzione nell'ambiente naturale di specie alloctone appartenenti a tutti i *taxa*, previa presentazione di un apposito studio, sentito anche il parere dell'INFS, che assicuri che non venga arrecato alcun pregiudizio né agli habitat naturali né alla fauna e alla flora selvatiche locali di interesse comunitario;
- il *D.P.R. 120/03* (di integrazione e modifica del *D.P.R. 357/97*), all'art. 12 introduce il divieto esplicito di introduzione, reintroduzione e ripopolamento in natura di specie alloctone;
- la legge Quadro sulle Aree Protette (*L. 394/91*) nell'art. 11 comma 3 vieta l'introduzione di specie estranee, vegetali o animali, che possano alterare l'equilibrio naturale nei Parchi;
- esistono inoltre Leggi Regionali e Provinciali sulla disciplina della pesca, le quali prevedono la compilazione di una carta ittologica, con l'indicazione delle specie ittiche autoctone, la definizione di norme generali di gestione di eventuali specie alloctone rilevate;
- esiste una proposta di legge, formulata nel 1990 e denominata "*Legge sulla Fauna Italiana*", per prevenire/impedire l'introduzione di specie esotiche sul territorio italiano. Questa legge dovrebbe riguardare tutte quelle specie che, non essendo protette da convenzioni internazionali (ad es. la CITES, vedi oltre) e non avendo una pericolosità accertata, potrebbero essere introdotte liberamente nel nostro paese.

6.3 Analisi del quadro normativo

L'attuale quadro normativo nazionale appare inadeguato sia per prevenire la diffusione di specie alloctone nel nostro Paese, sia per promuovere interventi di monitoraggio ed eradicazione delle popolazioni introdotte.

La legge 157/92, che rappresenta il principale strumento normativo nazionale per la tutela e la gestione della fauna selvatica, non fa alcun riferimento esplicito alle problematiche legate alla diffusione di specie alloctone. Malgrado ciò, il dettato di due articoli di tale legge consente, sia pure con strumenti non adeguati alla gravità del problema, di limitare l'importazione di specie alloctone e di eradicare o controllare le popolazioni già insediate nel territorio nazionale.

L'art. 20, comma 1, dettando norme per l'importazione delle specie selvatiche a fini di ripopolamento o miglioramento genetico, contempla la possibilità di introdurre nel Paese solo specie autoctone; ogni importazione di specie alloctone a fini di introduzione in natura deve pertanto essere considerata non permessa. Per la violazione delle norme sull'importazione è prevista una sanzione da lire 150.000 a lire 900.000 per ogni capo importato (art. 31, 1c, comma 1). Si sottolinea peraltro che la legge n. 157/92 non contempla l'importazione a fini di allevamento, né proibisce il rilascio in natura di specie esotiche già presenti in territorio italiano.

Le attività di eradicazione e controllo delle specie naturalizzate di Mammiferi ed Uccelli possono essere condotte solo in ottemperanza al dettato dell'art. 19 della legge n. 157/92, che delega alle Regioni la programmazione di piani di abbattimento, formulati sulla base di un parere dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Tali piani di abbattimento devono essere attuati dalle guardie venatorie dipendenti dalle Amministrazioni provinciali eventualmente coadiuvate da altri soggetti (ovvero dalle guardie forestali, dalle guardie comunali, dai proprietari o conduttori dei fondi agricoli su cui si attuano gli interventi stessi). Non è prevista la possibilità di intervento diretto da parte di organismi nazionali (Ministero dell'Ambiente, Ministero per le Politiche Agricole, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica), neanche in casi di rilevante interesse nazionale o per popolazioni la cui distribuzione si estenda a livello sovra-regionale.

Le norme sopra citate non si applicano nel caso dei ratti e dei topi, in quanto tali animali non rientrano nel campo di applicazione della legge n. 157/92.

Il D.P.R. 357/97 di recepimento della Direttiva Habitat ha introdotto l'obbligo di una specifica autorizzazione da parte del Ministero dell'Ambiente per l'immissione in natura di specie alloctone (art. 12, comma 3). Tale autorizzazione viene concessa dal Ministero previo parere dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, sulla base di uno specifico studio che escluda ogni pregiudizio per gli habitat naturali, la fauna e la flora selvatiche locali di interesse comunitario. Poiché il campo di applicazione del D.P.R. 357/97 riguarda la conservazione di numerosi habitat naturali e specie animali e vegetali selvatiche, e considerando che l'introduzione di una specie alloctona può determinare impatti rilevanti sull'ambiente, risulta evidente che tale *iter* autorizzativo si estende a tutti i *taxa*: Piante, Vertebrati ed Invertebrati terrestri e acquatici, rappresentando di fatto una generale proibizione di introduzione in natura di specie non autoctone. Tuttavia il citato D.P.R. non prevede sanzioni nel caso di violazione delle norme e il divieto risulta pertanto di difficile applicazione.

6.4 Linee guida per una revisione del quadro normativo

Innanzitutto dall'analisi della normativa si può rilevare la presenza di molti organismi/enti/ministeri atti ad occuparsi della gestione delle specie aliene; in realtà, per ottenere una maggiore efficienza per quanto riguarda le procedure autorizzative, la valutazione degli effetti sugli ecosistemi, il costante monitoraggio, la programmazione degli interventi di controllo ed eradicazione, sarebbe necessario definire con chiarezza responsabilità e ruoli, indicando gli organismi preposti alla valutazione tecnica di ogni singolo caso. A tal proposito potrebbe essere utile identificare un solo soggetto istituzionale (*Biosecurity Agency*) cui affidare compiti autorizzativi, di monitoraggio e di sperimentazione.

Un'interessante proposta riguarda il meccanismo autorizzativo e di distribuzione delle competenze per l'applicazione della convenzione di Washington (CITES), che si è rivelato particolarmente efficace per controllare le importazioni di specie selvatiche minacciate. A livello internazionale esistono varie proposte per estendere questo meccanismo anche alla prevenzione delle introduzioni di specie alloctone. L'eventuale applicazione di meccanismi di blocco alle frontiere dovrà necessariamente prevedere programmi di costante aggiornamento del personale delle dogane. Si sottolinea comunque come ogni regolamentazione del commercio può entrare in conflitto con le norme internazionali dell'Organizzazione Mondiale del Commercio (WTO) ed un adeguamento del quadro normativo non può non considerare un'attenta valutazione di tali norme.

Sulla base di quanto sopra esposto, risulta evidente che una revisione del quadro normativo, in applicazione del principio cautelativo, dovrebbe prevedere:

- la proibizione, tranne particolari eccezioni, dell'immissione in natura di specie animali e vegetali alloctone;
- la definizione di un meccanismo autorizzativo per le importazioni di specie animali e vegetali alloctone, per le quali non si hanno informazioni certe in merito alla possibilità di una loro naturalizzazione in Italia;
- la definizione di norme per garantire la corretta detenzione degli animali importati (strutture di stabulazione adeguate, marcaggio, tarpatura, ecc.);
- l'introduzione di strumenti di assicurazione o tassazione per le attività che comportano il rischio di determinare o favorire nuove introduzioni;
- l'introduzione di sanzioni per i responsabili dell'immissione intenzionale o accidentale di specie alloctone in natura;
- l'adeguamento delle norme relative al controllo della fauna e flora selvatica (legge n. 157/92, art. 19), con definizione dell'*iter* autorizzativo, dei ruoli e delle responsabilità per la realizzazione degli interventi di controllo ed eradicazione delle specie alloctone.

Per favorire l'applicazione delle misure sopra indicate risulta opportuno formalizzare il sistema a tre liste precedentemente descritto e individuare un unico soggetto istituzionale cui affidare compiti autorizzativi, di monitoraggio e di sperimentazione in materia.

7 Specie aliene invasive in Italia

Gran parte dei mammiferi esotici che vivono in Italia è in grado di esercitare impatti significativi sui nostri ambienti. Per esempio la nutria, l'ondatra e il coniglio selvatico creano problemi per le loro attività di scavo o per il loro modo di alimentarsi, il visone americano per la predazione nei confronti di altre specie. Lo scoiattolo grigio, invece, è da tempo indicato come il colpevole della diminuzione delle popolazioni di scoiattolo rosso, con cui è entrato in competizione avendo poi la meglio. Una situazione simile ritroviamo nell'ambito dei rettili, dove la tartaruga americana dalle guance rosse ha preso il sopravvento sulla nostra testuggine palustre (*Emys orbicularis*), e nella classe degli anfibi, dove la rana toro americana ha già causato la rarefazione di specie indigene come la rana dalmatica (*R. dalmatina*). Per quanto riguarda invece gli uccelli la situazione è più tranquilla: i rischi maggiori sono rappresentati dalla capacità di incrociarsi con specie autoctone con conseguente inquinamento genetico.

L'individuazione delle specie aliene invasive presenti in Italia è avvenuta sulla base della bibliografia disponibile su documenti e siti internet ufficiali. I risultati complessivi sono sintetizzati in liste relative ad ogni gruppo: mammiferi, uccelli, rettili, anfibi, pesci, crostacei, insetti, piante, alghe.

Attualmente si tratta di una semplice lista di specie, ad esclusione della trattazione più approfondita di alcuni casi specifici, ma ha l'obiettivo futuro di essere arricchita con i dati di presenza, i motivi di introduzione, i danni alle attività dell'uomo, gli effetti sulla biodiversità e le principali azioni di intervento proposte. La valutazione dell'impatto causato dalle diverse specie verrà effettuata considerando i danni reali o potenziali relativi al contesto italiano.

7.1 Lista delle specie di mammiferi alloctoni invasivi in Italia

- Coniglio selvatico
- Lepre sarda
- Silvilago
- Scoiattolo grigio
- Scoiattolo variabile
- Tamia siberiano
- Topo muschiato o Ondatra
- Topo domestico
- Ratto nero o dei tetti
- Ratto delle chiaviche
- Nutria
- Cane procione
- Visone americano
- Daino
- Muflone

7.1.1 NUTRIA, *Myocastor coypus* (Molina, 1782)



7.1.1.1 Identificazione

La nutria appartiene all'ordine *Rodentia* e alla famiglia *Myocastoridae*. Assomiglia ad un grosso ratto; il corpo è massiccio e tozzo, la testa è larga e la coda rotonda, scagliosa e scarsamente pelosa. Possiede grandi vibrisse bianche ed evidenti incisivi gialli. Le zampe posteriori sono palmate. Il colore è variabile, da quasi nero a grigio-bruno, e non sono rari i casi di albinismo. È il più grande Roditore acquatico attualmente presente in Italia e si distingue dall'Ondatra per la coda cilindrica (non lateralmente appiattita) ed il corpo meno massiccio. Indipendentemente dalle dimensioni, la silhouette di emersione durante il nuoto può rappresentare un utile parametro discriminante rispetto agli altri Roditori acquatici: la Nutria emerge di solito con la testa e la parte posteriore del corpo; l'Ondatra con la sola parte anteriore; l'Arvicola terrestre e il Ratto delle chiaviche, infine, appaiono solitamente fuori dall'acqua per tutta la lunghezza del corpo e possono a volte essere tra loro confusi, anche se l'Arvicola terrestre ha una linea d'emersione più bassa e i padiglioni auricolari pochissimo visibili. Misure lineari (mm): testa-corpo = 400-600; coda = 250-450 (75% circa della lunghezza testa-corpo); piede posteriore = 125-140. Peso adulti (kg)= 6-9 (Corbet & Harris, 1991; Macdonald & Barrett, 1993; Riga & Cocchi, 1997).

7.1.1.2 Geonemia

L'areale originario della Nutria si estende dal Brasile, dalla Bolivia e dal Paraguay fino alle zone più meridionali del Sud America (Argentina e Cile) (Lever, 1985; Wilson & Reeder, 1993).

7.1.1.3 Distribuzione ecologica

La Nutria vive in biotopi umidi dolci o salmastri ad acque ferme o debolmente correnti: paludi, laghi, canali di drenaggio, fiumi ed estuari. I corpi idrici utilizzati da questo Roditore sono in genere caratterizzati da abbondante vegetazione, basse altitudini e limitata pendenza delle rive (Reggiani *et al.*, 1993). Sugli argini e le sponde scava tane ipogee complesse dove si riproduce e piattaforme (alte fino a un metro) fatte di canne e giunchi sui letti di vegetazione palustre. Su tali

strutture la Nutria può svolgere buona parte delle sue attività, come ad esempio l'alimentazione, la cura del mantello, il riposo ecc. La dieta di questo Roditore è composta da molte specie vegetali (Stubbe, 1982; Santini, 1983; Reggiani *et al.*, 1993).

7.1.1.4 Status

In Italia la specie è stata importata alla fine degli anni '20 a scopo di allevamento, ma la crisi registrata negli anni '60 e '70 ha determinato un progressivo abbandono delle strutture di stabulazione e la conseguente immissione in natura degli esemplari stabulati (Reggiani *et al.*, 1993). Le prime segnalazioni di Nutria si sono avute in Campania, Lazio, Toscana e Veneto (Santini, 1983); in seguito la specie si è progressivamente espansa fino a colonizzare buona parte dell'Italia centro-settentrionale. Attualmente nelle regioni meridionali, in Sicilia e in Sardegna sono presenti solo piccoli nuclei isolati tra loro (Spagnesi & Toso, 1999).

Per l'Italia si riportano valori di densità variabili tra 0,7 e 3,6 individui per ettaro (Velatta & Ragni, 1991; Reggiani *et al.*, 1993 e 1995), anche se in ambienti sub-tropicali la Nutria può raggiungere densità molto superiori fino a valori massimi di 24,7 ind./ha. La consistenza delle popolazioni può subire decrementi rilevanti dopo inverni particolarmente rigidi (Lever, 1985; Reggiani *et al.*, 1995; Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

7.1.1.5 Impatto sulla biodiversità

In molti casi è stato riscontrato un deterioramento qualitativo dei biotopi umidi dovuti al sovrappascolamento attuato dalle nutrie che si nutrono delle parti sia epigee che ipogee delle piante. Talora l'attività di alimentazione può arrivare a determinare la scomparsa locale di intere stazioni di Ninfee *Nymphaea* spp., di Canna di palude *Phragmites* spp. e di Tifa *Thypha* spp.

Tali effetti hanno provocato profonde alterazioni degli ecosistemi di diverse zone umide, con la drastica riduzione di alcune idrofite e l'estinzione locale della fauna associata a tali ambienti, come ad esempio il Tarabuso *Botaurus stellaris*, il Falco di palude *Circus aeruginosus* e il Basettino *Panurus biarmicus* (si veda Lever 1994 per riferimenti bibliografici specifici). In Italia è stata segnalata la distruzione dei nidi e/o la predazione di uova e pulli del Mignattino piombato *Chlidonias hybridus*, del Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, della Gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* e del Germano reale *Anas platyrhynchos* (Gariboldi, 1993; Tinarelli, 1999; Tocchetto, 1999). La Nutria può inoltre provocare l'indebolimento degli argini in seguito alla sua attività fossoria, con conseguente rischio di esondazioni. Inoltre sono stati registrati danni localmente elevati ad alcune colture agricole come barbabietola da zucchero, grano, mais, ecc. Alla luce delle informazioni attualmente disponibili, il ruolo svolto dalla Nutria come serbatoio di *Leptospira* spp. sembra debba essere ridimensionato (Arcangeli *et al.*, 1997) rispetto a quanto precedentemente ipotizzato (Farina & Andreani, 1970).

L'eradicazione totale della specie, che è stata ottenuta con pieno successo in Gran Bretagna negli anni '80, non appare attualmente realizzabile in Italia, data l'ampia diffusione, le notevoli capacità di dispersione e l'alto potenziale riproduttivo di questo Roditore. L'eradicazione dei nuclei isolati, ed in particolare di quelli presenti in Sardegna e Sicilia, al contrario, non solo è possibile, ma rappresenta una misura urgente e necessaria. Nelle regioni centro-settentrionali, il controllo delle popolazioni va attentamente valutato caso per caso, anche sulla base delle risorse economiche disponibili.

7.2 Lista delle specie di uccelli alloctoni invasivi in Italia

- Pellicano rossiccio
- Airone schistaceo
- Ibis sacro
- Fenicottero cileno
- Cigno reale
- Cigno nero
- Oca indiana
- Oca del Canada
- Oca egiziana
- Anatra muta
- Anatra sposa
- Anatra mandarina
- Gobbo della Giamaica
- Colino della California
- Colino della Virginia
- Coturnice orientale
- Pernice sarda
- Francolino
- Francolino di Erckel
- Quaglia giapponese
- Fagiano comune
- Fagiano versicolore
- Tortora domestica
- Parrocchetto dal collare
- Parrocchetto monaco
- Amazzone fronte blu
- Usignolo del Giappone
- Becco a cono
- Astrilde becco di corallo
- Astrilde comune
- Bengalino comune
- Maina comune

7.2.1 PARROCCHETTO DAL COLLARE, *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769)



7.2.1.1 Identificazione

Il parrocchetto appartiene all'ordine *Psittaciformes* e alla famiglia *Psittacidae*.

Riconoscibile per il piumaggio verde, la coda lunga e appuntita, bluastra superiormente e ocre inferiormente, il becco ricurvo rosso e le zampe grigio-verdi. Sessi simili, tranne che per il collare nero e rossastro e la sfumatura bluastra sul capo presenti solo nel maschio adulto. Giovane simile alla femmina ma con piumaggio più giallastro, coda più corta e becco rosa con punta nera. Si distingue da *P. eupatria* e da pressoché tutte le specie congeneri per l'assenza della macchia rossastra sulle copritrici minori dell'ala, per il colore e lo spessore del collare e per le dimensioni. Il volo è veloce e diretto, accompagnato da vocalizzazioni molto sonore; risalta in modo evidente la lunga coda e il colore verde uniforme (del Hoyo *et al.*, 1997; Beaman & Madge, 1998; Juniper & Parr 1998; Snow & Perrins, 1998a). Lunghezza 37-43 cm; apertura alare 42-48 cm.

7.2.1.2 Geonemia

P. k. krameri: dalla Mauritania meridionale, Senegal e Guinea fino all'Uganda occidentale e al Sudan meridionale. *P. k. parvirostris*: dal Sudan centrale e orientale attraverso Etiopia, Eritrea e Gibuti fino alla Somalia nord-occidentale. *P. k. borealis*: dal Pakistan nord-occidentale attraverso l'India settentrionale e il Nepal fino al Bangladesh. *P. k. manillensis*: India peninsulare a sud del 20° parallelo nord e Sri Lanka (del Hoyo *et al.*, 1997; Juniper & Parr, 1998).

7.2.1.3 Distribuzione ecologica

Il Parrocchetto dal collare è una specie molto adattabile, in grado di abitare una grande varietà di ambienti purché caratterizzati dalla presenza di alberi ad alto fusto. Occupa diverse tipologie di ecosistemi forestali, incluse le foreste ripariali, le formazioni a mangrovie, le foreste tropicali secondarie, le savane alberate. Nidifica anche in zone semi-desertiche e in ambienti antropizzati quali aree agricole, frutteti e centri urbani caratterizzati dalla presenza di parchi e giardini. Nell'areale di origine predilige le aree di pianura, ma si spinge fino a quote di 1.600 m in Asia e di 2000 m in Etiopia (del Hoyo *et al.*, 1997; Juniper & Parr, 1998; Snow & Perrins, 1998a).

In Europa le popolazioni naturalizzate vivono principalmente in ambienti urbanizzati, frequentando parchi, giardini e frutteti. (Maranini & Galoppo, 1994; Hagemeyer & Blair, 1997). Malgrado l'origine tropicale, soggetti introdotti in climi temperati hanno dimostrato di sopravvivere per lunghi periodi superando anche rigidi inverni e dando prova di resistere bene nei confronti della competizione esercitata dalle specie autoctone (Snow & Perrins, 1998a); probabilmente la capacità di acclimatazione è acuita dalla facilità con cui questa specie si accosta all'uomo e accetta il cibo alle mangiatoie nel corso dell'inverno (Hagemeyer & Blair, 1997).

Specie gregaria soprattutto al di fuori del periodo riproduttivo, forma grossi stormi, talvolta associandosi con corvi, maine e altri parrocchetti, dando vita ad assembramenti di diverse migliaia di individui (Juniper & Parr, 1998). Si ciba di una grande varietà di alimenti di origine vegetale (semi, frutta, germogli, fiori, nettare) (Lever, 1987; Snow & Perrins, 1998a).

Durante il periodo riproduttivo non è territoriale e talvolta forma lasse colonie. Nidifica all'interno di cavità naturali su alberi o su roccia; talvolta sfrutta anche le cavità presenti su edifici. Nell'areale di origine presenta un comportamento sedentario, anche se si hanno notizie di regolari spostamenti stagionali nella Mauritania meridionale (Juniper & Parr, 1998).

7.2.1.4 Status

Il Parrocchetto dal collare è una specie comune o abbondante su gran parte del proprio areale; nell'ultimo secolo questo Psittacide è andato incontro ad un considerevole incremento numerico legato soprattutto all'aumento delle aree coltivate (Juniper & Parr, 1998).

In Italia il Parrocchetto dal collare è presente con una popolazione complessiva stimata in circa 200-300 individui. Le prime nidificazioni sono state accertate alla metà degli anni '70 a Genova, ove si è costituito un nucleo stabile formato da un centinaio di individui (Spanò & Truffi, 1986 e 1998; Snow & Perrins, 1998a). Più recente la naturalizzazione di questa specie in Sicilia (Catania, Siracusa e Palermo) avvenuta a partire dal 1990 in corrispondenza di parchi con grandi alberature (Lo Valvo *et al.*, 1993); secondo Snow e Perrins (1998a) sarebbero presenti su quest'isola 20-40 coppie. Nidificazioni irregolari sono segnalate per altre regioni: Friuli-Venezia Giulia, Lombardia, Toscana, Piemonte, Emilia-Romagna, Umbria, Lazio e forse Sardegna (Spanò & Truffi, 1986; Baccetti *et al.*, 1997; Bricchetti, 1999).

A Roma la prima segnalazione risale alla fine degli anni '70 a Villa Doria Pamphili, successivamente è stata osservata la presenza di alcuni individui a Castelfusano e presso Villa Borghese. Nel Parco Regionale dell'Appia Antica, i parrocchetti sono stati segnalati anche nella Valle della Caffarella, dove nel 2002 è stata osservata la nidificazione. Negli ultimi anni la diffusione della specie nel quadrante del Parco è aumentata notevolmente: la presenza di una seconda colonia è stata osservata a partire dal 1999 nella Tenuta di Tor Marancia, in particolare nel pioppeto artificiale della Valle del Grottone (Mattias & Virgili, 2006).

7.2.1.5 Impatto sulla biodiversità

In Inghilterra e in Germania si è osservato come il Parrocchetto dal collare competa con successo nella scelta delle cavità utilizzate quali siti per la riproduzione con molte altre specie come la Taccola *Corvus monedula*, i rapaci notturni, i picchi, le cince *Parus* spp., il Picchio muratore *Sitta europaea* e la Passera mattugia *Passer montanus*, nonché con alcuni pipistrelli (*Myotis* spp.) e Roditori. Tale circostanza sembra legata soprattutto ad un inizio molto precoce del periodo di nidificazione rispetto alla gran parte delle specie autoctone (Lever, 1987; Gebhardt, 1996; Hagemeyer & Blair, 1997). Gregario e opportunista, il Parrocchetto dal collare, in alcuni settori del suo areale originario, costituisce una seria minaccia alle colture (Lever, 1987; Juniper & Parr, 1998). Si riunisce spesso in stormi formati da migliaia o più individui su raccolti di granaglie o di

frutti in maturazione; invade persino i granai, lacerando i sacchi con il becco. In India sono attribuite a questa specie perdite fino ad un terzo dell'intero raccolto. Qualora aumentasse la consistenza delle popolazioni naturalizzate, essa potrebbe arrecare consistenti danni alle produzioni agricole anche in Europa (Lever, 1987; Feare, 1996). Dal punto di vista sanitario, come tutte le specie appartenenti agli Psittacidi, rappresenta il serbatoio naturale di *Chlamydia psittaci*, agente della psittacosi dell'uomo.

7.3 Lista delle specie di rettili alloctoni invasivi in Italia

- Testuggine dalle guance rosse
- Camaleonte

7.3.1 TESTUGGINE DALLE GUANCE ROSSE, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1839)



7.3.1.1 Identificazione

La testuggine dalle guance rosse appartiene all'ordine Testudines e alla famiglia Emydidae.

Gli adulti raggiungono dimensioni dai 15 ai 30cm. Come nella maggior parte dei rettili, sono le femmine a raggiungere dimensioni maggiori, mentre i maschi raramente superano i 18cm. Il carapace e il piastrone, molto robusti, sono uniti lungo i margini e non presentano cerniere. Il carapace è convesso, il piastrone è liscio sia nelle femmine sia nei maschi. Negli individui giovani il carapace è verde chiaro; durante la crescita tende a scurirsi fino a diventare in alcuni casi anche marrone scuro. Il piastrone è giallo con disegni neri. La cute è verde con strisce gialle e, ai lati della testa, sono presenti le due caratteristiche strisce di colore rosso. La *Trachemys scripta elegans* si distingue dalla *Trachemys scripta scripta* per la presenza ai lati della testa delle caratteristiche strisce rosse; infatti la *T. scripta scripta*, pur essendo molto simile, è dotata sul capo di strisce gialle (Ballasina, 1995).

7.3.1.2 Geonemia

La *Trachemys scripta elegans* è una tartaruga d'acqua dolce originaria della parte settentrionale del Sud America e degli Stati Uniti meridionali. Fino a qualche tempo fa venivano esportati vari milioni di esemplari l'anno sia verso l'Europa sia verso l'Estremo Oriente; in Italia è stata introdotta come "animale da compagnia" a partire dagli anni '80, periodo in cui ha accolto in

media circa 2 milioni di tartarughe l'anno. Le prime nazioni a vietarne l'importazione sono state Francia, Germania e Inghilterra (Ballasina, 1995).

7.3.1.3 Distribuzione ecologica

La *Trachemys scripta elegans* si adatta a molteplici varietà di habitat, ma preferisce ambienti ricchi di vegetazione con un fondo fangoso e acque calme e stagnanti. Trascorre gran parte del tempo sulle rive o appoggiata a tronchi semisommersi rimanendo esposta al sole. Raramente si avventura sulla terra ferma se non per deporre le uova. Essendo un animale timido, al minimo rumore si getta nell'acqua dove, da abile nuotatrice, si dilegua velocemente. Ad una temperatura minore di 10° C smette di alimentarsi e trascorre il letargo sott'acqua, nascosta tra il fango e i sedimenti.

I rappresentanti di questa specie sono onnivori e in natura si cibano di piccoli anfibi, pesci, grilli, lumache, vermi, animali morti e piante acquatiche. Gli esemplari giovani sono prevalentemente carnivori e trascorrono la maggior parte del tempo nelle acque meno profonde, dove gli insetti abbondano. Gli adulti prediligono una dieta più ricca di vegetali e tendono ad occupare acque più profonde (Ballasina, 1995).

7.3.1.4 Status

Le tartarughe dalle guance rosse sono state importate a migliaia in Italia; molti esemplari, una volta cresciuti e diventati troppo ingombranti, sono stati liberati nei nostri laghetti e corsi d'acqua, danneggiando l'ecosistema e la fauna locale. Proprio per questo da qualche tempo la vendita delle *Trachemys scripta elegans* è stata regolamentata da una legge apposita che ne vieta l'importazione in Italia. Purtroppo in seguito questo divieto è stato aggirato dagli importatori, i quali hanno iniziato ad importare *Trachemys scripta scripta*, specie simile che si adatta ai nostri climi esattamente come la *Trachemys scripta elegans*. In Italia vi sono vari esempi di invasioni di queste tartarughe: a Genova in Villa Pallavicini, a Roma in vari parchi pubblici, in Pianura Padana e in Lombardia (Ballasina, 1995).

7.3.1.5 Impatto sulla biodiversità

La *Trachemys* è una specie molto adattabile e resistente all'inquinamento ed entra in competizione con i pochi esemplari di testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) rimasti in Italia. Le *Emys orbicularis* sono infatti già minacciate da altre cause, prime fra tutte il degrado ambientale e la crescente urbanizzazione, che porta alla frammentazione degli habitat e all'inquinamento. Le nostre testuggini non riescono a competere per le risorse nei piccoli specchi d'acqua dove il cibo scarseggia, non essendo nuotatrici altrettanto veloci né essendo in grado di mangiare grosse quantità di vegetali come le *Trachemys*. Oltre a preoccupazioni di natura conservazionistica il commercio delle tartarughe ha sollevato in passato anche questioni sanitarie, poiché nelle condizioni in cui venivano allevati, gli esemplari da esportare avevano un'alta probabilità di contrarre e in seguito trasmettere all'uomo la salmonellosi. Per questo motivo gli stessi Stati Uniti nel 1985 ne vietarono l'importazione e la vendita interna (Ballasina, 1995).

7.4 Lista delle specie di anfibi alloctoni invasivi in Italia

- Rana dei Balcani, *Rana kurtmuelleri*
- Rana toro Americana, *Rana catesbeiana*

7.4.1 RANA TORO AMERICANA, *Rana catesbeiana* (Shaw, 1802)



7.4.1.1 Identificazione

Rana di grossa taglia, raggiunge i 15-20 cm di lunghezza e 60-900 g di peso. Il dorso ha una colorazione che va dal verde chiaro al marrone olivastro, spesso con un disegno macchiato di verde e marrone; il ventre è chiaro. Il timpano è molto sviluppato e distintamente più grande dell'occhio. Una ripiegatura della pelle corre dall'occhio intorno all'ampio timpano.

7.4.1.2 Geonemia e Status

Specie originaria degli Stati Uniti, è stata introdotta a scopo alimentare in diverse parti del mondo, tra cui l'Italia, dove è arrivata per la prima volta negli anni '30 colonizzando la Pianura Padana. Attualmente è naturalizzata in Lombardia, Veneto, Emilia, Toscana e Lazio. Per fortuna questa specie non sembra particolarmente adattabile a tutte le realtà ecologiche delle regioni, come dimostrato da alcuni episodi di estinzione locale.

7.4.1.3 Distribuzione ecologica

Frequenta ambienti umidi con presenza di acqua continua come laghi, paludi, fiumi situati nei più svariati ambienti: boschi, prati e anche aree antropizzate. Gli adulti tendono ad essere

solitari. I maschi in periodo riproduttivo emettono un caratteristico richiamo profondo e difendono aggressivamente il territorio dove attirano le femmine. Le uova sono deposte in estate in grandi ammassi gelatinosi. Le larve, di notevoli dimensioni, passano l'inverno in ibernazione e completano la metamorfosi l'estate successiva alla nascita. Si alimentano con qualunque animale possano catturare: artropodi, altre rane, serpenti ed anche piccoli mammiferi ed uccelli.

7.4.1.4 Impatto sulla biodiversità

La presenza della rana toro sembra avere un impatto drammatico sulle specie indigene. In Italia potrebbe aver già causato la rarefazione di alcune specie, come la rana dalmatica, e rappresentare una concreta minaccia per il pelobate (*Pelobates fusco*), un'entità di grande interesse conservazionistico la cui distribuzione in Italia appare già fortemente frammentata e in continua contrazione a causa dell'uomo (Scalera, 2003).

7.5 Lista delle specie di pesci alieni invasivi in Italia

- *Gambusia holbrooki*, Gambusia
- *Silurus glanis*, Siluro
- *Micropodus salmoides*, Persico trota
- *Lepomis gibbosus*, Persico sole
- *Coregonus lavaretus*, coregone
- *Carassius carassius*
- *Cyprinus carpio*
- *Ictalurus melas*, Pesce gatto
- *Barbus graellsii*
- *Seriola fasciata*
- *Seriola carpenteri*
- *Seriola rivoliana*
- *Sander lucioperca*, lucioperca

7.5.1 PESCE GATTO, *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1818)



7.5.1.1 Identificazione

Questo pesce appartiene all'ordine Siluriformi e prende il nome dalla presenza di 4 paia di barbigli che circondano la bocca. Il corpo è tozzo, a sezione tonda nella porzione anteriore, compressa lateralmente nella parte posteriore; la testa è assai grossa ed appiattita con l'ampia bocca circondata dai barbigli; la pelle è priva di scaglie, la colorazione è grigio-nera sul dorso e bianco-gialla sul ventre. Gli adulti hanno robusti aculei, sia sul primo raggio della pinna dorsale sia sulle

due pinne pettorali, che possono infliggere dolorosissime punture agli incauti predatori. Può raggiungere eccezionalmente i 60 cm di lunghezza ma di solito non supera i 35.

7.5.1.2 Geonemia e Status

La specie originaria è delle regioni centrali e orientali degli Stati Uniti e del Canada. I Pesci del genere *Ictalurus* furono introdotti in Europa nel 1880 circa ed ora vi sono molto diffusi. In Italia sono stati introdotti prima nella Pianura Padana e in seguito anche nelle regioni centrali: attualmente hanno ampia diffusione. Le immissioni a scopo di ripopolamento vengono effettuate dagli Enti pubblici e spesso direttamente dagli stessi pescatori sportivi, nell'illusione che alla regolazione naturale delle popolazioni ittiche si possa sostituire una regolazione artificiale che garantisca un prelievo costante e, per certi versi, indipendente dal numero dei "predatori" umani. E' così che nel corso di questo secolo sono stati introdotti dall'America settentrionale, oltre al Pesce gatto, il Persico sole (*Lepomis gibbosus*) e il Persico trota (*Micropterus salmoides*) attivi predatori di invertebrati, anfibi, pesci e delle loro uova, con conseguenze immaginabili per la fauna autoctona. La sua introduzione e diffusione sono dunque dovute alla pesca sportiva e alla zootecnia.

7.5.1.3 Distribuzione ecologica

I pesci gatto vivono nelle acque lievemente correnti o ferme, con preferenza per quelle a fondo erboso e melmoso e mostrano una notevole tolleranza alla scarsità di ossigeno: in caso di prosciugamento dell'ambiente in cui vivono, possono addirittura sopravvivere per un certo periodo sepolti nel substrato dei fondali. Sono attivi di notte e si comportano da voraci predatori, divorando un gran numero di giovani pesci, rane, girini. Le uova vengono deposte sul fondo, in un incavo naturale o appositamente preparato. Inoltre, a differenza della maggior parte dei pesci, proteggono la prole prestando cure parentali sia alle uova sia alle larve nelle prime fasi di vita; gli stessi avannotti adottano strategie difensive contro i predatori, muovendosi fra la vegetazione acquatica in tipici sciame tondeggianti e compatti. Nelle nostre aree umide il Pesce gatto è in continua espansione grazie ad una enorme adattabilità alle condizioni ambientali più proibitive.

7.5.1.4 Impatto sulla biodiversità

Questi pesci sono molto abbondanti in certe località e riescono nocivi in quanto distruttori del patrimonio ittico e resistenti alla predazione anche allo stato giovanile per la presenza di spine nelle pinne (Zerunian, 2002).

7.6 Lista delle specie di invertebrati alieni invasivi presenti in Italia

- *Rhopilema nomadica* (medusa)
- *Fabricia filamentosa* (verme ventaglio)

7.6.1 MOLLUSCHI

- *Musculista senhousia*
- *Flabellina rubrolineata*
- *Pinctada radiata*
- *Tapes philippinarum*
- *Dreissena polymorpha*, Zebra mussel
- *Physa acuta*
- *Potamopyrgus antipodarum*
- *Anodonta woodiana*

7.6.2 INSETTI

Ceratitis capitata

Aedes albopictus, Zanzara tigre

7.6.3 CROSTACEI

- *Procambarus clarkii*, Gambero rosso della Louisiana
- *Orconectes limosus*, Gambero Americano
- *Penaeus japonicus*
- *Dikerogammarus villosus*

7.6.4 GAMBERO ROSSO DELLA LOUISIANA, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)



7.6.4.1 Identificazione

Il gambero della Louisiana appartiene alla famiglia Decapodi, e presenta torace robusto, depresso, con carapace granuloso e recante un paio di denti post-orbitali. Il rostro è piuttosto breve, triangolare, depresso, con margini laterali divergenti sui quali è presente un paio di denti. Le chele del primo paio di pereopodi sono ben sviluppate, recanti evidenti spine rosse, con margine interno alquanto irregolare ad estremità uncinata. Queste chele presentano la parte distale della branca inferiore affilata, in grado di combaciare con la corrispondente sezione della branca superiore, realizzando una superficie tagliente paragonabile ad un paio di tronchesi. Questa caratteristica distingue nettamente il gambero rosso dal nostro gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*) e gli fornisce un ottimo mezzo per predare avannotti e pesci. I maschi sono di maggiori dimensioni rispetto alle femmine; nel periodo riproduttivo i maschi presentano chele più lunghe e più robuste e recano piccoli denti uncinati alla base del 3° e 4° paio di pereopodi. Lunghezza massima 15 cm circa, con un peso corrispondente di circa 100 g.

La colorazione appare rossastra, rosso-brunastra sul dorso e sui pereopodi nei soggetti adulti, grigiastra nei giovani; dopo la muta alcuni individui possono presentare una colorazione prevalentemente bluastra.

7.6.4.2 Geonemia e Status

Il gambero rosso, di origine americana ma ormai introdotto negli allevamenti a scopo alimentare in quasi tutti i continenti, è stato importato negli anni '90 nelle aree umide della Toscana Settentrionale, in alcune delle quali è ormai abbondantissimo. In Italia si trova, oltre naturalmente alla Toscana, in Piemonte, Lombardia, Liguria, Emilia Romagna, Umbria, Marche, Lazio e Abruzzo. Nonostante la buona qualità delle sue carni, la presenza di elementi inquinanti negli habitat frequentati dalla specie nel nostro territorio rischia di trasformare il consumo di questi crostacei in un danno per la salute. Infatti l'alimentazione detritivora del gambero rosso lo porta ad ingerire quei minerali pesanti, presenti in molti scarichi industriali, capaci di accumularsi nei tessuti animali e trasferirsi nella catena alimentare.

7.6.4.3 Comportamento ecologico

Il gambero della Louisiana è dotato di alta capacità di diffusione e molto adattabile ad ambienti diversificati, compresi quelli asfittici e ad alta salinità; inoltre tollera tassi di inquinamento più elevati rispetto a quelli che ucciderebbero anche i pesci più resistenti, e sopporta bene anche i fungicidi e gli erbicidi nelle dosi utilizzate per l'agricoltura.

Essendo poi originario di zone calde, sopporta elevate temperature, come 40-50 °C: vive molto bene anche in località dove si ha il disseccamento estivo, come avviene in Spagna o in Portogallo, ed è anche in grado di resistere alle basse temperature invernali, rifugiandosi nelle tane e cadendo in una sorta di letargo. E' stato trovato persino nei laghi sugli Appennini abruzzesi e sulle Alpi svizzere, sebbene in misura minore rispetto a paesi e luoghi più caldi.

La possibilità di resistenza di *Procambarus clarkii* è dovuta, fra l'altro, alla sua capacità di costruire tane. E' in grado di scavare gallerie sotterranee; alcune possono essere molto complesse e ramificate, raggiungendo anche la profondità di 5 metri: in una tana così possono coabitare fino a 50 animali.

7.6.4.4 Impatto sulla biodiversità

Il gambero americano, anche detto gambero killer, è considerato un vero e proprio flagello per la fauna ittica, sia per la predazione diretta sulle uova di pesci ed anfibi, nonché sui girini di questi ultimi, sia per la concorrenza sulle risorse alimentari (molluschi, insetti ed altri invertebrati acquatici). Inoltre, dato che anche il Gambero si nutre spesso di piante acquatiche, l'azione combinata del crostaceo e della Nutria possono avere un impatto devastante su alcune specie vegetali, come le ninfee. Fortunatamente, molti uccelli acquatici hanno imparato ben presto a considerare il Gambero un'ottima e tutto sommato facile preda: aironi, garzette, cormorani e tarabusi possono esercitare un'azione di controllo, anche se non risolutiva, sulla popolazione dell'invasore americano. Anche il luccio è diventato un eccellente predatore del gambero rosso, soprattutto si nutre dei piccoli.

La specie soppianta ovunque il nostro sensibile Gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*), autoctono, che vive attualmente solo in qualche ruscello collinare dalle acque limpide e ben ossigenate, sia per la maggiore resistenza che competitività: è generalista e opportunist, si ciba cioè di ogni sostanza organica disponibile, animale e vegetale, e sa sfruttare all'occorrenza quello che ha a disposizione. E' anche in grado di catturare e manipolare molto più velocemente le prede rispetto alla specie italiana e di cibarsi di alimenti nuovi che pure non aveva mai visto prima. E' vorace di girini di rane e rospi e di avanotti di pesci, riducendone così la presenza e facendo aumentare, per conseguenza, quella degli insetti. Mangia anche le larve di specie a rischio come i tritoni. Divora i germogli delle piante e il detrito vegetale: rappresenta quindi un pericolo notevole per le colture e in particolare per le risaie.

Infine con le sue profonde tane-gallerie il gambero rosso crea problemi alla stabilità degli argini dei corsi d'acqua e alle coltivazioni agricole. Con la sua attività di scavo, inoltre, il gambero intorbidisce le acque: la luce penetra con più difficoltà e questo ostacola la crescita delle piante.

7.7 Lista delle specie di piante invasive in Italia

- Ailanto
- Agave americana
- Amaranto (cereale)
- Acacia (consolidamento dunale)
- Eucalipto (rimboschimento)
- Fico d'India (aree agricole)
- *Carpobrotus acinaciformis* (consolidamento dunale)
- *Fallopia japonica japonica*
- *Tradescantia fluminensis*
- *Azolla caroliniana*
- *Trapa natans*
- *Robinia pseudoacacia*, Robinia
- *Amorpha fruticosa*, Gaggia
- *Acer negundo*, Acero americano
- *Taxodium disticum*, Cipresso calvo delle paludi

7.7.1 FALLOPIA JAPONICA



7.7.1.1 Identificazione

Specie erbacea perenne con portamento arbustivo, può rapidamente raggiungere e superare i 3 m di altezza (Remaley, 1997). In primavera appaiono germogli rosso porpora, ma non appena le foglie si dispiegano la pianta torna verde. I rami maturi sono concavi ed hanno un caratteristico disegno di macchioline color porpora. La fioritura si verifica tra la tarda estate e l'autunno, i fiori sono bianchi. Le foglie misurano di solito circa 15 cm di lunghezza per 8-10 di larghezza, hanno

bordi ovali e si stringono all'estremità in una punta che porta ad assumere forma triangolare. I semi misurano circa 2,5 mm e sono triangolari, sottili e luminosi. Il rizoma può estendersi fino alla profondità di 3 m e allontanarsi di 7 m dalla pianta madre ed è nodoso e di colore marrone.

7.7.1.2 Geonemia e Status

L'area di origine della *F. japonica* è l'Asia Orientale: cresce infatti spontaneamente in Giappone, Corea, Taiwan e Cina. È stata importata in Europa a fini ornamentali intorno al 1820 mediante una singola importazione dal Giappone. Attualmente questa specie è presente in parchi, antichi giardini, bordi delle strade, lungo i corsi d'acqua e presso le zone umide. È anche utilizzata per stabilizzare i suoli, soprattutto nelle aree costiere.

7.7.1.3 Comportamento ecologico

Fallopia japonica è una specie con un ampio areale di distribuzione, che tollera una grande varietà di condizioni, comprese alta temperatura e salinità, aridità. Preferisce le zone umide ma cresce anche in zone incolte, lungo i bordi delle strade e in altre aree disturbate. Può colonizzare zone costiere e isole. Si propaga per via vegetativa, in genere da rizomi sotterranei perenni, che spesso vengono casualmente tranciati nei terreni lavorati, consentendo così la cospicua propagazione della specie. Nel suo areale originario cresce su suoli vulcanici con un pH minore di 4 (Conolly, 1977, in Seiger, 1991). La sua distribuzione sembra essere limitata dalla presenza di luce (Geiger, 1991) si trova infatti prevalentemente in aree aperte.

7.7.1.4 Impatto sulla biodiversità

La *F. japonica* è una minaccia per le aree ripariali e per le zone umide, dove, una volta attecchito, dà origine a formazioni fitte che impediscono alla vegetazione autoctona di svilupparsi. Ciò riduce la biodiversità e altera gli habitat, influenzando di conseguenza anche le specie animali. Questa specie una volta stabilitasi è estremamente persistente e difficile da rimuovere.

7.8 Lista delle alghe invasive presenti in Italia

- *Caulerpa taxifolia*
- *Caulerpa racemosa*
- *Sphoeroides pachygaster*

7.8.1 CAULERPA TAXIFOLIA



7.8.1.1 Identificazione

La *Caulerpa* è un'alga di colore verde brillante appartenente alla divisione Chlorophyta, classe Ulvophyceae. Si fissa sul fondo marino per mezzo di rizoidi che fuoriescono da uno stolone strisciante. È un'alga filamentosa ramificata che cresce sotto forma di densi tappeti. Le sue foglie raggiungono i 60 cm di lunghezza e presentano espansioni chiamate "pinnule" che somigliano a quelle delle conifere.

7.8.1.2 Geonemia e Status

La *Caulerpa*, di origine tropicale e distribuzione circumtropicale, è stata utilizzata a partire dagli anni '70 come pianta decorativa per gli acquari tropicali. I primi popolamenti spontanei furono osservati nel 1984 nei pressi di Monaco. Occupavano un'area di appena un metro quadrato e probabilmente derivavano da individui sfuggiti dal Museo Oceanografico di Monaco. Cinque anni più tardi la colonia copriva più di un ettaro e alla fine del 2001 erano interessate dall'infestazione 6 paesi: Germania, Francia, Italia, Spagna, Croazia, e più di 130 kmq di fondale e 190 km di costa. In Italia il primo rinvenimento risale al 1992, ma da allora la specie si è rapidamente diffusa e attualmente copre circa 10.000 ettari.

7.8.1.3 Comportamento ecologico

Contrariamente a ciò che accade nel Mediterraneo, nelle acque tropicali originarie questa alga non forma mai dense colonie. La riproduzione vegetativa è vigorosa e la dispersione è facilitata dal trasporto a grandi distanze di frammenti del tallo per mezzo delle ancore delle navi e delle reti da pesca; tali frammenti tendono ad affondare, costituendo dove si posano nuove colonie. Un frammento può sopravvivere più di una settimana fuori dall'acqua e riprendere lo sviluppo se ritorna in ambiente acquatico. L'efficiente propagazione è inoltre dovuta al contenuto di tossine che la rendono poco appetibile ai predatori e alla capacità di formare popolamenti fitti su un'ampia varietà di substrati e a profondità molto variabili. È resistente al freddo e al caldo (la sua tolleranza va dai 5 ai 45 C°), vive bene sia in acque limpide che inquinate, sia in baie riparate che in zone battute dalle onde. Può colonizzare tutti i tipi di fondale dai 3 ai 40 m di profondità, cresce su roccia, sabbia, fango, praterie di fanerogame.

7.8.1.4 Impatto sulla biodiversità

L'invasione dell'alga verde di origine tropicale *Caulerpa taxifolia* costituisce una minaccia alla biodiversità nel mare Mediterraneo. L'introduzione della *Caulerpa* ha infatti causato conseguenze ecologiche gravi in modo particolare alle praterie dell'endemica pianta vascolare *Posidonia oceanica*, in quanto l'alga riduce la penetrazione della luce e altera le funzioni di questo fragile ed importante ecosistema. Inoltre si estende a tappeto eliminando altre alghe e provocando cambiamenti nella fauna soprattutto sessile o poco mobile (come gorgonie, spugne e ricci). Minaccia quindi la diversità di numerose comunità marine, fra cui le cenosi di alghe e l'ittiofauna, oltre che le praterie di *Posidonia* (Blasi *et al.*, 2005). Si è provato ad aggredire l'alga con l'acqua calda, il ghiaccio sintetico, gli ultrasuoni, i composti a base di rame, con copertura mediante drappi neri per impedirle la fotosintesi, ma con risultati discutibili. L'unica risorsa rimasta da tentare è l'eradicazione manuale.

8 Bibliografia

AA.VV., 1997. *Documento sulle immissioni faunistiche: linee guida per le introduzioni, reintroduzioni e ripopolamenti di Uccelli e Mammiferi*. In: Spagnesi, M., Toso, S., Genovesi, P. (eds.), *Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 897-905.

Arcangeli, G., Casati, D., Zanellato, G., Mulinelli, F., 1997. *Stato sanitario della nutria (Myocastor coypus)*. *Obbiettivi Documenti Veterinari*, 1: 46-50.

Atkinson, I.A.E., 1989. *Introduced Animals and Extinction*. In: Western, D., Pearl, M.C. (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, Oxford University Press, New York: 54-75.

Atkinson, I.A.E., 1996. *Introductions of wildlife as a cause of species extinctions*. *Wildlife Biology*, 2: 135-141.

Baccetti, N., Spagnesi, M., Zenatello, M., 1997. *Storia recente delle specie ornitiche introdotte in Italia*. In: Spagnesi M., Toso, S., Genovesi, P., (eds.), *Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 229-316.

Baker, S., 1999. *Eradication of Myocastor coypus in United Kingdom*. In: *Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates*, Council of Europe Publishing, *Environmental encounters*, 40: 83-87.

Ballasina, D., 1995. *Salviamo le tartarughe!* Edagricole, Bologna.

Beaman, M., Madge, S., 1998. *The Handbook of Bird Identification for Europe and the Western Palearctic*. Christopher Helm, London.

Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F. e Marchetti, M., 2005. *Stato della biodiversità in Italia, Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. Ed. Palombi.

Boitani, L. e Ciucci, P., 1992. *Wolves in Italy: critical issues for their conservation*. In: Promberger, C. & Schröder, W. (eds.), *Wolves in Europe, Status and Perspectives*, Munich Wildlife Society: 75-90.

Boto, A., Rubolini, D., Viganò, A., Guenzani, W., 1999. *Paradoxornis alphonsianus: una nuova specie naturalizzata per l'Italia*. *Quaderni di Birdwatching, Speciale specie alloctone*, Anno I, n. 1.

Brichetti, P., 1999. *Guida elettronica per l'ornitologo*. Eda Soft.

Byers, J.E. & Goldwasser, L., 2001. *Exposing the mechanism and timing of impact of nonindigenous species on native species*. *Ecology* 82: 1330-1343.

Camarda, I. Brundu, G., 2004. *Inventario e Sistema Informativo delle Specie Esotiche della Sardegna*. Atti "Informatizzazione degli Erbari e Banche Dati". Informat. Bot. Ital. 36(1): 134-138.

Case, T.J., Bolger, D.T., Richman, A.D., 1998. *Reptilian Extinctions over the Last Ten Thousand Years*. In: Fielder, P.L., Kareiva, P.M. (eds.), *Conservation Biology for the Coming Decade*, Chapman & Hall, New York: 157-186.

Celesti-Grapow, L. & Blasi, C., 2002. *Ecosistemi Urbani*, Atti dei Convegni dei Lincei n. 182.

Corbet, G. B., Harris, S., 1991. *The Handbook of British Mammals*. Third edition. Blackwell Science, pp. 588.

Cox, G.W., 1999. Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems. Island Press, Washington, D.C., pp. 387.

Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., (eds.), 1997. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 679.

Di Castri, F., 1990. On invading species and invaded ecosystems: the interplay of hystorical chance and biological necessity. In: Di Castri, F., Hansen, A.J. e Debussche, M. (eds.), *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht. The Netherlands.

Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmanek, M. & Williamson, M. (eds.), 1989. *Ecology of biological invasions: a global perspective*. SCOPE 37. John Wiley, New York, 528 pp.

Ebenhard, T., 1988. Introduced Birds and Mammals and their Ecological Effects. Swedish Wildlife Research, 13 (4): 1-107.

Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.

Farina, R., Andreani, E., 1970. *Leptospirosi degli animali selvatici in Italia*. Archivio Veterinario Italiano, 21: 127-141.

Feare, G.J., 1996. *Rose-ringed parakeet Psittacula krameri: a love-hate relationship in the making?* In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 107-112.

Gariboldi, A., 1993. *La Nutria (Myocastor coypus) in Lombardia*. In: Spagnesi M., Randi, E., (eds.), Atti VII Convegno Nazionale dell'Associazione "Alessandro Ghigi", Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 259-262.

Gebhardt, H., 1996. Ecological and economical consequences of introductions of exotic wildlife (birds and mammals) in Germany. *Wildlife Biology*, 2: 205-211.

Genovesi, P., 1999. *Activities of the World Conservation Union (IUCN)*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 119-120.

Genovesi, P. & Shine, C., 2003. *European Strategy on Invasive Alien Species*. Council of Europe (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, 23rd meeting, Strasbourg, 1-5 December 2003).

Hagemeijer, W., Blair, M.J. (eds.), 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser, London.

Honegger, R.E., 1981. List of amphibians and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. *Biological Conservation*, 19: 141-158.

Hoyt, E., 1992. *Conserving the wild relatives of crops*. IBPGR, IUCN e WWF, 2 edition.

Hughes, B., 1999. *The Status of the Ruddy Duck (Oxyura jamaicensis) in the Western Palearctic and an action plan for eradication, 1999-2002*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 93-100.

Hughes, B., Criado, J., Delany, S., Gallo-orsi, U., Green, A., Grussu, M., Perennou, C., Torres, J., 2000. *The status of the North American Ruddy Duck Oxyura jamaicensis in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication*. TWSG News, 12: 26-33.

IUCN, 1987. *The IUCN Position Statement on the Translocation of Living Organisms. Introductions, re-introductions and re-stocking*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.

IUCN, 2000. *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, February 2000. <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>

IUCN, Global Invasive Species database: www.issg.org/database/species

Jones, A., 1996. *Monitoring captive bird populations in Great Britain*. In: Holmes, J.S., Simons, J.R. (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 13-17.

Juniper, T., Parr, M., 1998. *Parrots. A guide to the Parrots of the World*. Pica Express, Sussex.

King, W.B., 1985. *Island birds: will the future repeat the past?* In: Moors, P. J. (ed.), *Conservation of island birds*, International Council for Bird Preservation, Cambridge, University Press, Cambridge, UK: 3-15.

Lever, C., 1985. *Naturalized mammals of the world*. Longman, New York, pp. 487

Lo Valvo, M., Massa, B., Sarà, M., 1993. *Uccelli e paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio*. *Il Naturalista Siciliano*, XVII (Suppl.): 75.

Macdonald, D., Barret, P., 1993. *Mammals of Britain and Europe*. Collins, London, pp. 312.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. 2000. *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Applications, 10 (3): 689-710.

Maranini, N., Galoppo, C., 1994. *Ulteriori notizie sul Parrocchetto dal collare Psittacula krameri e sul Pappagallo monaco Myopsitta monachus a Genova*. Picus, 20: 85-89.

Mattias, G. e Virgili, P., 2006. *Il parrocchetto dal collare nel Parco dell'Appia Antica*. [WWF Roma1.it/documenti](http://WWF.Roma1.it/documenti).

Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohraik, V. e Zima, J., (eds.), 1999. *The atlas of European Mammals*. Academic Press, London.

Naveh, Z., Fernet, J.L., 1991. *The paleohistory of the Mediterranean biota*. In: Groves, R.H., Di Castri, F. (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 19-32.

Nummi, P., 1996. Wildlife introductions to mammal-deficient areas: the Nordic countries. *Wildlife Biology*, 2: 221-226.

Oliveira, P.J., 1999. *Habitat restoration on Deserta Grande, Madeira (Portugal): eradication of non-native mammals*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 49.

Pascal, M., Chapuis, J.L., 1999. *Eradication of mammals introduced in the islands*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 31-42.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs associated with non- indigenous species in the United States. *BioSciences*, 50(1): 53-65.

Pysek, P., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Webster, G.L., Williamson, M. e Kirschner, J., 2004. *Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists*. *Taxon*, 53(1): 131-143.

Reggiani, G., Boitani, L., D'Antoni, S., De Stefano, R., 1993. *Biology and control of the coypu in the Mediterranean area*. In: Spagnesi M. e Randi, E. (eds.), *Atti VII Convegno Nazionale dell'Associazione "Alessandro Ghigi"*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 259-262.

Reggiani, G., Boitani, L., D'Antoni, S., De Stefano, R., 1995. *Population dynamics and regulation in the coypu Myocastor coypus in central Italy*. *Ecography*, 18: 138-146.

Richardson D.M., Pysek, P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta, F.D. e West, C.J., 2000. *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*. *Diversity & Distrib.*, 6: 93-107.

Riga, F., Cocchi, R., 1997. Programma di monitoraggio della composizione della popolazione di nutria *Myocastor coypus* (Molina, 1782) presente nelle valli di Argenta e Marmorta (FE). Rapporto tecnico non pubblicato, pp. 73.

Ruesink, J.L., Parker, I.M., Groom, M.J., Kareiva, P.M., 1995. *Reducing the risk of Nonindigenous Species Introductions*. BioScience, 45 (7): 465-477.

Santini, L., 1983. I roditori italiani di interesse agrario e forestale. CNR, Padova, pp. 168.

Scalera, R., 2003. Anfibi e rettili italiani. Elementi di tutela e conservazione. *Collana Verde 104*. Corpo forestale dello Stato. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Roma.

Sjoberg, G. & Hokkanen, H.M.T., 1996. Conclusions and recommendations of the OECD workshop on the ecology of introduced, exotic wildlife: Fundamental and economic aspects. *Wildlife Biology*, 2: 131-133.

Snow, D.W., Perrins, C.M., 1998a. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1 - Non-Passerines. Oxford University Press: 1-1008.

Spagnesi, M. e Toso, S. (eds.), 1999. *Iconografia dei Mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente - Servizio Conservazione Natura e Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.

Spanò, S., Truffi, G., 1986. Il Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri*, allo stato libero in Europa, con particolare riferimento alle presenze in Italia, e primi dati sul Pappagallo monaco, *Myiopsitta monachus*. *Riv. it. Orn.*, 56 (3-4): 231-239.

Spanò, S., Truffi, G., 1998 - *Parrocchetto dal collare Psittacula krameri (Scopoli, 1769)*. In: Spanò S., G. Truffi, B. Burlando (eds.), *Atlante degli uccelli svernanti in Liguria*, Microart's, Recco, pp. 125.

Stubbe, M., 1982. *Myocastor coypus*. In: Niethammer J., Krapp, F. (eds.), *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I, Rodentia II*, Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden: 607-630.

Sukopp, H & Wittig, R., 1998. *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. Gustav Fisher, Stuttgart.

Tinarelli, R., 1999. La Nutria quale fattore limitante delle popolazioni nidificanti di Svasso maggiore, Tuffetto e Mignattino piombato in Emilia Romagna. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 42.

Tocchetto, G., 1999. *Indagine sulla predazione di uova di anatidi da parte della Nutria (Myocastor coypus) in una zona umida della provincia di Treviso*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 148.

Towns, T. R., Simberloff, D., Atkinson, I.A.E. 1997. *Restoration of New Zealand islands: redressing the effects of introduced species*. *Pacific Conservation Biology*, 3: 99-124.

Veitch, C.R., 1995. Habitat repair: a necessary prerequisite to traslocation of threatened birds. In: Serena, M. (ed.), Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton: 97-104.

Velatta, F., Ragni, B., 1991. *La popolazione di Nutria (Myocastor coypus) del Lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico*. In: Sagnesi M., S. Toso, (eds.), Atti II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol Selvaggina, XIX: 311-326.

Williamson, M., 1996. *Biological invasion*. Chapman & Hall, Londra, p. 244.

Wilson, D.E., Reeder, D.A.M. (eds.), 1993. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Second Edition, Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 1206.

Zerunian, S., 2002. Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. Edagricole, Bologna.