

NEW SERIES

ISSN 1125-6338

Quaderni ETP

Journal of Freshwater Biology

Vol. 35/2013

Introduzione di specie alloctone
e problematiche legate
alla conservazione degli ecosistemi
dulciacquicoli

Lavori originali e comunicazioni relative
al convegno ETP del maggio 2010:
“Il gambero rosso della Louisiana una minaccia
per la biodiversità ed il sistema idraulico
dei nostri fiumi”



ENTE TUTELA PESCA
del Friuli Venezia Giulia



REGIONE AUTONOMA
FRIULI VENEZIA GIULIA

LABORATORIO REGIONALE DI IDROLOGIA

“Paolo Solimbergo”

Quaderni ETP

Journal of Freshwater Biology - ISSN 1125-6338

N° 35 | 2013 - NEW SERIES - ASFA (Aquatic Sciences Fisheries Abstracts)

Supplemento a "Pesca e Ambiente" - Notiziario Ente Tutela Pesca

Autorizzazione del Tribunale di Udine,

n° 335 del 31 maggio 1974

Direttore Responsabile

Loris Saldan

Amministrazione

ENTE TUTELA PESCA

del Friuli Venezia Giulia

via Colugna, 3 - 33100 UDINE

Tel. (0432) 551211 - Fax (0432) 482474

e-mail: etp@regione.fvg.it

web site: www.entetutelapesca.it

Direzione e Redazione

Laboratorio Regionale di Idrobiologia

"Paolo Solimbergo" - Ariis di Rivignano (UD)

Editor

Elisabetta Pizzul

Dipartimento di Scienze della Vita

Università degli Studi di Trieste

via Giorgieri, 10 - 34127 TRIESTE

Diritti riservati.

Per riproduzioni, anche parziali, chiedere autorizzazione
a questo Ente e citare le fonti.

All right reserved.

*For reproducing even partially any part of the journal,
permissions may be sought directly from the Administration.*

Referee Board

DEL PIERO Donatella	Trieste - ITALY
FERRI Mauro	Modena - ITALY
FORNERIS Gilberto	Torino - ITALY
MAIO Giuseppe	Vicenza - ITALY
NONNIS MARZANO Francesco	Parma - ITALY
TIBALDI Emilio	Udine - ITALY
VALLI Giorgio	Trieste - ITALY

Quaderni ETP 35/2013

Journal of Freshwater Biology



Ente Tutela Pesca



REGIONE AUTONOMA
FRIULI VENEZIA GIULIA



Ente Tutela Pesca



Dopo un lungo periodo di riflessione, seguito alla scomparsa del compianto professor Specchi, che ha curato questa rivista scientifica fino al numero 34, torniamo finalmente in stampa con questa pubblicazione, interamente dedicata alle specie alloctone e alle misure necessarie per contrastare la loro espansione, salvaguardando in tal modo l'equilibrio naturale dei nostri ecosistemi acquatici.

Il lavoro di Mario Specchi prosegue idealmente in questo volume, grazie a Elisabetta Pizzul che ne ha raccolto il testimone e lavora assiduamente da molti anni con l'Ente Tutela Pesca, tanto da poter essere considerata una delle sue più preziose collaboratrici.

Negli anni l'Ente ha dovuto affrontare varie emergenze, legate proprio a specie invasive che nulla hanno a che fare con il nostro ambiente. Giova ricordare, in tal senso, il grande lavoro fatto per combattere la diffusione della savetta nell'Isonzo e per circoscrivere la contaminazione in altri corsi d'acqua. Altrettanto impegnativa e incessante l'attività volta a ridurre l'espansione del siluro con un incessante lavoro di prelievo e studio di questa specie.

L'ultima, in ordine di tempo, è l'azione avviata per contrastare la colonizzazione delle nostre acque da parte del gambero rosso della Louisiana – al quale sono dedicati molti contributi pubblicati in questo numero – nell'ambito di un progetto europeo nel quale l'ETP è capofila e collabora, come sempre fatto nell'arco della sua ormai più che quarantennale attività, con le istituzioni di ricerca regionali e nazionali.

Loris Saldan
Ente Tutela Pesca
del Friuli Venezia Giulia



Ente Tutela Pesca



L'introduzione di specie, sia vegetali che animali, in ambienti estranei ai loro areali naturali è una problematica molto discussa in ambito ecologico e non solo, giacché queste immissioni, che interessano specie comunemente dette alloctone, esotiche o aliene, in contrapposizione ad autoctone, native o indigene ovvero specie caratteristiche di una determinata area, sono considerate una delle principali cause di disturbo degli ecosistemi terrestri, marini e dulciacquicoli.

La pericolosità di queste introduzioni è collegata al fatto che spesso esse provocano la scomparsa di una o più forme autoctone e quindi una diminuzione della biodiversità naturale, ciò principalmente a causa dell'innescarsi di processi di competizione trofica, competizione per le aree riproduttive, trasmissione di patologie e/o processi di ibridazione.

Poiché è pressoché impossibile l'eradicazione di una specie esotica, in particolare in seguito alla sua avvenuta naturalizzazione, è di fondamentale importanza far conoscere questa problematica non solo in ambito scientifico ma a tutta la popolazione, che spesso nel liberare in ambiente una nuova specie è convinta di fare un'azione positiva.

Il convegno organizzato dall'Ente Tutela Pesca nel maggio 2010 ed intitolato "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi" ha avuto proprio questa finalità: segnalare e far conoscere ad un vasto pubblico la pericolosità di questa nuova specie alloctona presente nelle acque dolci regionali. A tal proposito lo stesso Ente è capofila, accanto a CNR-ISMAR, Università degli Studi di Firenze e Trieste, Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, del progetto Life Rarity (Life/10/NAT/IT/000239) volto a contrastare la diffusione di questa specie aliena ed al rafforzamento degli stock delle specie indigene.

È stato pertanto ritenuto utile ed interessante raccogliere le comunicazioni di questo convegno in questo nuovo volume dei Quaderni ETP accanto anche a studi riguardanti la presenza di specie esotiche, in ambito regionale e nazionale, e strategie volte alla conservazione delle comunità autoctone delle acque interne.

Il curatore

Dott.ssa Elisabetta Pizzul

*Dipartimento di Scienze della Vita
Università degli Studi di Trieste*

Editor

ELISABETTA PIZZUL

Dipartimento di Scienze della Vita

Università degli Studi di Trieste

Coordinamento editoriale

PAOLO CÈ

Impaginazione e stampa

LITHOSTAMPA - PASIAN DI PRATO (UDINE)

1^a Edizione - gennaio 2014

Indice

- pag. 1* Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* in Toscana: storia ed esperienze di gestione.
The invasive crayfish *Procambarus clarkii* in Tuscany: history and management experiences.
AQUILONI L., GHERARDI F.
- pag. 11* Fauna alloctona vs fauna autoctona nelle acque dolci della Basilicata.
Alien vs native species into freshwaters of Basilicata.
CARICATO G., CANITANO M., MONTEMURRO M.
- pag. 21* Ittiofauna alloctona nei laghi trentini (Nord Italia).
Non-indigenous fish fauna in Trentino lakes (Northern Italy).
CIUTTI F., FLAIM G., CAPPELLETTI C.
- pag. 29* Il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*): minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico.
The Louisiana red swamp crayfish (Procambarus clarkii): threat to biodiversity and the hydraulic system.
DE LUISE G.
- pag. 37* Genetica di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce con particolare attenzione ai Salmonidi del Nord-Adriatico.
Conservation genetics of freshwater fishes with special emphasis on Northern Adriatic Salmonids.
MERANER A., GANDOLFI A.
- pag. 45* Contenimento dei pesci alloctoni in Piemonte: il "Progetto Siluro (*Silurus glanis*)".
Alien fish control in Piedmont (Italy): the "Catfish (Silurus glanis) Project".
PASCALE M., CANDIOTTO A., FORNERIS G., FORTUNATO C., PREARO M., TAVERNA A.
- pag. 55* Specie aliene: natura e valutazione del danno ambientale.
Alien species: nature and assessment of environmental damage.
SCOVACRICCHI T.
- pag. 61* La flora esotica nelle acque interne del Friuli Venezia Giulia.
Exotic plants in Friuli Venezia Giulia inland waters.
TOMASELLA M.
- pag. 73* Le attività della regione Friuli Venezia Giulia per la tutela della biodiversità.
Management activities of Friuli Venezia Giulia region for biodiversity conservation.
ZANCHETTA P.
- pag. 79* La cattura del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*) Art. 1B del Calendario di Pesca Sportiva 2010.
Catching the Louisiana red swamp crayfish (Procambarus clarkii) ETP Angling Schedule 2010, ART. 1B.
ZANETTI M.

Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* in Toscana: storia ed esperienze di gestione.*

The invasive crayfish *Procambarus clarkii* in Tuscany: history and management experiences.*

LAURA AQUILONI

FRANCESCA GHERARDI

Università di Firenze, Dipartimento di Biologia

Evoluzionistica "Leo Pardi"

Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia

Keywords

Crayfish control techniques, biological methods, trapping, pheromones, sterilization.

Parole chiave

Tecniche di controllo di gamberi, metodi biologici, trappolaggio, feromoni, sterilizzazione.

Summary

The invasive crayfish *Procambarus clarkii*, native of the North America, is today the most widespread crustacean decapod species in the freshwaters of the world. Some biological characteristics, such as survival in deoxygenated waters, high fecundity rate, resistance to diseases, generalistic and opportunistic feeding habits, make this species optimal for aquaculture but also very invasive. *P. clarkii* is considered one of the 100 world's worst invasive species. In fact, this species establishes in every type of freshwater habitat where it causes a drastic decline of biodiversity and the collapse of the banks due to its intense burrowing activity. In 1994, the species appeared in the Lake of Massaciuccoli and, in less than 10 years, it has colonized nearly all lentic waterbodies of Tuscany. Notwithstanding the many attempts made to control this species, success has been limited. The intensive trapping has been traditionally used as a control method, obtaining only temporary results. New methods, such as the use of sexual pheromones and the release of sterile males, are still in development but they seem to offer promising results. Their applicability at large scale is, unfortunately, low and additional studies are thus required to improve their efficacy.

Riassunto

Il gambero invasivo *Procambarus clarkii*, originario del nord America, è oggi il crostaceo decapode dulcacquicolo più diffuso nel mondo. Alcune caratteristiche biologiche, quali la sopravvivenza in acque asfittiche, l'alto tasso di fecondità, la spiccata resistenza alle malattie, l'alimentazione di tipo generalista e opportunistica, rendono questa specie particolarmente adatta all'acquacoltura. Tuttavia, queste stesse caratteristiche ne fanno anche una tra le 100 specie invasive più pericolose al mondo. Il gambero è, infatti, in grado di colonizzare ogni tipo d'ambiente acquatico dove è causa di una drastica riduzione della biodiversità. Inoltre, con la sua intensa attività di scavo, destabilizza gli argini causando elevati danni economici per il loro ripristino. La prima segnalazione in Toscana risale al 1994 nel Lago di Massaciuccoli, ma in meno di 10 anni la specie ha colonizzato la quasi totalità degli ambienti delle acque lentiche della regione. Il trappolaggio intensivo, metodo tradizionale per il controllo numerico delle popolazioni, è stato più volte utilizzato nel tentativo di mitigarne l'impatto, ottenendo, però, solo un successo parziale a fronte degli ingenti costi sostenuti. Nuove tecniche, ancora in fase di sperimentazione, quali l'uso di feromoni sessuali e di maschi sterili sembrano offrire risultati promettenti.

La loro possibilità di essere applicate per il controllo di popolazione su larga scala è, purtroppo, ancora limitata ed è quindi necessario investire ancora nella ricerca per calibrare attentamente tali tecniche all'ambiente oggetto di intervento.

* Comunicazione presentata al Convegno ETP maggio 2010: "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi".

La specie

Procambarus clarkii (Decapoda: Cambaridae, Girard 1852) (Figura 1) è un gambero di acqua dolce originario del Messico e degli Stati Uniti centro-meridionali, ma attualmente presenta una distribuzione mondiale: è presente, infatti, in tutti i continenti, tranne Australia e Antartide (Gherardi e Holdich, 1999; Gherardi, 2006). Causa di questa anomala diffusione sono le frequenti introduzioni e traslocazioni della specie condotte a partire dal 1950. In Italia, dove è anche chiamato “gambero rosso”, “gambero della Louisiana”, “gambero americano” o, con chiaro riferimento al suo comportamento aggressivo, “gambero killer”, è presente dal 1990 (Gherardi *et al.*, 1999a).

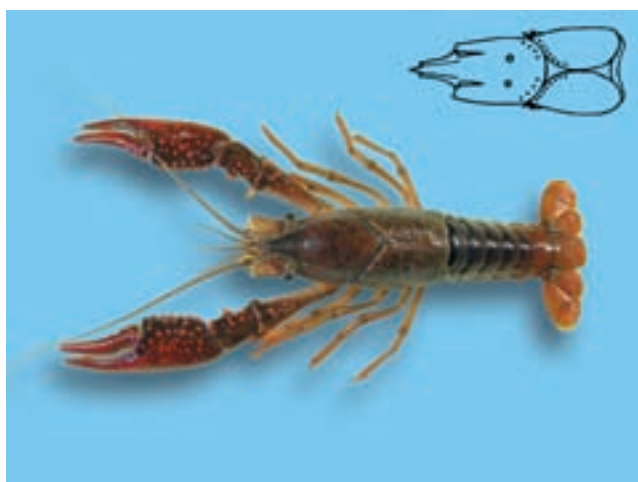


Fig. 1 - Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae, Girard 1852); foto di Manfred Pöckl.

Fig.1 - The invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae, Girard 1852); photo by Manfred Pöckl.

Questa specie si accresce molto rapidamente e può sopravvivere, in condizioni di laboratorio, oltre 4 anni (Huner, 2002). La maturità sessuale dipende dalle condizioni climatiche (in particolare dalla temperatura) ed è raggiunta ad una taglia che può variare da un minimo di 45 mm ad un massimo di 125 mm di lunghezza totale per entrambi i sessi (Huner, 2002). In Italia si riproduce tra giugno e ottobre (Gherardi *et al.*, 1999a), quando i corpi idrici in cui vive, per lo più di acque lentiche, possono essere soggetti ad elevate temperature o a disseccamento (Aquiloni *et al.*, 2005). Tuttavia, il ciclo biologico della specie è estremamente adattabile e deve perciò essere analizzato nelle varie popolazioni in stretta dipendenza con le condizioni ambientali. Generalmente a basse latitudini, la specie è più attiva all'abbassarsi della temperatura ed entra in uno stato di quiescenza durante i mesi caldi, mentre alle alte latitudini è inattiva nei mesi più freddi (Huner e Lindqvist, 1995). I maschi adulti possono manifestare due distinti morfotipi, denominati Forma I e II (Huner, 2002). Solo la Forma I, caratterizzata dalla presenza di

uncini copulatori e chele di grandi dimensioni, è sessualmente attiva. Il sistema riproduttivo è di tipo promiscuo, dato che entrambi i sessi si accoppiano con più partner nella stessa stagione riproduttiva. L'accoppiamento, inizialmente, consiste in reciproci tocchi delle chele simili a quelli che sono eseguiti durante le interazioni aggressive (Ameyaw-Akumfi e Hazlett, 1975). Dopo una serie di contatti, il maschio afferra saldamente la femmina e la capovolge per copulare (Ameyaw-Akumfi e Hazlett, 1975). Il maschio deposita la spermatofora in una piccola cavità posta nell'addome della femmina e delimitata da una struttura circolare (*annulus ventralis*) (Adiyodi, 1985). Tale vescicola si forma per invaginazione dell'esoscheletro e ad ogni muta viene persa. Alla copula non segue immediatamente la fecondazione delle uova, che avviene invece alla fine della stagione riproduttiva quando le uova, ormai mature, vengono estruse (Vogt, 2002). La fecondità aumenta con le dimensioni delle femmine (i.e. 50 uova sono prodotte da femmine di 40 mm e 600 da femmine di 120 mm; Nobblitt *et al.*, 1995). Durante la cova, le uova sono pulite e ossigenate dalla madre allo scopo di prevenire infezioni, soprattutto fungine (Levi *et al.*, 1999). Dopo la schiusa, la prole rimane attaccata ai pleopodi materni per diverse settimane (Huner, 2002). Per l'intera durata della cova e delle cure parentali, la madre interrompe completamente l'alimentazione e così evita di cannibalizzare la sua stessa prole (Figler *et al.*, 1997), fenomeno ricorrente negli adulti di questa specie. Rispetto alla generale tendenza alla dispersione (Barbaresi *et al.*, 2004), durante il periodo riproduttivo maschi di Forma I e femmine mostrano un comportamento territoriale (Figler *et al.*, 1997), rimanendo nella stessa tana per un lungo periodo in relazione alle caratteristiche dell'habitat occupato (fino a due mesi nelle aree mediterranee).

Le potenzialità invasive di questa specie sono dovute ad alcune sue caratteristiche biologiche ed ecologiche, quali il rapido accrescimento, l'alta fecondità, il politrofismo, l'elevata resistenza a condizioni ambientali estreme e a malattie (Gherardi, 2006). Altra caratteristica importante per la diffusione della specie in ambiente naturale è sicuramente la sua resistenza al disseccamento che gli consente di sopravvivere in acque asfittiche e in corsi d'acqua a regime temporaneo (Gherardi *et al.*, 2000) ma anche di spostarsi attivamente in ambiente sub-aereo per raggiungere nuovi ambienti idonei alla colonizzazione (Aquiloni *et al.*, 2005).

La distribuzione in Italia

La specie comparve per la prima volta in natura nel 1989, quando fu trovato nel fiume Banna, affluente del Po, in seguito alla fuga di alcuni esemplari da uno stabili-

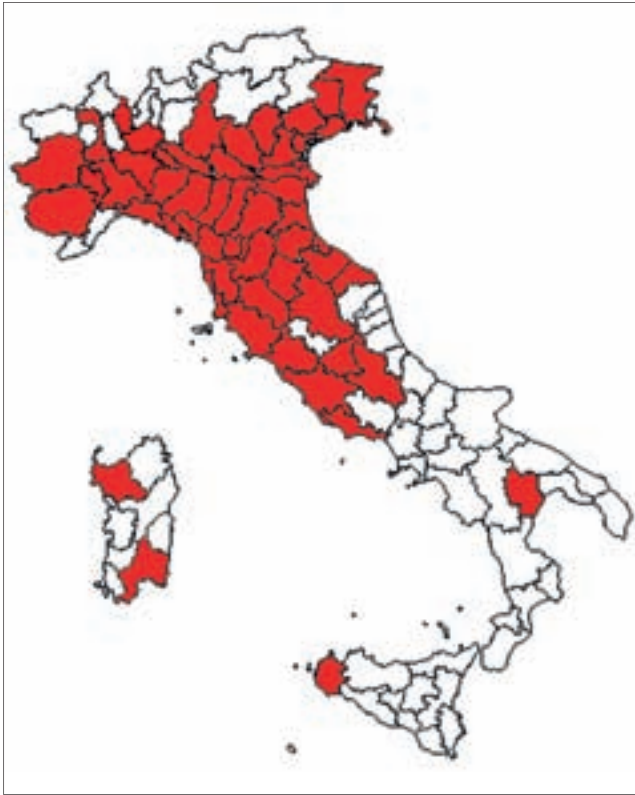


Fig. 2 - Distribuzione in Italia del gambero non indigeno *Procambarus clarkii*.

Fig. 2 - Distribution in Italy of the non-indigenous crayfish *Procambarus clarkii*.

mento di acquacoltura sperimentale (Delmastro, 1992). Da allora si è diffuso in quasi tutta la penisola con abbondanti popolazioni (Figura 2, Aquiloni *et al.*, 2010a). In Italia settentrionale, in particolare nella Pianura Padana, si sta rapidamente espandendo in ambienti diversificati, tra cui le risaie di Vercelli e di Pavia e i canali dei Consorzi di Bonifica. In espansione anche in Lombardia (Fea *et al.*, 2006) e in Veneto (P. Turin, com. pers.); presente nel Lago di Garda (I. Confortini, com. pers.) e, più recentemente, è comparso in Friuli Venezia Giulia (Moro, 2007). In Italia centrale, la specie è ampiamente diffusa nelle Marche, in Abruzzo, nel Lazio (Chiesa *et al.*, 2006), in Umbria (Dörr *et al.*, 2006) e in Toscana (Gherardi *et al.*, 1999a), dove è presente anche in molte aree umide interne di rilevante valore naturalistico (Gherardi *et al.*, 1997) tra cui il Padule di Fucecchio, il Lago Trasimeno e il Lago di Massaciuccoli. Le popolazioni dell'Italia Centrale derivano tutte da un nucleo di fondatori provenienti da un allevamento in prossimità del Lago di Massaciuccoli. In seguito all'alluvione del 1992, alcuni esemplari dell'allevamento fuoriuscirono dalle vasche di stoccaggio riuscendo ad insediarsi nel vicino lago (Gherardi *et al.*, 1999b) dove, solo dopo 3 anni, la popolazione raggiunse densità elevatissime. Nell'Italia meridionale e insulare, la presenza della specie è accertata in Basilicata (M. Visceglia, com. pers.), in Sicilia (provincia di Trapani; D'Angelo e Lo Valvo, 2003) e in Sardegna (provincia di

Sassari, S. Bertocchi e S. Brusconi, com. pers.; provincia di Cagliari, F. Orrù, com. pers.) ma è molto probabile che la sua diffusione sia maggiore ma non ancora rilevata a causa del basso numero di monitoraggi svolti.

Le cause di introduzione

L'introduzione di *Procambarus clarkii* in Italia, come nel resto d'Europa, è stata favorita soprattutto dalla sua facilità di allevamento rispetto alle specie indigene, dovuta a quelle stesse caratteristiche che la rendono una specie altamente invasiva, in particolare il comportamento alimentare generalista e opportunistico, l'elevata plasticità e prolificità, la tolleranza a condizioni ambientali estreme e a patogeni. Per questo motivo, quando alla fine del XIX secolo la fauna astacicola indigena risultò essere gravemente compromessa, l'introduzione di specie non-indigene sembrò rappresentare una possibile soluzione (Vinciguerra, 1899). Tra le specie introdotte vennero privilegiate quelle americane, prima tra tutte *P. clarkii*, in quanto erano specie particolarmente resistenti a quelle stesse malattie che affliggevano la fauna locale, in particolare la cosiddetta peste del gambero causata dall'oomicete *Aphanomyces astacii*. Attualmente, in Toscana non esistono allevamenti di gamberi alloctoni, ma alcune cooperative di pescatori che operano sul Lago Trasimeno e sul Lago di Massaciuccoli integrano la loro attività con la pesca al gambero. *P. clarkii* ha un prezzo di mercato che si aggira intorno a 8-15 euro/kg, ma subisce forti oscillazioni stagionali e annuali che non rendono questa pesca redditizia. Tra l'altro, la pesca al gambero viene spesso interrotta durante il periodo estivo a causa di pericolose fioriture algali (Simoni *et al.*, 2004) in concomitanza delle quali viene prodotta microcistina, una pericolosa tossina che si accumula nei tessuti del gambero e, se consumato, si trasferisce all'uomo. Tutti gli individui pescati devono quindi essere mantenuti in vasche di stabulazione per ridurre i livelli di tossine accumulate sotto la soglia di sicurezza, in accordo con quanto indicato dalla World Health Organization (WHO) (Tricarico *et al.*, 2008).

L'impatto

Da una recente indagine è stato stimato che, solo nella regione Lazio, l'impatto economico derivante dall'introduzione di gamberi alieni ammonta ad oltre 130.000 euro l'anno (Gherardi *et al.*, 2009b), che è comunque una stima prudente se si considera che tali costi sono riferiti quasi esclusivamente agli interventi di eradicazione e controllo e alle attività produttive, senza alcuna quantificazione dei danni a carico delle funzioni ecosistemiche. *Procambarus clarkii* è, infatti, in grado di alterare profondamente l'am-

biente invaso agendo a carico di macrofite, molluschi, insetti, anfibi e pesci (Gherardi, 2006), può modificare la rete trofica fino a determinare, per via diretta o indiretta, l'estinzione di specie, soprattutto anfibi (per esempio, il tritone *Taricha torosa* in California; Diamond, 1996). Le sue abitudini trofiche influenzano le comunità invase in termini di numero di specie e di biomassa (Nyström *et al.*, 1996; Gherardi e Acquistapace, 2007). Inoltre, la sua intensa attività di scavo, oltre a causare danni di tipo economico (Correia e Ferreira, 1995), aumenta la torbidità delle acque e provoca seri danni alla produttività primaria (Rodríguez *et al.*, 2003). *P. clarkii* è in grado di competere con i gamberi autoctoni per via diretta, risultando dominante nelle interazioni aggressive (Gherardi e Cioni, 2004), o per via indiretta, in quanto vettore di *Aphanomyces astaci* (Oomycetes: Saprolegniales), agente eziologico della peste del gambero (Diéguez-Urbeondo e Söderhäll, 1993). La peste fece la sua comparsa in Italia nel 1859 (Ninni, 1865), probabilmente a causa di gamberi infetti accidentalmente presenti in una partita importata dal Nord America. La peste sterminò le popolazioni di gamberi indigeni in Lombardia (Alderman, 1996) e rapidamente si diffuse in tutta Europa, causando l'estinzione di numerose popolazioni. Come noto, *A. astaci* presenta un'elevata capacità infettiva e può determinare la completa estinzione di una popolazione indigena in pochi giorni (Diéguez-Urbeondo, 2006). Uccide perforando la cuticola degli esemplari e penetrando nei loro tessuti attraverso una rapida crescita delle ife che le specie europee non riescono a bloccare. Diversamente, i gamberi americani, anche se

infetti, presentano una bassa mortalità sempre associata a particolari condizioni di stress e agiscono, quindi, come vettori per la diffusione della malattia. La bassa mortalità nei gamberi americani, co-evoluti con *A. astacii*, è imputabile alla loro capacità di reagire al patogeno immediatamente dopo l'infezione attraverso una rapida sintesi di melanina che si deposita nella zona infetta bloccando la crescita delle ife in aree circoscritte della cuticola (Figura 3). La pericolosità di *A. astacii* è legata anche al fatto che le sue spore possono essere trasportate da un corso d'acqua all'altro attraverso le attrezzature dei pescatori, oppure da uccelli e pesci. Questo potrebbe spiegare perché l'infezione può colpire anche popolazioni di gamberi autoctoni che non sono mai entrati in contatto diretto con le popolazioni infette (Diéguez-Urbeondo, 2005), come potrebbe essere recentemente accaduto in Molise (Cammà *et al.*, 2010). A conferma di quest'ipotesi, *A. astacii* è stato recentemente isolato dalla cuticola di esemplari, apparentemente sani, di *P. clarkii* provenienti da varie popolazioni italiane, dimostrando come il gambero americano rappresenti un vettore del fungo sul territorio nazionale (Aquiloni *et al.*, 2010b) potenzialmente pericoloso per le vicine popolazioni di gambero indigeno. Per quanto riguarda invece la salute umana, occorre ricordare che *P. clarkii* accumula nei suoi tessuti pericolose tossine algali e metalli pesanti che, come noto, possono avere attività cancerogena. Se vengono consumati individui provenienti da acque contaminate senza il rispetto degli opportuni protocolli di finissaggio, le tossine e i metalli pesanti possono essere trasferiti all'uomo (Gherardi, 2006; Tricarico *et al.*, 2008).

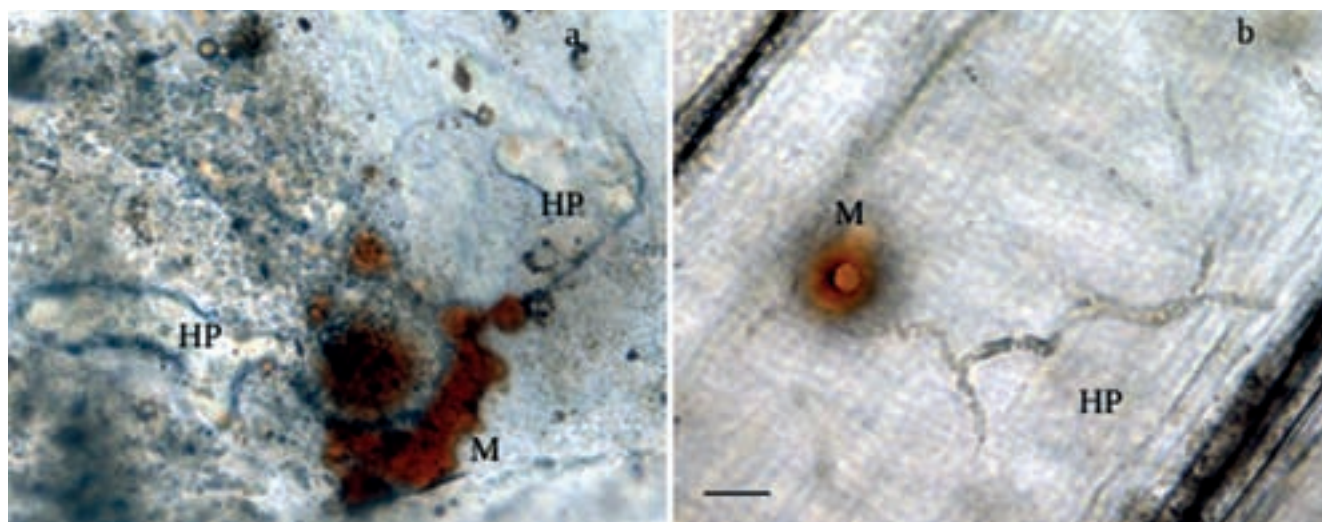


Fig. 3 - Immagine (100X) della spora di *Aphanomyces astaci* attaccata alla cuticola. (a) Nel gambero americano *Procamburus clarkii* (Lodi, Italy): la melanina (M) si deposita in grande quantità intorno all'area dove è presente la spora impedendo la crescita delle ife (HP) prodotte dalla ciste. (b) Nel gambero europeo *Austropotamobius pallipes* (Girone, Spain): la melanina (M) è depositata intorno alla spora ma in modo meno intenso e dalla spora è prodotta una rete di ife non melanizzate (HP) sotto la cuticola. Entrambi i campioni erano preservati in etanolo al 70%. Barra = 10 µm. Foto da Aquiloni *et al.* (2010b).

Fig. 3 - Montage of photomicrographs (100X) of *Aphanomyces astaci* spore cyst attached to the cuticle. (a) In *Procamburus clarkii* (Lodi, Italy): melanin (M) is strongly deposited at the site of landed spore affecting the growth of the hyphae (HP) produced from the cyst. (b) In European crayfish *Austropotamobius pallipes* (Girone, Spain): melanin (M) is deposited at the site of the landed spore. The spore has produced a net of non-melanized hyphae (HP) underneath the cuticle. Both samples were preserved in 70% of ethanol. Bar = 10 µm. Photos by Aquiloni *et al.* (2010b).

Tecniche per il controllo della popolazione

Seguendo le linee guida sviluppate a livello internazionale da Holdich *et al.* (1999), il metodo da adottare per il controllo di popolazioni invasive deve essere economico e deve presentare buone probabilità di successo, ma soprattutto non deve essere dannoso per l'ambiente e per la salute umana. Inoltre, come sostenuto da Bills e Marking (1988), l'adozione di un singolo metodo non è sufficiente; al contrario, risulta più vantaggioso lo sviluppo di un approccio multiplo, specifico per ogni singolo caso considerando ogni popolazione dannosa come un caso a sé, per il quale occorre studiare un insieme di tecniche da applicare in sinergia (Gherardi e Angiolini, 2007). Inoltre, al di là dei metodi scelti per il controllo, il fattore economico, inteso come sostenibilità degli interventi a lungo termine, può diventare un elemento decisivo in grado di influenzare il successo delle azioni intraprese (Fernald e Shepard, 1955).

I metodi più utilizzati per il controllo di gamberi invasivi sono di tipo meccanico (uso intensivo di trappole) o chimico (uso di biocidi). Ma i risultati ottenuti a fronte delle ingenti risorse investite sono decisamente insoddisfacenti e pertanto la ricerca sta puntando a individuare nuovi e più efficaci sistemi a basso impatto ambientale. Metodi biologici come i feromoni sessuali e la “*Sterile Male Release Technique*” (SMRT), da molti anni utilizzate con successo in campo entomologico, potrebbero dimostrarsi efficaci anche per la gestione di gamberi invasivi. Le due tecniche rispondono a tutti i requisiti sopra elencati e in più offrono il vantaggio di essere efficaci anche a basse densità di popolazione, contrariamente al tradizionale uso di trappole, la cui efficacia è densità-dipendente, ovvero bassa in piccole popolazioni tipiche delle fasi iniziali di colonizzazione.

1. I feromoni sessuali

L'efficacia dei feromoni sessuali è provata da numerosi esempi relativi al controllo di popolazioni di insetti nocivi all'agricoltura (Dahlsten, 1986; Howse *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000). È stato quindi ipotizzato che essi possano costituire uno strumento idoneo anche al controllo di gamberi invasivi. In uno studio preliminare, Stebbing *et al.* (2003) hanno utilizzato trappole a rilascio di feromoni sessuali per la cattura selettiva di un altro gambero invasivo nord-americano, *Pacifastacus leniusculus*, dimostrando la potenziale efficacia di questa tecnica in ambiente naturale. I feromoni sessuali sono sostanze chimiche specie-specifiche, utilizzate per attrarre individui del sesso opposto e favorirne l'accoppiamento durante il periodo riproduttivo. In virtù della loro capacità attrattiva, i feromoni sessuali potrebbero assicurare la cattura di individui anche a basse densità di

popolazione, diversamente da quanto accade con le esche tradizionalmente utilizzate fino ad oggi. Nei crostacei decapodi, i feromoni sessuali sono rilasciati attraverso le ghiandole antennali (Kamio *et al.*, 2002) o le ghiandole tegumentarie (Bushmann e Atema, 2000); i loro organi di recezione sono le prime antenne o antennule (Ameyaw-Akumfi e Hazlett, 1975; Dunham e Oh, 1992; Bamber e Naylor, 1997; Corotto *et al.*, 1999). Studi di laboratorio hanno evidenziato l'importanza della comunicazione chimica durante il periodo riproduttivo in diverse specie di gamberi dulcacquicoli (Bechler, 1995). Per quanto riguarda le conoscenze relative a *P. clarkii*, sappiamo che i feromoni sessuali svolgono un ruolo importante nella ricerca e nel riconoscimento del partner (Ameyaw-Akumfi e Hazlett, 1975) in modo diverso nei due sessi: mentre le femmine hanno bisogno della compresenza di stimoli chimici e visivi, il solo odore della femmina recettiva è in grado di scatenare nei maschi un comportamento di ricerca (Aquiloni e Gherardi, 2008a). Inoltre, il maschio è maggiormente attratto dall'odore di femmine di grandi dimensioni (Aquiloni e Gherardi, 2008b). Il possibile utilizzo in natura dei feromoni femminili per la cattura selettiva dei maschi riproduttivi è stato recentemente confermato: trappole armate con femmine sessualmente mature e di grandi dimensioni, anche se meno efficaci in termini di numero di catture rispetto ad esche tradizionali, hanno attratto quasi esclusivamente maschi sessualmente maturi (Figura 4; Aquiloni e Gherardi, 2010). L'indagine chimica del feromone femminile e la sua sintesi in laboratorio consentirebbero di evitare l'uso di animali vivi come sorgente di feromoni, aumentando quindi la capacità attrattiva dell'esca e rendendo il metodo applicabile su larga scala.

2. La “*Sterile Male Release Technique*” (SMRT)

Da quando Knipling (1955) propose di utilizzare la sterilizzazione per la gestione degli insetti nocivi, questo metodo è stato ripetutamente usato con successo (Curtis, 1985). Ha portato, per esempio, alla completa eliminazione della mosca *Cochliomyia hominivorax* dall'isola di Curaçao (Baumhover *et al.*, 1955), dalla Florida e dagli Stati Uniti sud-orientali (Knipling, 1960). La tecnica d'intervento utilizzata in natura è chiamata “*Sterile Male Release Technique*” (SMRT). Questa tecnica prevede il rilascio nell'ambiente di maschi sterili, ma sessualmente attivi e in grado di competere con i maschi fertili per l'accesso alle femmine. Dato che una femmina che si accoppia con un maschio sterile deporrà uova destinate a degenerare, il successo riproduttivo di una popolazione sarà tanto più ridotto quanto maggiore sarà la percentuale di maschi sterili introdotti e il grado di sterilità raggiunto dagli stessi. A differenza di tutti gli altri metodi d'intervento (meccanico, biologico, chimico), la SMRT non necessita di un'assidua

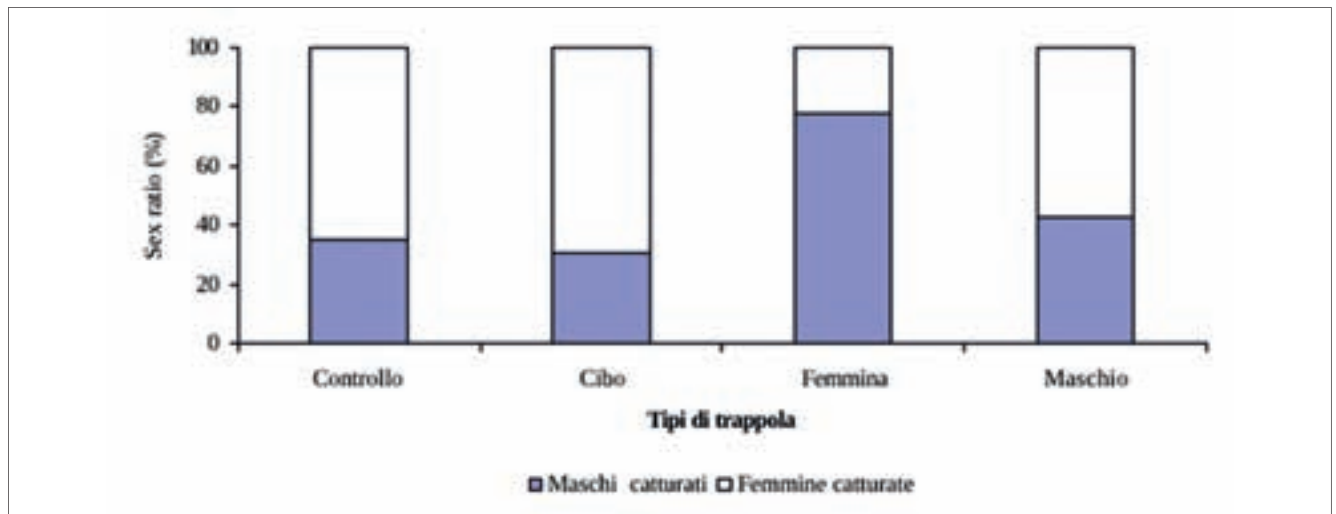


Fig. 4 - Sex-ratio dei gamberi catturati con quattro diversi tipi di trappola: Controllo (trappola senza esca), Cibo (trappola con esca trofica), Femmina (trappola con femmina sessualmente attiva), Maschio (trappola con maschio sessualmente attivo). Nella nassa con femmina si catturano un numero significativamente maggiore di maschi rispetto alle altre.

Fig. 4 - Sex-ratio of the crayfish captured by each of the four types of trap: Control (empty traps), Food (trophic baits), Female (traps with a live sexually receptive female), Male (traps with a live sexually receptive male). Trap baited with a female caught a significantly higher number of males than the other types of trap.

(e costosa) attività sul territorio, che appare esclusivamente limitata a una eventuale ripetizione del trattamento con frequenza, al massimo, annuale. L'onere, nel caso d'impiego della SMRT, è quindi sostanzialmente rappresentato dal costo delle operazioni di sterilizzazione dei maschi, e la SMRT potrebbe costituire, dal punto di vista economico, il metodo meno impegnativo in assoluto, qualora si mettessero a punto delle tecniche di sterilizzazione poco costose. La SMRT è stata di recente adottata dall'USGS (U. S. Geological Survey) e dall'USFWS (U. S. Fish and Wildlife Service) per il contenimento e l'eradicazione della lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) nei Grandi Laghi americani, rivelandosi un eccellente strumento di contenimento, in grado di abbattere il potenziale riproduttivo delle popolazioni di *Petromyzon* anche dell'83% (Twohey *et al.*, 2003; Bergstedt e Twohey, 2005).

Per la sterilizzazione possono essere impiegate sostanze chimiche o radiazioni ionizzanti. Tra le sostanze chimiche, il bisazir (ammide P,P-bis(1-aziridinil)-N-metilfosfino-tioico) è stato utilizzato con successo nei maschi delle lamprede di mare attraverso un'iniezione intraperitoneale (Ciereszko *et al.*, 2004). In realtà, il trattamento con tali sostanze può essere fonte di inquinamento ambientale (Bergstedt e Twohey, 2005) e costituire un grave pericolo per la salute umana. Le radiazioni ionizzanti non presentano invece controindicazioni e per questa ragione sembrano più indicate per intraprendere una sperimentazione finalizzata al controllo di popolazioni invasive. Le radiazioni ionizzanti sono usate con successo in entomologia fin dai primi anni '60 per: 1) disinfestazione (Hallman, 2000), 2) ricerca (Draz, 1991; Hoch e Schopf, 2001) e 3) controllo di organismi infestanti (Knipling,

1979; Hendrichs, 2000; Tan, 2000; Vreysen, 2001) o supporto a programmi di controllo biologico (Greany e Carpenter, 1999). Le principali sorgenti di radiazioni ionizzanti sono il ^{60}Co (raggi gamma di 1.17 e 1.33 MeV), il ^{137}Cs (raggi gamma di 0.66 MeV) (Manion *et al.*, 1988); si possono inoltre utilizzare elettroni o raggi X (entrambi generati da acceleratori con energia <10 MeV), (IAEA, 2001; CAC, 2003).

Nonostante la SMRT possa essere potenzialmente applicata anche per il controllo di decapodi invasivi, gli studi che hanno cercato di esplorare questa possibilità sono assai limitati. Tra gli altri, Rees (1962) ha mostrato che le femmine di *Palaemonetes pugio*, esposte a 9.75 Gy, non producevano uova; Lee (2000) ha scoperto che giovani di *Macrobrachium rosenbergii* raggiungono la sterilità se soggetti a un'esposizione tra 10 e 15 Gy, mentre Sellars e Preston (2005) hanno dimostrato che il trattamento con raggi X incideva sulla fertilità dei maschi di *Penaeus japonicus*.

Per quanto riguarda *P. clarkii*, sappiamo che una dose di 20 Gy produce maschi sterili al 43% con danni permanenti a carico delle gonadi (Figura 5; Aquiloni *et al.*, 2009) ma, come auspicabile, ancora sessualmente attivi e in grado di competere per l'accesso alle femmine. Attualmente sono in corso esperimenti che ci informeranno sull'efficacia della sterilità raggiunta nella gestione di popolazioni naturali. In alcuni canali del Consorzio di Bonifica dell'Emilia centrale nell'ambito di un progetto, volto allo sviluppo di metodi per il controllo del gambero invasivo, sono stati rilasciati maschi sterili ma in grado di interferire con i selvatici per l'accesso alle femmine. L'ipotesi è che il rilascio di un adeguato numero di maschi sterili che tenga conto

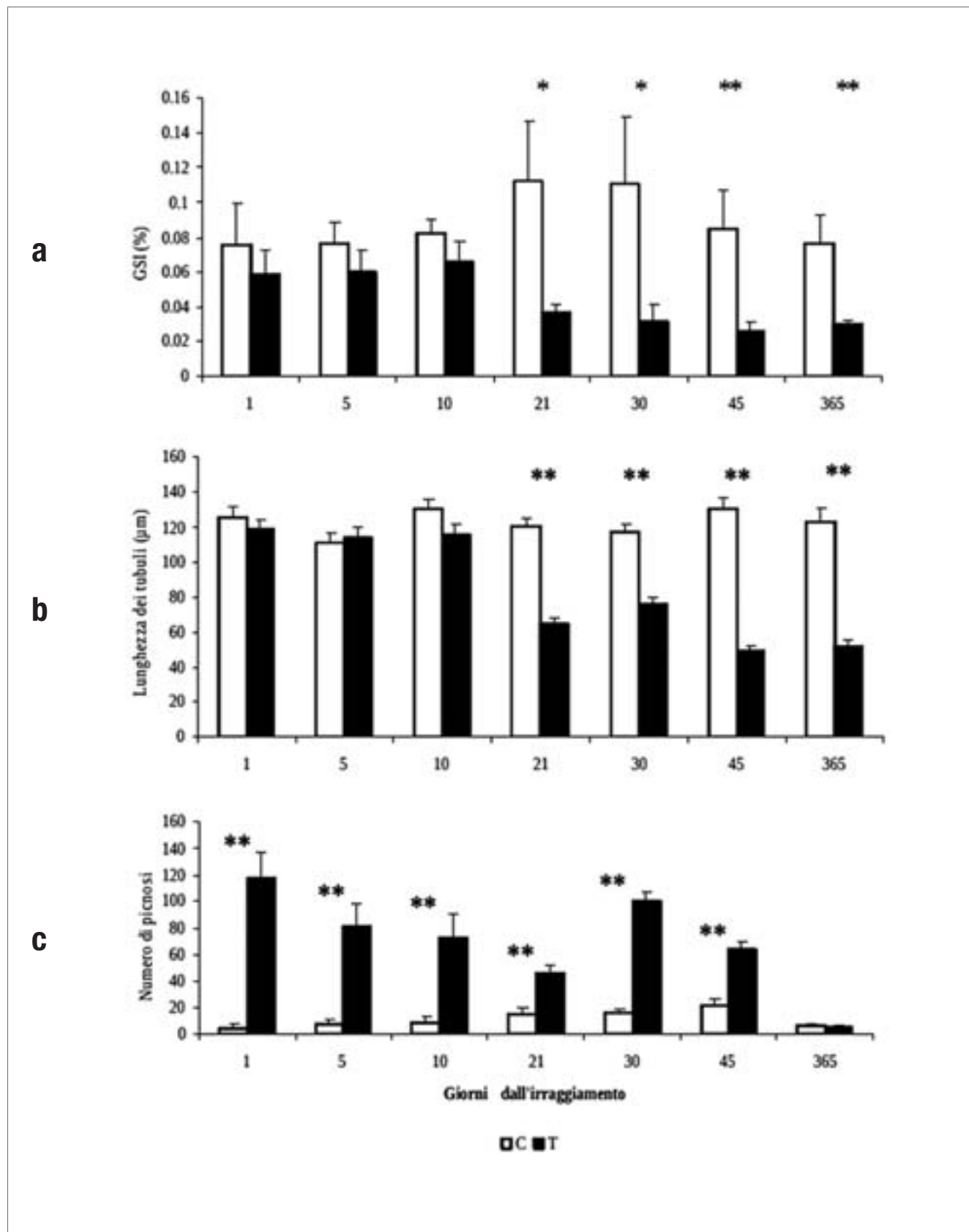


Fig. 5 - Indice Gonadosomatico (GSI) (a), lunghezza massima dei tubuli seminiferi (b) e numero di picnosi (c) tra C (maschi di controllo) e T (maschi irradiati) a vari giorni dal trattamento. La dimensione del campione era 21 in (a), 25 in (b) e 10 in (c) per i maschi C e T. Uno o due asterischi denotano differenze significative, rispettivamente a $P < 0.05$ e $P < 0.001$, dopo test di Student a una coda.

Fig. 5 - Gonadosomatic index (GSI) (a), maximum length of seminiferous tubules (b) and number of pyknotic cells (c) between C (control) and T (irradiated) males after days from the treatment. Sample sizes were 21 in (a), 25 in (b) and 10 in (c) for both C and T males. One or two asterisks denote significant differences, respectively at $P < 0.05$ and $P < 0.001$, after one-tailed Student's *t*-tests.

della dimensione della popolazione e del comportamento sessuale promiscuo della specie dovrebbe ridurre significativamente il numero di giovani nella stagione successiva.

Conclusioni

L'esperienza maturata in Toscana evidenzia che, ad oggi, non esistono metodi consolidati per un efficace controllo del gambero invasivo ed è quindi ancora necessario svolgere ricerche in questo campo. Il nostro gruppo di ricerca dell'Università degli Studi di Firenze sta mettendo a punto nuovi sistemi basati sulla biologia della specie e a basso impatto ambientale che potrebbero essere utilizzati in un prossimo futuro. In ogni caso, è sempre preferibile adottare un approccio multiplo al controllo delle popolazioni invasive applicando più metodi in grado di colpire target diversi nella stessa popolazione (uova, giovani, maschi e femmine). Occorre sempre considerare che ogni azione intrapresa ha un effetto visibile solo a lungo termine e pertanto gli interventi da adottare devono necessariamente essere sostenibili nel tempo in termini di risorse economiche e umane. Un costante e costruttivo scambio di esperienze tra gestione e ricerca scientifica permetterà di individuare e applicare le tecniche migliori in relazione alla situazione contingente. Altro importante aspetto da tenere in considerazione è l'implementazione del quadro normativo relativo alle specie non indigene che svolge un ruolo chiave sia per la corretta gestione del problema sia per la prevenzione nelle aree non ancora interessate. Infine, particolare attenzione dovrà essere rivolta ad informare, educare e sensibilizzare i non addetti ai lavori, in quanto il successo delle iniziative intraprese potrà essere assicurato solo dal sostegno costante del largo pubblico.

Bibliografia

- ADIYODI R.G., 1985. Reproduction and its control. In: The Biology of Crustacea. D.E. Bliss & L.H. Mantel (eds). FL: Academic Press. Orlando: 147-215.
- ALDERMAN D.J., 1996. Extension géographique des maladies bactériennes et fongiques des crustacés. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties* 15: 603-632.
- AMEYAW-AKUMFI C.E., HAZLETT B.A., 1975. Sex recognition in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Science*, 190: 1225-1226.
- AQUILONI L., ILHEU M., GHERARDI F., 2005. Habitat use and dispersal of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in ephemeral water bodies in Portugal. *Marine Freshwater Behaviour and Physiology*, 38: 225-236.
- AQUILONI L., GHERARDI F., 2008a. Assessing mate size in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*: effects of visual versus chemical stimuli. *Freshwater Biology*, 53: 461-469.
- AQUILONI L., GHERARDI F., 2008b. Mutual mate choice in crayfish: large body size is selected by both sexes, virginity by males only. *Journal of Zoology, London*, 274: 171-179.
- AQUILONI L., BECCIOLINI A., TRUNFIO C., BERTI R., GHERARDI F., 2009. Managing invasive crayfish: use of X-ray sterilization of males. *Freshwater Biology*, 54: 1510-1519.
- AQUILONI L., GHERARDI F., 2010. The use of sex pheromones for the control of invasive populations of the crayfish *Procambarus clarkii*: a field study. *Hydrobiologia*, 649: 249-254.
- AQUILONI L., TRICARICO E., GHERARDI F., 2010a. Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research*, 2: 1-14.
- AQUILONI L., MARTÍN M.P., GHERARDI F. & DIÉGUEZ-URIBEONDO J., 2010b. The North American crayfish *Procambarus clarkii* is the carrier of the oomycete *Aphanomyces astaci* in Italy. *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-010-9828-2.
- BAMBER S.D., NAYLOR E., 1997. Sites of release of putative sex pheromone and sexual behaviour in female *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 195-202.
- BARBARESI S., TRICARICO E., SANTINI G., GHERARDI F., 2004. Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *Journal of Natural History* 38: 2821-2832.
- BAUMHOVER A.H., GRAHAM A.J., BITTER B.A., HOPKINS D.E., NEW W.D., DUDLEY F.H., BRUSHLAND R.C., 1955. Screw-worm control through the release of sterilised flies. *Journal of Economic Entomology*, 48: 462-466.
- BECHLER D.L., 1995. A review and prospectus of sexual and interspecific pheromonal communication in crayfish. *Freshwater Crayfish*, 8: 657-667.
- BERGSTEDT R.A., TWOHEY M.B., 2005. The sterile male release technique in Great Lakes sea lamprey management. Great Lakes Fishery Commission Research Theme, Tech. Rep. 23.08.2005, 55 pp.
- BILLS T.D., MARKING L., 1988. Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *Prog. Fish-Culturist*. 50: 103-106.

- BUSHMANN P.J., ATEMA J., 2000. Chemically mediated mate location and evaluation in the lobster, *Homarus americanus*. *Journal of Chemical Ecology* 26: 883-899.
- CAC, 2003. Recommended international code of practice for the radiation processing of foods. CAC/RCP 19-1979, Rev. 2-2003. Codex Alimentarius Commission, FAO, Roma, Italy: 6.
- CAMMÀ C., FERRI N., ZEZZA D., MARCACCIO M., PAOLINI A., RICCIUTI L., LELLI R., 2010. Confirmation of crayfish plague in Italy: detection of *Aphanomyces astaci* in white clawed crayfish. *Diseases of Aquatic Organisms* 89: 265-268.
- CHIESA S., SCALICI M., GIBERTINI G., 2006. Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 883-902.
- CIERESZKO A., BABIAK I., DABROWSKI K., 2004. Efficacy of animal anti-fertility compounds against sea lamprey (*Petromyzon marinus*) spermatozoa. *Theriogenology*, 61: 1039-1050.
- COROTTO F.S., BONENBERGER D.M., BOUNKEO J.M., DUKAS C.C., 1999. Antennule ablation, sex discrimination, and mating behavior in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Crustacean Biology*, 19: 708-712.
- CORREIA A.M., FERREIRA O., 1995. Burrowing behaviour in the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae). *Crustacean Biology*, 15: 248-257.
- CURTIS C.F., 1985. Genetic control of insect pests: growth industry or lead balloon? *Biological Journal of the Linnean Society*, 26: 359-374.
- D'ANGELO S., LO VALVO M., 2003. On the presence of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Sicily. *Naturalista Siciliano*, 27: 325-327.
- DAHLSTEN D.L., 1986. Control of invaders. In *Ecological Studies*. Vol. 58. *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. H.A. Mooney & J.A. Drake (eds). Springer-Verlag, NY-Berlin: 275-302.
- DELMASTRO G.B., 1992. Il gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque), un nuovo Decapode neartico nelle acque dolci del Nord Italia (Crustacea Decapoda Cambaridae). *Natura Bresciana*, 27: 171-174.
- DIAMOND J.M., 1996. A-bomb against amphibians. *Nature*, 383: 386-387.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., SÖDERHÄLL K., 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24: 761-765.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., 2005. Dispersion of the *Aphanomyces astaci*-carrier *Pacifastacus leniusculus* by humans represents the main cause of disappearance of the indigenous crayfish of Navarra. *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 1-10.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., 2006. Pathogens, parasites and ectocommensals. In *Atlas of Crayfish in Europe*. C. Souty-Grosset, D.M. Holdich, P.Y. Noël, J.D. Reynolds, P. Haffner (eds). Muséum national d'Histoire naturelle, Paris: 131-149.
- DÖRR A.J.M., LA PORTA G., PEDICILLO G., LORENZONI M., 2006. Biology of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Lake Trasimeno. *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 1155-1168.
- DRAZ K.A.A., 1991. Sperm precedence for females mated with irradiated and normal males of caribbean fruit fly, *Anastrepha suspensa* (Loew.). *Isotope Rad. Res.*, 21: 147-152.
- DUNHAM D.W., OH J.W., 1992. Chemical sex discrimination in the crayfish *Procambarus clarkii*: role of antennules. *Journal of Chemical Ecology*, 18: 2363-2372.
- FEA G., NARDI P.A., GHIA D., SPAIRANI M., MANENTI R., ROSSI S., MORONI M., BERNINI F., 2006. Dati preliminari sulla distribuzione in Lombardia dei gamberi d'acqua dolce autoctoni e alloctoni. *Atti Società Italiana di Scienze Naturali -Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, 147: 201-210.
- FERNALD H.T., SHEPARD H.H., 1955. *Applied Entomology. An Introductory Textbook of Insects in their relations to Man*. McGraw-Hill, London: IX + 385.
- FIGLER M.H., BLANK G.S., PEEKE H.V.S., 1997. Maternal aggression and post-hatch care in red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard): the influences of presence of offspring, fostering and maternal molting. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 30: 173-194.
- GHERARDI F., BARBARESI S., RADDI A., SALVI G., 1997. Primo rapporto tecnico per il progetto "Distribuzione, diffusione ed impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procambarus clarkii*", finanziato dalla Regione Toscana: 80.
- GHERARDI F., HOLDICH D.M., 1999. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? Balkema A.A., Rotterdam, The Netherlands: XI + 299.
- GHERARDI F., RADDI A., BARBARESI S., SALVI G., 1999a. Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. In: *The biodiversity crisis and Crustacea*. von C.J. Vaupel Klein & F.R. Schram (eds). A.A. Balkema, Rotterdam: 99-108.
- GHERARDI F., BALDACCINI G.N., BARBARESI S., ERCOLINI P., DE LUISE G., MAZZONI D., MORI M., 1999b. The situation in Italy. In: *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* F. Gherardi & D.M. Holdich (eds). A.A. Balkema, Rotterdam: 107-128.
- GHERARDI F., BARBARESI S., SALVI G., 2000. Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Science*, 62: 179-193.
- GHERARDI F., CIONI A., 2004. Agonism and interference competition in freshwater decapods. *Behaviour*, 141: 1297-1324.
- GHERARDI F., 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Invited review paper. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39: 175-191.
- GHERARDI F., ACQUISTAPACE P., 2007. Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshwater Biology*, 52: 1249-1259.
- GHERARDI F., ANGIOLINI C., 2007. Eradication and control of invasive species. In *Biodiversity conservation and habitat management*. Volume 2. F. Gherardi, C. Corti & M. Gulatieri (eds). Encyclopedia of Life Support

- Systems, Eolss Publishers/ UNESCO, Oxford, U.K. Edition 2007: 274-302.
- GHERARDI F., AQUILONI L., BERTOCCHI S., BRUSCONI S., SCALICI M., TRICARICO E., 2009. I gamberi alloctoni della regione Lazio: distribuzione, impatti, costi, rischi e gestione. Rapporto tecnico finale del progetto: Atlante Specie Alloctone del Lazio (PASAL). Agenzia Regionale Parchi, Regione Lazio, 136 pp.
- GREANY P., CARPENTER J.E., 1999. Use of nuclear techniques in biological control of insect and weeds. Nuclear News, February: 32-34.
- HALLMAN G.J., 2000. Expanding radiation quarantine treatments beyond fruit flies. Agricultural and Forest Entomology, 2: 85-95.
- HENDRICH J., 2000. Use of the sterile insect technique against key insect pest. Sustainable Dev. Int., 2: 75-79.
- HOCH G., SCHOPF A., 2001. Effects of *Glyptapanteles liparidis* (Hym. Braconidae) parasitism, polydnavirus, and venom on development of microsporidia-infected and uninfected *Lymantria dispar* (Lep. Lymantriidae) larvae. Journal of Invertebrate Pathology, 77: 37-43.
- HOLDICH D.M., GYDEMO R., ROGERS W.D., 1999. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. In Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? F. Gherardi & D.M. Holdich (eds). A.A. Balkema, Rotterdam, 245-270.
- HOWSE P., STEVENS I., JONES O., 1998. Insect pheromones and their use in pest management. Chapman & Hall, London: 369 pp.
- HUNER J.V., LINDQVIST O.V., 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural enterprises. American Zoologist, 35: 12-19.
- HUNER J.V., 2002. *Procambarus*. In: Biology of freshwater crayfish. D.M. Holdich (ed). Blackwell, Oxford: 541-584.
- KAMIO M., MATSUNAGA S., FUSEYANI N., 2002. Copulation pheromone in the crab *Telmessus cheiragonus* (Brachyura: Decapoda). Marine Ecology Progress Series, 234: 183-190.
- KNIPLING E.F., 1955. Possibilities of insect control or eradication through the use of sexually sterile males. Journal of Economic Entomology, 48: 459-462.
- KNIPLING E.F., 1960. Eradication of screw-worm fly. Scientific American, 203: 54-61.
- KNIPLING E.F., 1979. The basic principles of insect population suppression and management. Agriculture Handbook, 512 Washington, USA, 659 pp.
- IAEA, 2001. Insect and Pest Control Newsletter 57, Join FAO/ IAEA Division, Vienna.
- LEE N., 2000. Effects of cobalt-60 gamma irradiation on the Malaysian prawn *Macrobrachium rosenbergii*. PhD Dissertation, Louisiana State University, USA: 248.
- LEVI T., BARKI A., CULATA G., KARPLUS I., 1999. Mother-offspring relationships in the red-claw crayfish *Cherax quadricarinatus*. Journal of Crustacean Biology, 19: 477-484.
- MANION P.J., HANSON L.H., FODALE M.F., 1988. Sterilizing effect of the Cesium-137 irradiation on male sea lampreys released in the Big Garlic River, Michigan. Great Lakes Fishery Commission Tech. Rep., 53: 1-7.
- MORO G.A., 2007. Il gambero della Louisiana avanza in Friuli Venezia Giulia. Pesca e Ambiente. Notiziario d'informazione dell'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia. Dicembre 2007: 7.
- MYERS J.H., SIMBERLOFF D., ARMAND M.K., CAREY J.R., 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. Reviews, 15: 316-320.
- NINNI A.P., 1865. Sulla mortalità dei gamberi (*Astacus fluviatilis*, L) nel Veneto e più particolarmente nella provincia trevigiana. Arti Ist Veneto Sci, Let Arti, 10: 5-12.
- NOBBLITT S.B., PAYNE J.F., DELONG M., 1995. A comparative study of selected physical aspects of the eggs of the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and *P. zonangulus* (Hobbs and Hobbs, 1990) (Decapoda, Cambaridae). Crustaceana, 68: 575-582.
- NYSTRÖM P., BRÖNMARK C., GRANÉLI W., 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? Freshwater Biology, 36: 631-646.
- REES G.H., 1962. Effects of gamma radiation on two decapod crustaceans, *Palaemonetes pugio* and *Uca pugnax*. Chesapeake Science, 3: 29-34.
- RODRÍGUEZ C.L., BÉCARES E., FERNÁNDEZ-ALÁEZ M., 2003. Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). Hydrobiologia, 506-509: 421-426.
- SELLARS M.J., PRESTON N.P., 2005. Sexual sterilisation of harvest-size *Penaeus japonicus* (Bate) using ionising irradiation. Aquaculture Research, 36: 1144-1147.
- SIMONI F., DI PAOLO C., MANCINO A., SIMONI F., FALASCHI A., 2004. Microcystin concentrations in water and ichthyofauna of Massaciuccoli Wetlands (Tuscany). Harmful Alga News 25: 4-6.
- STEBBING P.D., WATSON G.J., BENTLEY M.G., FRASER D., JENNINGS R., RUSHTON S.P., SIBLEY P.J., 2003. Reducing the threat: the potential use of pheromones to control invasive signal crayfish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 370-371: 219-224.
- TAN K.H., 2000. Area-wide control of fruit flies and other insect pests. Panerbit Universiti Sains Malaysia, Pulau Pinang, Malaysia: XXXIV + 72.
- TRICARICO E., BERTOCCHI S., BRUSCONI S., CASALONE E., GHERARDI F., GIORGI G., MASTROMEI G., PARISI G., 2008. Depuration of microcystin-LR from the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* with assessment of food quality. Aquaculture 285: 90-95.
- TWOHEY M.B., HEINRICH J.W., SEELYE J.G., FREDRICKS K.T., BERGSTEDT R.A., KAYE C.A., SCHOLEFIELD R.J., McDONALD R.B., CHRISTIE G.C., 2003. The sterile-male-release technique in Great Lakes sea lamprey management. Journal of Great Lakes Research 29: 410-423.
- VINCIGUERRA D., 1899. I gamberi d'acqua dolce in Italia. Annali di Agricoltura 219: 1-25.
- VOGT G., 2002. Functional anatomy. In Biology of Freshwater Crayfish. D.M. Holdich (ed). Blackwell Science, Cambridge: 53-151.
- VREYSEN M.J.B., 2001. Principles of area-wide integrated tsetse fly control using the sterile insect technique. Medicine Tropicale 61: 397-411.

Fauna alloctona vs fauna autoctona nelle acque dolci della Basilicata.

Alien vs native species into freshwaters of Basilicata.

GAETANO CARICATO

MARIA CANITANO

MAURO MONTEMURRO

ARPA Basilicata, Ufficio Risorse Idriche - A.P.V.,

Via dell'Industria snc 75100 - Matera, Italia

Key words

Native Species, alien species, Dir. 2000/60/CE, regional ichthyic chart (RIC)

Parole chiave

Specie autoctone, specie alloctone, Direttiva 2000/60/CE, carta ittica regionale

Summary

Basilicata region fishing map (Caricato *et al.*, 2004a) describes fish communities composition in such a short time (1997-2003). Since then until today a revision of this document has never been made. Moreover the present work represents a revised check list for freshwater fish of Basilicata together with the recent literature data and our original research Caricato *et al.* (2004b). Regional distribution and risk factors are also reported for each species.

The results of this study confirm the great menace to the native ichthyofauna caused by the alien Vs native species into the rivers of Basilicata. The results are worrying because they show that most of the typical species are decreasing, as substituted by alloctonous fishes and croustacean.

Riassunto

La Carta Ittica della Regione Basilicata (Caricato *et al.*, 2004a) descrive la composizione delle comunità ittiche sulla base dei campionamenti effettuati fra il 1997 ed il 2003. Da allora non è stata mai effettuata una revisione del documento. L'intento del presente articolo è quindi una revisione della lista delle specie ittiche d'acqua dolce riportata da Caricato *et al.* (2004b), aggiornandola ed integrandola con gli studi recenti.

Il quadro emerso è allarmante e conferma la grande minaccia delle specie ittiche aliene su quelle autoctone, minaccia aggravata dall'alterazione degli habitat e dall'invasione di voraci crostacei che rischiano di compromettere ulteriormente la già fragile situazione dei popolamenti ittici autoctoni lucani.

Introduzione

Le alterazioni degli habitat sono una delle principali cause di minaccia per i pesci d'acqua dolce di fiumi e laghi italiani ed hanno contribuito, almeno in parte, all'estinzione di specie autoctone conseguentemente alla loro avvenuta acclimatazione.

Certo la scomparsa di taxa autoctoni è anche addebitabile alla cattiva gestione dei ripopolamenti ittici, alla realizzazione di dighe e traverse spesso sprovviste di passaggi per pesci, nonché al peggioramento della qualità delle acque conseguentemente a continui prelievi ed alla realizzazione di impianti di depurazione spesso insufficienti a garantire la sopravvivenza della vita acquatica (De Vincenzo e Caricato, 2006; Trulli *et al.*, 2007).

A questa grave situazione la Comunità Europea ha risposto emanando la Direttiva 2000/60/CE che, tra l'altro, pone i pesci quali essenziali elementi biologici in grado di contribuire alla valutazione della qualità ecologica delle acque superficiali. L'Italia, seppure con qualche anno di ritardo, ha fatto proprie le indicazioni europee attraverso il D. Lgs. 152/06 e conseguentemente il D.M. 260/2010, che dettano i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali indicando come elementi biologici per la classificazione dello stato ecologico: la flora acquatica, le diatomee bentoniche, il fitoplancton, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica.

Ai fini delle modalità per la classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici il D.M. 260/2010 riporta l'Indice dello Stato Ecologico della Fauna Ittica (ISECI) (Zerunian *et al.*, 2009) per la definizione dell'Elemento di Qualità Biologica della *fauna ittica* (EQBfi).

Fondamentale per l'applicazione dell'ISECI è la conoscenza del territorio e del popolamento ittico.

Analizzando il testo del Decreto però si osserva che non tutte le comunità ittiche "attese" per la Regione Italico Peninsulare risultano essere presenti nella Carta Ittica della Regione Basilicata (Caricato *et al.*, 2004a).

Il motivo di questa apparente lacuna proveremo a descriverlo in questo articolo riservandoci in futuro di approfondire meglio l'argomento, risulta tuttavia evidente che vi è nelle acque interne lucane una minaccia della fauna alloctona vs la fauna autoctona.

Materiali e metodi

Le ricerche che vengono svolte in Italia riguardano soprattutto le regioni del centro e del nord Italia e poca attenzione è posta al meridione ed in particolare a quei corsi d'acqua che sfociano nei mari Jonio ed Adriatico.

Per colmare, almeno in parte, questa lacuna abbiamo sintetizzato i risultati degli studi effettuati negli ultimi

trenta anni in Basilicata in modo da redigere una lista delle specie ittiche e dei crostacei potenzialmente presenti in territorio lucano.

Punto di partenza è stato il Piano Ittico Regionale (Caricato *et al.*, 2004b) che riporta l'elenco della fauna ittica presente in Basilicata e prende in considerazione i dati di Caricato *et al.* (2004a) riguardanti nove bacini idrografici (Agri, Basento, Bradano, Cavone, Mercure-Lao, Noce, Ofanto, Sele-Marmo-Platano e Sinni) molti dei quali hanno carattere interregionale.

Recenti lavori scientifici hanno portato nuove conoscenze sull'attuale popolamento ittico regionale arricchendo il numero di specie presenti.

È stato pertanto aggiornato l'elenco dell'ittiofauna lucana pubblicato da Caricato *et al.* (2004a) ed è stato redatto per la prima volta l'elenco dei crostacei presenti in Basilicata poiché ce ne sono alcuni, di origine alloctona, che rappresentano una seria minaccia per i vertebrati acquatici.

Risultati e discussione

Dopo aver analizzato attentamente la bibliografia in nostro possesso (Bianco, 1980, 1987; 1995; Caricato *et al.*, 1999, Caricato *et al.*, 2004a; Caricato e Langella, 2006; Cataudella *et al.*, 1977; Crivelli e Dupont, 1987; Crivelli 1996; 2006; Forneris *et al.*, 1990; Maldini *et al.*, 2006; Piccinini *et al.*, 2010; Sommani, 1948; Tortonese 1970; 1975; Zerunian, 2002; 2007; Zerunian *et al.*, 2009) abbiamo stilato una lista delle specie ittiche la cui presenza è stata segnalata nel corso del tempo in Basilicata. Si tratta di un lavoro che mira a chiarire quali siano le specie autoctone lucane.

La tabella 1 riporta la lista dei vertebrati acquatici che popolano o hanno popolato i corsi d'acqua lucani dalle sorgenti alla foce.

In totale nella lista sono stati inseriti 38 taxa in quanto in tabella vengono considerati distintamente il ceppo atlantico e mediterraneo di *Salmo (trutta) trutta*, una specie di Ciclostomi e 37 specie di Osteitti. La famiglia maggiormente rappresentata è quella dei Ciprinidi con 13 specie, che rappresenta il 34% del totale, seguono i Salmonidi con l'8%. Il dato dei Salmonidi richiede una riflessione poiché, stando a quanto riportato nell'Indice dello Stato Ecologico della Fauna Ittica (ISECI) (Zerunian *et al.*, 2009), la Zona a Salmonidi prevista per la Regione Italico-Peninsulare considera solo i fiumi lucani del versante tirrenico (fiume Noce, affluenti del Sele e del Lao) escludendo del tutto quelli del versante jonico (Agri, Sinni, Cavone, Bradano e Basento) e adriatico (Ofanto). Questo dato a nostro parere andrebbe rivisto, sia perché si tratta di acque definite a Salmonidi e sia perché molti

FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	CLASSIFICATORE	NOME COMUNE	Continente - Endemismi italiani (e sub endemismi)	STATUS DELLA SPECIE IN BASILICATA
PETROMYZONTIDAE	<i>Petromyzon marinus</i>	Linnaeus, 1758	Lampreda di mare ^	Europa	Autoctona
SALMONIDAE	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	Linnaeus, 1758	Trota Fario ceppo atlantico **	Europa	Alloctona
	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	Linnaeus, 1758	Trota Fario ceppo mediterraneo	Europa	Autoctona
	<i>Salmo (trutta) macrostigma</i>	Duméril, 1858	Trota Macrostigma	Europa - (C/S/I)	Autoctona
CIPRINIDAE	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Walbaum, 1792	Trota Iridea**	America	Alloctona
	<i>Alburnus alburnus alborella</i>	De Filippi, 1844	Alborella*	Europa - (N/C)	Alloctona
	<i>Alburnus albidus</i>	Costa, 1838	Alborella del Vulture	Europa - S	Autoctona
	<i>Barbus plebejus</i>	Bonaparte, 1839	Barbo	Europa - (N/C/S)	Autoctona
	<i>Carassius carassius</i>	Linnaeus, 1758	Carassio Comune**	Asia	Alloctona
	<i>Carassius auratus</i>	Linnaeus, 1758	Carassio Dorato**	Asia	Alloctona
	<i>Cyprinus carpio</i>	Linnaeus, 1758	Carpa**	Asia	Alloctona
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Linnaeus, 1758	Cavedano	Europa	Autoctona
	<i>Leuciscus souffia muticellus</i>	Bonaparte, 1837	Vairone	Europa - N/C/S	Alloctona
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Tem. E Sch., 1842	Pseudorasbora**	Asia	Alloctona
	<i>Rutilus rubilio</i>	Bonaparte, 1837	Rovella*	Europa - C	Alloctona
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Linnaeus, 1758	Scardola*	Europa	Alloctona
	<i>Tinca tinca</i>	Linnaeus, 1758	Tinca	Europa	Autoctona
	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Zerunian, 1982	Triotto*	Europa - N	Alloctona
BLENNIDAE	<i>Salaria fluviatilis</i>	Aso, 1801	Cagnetta*	Europa	Alloctona
ANGUILLIDAE	<i>Anguilla anguilla</i>	Linnaeus, 1758	Anguilla	Europa	Autoctona
COBITIDAE	<i>Cobitis taenia bilineata</i>	Canestrini, 1865	Cobite comune*	Europa - N/C	Alloctona
PERCIDAE	<i>Perca fluviatilis</i>	Linnaeus, 1758	Persico reale*	Europa	Alloctona
ICTALURIDAE	<i>Ameiurus melas</i>	Rafinesque, 1820	Pesce gatto**	America	Alloctona
ESOCIDAE	<i>Esox lucius</i>	Linnaeus, 1758	Luccio*	Europa	Alloctona
CENTRARCHIDAE	<i>Lepomis gibbosus</i>	Linnaeus, 1758	Persico sole**	America	Alloctona
	<i>Micropterus salmonides</i>	Lacépède, 1802	Persico trota**	America	Alloctona
CLUPEIDAE	<i>Alosa fallax</i>	Lacépède, 1803	Cheppia (Agone) °	Europa	Autoctona
SERRANIDAE	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Linnaeus, 1758	Spigola ^	Europa	Autoctona
MUGILIDAE	<i>Mugil cephalus</i>	Linnaeus, 1758	Cefalo ^	Europa	Autoctona
GASTEROSTEIDE	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Linnaeus, 1758	Spinarello°	Europa	Autoctona
CIPRINODONTIDAE	<i>Aphanius fasciatus</i>	Valenciennes, 1821	Nono°	Europa	Autoctona
SYNGNATHIDAE	<i>Syngnathus abaster</i>	Risso, 1810	Pesce ago di Rio	Europa	Autoctona
ATHERINIDAE	<i>Atherina boyeri</i>	Risso, 1810	Latterino°	Europa	Autoctona
POECILIDAE	<i>Gambusia holbrooki</i>	Girard, 1859	Gambusia **	America	Alloctona
SPARIDAE	<i>Sparus auratus</i>	Linnaeus, 1758	Orata ^	Europa	Autoctona
POMATOMIDI	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Linnaeus, 1766	Pesce Serra ^	Europa	Autoctona
GOBIDI	<i>Pomatoschistus canestrini</i>	Ninni, 1883	Ghiozzetto cenerino	Europa - N	Autoctona
ACIPENSERIDAE	<i>Acipenser sturio</i>	Linnaeus, 1758	Storione ° ^	Europa	Autoctona

Le specie segnalate con l'asterisco sono state introdotte nelle acque italiane (**) o lucane (*); quelle che riportano con il pallino (°) sono state segnalate ma non campionate; le specie con la lettera (e) sono estinte in Basilicata e quelle con il simbolo (^) sono di mare e frequentano le acque interne per motivi trofici o riproduttivi.

Tab.1 - Elenco dei Ciclostomi e degli Osteitti descritti nei corsi d'acqua della Basilicata. Nella penultima colonna è riportato un riferimento geografico relativo all'areale delle specie, semispecie e sottospecie endemiche o subendemiche: N, regioni del nord; C, regioni del centro; S, regioni del sud; I, regioni insulari; per i subendemiti il riferimento geografico è riportato fra parentesi.

Tab.1 - List of the Cyclostomata and Osteichthyes reported in bibliography in freshwaters of Basilicata. The fifth column shows a geographical reference for the areale of species and subspecies endemic or subendemic: N, northern regions; C, central regions, S, southern regions, I, island regions. Subendemiti for the reference geography are shown in brackets.

Autori (Bianco, 1987; Caricato *et al.*, 1999, Caricato *et al.*, 2004a; Caricato, 2007; Piccinini *et al.*, 2010) hanno segnalato la presenza di trote fario (*Salmo [trutta] trutta*) autoctone nei corsi d'acqua del versante jonico lucano.

Nella figura 1 viene riportata la mappa della Zona a Salmonidi dei corsi d'acqua monitorati in occasione della Carta Ittica Regionale (Caricato *et al.*, 2004a). Tale documento ipotizza per la Basilicata quattro diverse zone ittiche

(zona a Salmonidi, zona mista a Salmonidi e Ciprinidi reofili, zona a Ciprinidi e zona di foce).

La mappa evidenzia la complessità del territorio lucano che presenta un reticolo idrografico che copre l'intera regione con ben 9 bacini idrografici, alcuni a carattere interregionale, che sfociano in tre mari: Tirreno (Noce, Mercure-Lao e affluenti del Sele), Adriatico (Ofanto) e Jonio (Agri, Basento, Bradano, Cavone e Sinni).

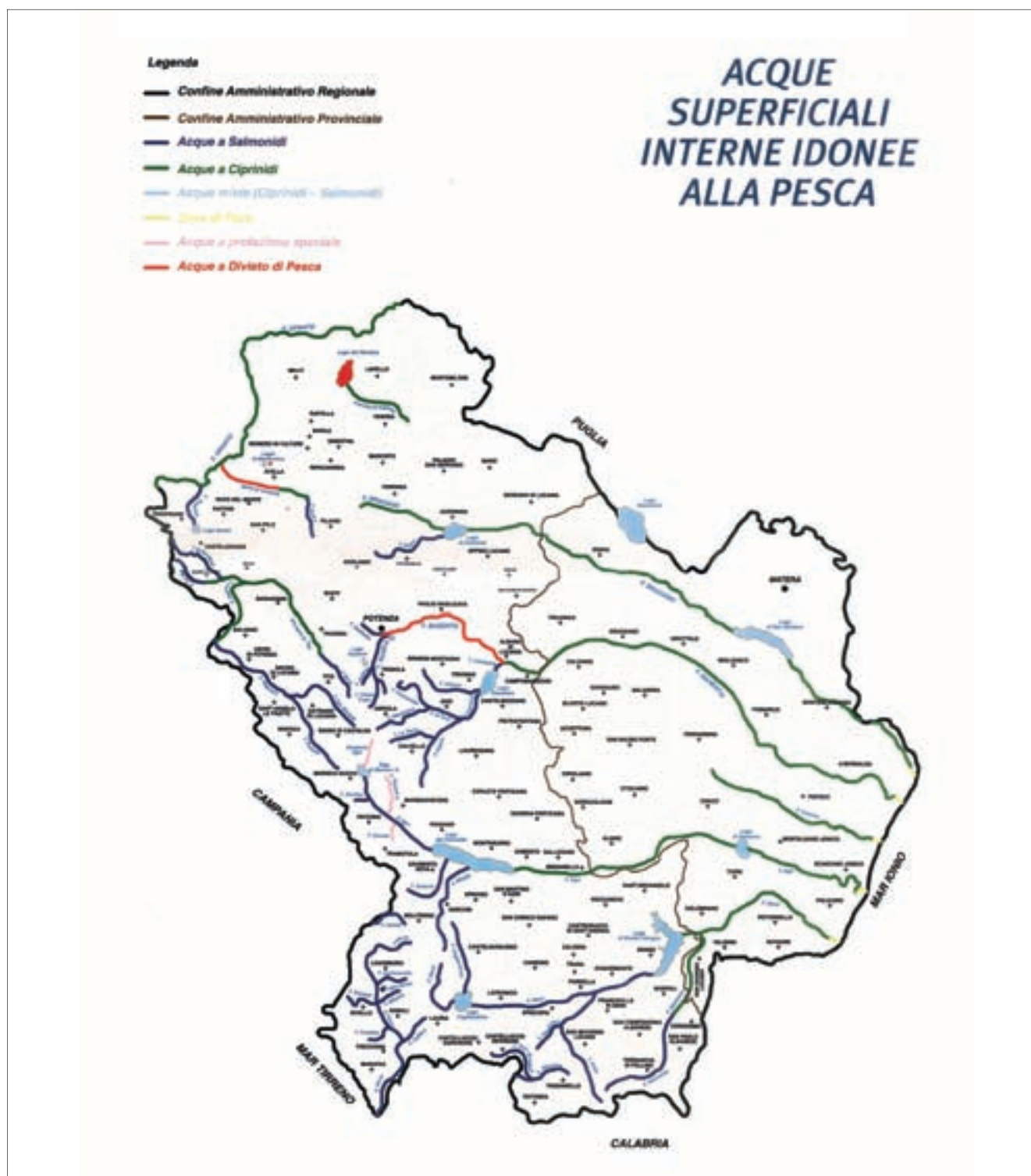


Fig. 1 - Carta Ittica Regionale (CIR) su cui sono individuate quattro diverse zone ittiche: zona a Salmonidi (blu), zona mista (Salmonidi e Ciprinidi reofili) (celeste), zona a Ciprinidi (verde) e zona a foce (gialla).

Fig. 1 - Regional Ichthyic Chart (RIC) in which four different ichthyic areas are identified: Salmonidi area (blue), mixed area (Salmonidi and Ciprinidi reofili) (light blue), Ciprinidi area (green) and outfall area (yellow).

La Carta Ittica Regionale rappresenta un ottimo punto di partenza ma necessita di una revisione, cosa tra l'altro prevista dalla L.R. n. 20 del 2009.

Come si può osservare in figura 2, dei 38 taxa elencati in tabella 1, il 50% è autoctono in Basilicata. L'origine delle specie è per oltre il 76% europea (il 73.7% è autoctono

in Italia), più del 13% è di origine americana, mentre il restante 10% circa è di provenienza asiatica.

Stando a quanto riportato in bibliografia, in Basilicata dovrebbe essere presente una sola specie appartenente alla classe Cyclostomata, *Petromyzon marinus*. Le foci dei fiumi che potrebbero ospitare questa specie sono il

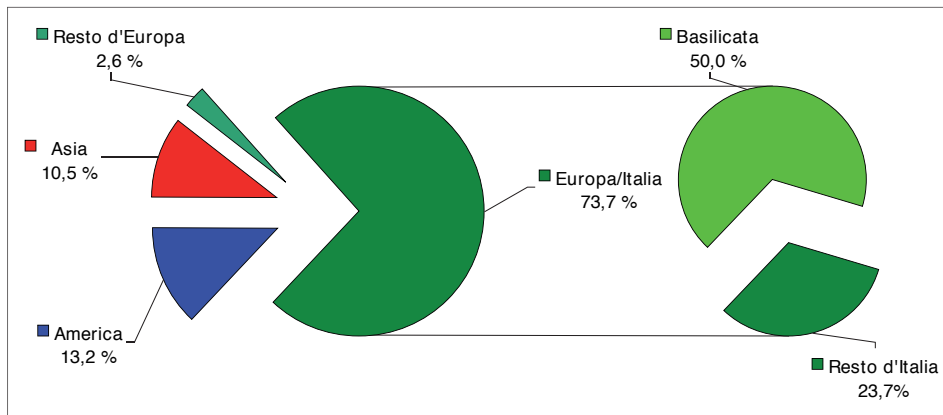


Fig. 2 - Origine continentale delle specie ittiche presenti nei fiumi della Basilicata.

Fig. 2 - Continental origin of the fish species in the rivers of Basilicata

Sinni, l'Agri ed il Noce anche se è molto probabile che in tali aree sia ormai estinto come riportato da Zerunian (2002; 2007). Tutti gli altri vertebrati acquatici presenti in tabella 1 sono Osteitti.

Acipenser sturio è un esempio di specie estinta in regione, il cui areale italico fino agli anni '20 comprendeva occasionalmente anche il mare Jonio (Zerunian, 2002).

Diversi sono invece i Salmonidi presenti in Basilicata. In particolare alcuni studi segnalano la presenza di esemplari autoctoni con livree riconducibili a due delle tre semispecie del complesso *Salmo trutta* indigene in Italia: *Salmo (trutta) trutta* di ceppo mediterraneo e *Salmo (trutta) macrostigma* (Bianco, 1987; Caricato, 2007; Caricato *et al.*, 1999; 2004a; 2004b).

Sono, inoltre, presenti anche due Salmonidi alloctoni: *Salmo (trutta) trutta* di ceppo atlantico, di origine europea, e *Oncorhynchus mykiss*, di origine americana.

Molto più consistente risultano però le popolazioni di trote fario di "ceppo atlantico", presenti in tutte le acque lucane, introdotte a seguito di ripopolamenti, e responsabili di gravi problemi di inquinamento genetico (Sommani, 1948, Forneris *et al.*, 1990, Zerunian, 2002). Le trote alloctone sono in grado di riprodursi con gli esemplari di *Salmo (trutta) trutta* di ceppo mediterraneo e *Salmo (trutta) macrostigma*. Differente è la situazione di *Oncorhynchus mykiss*, che è stata erroneamente introdotta nelle acque regionali sia allo stadio di uova che di adulto, tuttavia la sua presenza è destinata a scomparire dai corsi d'acqua regionali in quanto non sembra aver trovato le condizioni ideali per riprodursi. Per quanto riguarda la presenza di *Salmo (trutta) macrostigma*, Bianco (1987) osserva, in uno dei fiumi del versante jonico lucano, alcune popolazioni di trota che presentano una livrea riconducibile a ceppi autoctoni di trota *macrostigma*. Nel lavoro l'Autore riporta "importante mi sembra segnalare, in questo tratto – sorgenti del Basento, fiume del versante jonico lucano – la presenza di alcuni esemplari di trota che per la loro caratteristica livrea (grande macchia preopercolare scura e bande brunastre trasversali) sono riconducibili a "macrostigma", forma ancora poco studiata che per quanto detto sopra rischia l'estinzione".

Le segnalazioni di Salmonidi più datate sono riferibili all'anno mille e riguardano il lago Sirino (De Grazia, 1926), il torrente La Terra, affluente del Fiume Basento, in località di Calvello (PZ) (De Bonis, 1982), ed il fiume Agri noto per l'abbondanza di trote ed anguille nei pressi di Grumento (PZ) (Antonini, 1717).

Anche di recente, nell'ambito di una ricerca commissionata dalla Provincia di Potenza, nei fiumi Agri, Sinni e Noce sono state campionate trote con caratteristiche genetiche e morfologiche che riconducono ad esemplari di *Salmo (trutta) trutta* mediterranea (Caricato e Langella, 2006, Piccinini *et al.*, 2010).

A tale riguardo riteniamo importante segnalare come la Sezione B della tabella 1 del D.M. 260/10 non riconosca i Salmonidi autoctoni lucani del versante jonico come "attesi" nella Zona dei Salmonidi della Regione Italico-Peninsulare, anzi non consideri per nulla una Zona a Salmonidi per i fiumi della regione Basilicata dei versanti jonico e adriatico (Zerunian *et al.*, 2009).

Meglio definita è la situazione dei Ciprinidi presenti in Basilicata, di cui potenzialmente sono presenti nelle acque lucane 13 specie, ma solo 4 sono da considerare autoctone (*Alburnus albidus*, *Barbus plebejus*, *Leuciscus cephalus*, *Tinca tinca*), le restanti 9 specie sono originarie di altre aree italiane (*Alburnus alburnus alborella*, *Leuciscus souffia muticellus*, *Rutilus rubilio*, *Scardinius erythrophthalmus* e *Rutilus erythrophthalmus*) o di provenienza asiatica (*Carassius carassius*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio* e *Pseudorasbora parva*).

Alburnus albidus è certamente il Ciprinide autoctono caratteristico delle acque lucane, è stato segnalato per la prima volta nel 1838 da Costa nei laghi di Monticchio (Vulture melfese, Basilicata). Oggi la specie è presente ma con popolazioni molto meno diffuse di un tempo. A minacciare la specie sono state, negli anni, le immissioni di materiale alloctono (*Alburnus alburnus alborella* e *Pseudorasbora parva*). Anche la presenza di *Rutilus rubilio* sembra stia rappresentando un problema per *Alburnus albidus*. *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837) è una specie endemica della regione Tosco-Laziale (Bianco e Tara-

borelli, 1985) non originariamente in sympatria con la specie endemica *Alburnus albidus* ed entrata in contatto con quest'ultima attraverso transfaunazioni ed immissioni a scopo di ripopolamento (Bianco e Taraborelli, 1985; Bianco, 1995; Cataudella *et al.*, 1977; Crivelli e Dupont, 1987, Crivelli 1996; 2006; Maldini *et al.*, 2006). *Rutilus rubilio*, è alloctona in Basilicata, non può pertanto essere considerata "attesa" in nessuna delle Zone dei Ciprinidi della Regione Italico-Peninsulare.

Come osservato per i Salmonidi anche per i Ciprinidi si registrano fenomeni di inquinamento genetico tra specie alloctone e specie autoctone; in Basilicata è stata, infatti, accertata l'ibridazione tra le specie *Rutilus rubilio*, *Alburnus albidus* e *Leuciscus cephalus* (Bianco, 1987; Maldini *et al.*, 2006). *Leuciscus souffia muticellus*, al contrario, non risulta sia mai stato segnalato in Basilicata anche se si ipotizza la sua presenza nel fiume Noce.

Barbus plebejus è autoctono nella regione; a tale riguardo si segnala che in alcuni corsi d'acqua sono stati osservati esemplari con livree che si differenziano da quella caratteristica, facendo supporre a popolazioni geneticamente differenti (Caricato, 2009). Questa segnalazione necessita però di ulteriori e più approfonditi accertamenti da un punto di vista genetico.

Ancora alloctona è, tra i Ciprinidi, *Scardinius erythrophthalmus*.

Salaria fluviatilis è l'unico Blennide presente in regione, è di origine autoctona in Italia ma alloctona in Basilicata, benché presente in diversi fiumi, come l'Agri, il Sinni ed il Bradano. Anche questa specie, non può pertanto essere considerata "attesa" in Basilicata ai fini dell'applicazione dell'ISECI (Zerunian *et al.*, 2009).

Identica situazione è quella di *Cobitis taenia bilineata*, alloctono in Basilicata pur presentando popolazioni stabili e ben strutturate in diversi fiumi lucani, fra i quali l'Agri, il Sinni e il Cavone (Gandolfi *et al.*, 1991; Zerunian *et al.*, 2009).

Anguilla anguilla è diffusa in tutto il territorio regionale, dove è autoctona ma risulta fortemente minacciata dalla presenza di dighe e traverse sprovviste di passaggi per pesci. L'eccessiva presenza di ostacoli insuperabili per i pesci è anche la principale causa della riduzione delle popolazioni di *Alosa fallax*. Quest'ultima specie, un tempo presente nei fiumi dell'arco jonico lucano, è oggi pressoché scomparsa (Caricato *et al.* 2004b). Un tempo questa specie veniva segnalata e chiamata volgarmente "sarda" poiché le sue carni erano trattate con le stesse tecniche di lavorazione e conservazione della più nota specie di mare (De Bonis, 1982).

Perca fluviatilis è un Percide autoctono in Italia ma alloctono in Basilicata, dove si è acclimatato in alcuni corsi d'acqua. Nei laghi di Monticchio e nel Pantano di Pignola si verificano fenomeni di accrescimento molto lenti a carico della specie.

Esox lucius, specie autoctona in Italia ma alloctona in Basilicata, è presente nei bacini artificiali ed in particolare nel Pantano di Pignola dove è stato introdotto intorno agli anni ottanta.

In Basilicata sono presenti due Centrarchidi: *Lepomis gibbosus* e *Micropterus salmonides*. Le due specie, di origine americana (Nocita e Zerunian, 2007), vivono stabilmente in diversi laghi ed invasi lucani, fra i quali il Pertusillo (fiume Agri). Anche *Ameiurus melas* e *Gambusia holbrooki*, sono di origine americana (Nocita e Zerunian, 2007), entrambe le specie sono presenti sia nei laghi che nei fiumi lucani, fra i quali il tratto di foce dei fiumi del versante jonico ed i Laghi di Monticchio.

Aphanius fasciatus e *Syngnathus abaster* sono specie autoctone censite nelle acque lucane la cui presenza, assieme ad altre specie autoctone quali *Atherina boyeri* e *Pomatoschistus canestrini*, è sempre più rara.

Gasterosteus aculeatus viene considerato autoctono fino alla Campania ed al Gargano ma, a nostro giudizio, lo è anche in alcuni corsi d'acqua dell'arco jonico appulo-lucano, un tempo interessato da zone paludose e lagune costiere salmastre.

Numerose sono le specie ittiche che interessano il tratto di foce, fra queste segnaliamo alcune che per motivi trofici o riproduttivi frequentano occasionalmente le acque interne lucane: *Dicentrarchus labrax*, *Mugil cephalus*, *Sparus auratus* e *Pomatomus saltatrix*. In realtà il numero di specie potrebbe persino aumentare se consideriamo anche gli esemplari di *Dicentrarchus punctatus* e di *Liza ramada* che, a detta dei pescatori del posto, occasionalmente vengono pescati in queste acque.

Ma cosa succede se escludiamo dalla tabella 1 le specie di mare e le specie che corrono il rischio di estinzione in queste acque? Ebbene lo scenario descritto in precedenza cambia notevolmente, infatti, le specie che popolano le sole acque dolci lucane sono 31 e di queste solo 13 sono autoctone, poco più del 40%, le restanti 18 sono alloctone e rappresentano circa il 58% del totale.

La situazione potrebbe peggiorare nel caso non si intervenga in tempo con mirati progetti di salvaguardia ambientale e di recupero faunistico, in quanto *Salmo (trutta) trutta* (ceppo mediterraneo), *Salmo (trutta) macrostigma*, *Alosa fallax*, *Aphanius fasciatus*, *Syngnathus abaster*, *Atherina boyeri*, *Pomatoschistus canestrini* e *Gasterosteus aculeatus* sono a nostro parere condannate all'estinzione nelle acque lucane. Escludendo queste 8 specie dalle 31 precedentemente ipotizzate la situazione che ne consegue è allarmante poiché prevede che in un futuro, non tanto lontano, le acque dolci lucane possano essere popolate da 22 specie di cui solo 5 autoctone (circa il 22% del totale) e ben 17 alloctone (pari al 78%).

La nostra ipotesi prevede pertanto che le acque dolci lucane, per quanto attiene alle specie autoctone, in futuro

registrino la presenza unicamente di *Alburnus albidus*, *Anguilla anguilla*, *Barbus plebejus*, *Leuciscus cephalus* e *Tinca tinca*.

Le cause che ci spingono a ipotizzare questo triste scenario sono molteplici e sono per buona parte le stesse descritte da altri Autori (Forneris *et al.*, 1990; Zerunian, 2002) e riguardano certamente l'eccessivo sfruttamento delle acque per usi plurimi (potabile, industriale, agricolo), la realizzazione di dighe e sbarramenti sprovvisti di passaggi per pesci, lo sfruttamento delle risorse naturali e l'eccessivo prelievo di inerti in alveo, ma senza dubbio anche l'introduzione di specie ittiche alloctone. In Basilicata sono state censite 18 specie aliene, quasi tutte acclimatate ed in competizione con le specie autoctone, le quali sono costrette a colonizzare ambienti, non sempre idonei alla loro sopravvivenza (Forneris *et al.*, 1990; Lorenzoni *et al.*, 1991; Nocita e Zerunian, 2007; Zerunian, 2002).

Non sono tuttavia solo le specie ittiche alloctone a rappresentare un pericolo, giacché, ed in particolare negli ultimi anni, si è palesata la presenza di Crostacei alieni.

La tabella 2 riporta la lista dei Decapodi, esclusi Asellidi e Gammaridi, censiti nei corsi d'acqua lucani.

In Basilicata sono stati censiti 6 Crostacei di cui 4 autoctoni (oltre il 66% del totale). Le due specie alloctone sono *Procambarus clarkii* e *Callinectes sapidus*. Le specie autoctone sono rappresentate da *Austropotamobius pallipes*, *Atyaephyra desmaresti*, *Palaemonetes antennarius* e *Potamon fluviatile*.

Fra i Crostacei alloctoni la specie più pericolosa per la fauna ittica è il granchio americano (*Callinectes sapidus*), un vorace Crostaceo marino che rappresenta una grave minaccia per le popolazioni ittiche della zona dei Mugilidi. La prima segnalazione in Basilicata risale al luglio del 2008 (Caricato, 2009) alle foci del fiume Agri. Oggi la specie è largamente diffusa in tutte le foci dei fiumi lucani del versante jonico. È stato calcolato che in due ore di pesca con la rete siano stati campionati circa 50 esemplari adulti presso la foce del fiume Bradano.

Callinectes sapidus è una specie tipica delle coste atlantiche americane settentrionali; viene segnalato per la prima volta in Europa nel 1900, lungo le coste atlantiche francesi (Bouvier, 1901). La penetrazione all'interno del Mediterra-

neo è documentata a Grado (Italia, alto Adriatico) e risale al 1949. La specie presenta un carapace molto ampio con una caratteristica colorazione bluastra del dorso e delle chele. Oltre alla taglia ed al colore, il carattere distintivo è la presenza di due lunghe spine laterali che lo difendono dall'aggressione di eventuali predatori. Ha un'ampia valenza ecologica, è una specie eurialina ed euriterma e tollera valori di ossigeno disciolto inferiore a 0,08 mg/l, pertanto è in grado di colonizzare facilmente nuovi areali.

Il granchio è un efficiente predatore di Pesci, Molluschi e Crostacei non disdegnando animali morti e talune macrofite. Svolge una forte azione sull'habitat che conquista poiché le sue abitudini alimentari modificano l'ambiente circostante. La specie manifesta inoltre un'elevata prolificità che permette di deporre da 2-8 milioni di uova per deposizione. Le uova si schiudono in 14-17 giorni, in questo periodo le femmine migrano alle foci dei fiumi e le larve vengono rilasciate in acque salmastre.

Alloctono in Basilicata è poi il gambero rosso (*Procambarus clarkii*) una specie di acqua dolce originaria delle aree paludali e fluviali degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale. A causa della prelibatezza delle sue carni, della velocità di accrescimento e della sua prolificità è stato importato a scopo di allevamento nelle acquicoltura di numerosissimi Paesi ed è attualmente considerato il gambero di fiume più diffuso al mondo. Ha un comportamento vorace ed aggressivo, in grado di attaccare anche pesci più grandi. Rappresenta una gravissima minaccia per i sempre più rari gamberi nostrani in quanto è portatore sano di alcune malattie, tra cui la famigerata "peste del gambero" il cui agente eziologico è *Aphanomyces astaci*. Queste caratteristiche gli hanno valso il nome di "gambero killer" con il quale è noto nelle regioni centro settentrionali d'Italia dove la sua espansione è cominciata a partire degli anni '90. In Basilicata l'unica segnalazione ha riguardato l'invaso di San Giuliano (Caricato, 2009) nel bacino del fiume Bradano, nella tarda primavera del 2008.

Per quanto riguarda i Crostacei autoctoni, *Palaemonetes antennarius* ed *Atyaephyra desmaresti*, popolano le acque dolci dei fiumi e si possono osservare anche in prossimità delle foci, mentre *Austropotamobius pallipes* vive nel bacino del fiume Agri (Caricato e Langella, 2006; Chiesa *et al.*,

FAMIGLIA	NOME SCIENTIFICO	CLASSIFICATORE	NOME COMUNE	Paese di origine	STATUS DELLA SPECIE IN BASILICATA
ASTACIDAE	<i>Austropotamobius pallipes</i>	Linnaeus, 1758	Gambero d'acqua dolce	Europa	Autoctona
CAMBARIDAE	<i>Procambarus clarkii</i>	Girard, 1852	Gambero rosso	America	Alloctona
ATYIDAE	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	Millet, 1831	Gamberetto tirrenico	Europa	Autoctona
PALAEOMONIDAE	<i>Palaemonetes antennarius</i>	H. Milne Edwards, 1837	Gamberetto comune	Europa	Autoctona
POTAMIDAE	<i>Potamon fluviatile</i>	Herbst, 1758	Granchio di fiume	Europa	Autoctona
PORTUNIDAE	<i>Callinectes sapidus</i>	Rathbun, 1896	Granchio americano	America	Alloctona

Tab. 2 - Elenco dei Decapode presenti nei fiumi della Basilicata.

Tab. 2 - List of Decapode sampled in rivers of Basilicata.

2011) e si trova a condividere lo stesso ambiente della trota fario autoctona (*Salmo (trutta) trutta*).

Tutti i Crostacei autoctoni in Basilicata rappresentano un'importante fonte di nutrimento per la lontra (*Lutra lutra*), per numerosi Uccelli acquatici, nonché per i pesci.

Conclusioni

Dall'analisi dei dati emerge la necessità di definire per le acque interne della Basilicata le comunità ittiche di riferimento, allo scopo di applicare l'Indice dello Stato Ecologico delle Acque (ISECI) (Zerunian *et al.*, 2009) e quindi rispondere alle richieste del DM 260/2010 e della Direttiva 2000/60/CE. Per fare ciò è di fondamentale importanza lo studio del territorio e delle comunità ittiche storicamente presenti ed attuali. Infatti, per le due Zone a Ciprinidi della Regione Italico Peninsulare *Cobitis taenia bilineata*, *Rutilus rubilio*, *Scardinius erythrophthalmus* e *Salaria fluviatilis* sono alloctone. L'ISECI non prende in analisi la Zona a Salmonidi della Regione Italico Peninsulare dei fiumi dei versanti jonico ed adriatico, ricadenti nel territorio lucano, quali Agri, Sinni, Basento, Bradano, Cavone e Ofanto.

Alla luce di queste ultime considerazioni l'ISECI andrebbe a nostro giudizio riformulato in modo da permettere una corretta valutazione dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche lucane per renderlo pienamente rispondente alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. Del resto anche Zerunian *et al.* (2009) auspicano in primo luogo la messa a punto dell'ISECI dopo un adeguato periodo di sperimentazione da parte di soggetti competenti e della comunità scientifica.

Notevole è la diffusione delle specie aliene invasive che rappresenta attualmente una delle più importanti minacce alla biodiversità a livello mondiale. In Basilicata sono state censite in fiumi e laghi 38 taxa tra Ciclostomi ed Osteitti di cui la metà sono alloctone. Buona parte delle specie autoctone lucane è però rappresentata da specie di mare che

frequentano i fiumi solo occasionalmente e che, in alcuni casi, si possono considerare in via di estinzione o persino estinte. Se consideriamo solo le specie dulciacquicole, quelle autoctone sono il 42% del totale.

Purtroppo il processo di estinzione della fauna ittica iniziato secoli fa, conseguentemente alla trasformazione degli habitat, all'introduzione di specie aliene ed alla realizzazione di dighe, briglie e traverse prive di passaggi per pesci, ha portato e porterà alla scomparsa della maggior parte dei vertebrati acquatici autoctoni. Nella migliore delle ipotesi pensiamo che in futuro il popolamento ittico delle acque dolci sarà composto da 23 specie di cui solo 5 autoctone: *Alburnus albidus*, *Anguilla anguilla*, *Barbus plebejus*, *Leuciscus cephalus* e *Tinca tinca*.

Questo quadro è allarmante e di certo non può che peggiorare se consideriamo che a minacciare ulteriormente le specie ittiche vi è pure l'invasione di Crostacei alieni quali il gambero rosso ed il vorace granchio americano.

Cosa si può fare per impedire questo scenario e ripristinare, per quanto possibile, i vertebrati acquatici autoctoni?

Possiamo puntare sulla ricerca, sull'educazione ambientale delle giovani generazioni e sugli ordini professionali (Agronomi, Architetti, Biologi, Geologi, Ingegneri, etc.) affinché i loro iscritti operino nei corsi d'acqua con la dovuta attenzione alle componenti biologiche. Questo è il cammino che da qualche anno è stato intrapreso in Basilicata, con la redazione del Piano Ittico Regionale e con la pubblicazione di mirate leggi regionali (L.R. n.20 del 2000) e manuali tecnico-scientifici che avvicinano le persone alla pesca responsabile, al riconoscimento ed alla tutela delle specie autoctone (Caricato, 2004; 2009).

La gestione razionale della pesca da sola non basta, fondamentale è il coinvolgimento delle Istituzioni affinché promuovano progetti di ricerca, monitoraggio e ripristino ecologico. In realtà il processo di salvaguardia delle specie autoctone lucane iniziato qualche anno fa è ancora lungo e difficoltoso ma, come più volte ribadito all'interno dell'Associazione Italiana ittiologi Acque Dolci (AIAD) è un nostro dovere perseguirlo.

Bibliografia

- ANTONINI G., 1717. La Lucania. Discorsi di Giuseppe Antonini Barone di S. Biase. In Napoli MDCCXVII, Appresso Francesco Tombelli. Con Licenza de Superiori. Discorso III: 374 pp.
- BIANCO P.G., 1980. Remarks on the genera *Alburnus* and *Alburnoides* and description on a neotype of *Alburnus albidus* (Costa, 1938), senior synonymous of *Alburnus vulturius* (Costa, 1938) (Pisces, Cyprinidae). *Cybum*, 9: 31-4.
- BIANCO P.G., TARABORELLI, T., 1985. Contributo alla conoscenza del genere *Rutilus* Rafinesque in Italia & Balcani occidentali. *Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino*, 3, 131-72.
- BIANCO P.G., 1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. Atti del II Convegno Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (AIAD), Torino: 41-66.
- BIANCO P.G., 1995. Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biological Conservation*, 72 (2): 159-170.
- BOUVIER, E.L., 1901. Sur un *Callinectes sapidus* M. Rathbun trouvé à Rochefort. - *Bull. Mus. Hist. Nat. Paris*, 7: 16-17.
- CARICATO G., PASCALE M., CECCHINI S., SAROGLIA M., FORNERIS G., 1999. Rapporto sulla prima campagna di campionamenti dell'ittiofauna del bacino del Sinni, dei torrenti Mercure e San Giovanni e del lago piccolo di Monticchio. La qualità delle acque dolci in Basilicata. Collana di Studi e Ricerche Scientifiche sull'Ambiente, Regione Basilicata Dipartimento Ambiente e Territorio. Zafarone & Di Bello (eds.), Potenza, 7: 117-133.
- CARICATO G., 2004. La licenza di pesca. Manuale per l'abilitazione all'esame di abilitazione alla pesca sportiva, Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Potenza, Erreci®edizioni: 180 pp.
- CARICATO G., VARRICCHIO E., ROMANO S., SAROGLIA M., LANGELLA M., 2004a. Carta Ittica Regionale – Regione Basilicata. Regione Basilicata, Dipartimento Ambiente e Territorio, Ufficio Tutela delle Natura. Approvato dal Consiglio Regionale con D.C.R. n. 813: 336 pp.
- CARICATO G., VARRICCHIO E., ROMANO S., SAROGLIA M., LANGELLA M., 2004b. Piano Ittico Regionale – Regione Basilicata. Regione Basilicata, Dipartimento Ambiente e Territorio, Ufficio Tutela delle Natura. Approvato dal Consiglio Regionale con D.C.R. n. 813: 27 pp.
- CARICATO G., LANGELLA M., 2006. La zona a Salmonidi del Bacino del fiume Agri (Sud Italia): struttura, densità e biomassa delle popolazioni di trota fario, *Salmo (trutta) trutta*. *Biologia Ambientale*, 20 (1): 135-140.
- CARICATO G., 2007. ...habemus "trota". Ma è a rischio estinzione. Il Ventunora. Identità locale villaggio globale. IV luglio-agosto. Bimestrale telematico, Reg. Trib. Laognegro n.1/04. *Mente* (eds.), Santarcangelo (PZ): 10-11.
- CARICATO G., 2009. Manuale per l'aspirante pescatore. Provincia di Matera, Centrostampa (eds.), Matera, 207 pp.
- CATAUDELLA S., SOLA L., MURATORI R., CAPANNA E., 1977. The chromosomes of 11 species of Cyprinidae and one Cobitidae from Italy, with some remarks on the problems of polyploidy in the Cypriniformes. *Genetica*, 47: 161-171.
- CHIESA S., SCALICI M., NEGRINI R., GIBERTINI G., NONNIS MARZANO F., 2011. Fine-scale genetic structure, phylogeny and systematics of threatened crayfish species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61: 1-11.
- COSTA O.G., 1838. Fauna del Regno di Napoli ossia enumerazione di tutti gli animali che abitano le diverse regioni di questo regno e le acque che le bagnano contenente la descrizione de nuovi o poco esattamente conosciuti con figure ricavate da originali viventi e dipinte al naturale. Zoofiti. Antonio Cons (Eds.), Napoli: 1-180.
- CRIVELLI, A. J., DUPONT F., 1987. Biometrical and biological features of *Alburnus alburnus* x *Rutilus rubilio* natural hybrids from Lake Mikri Prespa, northern Greece. *J. Fish Biol.* 31: 721-733.
- CRIVELLI, A. J., 1996. The freshwater fish endemic to the Mediterranean region. An action plan for their conservation. Tour du Valat Publication: 171 pp.
- CRIVELLI, A.J. 2006. *Rutilus rubilio*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2 (<http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=19786>)
- DE BONIS L., 1982. Calvello: storia, arte, tradizioni. Zafarone & Di Bello (Eds.), Potenza: 126 pp.
- DE GRAZIA P., 1926. Basilicata. Collezione di Almanacchi Regionali Diretta dal Prof. R. Almagia. G.B. PARAVIA & C., Torino, 576 © 1926. 11896.
- D.Lgs. 152/06. Decreto Legislativo, 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. GU n. 88 del 14.4.2006 - suppl. ordinario n. 96.
- DE VINCENZO A., CARICATO G., 2006. Fishways: the case of the Trivigno weir (Potenza, Southern Italy). *Quaderni ETP. Journal of Freshwater Biology*, 34: 133-144.
- DIR. 2000/60/CE. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L327: 1-71.
- D.M. 260/2010. Decreto Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 8 novembre 2010, n.260, 2011. Pubblicato nella parte prima della Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana del 7 febbraio 2011, Roma. N. 31/L: 196 pp.
- FONSECA C.D., QUILICI F., PRATESI F., VERSACE P., GIVIGLIANO GP., ADAMESTEANU D., DE LEO P., DALENA P., 1995. Le vie dell'acqua in Calabria e in Basilicata. *Rivista della Carical Agorà*: 316 pp.
- FORNERIS G., PARADISI S., SPECCHI M., 1990. Pesci d'acqua dolce. Carlo Lorenzini (Eds.), Torreano di Martignacco (Udine): 214 pp.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991 - I pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato Libreria dello Stato: 917 pp.
- LORENZONI M., GIOVINAZZO G., MEARELLI M., BALLERINI M., 1991. Prime considerazioni sulle caratteristiche biologiche e morfologiche di *Salmo trutta* L. del bacino umbro del fiume Nera. *Atti SITE*, 12: 465-468.
- MALDINI M., VAGHI M., NONNIS MARZANO F., GANDOLFI G., PRIGIONI C., PERCUDANI R., 2006. Ibridazione intege-

- netica tra i Ciprinidi *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837) e *Leuciscus cephalus* L. 1758 valutata mediante l'analisi di aplotipi mitocondriali. Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology, 34: 63-67.
- NOCITA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 93-96.
- NONNIS MARZANO F., TAGLIAVINI J., PAPA R., VAGHI M., PASCALE M., MAIO G., GANDOLFI G., 2002. Caratterizzazione genetica di popolazioni appenniniche di trota fario: aspetti tassonomici e conservazionistici. *Biologia Ambientale*, 18 (1): 19-24.
- PICCININI A., PACE M. L., MONTEMURRO M., NONNIS MARZANO F., CARICATO G., 2010. Individuazione delle popolazioni autoctone di trota fario mediterranea sul territorio della provincia di Potenza finalizzata all'avviamento di pratiche ittogeniche. Atti del XIII Convegno Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (AIAD), Sansepolcro: 79 pp.
- SOMMANI E., 1948. Sulla presenza del *Salmo fario* L. e del *Salmo marmoratus* Cuv. nell'Italia settentrionale: loro caratteristiche ecologiche e considerazioni relative ai ripopolamenti. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 24: 136-145.
- TORTONESE E., 1970. Osteichthyes – Pesci Ossei. *Calderini* (eds.), II: 545 pp.
- TORTONESE E., 1975. Fauna d'Italia. Osteichthyes – Pesci Ossei. *Calderini* (eds.), II, 565 pp.
- TRULLI E., TELESCA V., BRAGHERI A., CARICATO G., PISCIOTTA A., 2007. Planning of surface water restoration by constructed wetland in the urbanized basin of the karstic Gravina stream. Proceedings of the international Conference on Multi Functions of Wetland Systems. Legnaro (Padova), Italy, 26th-29th June 2007, curatori M.B. Vorin e S. Bacelle, 248 pp.
- ZERUNIAN S., 2002. Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. *Edagricole* (eds.), Bologna, 220 pp.
- ZERUNIAN S., 2007. Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 49-55.
- ZERUNIAN S., GOLTARA A., SCHIPANI I., BOZ B., 2009. Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, 23 (2): 15-30.

Ringraziamenti

Si ringraziano Leonardo Miglio e Gianvito Santantonio che, con le loro osservazioni puntuali e costruttive, hanno contribuito a compilare ed aggiornare l'elenco delle specie presenti nel territorio regionale.

Ittiofauna alloctona nei laghi trentini (Nord Italia).

Non-indigenous fish fauna in Trentino lakes (Northern Italy).

FRANCESCA CIUTTI

GIOVANNA FLAIM

CRISTINA CAPPELLETTI

Fondazione Edmund Mach - IASMA

Via Edmund Mach 1,

38010 San Michele all'Adige (TN), Italy

Key words

Lakes, reservoirs, non-indigenous fish, invasive fish, Lake Garda.

Parole chiave

Laghi, bacini artificiali, pesci alloctoni, pesci invasivi, Lago Garda.

Riassunto

Negli ultimi decenni, a livello globale, si è assistito all'introduzione negli ambienti acquatici di numerose specie aliene che possono avere un carattere di invasività, diventare numericamente ed ecologicamente dominanti e minacciare lo sviluppo delle popolazioni e comunità indigene.

Esiste un largo consenso all'ipotesi che l'introduzione di specie legata ad attività umane al di fuori del loro areale di distribuzione sia una delle principali minacce per la biodiversità e la seconda causa di estinzione di specie animali. Per quanto riguarda la fauna ittica in Italia, delle 82 specie attualmente presenti ben 38 sono alloctone (46%). Vengono in questa sede riportati i risultati relativi alla presenza e distribuzione delle specie aliene in 58 laghi della provincia di Trento. Delle 47 specie ittiche censite in provincia, 18 specie (38%), appartenenti a 5 ordini e 8 famiglie, risultano essere di origine alloctona. Solamente 13 laghi hanno comunità ittiche composte unicamente da specie autoctone.

Summary

Globally, the introduction of non-indigenous species in aquatic environments can threaten indigenous communities by becoming invasive and ecologically dominant. Human-mediated introduction of species is considered one of the main threats to biodiversity and the second cause of extinction for animal species. In Italy, the freshwater fish fauna has been particularly affected during the last decades by introduction of non-indigenous species for angling and aquaculture purposes: on the 82 species present, 38 are non-indigenous (46%).

A study was conducted on the fish fauna in 58 lakes in the Trentino province. Forty-seven fish species were recorded from 2001 to 2010, and 18 species (38%) were non-native, representing 5 orders and 8 families. Only 13 lakes have fish communities composed exclusively of indigenous species.

Introduction

Man has always intentionally or unintentionally transported organisms, but the many facets of globalization has led to circumventing natural biogeographic barriers at historically unprecedented rates. The consequences for indigenous fauna and ecosystem processes can be severe, especially in previously isolated ecosystems (Clout e Williams, 2009). In particular, invasive non-indigenous species are one of the most important direct drivers of biodiversity loss and change in ecosystem services (i.e. provision of water, recreational benefits and nutrient cycling), together with habitat change, climate change, overexploitation of species facets of globalization and pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Biotic exchange is relatively more important for aquatic (especially lakes) than for terrestrial ecosystems because of extensive intentional (e.g. fish stocking) and unintentional (e.g. ballast water) release of organisms (Sala *et al.*, 2000; Beeton, 2002). As observed in many countries, lakes in particular are involved in an important process of colonization by non-indigenous species, which may show invasive behaviour.

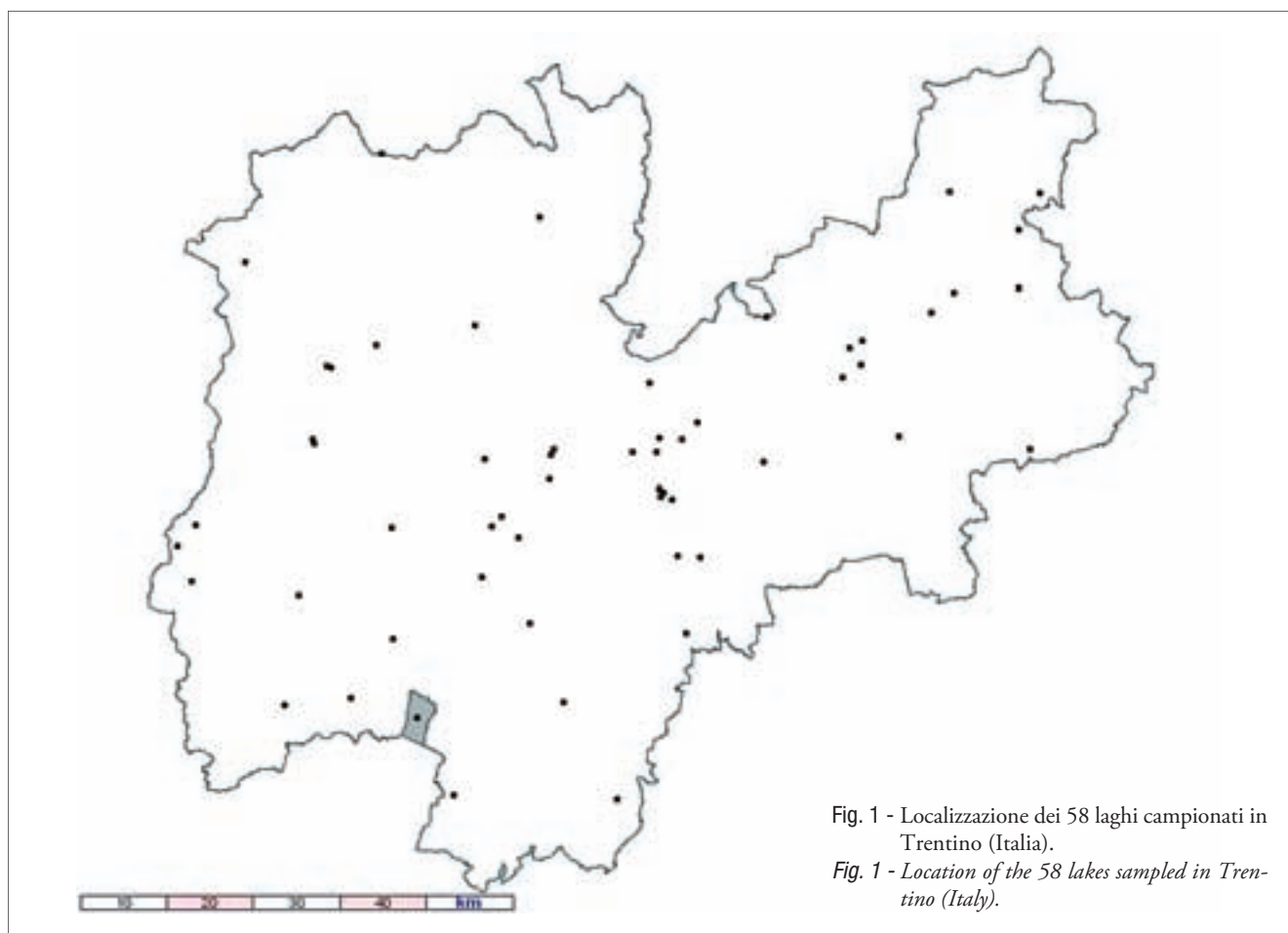
In Italy, freshwater fish fauna has been particularly affected in the last decades by a human-mediated intro-

duction of species for angling and aquaculture purposes (Gherardi *et al.*, 2008; Gozlan *et al.*, 2010; Savini *et al.*, 2010). At the same time, the lack of controls on legal and illegal introductions and translocations has been such that Italy has the highest number of unintentional non-native introductions in Europe, which threaten the local fauna with an estimated loss of approximately 70% of native species (Copp *et al.*, 2005a; Bianco e Ketmaier, 2001).

Since the Trentino province is at the crossroads between northern and southern Europe, it is especially important to document the presence and trend of non-indigenous species in our territory. We evaluated the presence of non-indigenous fish in Trentino lakes and resevoirs using data from fish fauna monitoring surveys.

Study area and methods

The Trentino province in Northern Italy is an area particularly rich in lakes, with over 350 registered water bodies. Between 2001 and 2010, 58 lakes ranging from 65 to 2960 m above sea level were sampled (Fig. 1). The surveyed lakes do not reflect the altitudinal distribution of lakes in the province (Obertegger *et al.*, 2010), but include all the larger lakes and reservoirs. The main morphometric



Lake category	N° of lakes	Altitude (m a.s.l.)	Area (m ² x 10 ⁴)	Volume (m ³ x 10 ³)	Max depth (m)
large deep lakes (Lake Garda)	1	65	36998	49,756,000	346
meso-eutrophic lakes and ponds	20	414-1194	<1-563	1,500-148,987	2-49
meso-eutrophic/ hydroelectric use	5	241-845	28-341	1,700-161,200	13-124
high altitude oligotrophic lakes	19	1178-2462	1-38	-	3-18
reservoirs	13	287-1894	1-400	-	-

Tab. 1 - Categorie dei laghi indagati, con relative caratteristiche fisiche (range).

Tab. 1 - Categories of investigated lakes with some physical features (range).

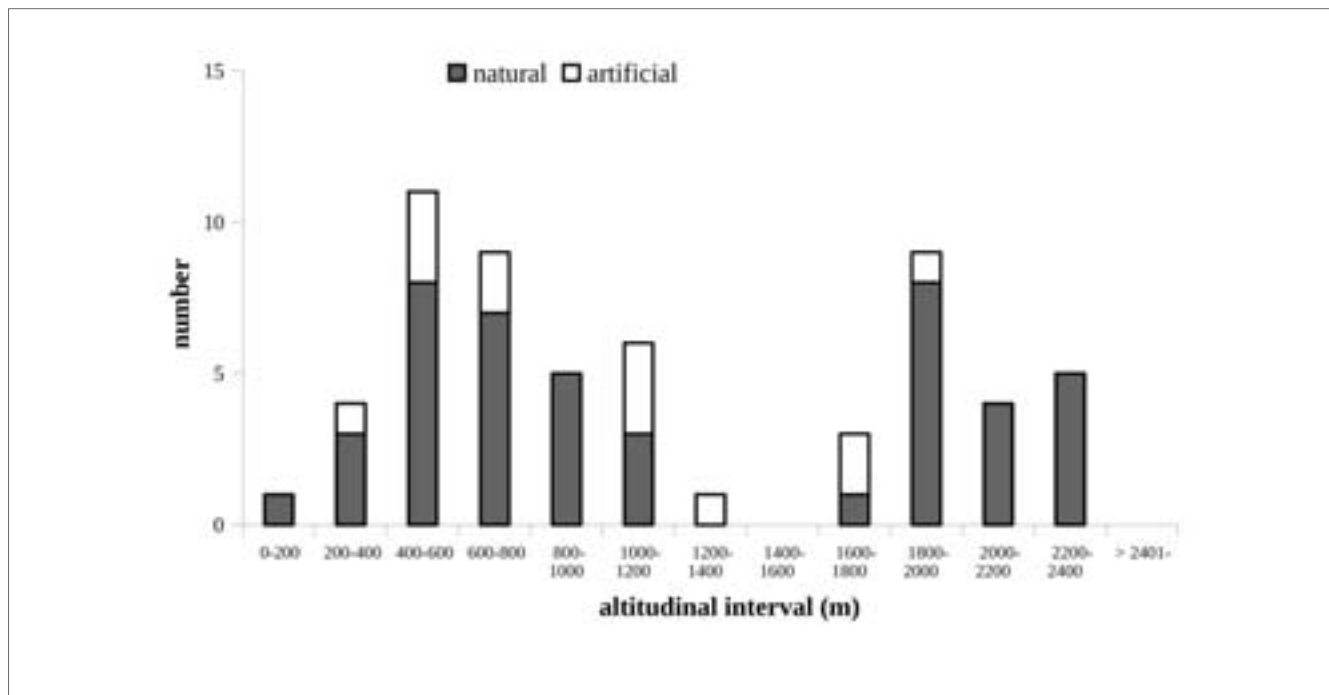


Fig. 2 - Distribuzione altitudinale dei laghi naturali ed artificiali campionati.

Fig. 2 - Altitudinal distribution of natural and artificial lakes sampled.

data of these water bodies are reported in Table 1 and altitudinal distribution of lakes is reported in Figure 2.

Qualitative samples were taken with variable-mesh gill nets. For each lake, samplings were conducted from 1 to 3 times during 2001-2010 using the same mesh size for gill nets, placed in the same sites. Data were compared with those collected in the decade 1981-1990, except for high altitude oligotrophic lakes, which were not sampled in that period. For Lake Garda, we used published data (Confortini, 1997, Ciutti *et al.*, 2011).

Results

Forty-seven fish species were recorded from 2001 to 2010 in Trentino freshwater ecosystems (lakes, reservoirs and rivers). Eighteen species (38%) were non-native,

representing 5 orders and 8 families (Tab. 2). Most of the species are also present in Trentino rivers.

Four species, common carp *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, largemouth blackbass *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802), brown trout *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbrum, 1792) are included among the 100 worst invasive species of the world (IUCN, 2010; Lowe *et al.*, 2000), while topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842 and brook charr *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814) are among the 100 worst for Europe (DAISIE, 2009). Eleven of these 18 species (61%) established self-sustaining populations in the province.

Most of the 18 species have a native range in Asia and North America and were introduced intentionally for aquaculture or stocking for fishery and angling purposes. Infact, ten species are included in the list of the top 27

Code	Species	IUCN	DAISIE	Top 27	aquaculture	Established in Trentino	Native range	Mode of arrival	Vector	Pathway
Cypriniformes/Cyprinidae										
CAUR	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758) ^o			•	•		Central Asia, China, Japan	Intentional	Unknown	Culture
CCAR	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 ^o	•		•	•		China, E Europe, India, SE Asia, Siberia	Intentional	Release	Culture/stocking
PPAR	<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842) ^o		•			•	E Asia	Intentional	Release	Stocking
RSER	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776) ^o					•	Asia, Europe	Unintentional	Escape	Unknown
RRUT	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) ^o					•	Europe	Unintentional	Escape	Stocking
CIDE	<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Valenciennes, 1844)*			•			Asia, E Europe	Intentional	Release	Biocontrol/ Culture/stocking
Salmoniformes/Salmonidae										
STRU	<i>Salmo (trutta) trutta</i> Linnaeus, 1758 (Atlantic lineage) ^o	•				•	Asia, Europe	Intentional	Release	Culture/stocking
SFON	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814) ^o		•			•	NE N America	Intentional	Release	Stocking
OMYK	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) ^o	•		•	•		E Asia, N America	Intentional	Release	Culture/stocking
CLAV	<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)			•	•		Europe	Intentional	Release	Culture/stocking
Perciformes/Centrarchidae										
LGIB	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) ^o			•	•		N America	Unknown	Unknown	Unknown
MSAL	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	•		•			N America	Intentional	Release	Stocking
Perciformes/Percidae										
SLUC	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)*			•			E-central Europe, W Asia	Intentional	Release	Culture/stocking
GCER	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)*						Europe	Unintentional	Escape	Unknown
Cyprinodontiformes/Poeciliidae										
GHOL	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859*						USA	Intentional	Release	Biocontrol
Siluriformes/Clariidae										
CANG	<i>Clarias anguillaris</i> (Linnaeus, 1758)*						Africa, Jordan, Israel, Lebanon, Syria, Turkey	Unintentional	Escape	Stocking
Siluriformes/Siluridae										
SGLA	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758*						Asia, Europe	Unintentional	Escape	Stocking
Siluriformes/Ictaluridae										
AMEL	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)			•	•		N America	Unintentional	Escape	Stocking

Tab. 2 - Elenco delle specie di pesci alloctoni presenti in Trentino. È anche riportata l'inclusione della specie nelle liste i) delle 100 specie invasive peggiori per l'Europa (DAISIE, 2009) ii) per il mondo (IUCN; Lowe *et al.*, 2000) e iii) le Top 27 per l'acquacoltura (Savini *et al.*, 2010). Range originario di distribuzione, modo di arrivo, vettore e via d'ingresso sono adattate da Gherardi *et al.*, (2008). Sono inoltre riportate le liste delle specie non indigene acclimatate in Trentino. * = presente solo nel Lago di Garda. ° = presente anche nei corsi d'acqua del Trentino. Nomenclatura di riferimento da Nocita e Zerunian 2007.

Tab. 2 - List of non-indigenous fish species recorded in Trentino. The inclusion in the Lists of i) 100 worst invasive species for Europe (DAISIE, 2009) ii) for the world (IUCN; Lowe *et al.*, 2000), and iii) the Top 27 for aquaculture (Savini *et al.*, 2010) are reported. Native range, mode of arrival, vector and pathway are adapted from Gherardi *et al.* (2008). The list of NIS fish species established in Trentino is also reported. * = present only in Lake Garda. ° = present also in Trentino rivers. Taxonomical classification from Nocita and Zerunian 2007.

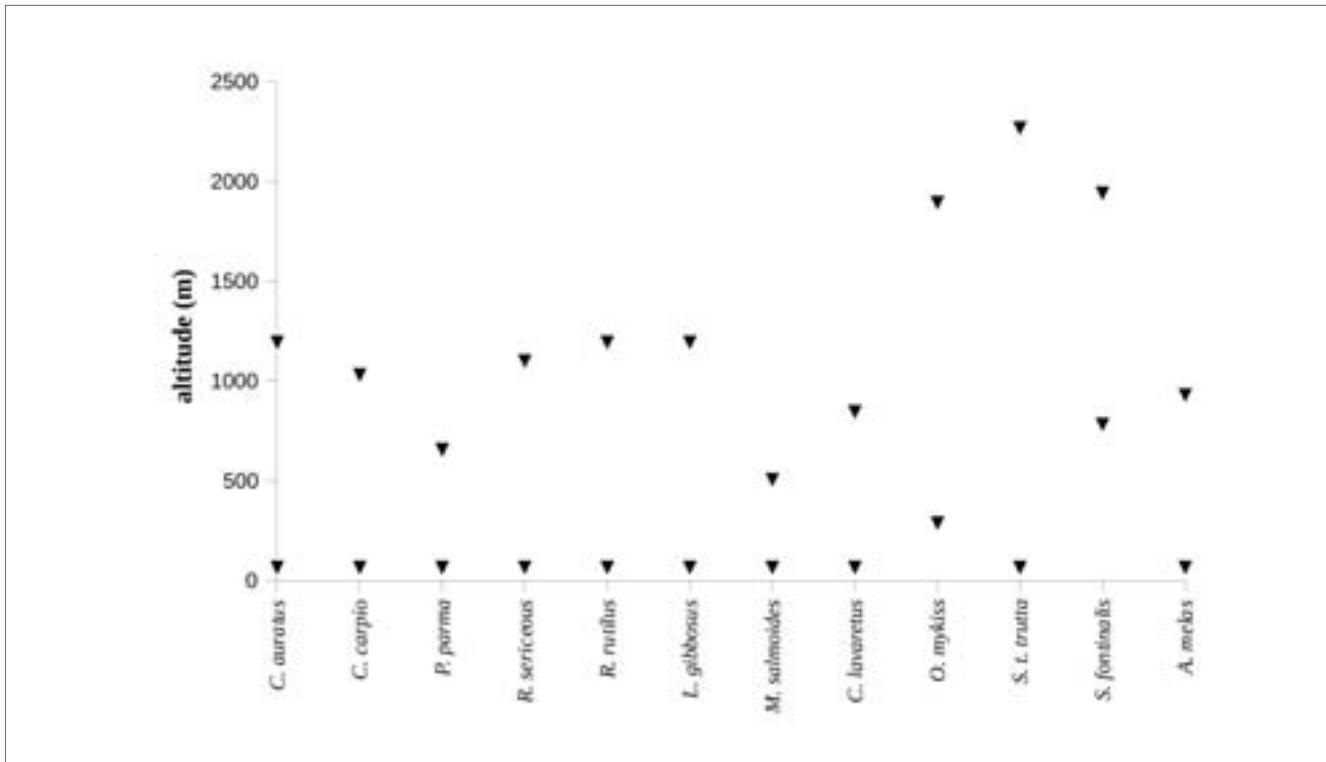


Fig. 3 - Range di distribuzione altitudinale dei pesci non indigeni. Le specie presenti solo nel Lago di Garda non sono comprese.

Fig. 3 - Altitudinal range of distribution of non-indigenous (NIS) fish species. Species present only in Lake Garda are not included.

alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities (Gherardi *et al.*, 2008; Savini *et al.*, 2010).

The non-indigenous fish that have been recorded generally have a wide distribution in Italy (Nocita e Zerunian, 2007). The salmonid *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 (Atlantic lineage) (Meraner *et al.*, 2013) is the most frequent species in lakes with non-indigenous fish (67%), followed by the centrarchid pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (42%).

Six species have been recorded only in Lake Garda: grass carp *Ctenopharyngodon idellus* (Valenciennes, 1844), pike-perch *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), ruffe *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758), Eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki* Girard, 1859, mudfish *Clarias anguillaris* (Linnaeus, 1758) and Welsh catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758.

Most recent introductions are roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), and bitterling *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776), which arrived after 2000.

In the last decade non-indigenous fish have been observed in 45 lakes, and in 75% of these lakes at least two non-indigenous species were found. Among the lakes surveyed, only 13 were free of non-indigenous fish.

The cyprinids goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), *Cyprinus carpio*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus sericeus*, *Rutilus rutilus* and centrarchid *Lepomis gibbosus* mainly inhabit

meso-eutrophic lakes up to an altitude of 1194 m a.s.l. (Fig. 3). The salmonid rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) is mainly distributed in reservoirs and natural meso-eutrophic lakes exploited for hydroelectric use. Two species, *Micropterus salmoides* and the black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1818), have been found only in few lakes. High altitude oligotrophic lakes host *Salmo (trutta) trutta* and in some cases *Salvelinus fontinalis*.

A total of 34 fish species are now present in Lake Garda, 16 of which are non-indigenous (47%); most of the latter have been intentionally introduced by stocking for angling and fisheries (Ciutti *et al.*, 2011). Moreover, three stocked species, coho salmon *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792), *Salvelinus fontinalis* and *Oncorhynchus mykiss*, did not find suitable areas of reproduction and became extinct. Among non-indigenous species, the whitefish *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) was purposely introduced in 1918 and is now well established, with an abundant population. It actually represents one of the most important economic resources for commercial fishing, together with *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) with about 58 and 149 tons respectively, caught in 2008 (Ciutti *et al.*, 2011).

In Trentino, the total number of non-indigenous fish, as well as the number per lake has increased, when the decades 1981-1990 and 2001-2010 are compared (Fig. 4).

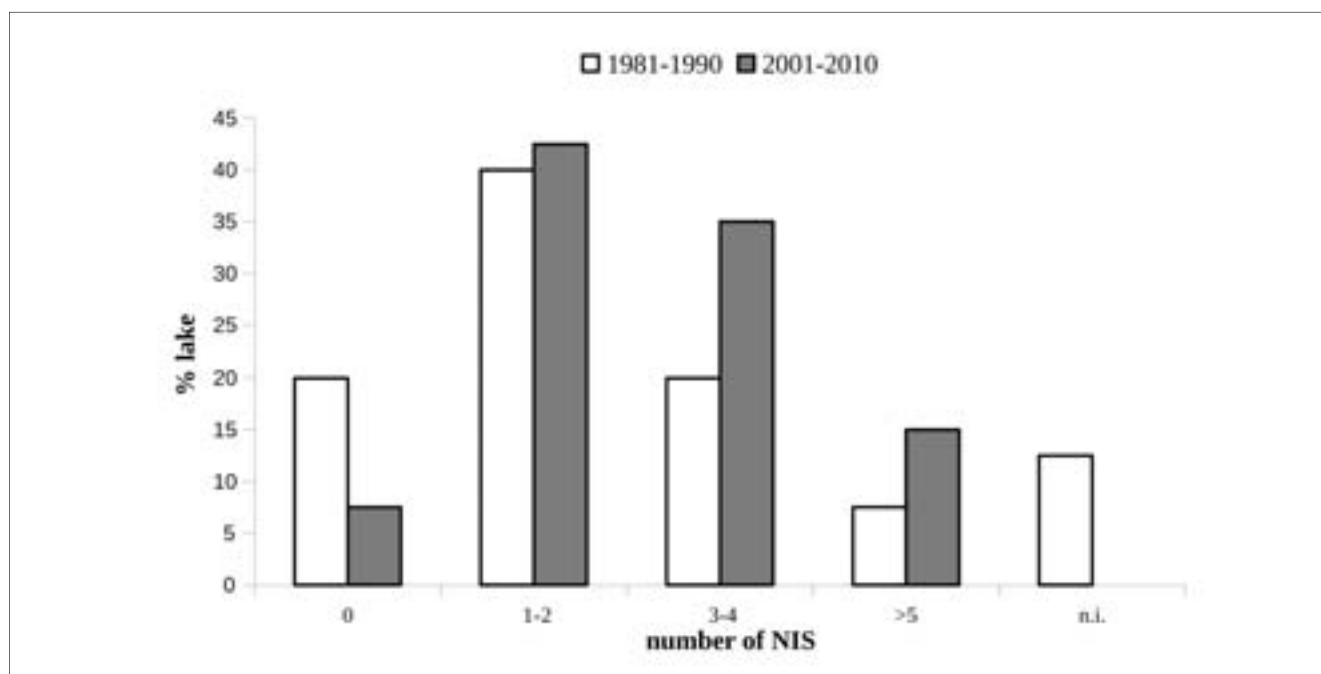


Fig. 4 - Numero di specie di pesci non indigene (NIS) per lago: confronto tra i decenni 1981-1990 e 2001-2010. I laghi d'alta quota oligotrofici non sono inclusi. (n.i. = non indagati).

Fig. 4 - Number of non-indigenous (NIS) fish species: comparison of 1981-1990 and 2001-2010. High altitude oligotrophic lake are not included. (n.i. = not investigated).

Discussion

Of the 47 fish taxa recorded in Trentino by the end of 2010, 18 species (38%) were non-native. This reflects the critical situation of the freshwater fish fauna in Italy, where 38 of the 82 species actually present are non-indigenous (46%) (Gherardi *et al.*, 2008).

Most of these species seem to have self-sustaining populations in the province. Among 18 non-indigenous fish species recorded in Trentino, 9 species are also present in rivers. Problems related to the presence and distribution of alien fish species seem to be lower in lotic ecosystems than in lentic ecosystems.

The number of non-indigenous fish has increased in the last decade and, among species recently introduced in Italy and in Trentino lakes, *Rutilus rutilus* has an expansive trend and further studies are needed to evaluate the invasive behaviour. The species is rapidly spreading in Italy and has already invaded sub-alpine lakes, i.e. Lake Lugano (Switzerland), Lake Como and Lake Maggiore (Italy) (CISPP, 2005; Porrini e Ippoliti, 2006; Volta e Jepsen, 2008).

For a list of non-indigenous fish for Italy we referred to Gherardi *et al.* (2008) and we also did not include four species, burbot *Lota lota* (Linnaeus, 1758), Eurasian perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, tench *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) and Arctic char *Salvelinus alpinus* (Linnaeus) because their "cryptogenic" status (*sensu* Carlton 1996) is still under discussion (Bianco, 1998; Baraldi *et al.*, 2006).

Newly introduced species can have impact on native fish fauna in terms of competition for food or habitat, disease transmission, vectors of parasites, hybridization (Bianco e Ketmaier, 2001; Galli *et al.*, 2007; Hesthagen e Sandlund, 2007; Leunda, 2010; Savini *et al.*, 2010). In our province we observed hybridization for *Rutilus rutilus* and *Rutilus erythrophthalmus* Zerunian, 1982, which seems to seriously threaten the latter's populations. Introgression of *Salmo (trutta) trutta* with marble trout *Salmo (trutta) marmoratus* Cuvier, 1817 has been widely observed in Trentino and neighbouring provinces (Baraldi *et al.*, 2010; Meraner *et al.*, 2010).

Non-indigenous fish can also threaten species included in special protection lists: this is the case of the endemic salmonid "carpione" *Salmo carpio* (Linnaeus, 1758), which inhabits Lake Garda and is included in the IUCN red list (2010) as critically endangered. New studies are needed to identify possible negative effects of alien fish, in particular *Coregonus lavaretus*, on this endemic planktivorous in terms of food competition, also because the population of *Coregonus lavaretus* is actually sustained by local authorities by restocking programs (Zerunian 2002; Ciutti *et al.*, 2011). On the other hand, introduction of the salmonids *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo (trutta) trutta* and *Salvelinus fontinalis* in high altitude oligotrophic lakes can negatively affect populations of *Salvelinus alpinus* (Linnaeus, 1785), and in some case can cause its local extinction (Zerunian, 2002).

In our province, introductions are intentional for salmonids *Salmo (trutta) trutta* and *Oncorhynchus mykiss* which are intensively stocked for angling in all rivers and reservoirs. On the other hand, the arrival of *Pseudorasbora parva*, *Rutilus rutilus* and *Rhodeus sericeus* is unintentional, and related to the use of bait fish by anglers or stocking of “white fishes”, a mixture of species, mainly cyprinids, as observed in other Italian regions (Bianco e Ketmaier, 2001).

Prevention is the main step in combating invasive species and for fish fauna, prevention is mainly by the regulation and management of fish stocking (Copp *et al.*, 2005a), as well as an extensive and well-programmed campaign aimed especially for anglers to explain the causes and consequences of invasive species. At the same time risk assessment, using appropriate remediation and mitigation tools, is useful for managing alien species (Branquart, 2007; Copp *et al.*, 2005b; 2009; Gozlan *et al.*, 2010; Mastitsky *et al.*, 2010), but its evaluation should be done at local (regional) scale.

Acknowledgements

Fish surveys from 2001 to 2010 were carried out within the Fish Management Plan of the Fish and Game Service of the Province of Trento. The authors thank Vigilio Pinamonti, Gino Leonardi, Maria Elena Beltrami, Nicola Merlo and Luca Bisoffi for technical support.

References

- BARALDI F., GANDOLFI A., CIUTTI F., GRANDO M. S., 2006. Diversità genetica e ipotesi sull'origine di alcune popolazioni di salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) a sud delle Alpi (Trentino, Italia). Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology, 34: 55-61.
- BARALDI F., LUNELLI F., GANDOLFI A., 2010. Stima dell'introgressione tra linee autoctone di trota marmorata del bacino del fiume Adige e ceppi introdotti di trota fario mediante marcatori molecolari nucleari e mitocondriali. Studi Trent. Sci. Nat., 87: 53-59.
- BEETON A. M., 2002. Large freshwater lakes: present state, trends, and future. Environ. Conserv., 1: 21-38.
- BIANCO P.G., 1998. Freshwater fish transfers in Italy: history, local modification of fish composition, and a prediction on the future of native populations. In: Stocking and Introductions of Fishes. I. J. Cowx (eds.). Blackwell, Oxford, England: 165-197.
- BIANCO P.G., KETMAIER V., 2001. Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. J. Fish Biol., 59: 90-208.
- BRANQUART E. (ed.), 2007. Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium. Belgian Biodiversity Platform, Belgium.
- http://ias.biodiversity.be/ias/documents/ISEIA_protocol.pdf.
- CISPP (COMMISSIONE ITALO-SVIZZERA PER LA PESCA), 2005. Ricerche ed attività della Commissione Italo-Svizzera per la pesca nel quinquennio 2000-2004. <http://www.cispp.org/pdf/Volume-4.pdf>. Accessed 1st September 2010
- CIUTTI F., BELTRAMI M.E., CONFORTINI I., CIANFANELLI S., CAPPELLETTI C., 2011. Non-indigenous invertebrates, fish and macrophytes in Lake Garda (Italy). J. Limnol., 70: 315-320.
- CLOUT M.N., WILLIAMS P.A., 2009. Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques. Oxford University Press (eds.), 308 pp.
- CONFORTINI I., 1997. L'ittiofauna del lago di Garda. Cierre (eds.), Verona, 223 pp.
- COPP G.H., BIANCO P.G., BOGUTSKAYA N.G., ERŐS T., FALKA I., FERREIRA M.T., FOX M.G., FREYHOF J., GOZLAN R.E., GRABOWSKA J., KOVÁČ V., MORENO-AMICH R., NASEKA A.M., PEÑÁZ M., POVŽ M., PRZYBYLSKI M., ROBILLARD M., RUSSELL I.C., STAKĖNAS S., ŠUMER S., VILA-GISPERS A., WIESNER C., 2005a. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? J. Appl. Ichthyol., 21: 242-262.
- COPP G.H., GARTHWAITE R., GOZLAN R.E., 2005b. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. J. Appl. Ichthyol., 21: 371-373.
- COPP G.H., VILIZZI L., MUMFORD J., FENWICK G.V., GODARD M.J., GOZLAN R.E., 2009. Calibration of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Fishes. Risk Analysis, 29: 457-467.
- DAISIE (EUROPEAN INVASIVE ALIEN SPECIES GATEWAY), 2009. Handbook of Alien Species in Europe. Springer, The Netherlands, 399 pp.
- GALLI P., STRONA G., BENZONI F., CROSA G., STEFANI F., 2007. Monogenoids from Freshwater Fish in Italy, with Comments on Alien Species. Comp. Parasitol., 74: 264-272.
- GHERARDI F., BERTOLINO S., BODON M., CASELLATO S., CIANFANELLI S., FERRAGUTI M., LORI E., MURA G., NOCITA A., RICCARDI N., ROSSETTI G., ROTA E., SCALERA R., ZERUNIAN S., TRICARICO E., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. Biol. Invasions, 10: 435-454.
- GOZLAN R.E., BRITTON J.R., COWX I., COPP G.H., 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. J. Fish Biol., 76: 751-786.
- HESTHAGEN T., SANDLUND O.T., 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. J. Fish Biol., 71: 173-183.
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE), 2010. Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 1st September 2010.
- LEUNDA P.M., 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. Aquat. Invasions, 5: 239-262.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., DE POORTER M., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database.

- Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). *Aliens*, 12: 1-12.
- MASTITTSKY S.E., KARATAYEV A.Y., BURLAKOVA L.E., ADAMOVICH B.V., 2010. Non-native fishes of Belarus: diversity, distribution, and risk classification using the Fish Invasiveness Screening Kit (FISK). *Aquat. Invasions*, 5: 103-114.
- MERANER A., BARIC S., PELSTER B., DALLA VIA J., 2010. Microsatellite DNA data point to extensive but incomplete admixture in a marble and brown trout hybridisation zone. *Conserv. Genet.*, 11: 985-998.
- MERANER A., GRATTON P., BARALDI F., GANDOLFI A., 2013. Nothing but a trace left? Autochthony and conservation status of Northern Adriatic *Salmo trutta* inferred from PCR multiplexing, mtDNA control region sequencing and microsatellite analysis. *Hydrobiologia*, 702: 201-213.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC: 155 pp.
- NOCITA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, 21: 93-96.
- OBBERTEGGER U., THALER B., FLAIM G., 2010. Rotifer species richness along an altitudinal gradient in the Alps. *Global Ecol. Biogeogr.*, 19: 895-904.
- PORRINI S., IPPOLITI A., 2006. Progetto di studio su alcune specie ittiche invasive e sulle metodologie per un loro efficace controllo nel Lago Maggiore e nel Lago di Varese. Provincia di Varese, Settore Politiche per l'Agricoltura e Gestione Faunistica, 128 pp.
- SALA O.E., CHAPIN F.S., ARMESTO J.J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L.F., JACKSON R.B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D.M., MOONEY H.A., OESTERHELD M., LEROY POFF N., SYKES M.T., WALKER B.H., WALKER M., WALL D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- SAVINI D., OCCHIPINTI-AMBROGI A., MARCHINI A., TRICARICO E., GHERARDI F., OLENIN S., GOLLASCH S., 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *J. Appl. Ichthyol.*, 26: 1-7.
- VOLTA P., JEPSEN N., 2008. The recent invasion of *Rutilus rutilus* (L.) (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine lake: Lago Maggiore. *J. Limnol.*, 67: 163-170.
- ZERUNIAN S., 2002. Condannati all'estinzione? Edagricole (eds.), Bologna, 220 pp.

Il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*): minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico.*

The Louisiana red swamp crayfish (Procambarus clarkii): threat to biodiversity and the hydraulic system.*

GIORGIO DE LUISE

Via XXIV Maggio, 61

33010 Reana del Rojale (Udine), Italia

Keywords

Native species, (IAS) invasive alien species, Louisiana red swamp crayfish.

Parole chiave

Specie autoctone, (IAS) specie aliene invasive, gambero rosso di palude della Louisiana.

Summary

In 2006, results of the last census of freshwater crustaceans in Friuli Venezia Giulia were presented.

In addition to the freshwater crab (*Potamon fluviatilis*) only native crayfishes were found to be present at that time. After some warnings about the probably presence in Friuli Venezia Giulia of the invasive alien species (IAS) *Procambarus clarkii* (Louisiana red swamp crayfish) in 2009, the Ente Tutela Pesca (ETP) promoted a specific monitoring program that took place in some local waterways.

By means of this specific action, the red swamp crayfish has been found in some waterways, in which populations appeared to be well established with a high number of individuals. In some of these sites, this strong presence represents a new threat to the indigenous river crayfish which is already endangered by several factors (habitat disappearance, pollution, poaching...). NICS (Non Indigenous Crayfish Species) management is difficult and complex, and should take care about issues related to human health. In fact, red swamp crayfish edibility can be a serious problem due to ingestion and accumulation of phyto-toxins (especially phytotoxins produced by the cyanobacteria, *Microcystis aeruginosa*) eventually present in its living environment: these compounds damage liver, kidneys, lungs, and have carcinogenic effects.

Referring to specific experiences in this specific field, technical and political measures and provisions taken in several European countries for the containment, the eradication, and the management of the Louisiana red swamp crayfish have been analyzed. Friuli Venezia Giulia could promulgate laws and rules to regulate the exploitation of this particular resource by the establishment of protected areas, the absolute ban of detention of alien living crayfishes, the ban of farming for production purposes, and the promotion of professional fishing.

Riassunto

Nel 2006 vennero presentati i risultati dell'ultimo censimento di crostacei decapodi d'acqua dolce in Friuli Venezia Giulia (FVG). Allora, oltre al granchio dulcaquicolo, *Potamon fluviatilis*, erano presenti esclusivamente gamberi di fiume nativi.

Nel 2009, a seguito di alcune segnalazioni sulla (presunta) presenza in Regione di una specie aliena - il gambero rosso della Louisiana, *Procambarus clarkii* - l'Ente Tutela Pesca (ETP) ha promosso uno specifico monitoraggio in alcuni corsi d'acqua in Regione, a seguito del quale la specie è stata effettivamente segnalata, in alcuni siti in numeri elevati, con popolazioni ben strutturate, a rappresentare una minaccia per le specie indigene già minacciate da numerosi altri fattori (perdita di habitat, inquinamento, bracconaggio, ecc...).

La gestione del gambero rosso è complessa e articolata, e deve tenere in considerazione anche aspetti che attengono alla salute umana. La sua commestibilità, infatti, può essere un grave problema qualora l'animale abbia ingerito fitotossine presenti nell'ambiente (in particolare quelle prodotte dal cianobatterio *Microcystis aeruginosa*), che possono produrre danni al fegato, ai polmoni, ai reni ed avere anche effetti di natura cancerogena. Facendo riferimento alle diverse esperienze in questo campo sono stati analizzati i diversi provvedimenti tecnici e politici adottati per il contenimento, l'eradicazione, la gestione del gambero rosso in diversi paesi europei. Anche il FVG potrebbe emanare e promulgare leggi e norme che regolamentino lo sfruttamento di questa particolare risorsa con l'istituzione di aree di rispetto, il divieto assoluto di detenzione di animali vivi, vietandone l'allevamento a scopo produttivo, promuovendo la pesca professionale di questo gambero.

* Comunicazione presentata al Convegno ETP maggio 2010: "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi".

Introduzione

Scopo di questo lavoro è affrontare un problema faunistico che, per le sue peculiarità, sta interessando anche le acque del Friuli Venezia Giulia, sia in riferimento ad aspetti faunistici e floristici, sia per le dirette conseguenze che già si stanno evidenziando in alcune zone sullo stesso ambiente fisico (Figg. 1-2).

La presenza nelle acque regionali dell'alloctono *Procambarus clarkii* (gambero rosso della Louisiana) (Fig. 3) è legata ad una sua introduzione volontaria per fini alieutici, utilizzandola come esca viva, alimentari o, ancora, per scopi amatoriali. Tutti questi motivi hanno portato ad una sua rapida espansione, peraltro osservata negli ultimi anni in tutta Europa.

Fondamentale, se non per l'eradicazione quantomeno per il contenimento della specie, è la formazione di quanti, a vario titolo, operano quotidianamente o saltuariamente nelle acque interne del Friuli Venezia Giulia, affinché possano riconoscere la specie anche solo attraverso alcuni segnali identificativi legati alla sua presenza; come pure il ruolo svolto dagli Amministratori nell'adottare opportuni provvedimenti da esplicitare attraverso azioni comuni e coordinate.

In questo modo sarà possibile aggiornare la mappa della sua espansione e far fronte, dove ciò è ancora possibile, a quella che può essere definita una vera e propria emergenza ambientale.

Nel lontano 1989 il problema della presenza di *P. clarkii* era già "scoppiato" in Spagna, dov'era presente fin dal '72 e dove un team di esperti francesi, tedeschi ed italiani, tra i quali lo scrivente, tentava di arginarlo (De Luise, 2009).

Nel 1992, quando ancora le problematiche relative all'introduzione di *P. clarkii* erano poco note a livello nazionale, giacché vi era un'unica popolazione riproduttiva segnalata in Piemonte (Del Mastro, 1999), fu eseguito nel lago di Massaciuccoli un intervento di eradicazione della specie, suggerendo le linee guida per contenere quella che era ormai una vera emergenza (De Luise, 1996).

Dopo un primo positivo riscontro, tuttavia, la componente politica adottò altri interventi, probabilmente anche a seguito della pubblicità diretta od indiretta fatta in alcune pubblicazioni sull'allevamento di questa specie (Mancini, 1986), che hanno persuaso alcuni privati od Enti, magari in buona fede e mal consigliati, di intraprendere politiche di allevamento e ripopolamento in acque pubbliche per uno sfruttamento commerciale della specie.

È bene ricordare che la presenza di questa specie alloctona è ancor più grave di altre introduzioni animali legate all'ambiente acquatico e, anche se non viene percepita dalla maggior parte delle persone e degli Enti pubblici, a causa della difficoltà di rinvenimento, quando le conseguenze ambientali (sia biotiche che abiotiche) divengono palesi, è ormai troppo tardi.



Fig. 1 - Particolare di un argine con elevata presenza di tane di *Procambarus clarkii* (canale in località Sguass, Gorizia) (foto De Luise G.).

Fig. 1 - Detail of a bank with high stocking density of shelters of *Procambarus clarkii* (channel in the locality of Sguass, Gorizia) (Photo by De Luise G.).



Fig. 2 - Evidente infiltrazione spondale interessante un tratto di 20 metri circa (foto De Luise G.).

Fig. 2 - Perceptible bank infiltration along an interval of about 20 metres (Photo by De Luise G.).



Fig. 3 - Esemplare di *Procambarus clarkii* nel tipico atteggiamento di difesa/offesa, catturato nel lago Pakar (Pordenone, Italia) (foto De Luise G.).

Fig. 3 - Specimen of *Procambarus clarkii* showing the typical defending/offending behaviour, captured into the Pakar lake (Pordenone, Italy) (Photo by De Luise G.).

Nella nostra Penisola, la situazione attuale relativa alla densità delle popolazioni e all'areale di distribuzione di *Procambarus clarkii* è assai preoccupante, soprattutto perché le popolazioni presenti sono ormai naturalizzate ed in fase di rafforzamento territoriale, con valori di densità in continuo aumento (Fig. 4). In Italia, in cui la prima



Fig. 4 - Territori italiani nei quali attualmente ci sono popolazioni di *Procambarus clarkii* (rosso), indicata in verde la regione Friuli Venezia Giulia.

Fig. 4 - Italian areas, in which presently there are populations of *Procambarus clarkii* (red), designated in green Friuli Venezia Giulia region.

popolazione riproduttiva documentata è stata individuata in Piemonte nel 1989 (Del Mastro, 1992; 1999), ora la specie è ormai diffusa in molte regioni: Lombardia, Liguria ed Emilia Romagna (Mazzoni *et al.*, 1997); Toscana (Baldaccini, 1995; Gherardi *et al.*, 1999); Umbria (Dorr *et al.*, 2003); Marche (Gabucci *et al.*, 1990); Lazio (Gherardi *et al.*, 1999); Abruzzo (Gherardi *et al.*, 1999); Sicilia (D'Angelo e Lo Valvo, 2003). Nel 2005 la presenza della specie è stata inoltre accertata in alcuni corsi d'acqua della Sardegna centrosettentrionale (Orrù *et al.*, 2009). In seguito è stato rinvenuto anche in territorio veneto e recentemente in Friuli Venezia Giulia (http://msn.ve.it/index.php?pagina=progamb_view&id=4&idprog=42).

L'areale di *P. clarkii* è in progressiva espansione a seguito della colonizzazione di nuove aree, non solo di pianura, talvolta occupate dal gambero autoctono (*Austropotamobius* sp.), con conseguente contrazione delle popolazioni di quest'ultimo per competizione diretta ed indiretta, ma soprattutto per la trasmissione di patologie. *P. clarkii*, infatti, come pure due specie nordamericane (*Pacifastacus leniusculus* ed *Orconectes limosus*), mostra un'elevata, seppur non totale, resistenza alla peste del gambero, il cui agente eziologico è *Aphanomyces astaci*. La peste del gambero è un'afanomicosi, molto pericolosa per tutti i gamberi d'acqua dolce (Fig. 5).

Nell'estate 2009, su campioni di *Austropotamobius palipes* prelevati, in seguito a gravi morie, in alcuni torrenti della Provincia di Isernia in Molise e pervenuti al laboratorio di Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale dell'Università di Bologna, sono state evidenziate gravi lesioni riferibili alla Peste del gambero (Quaglio ex verbis), diagnosi successivamente confermata dalle analisi eseguite presso i laboratori dell'Istituto Zooprofilattico dell'Abruzzo e Molise (Paolini ex verbis). Nel 2006 i cen-

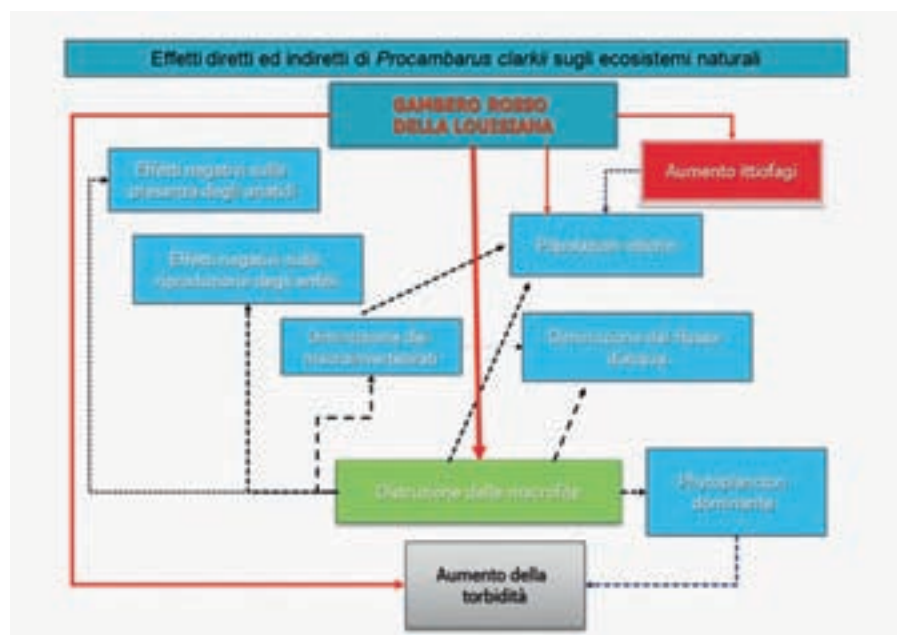


Fig. 5 - Effetti diretti ed indiretti di *Procambarus clarkii* sugli ecosistemi naturali.

Fig. 5 - Direct and indirect effects of *Procambarus clarkii* on natural ecosystems.

simenti di crostacei d'acqua dolce in Friuli Venezia Giulia denunciavano, oltre al granchio d'acqua dolce (*Potamon fluvialis*), esclusivamente la presenza di specie autoctone (De Luise, 2006). In seguito ad alcune segnalazioni fatte da agenti di vigilanza ittico-venatoria del Corpo Forestale regionale e da personale dell'Ente Tutela Pesca riguardanti la presunta presenza di una nuova specie di gambero in regione, l'Ente Tutela Pesca nel 2009 ha promosso uno specifico monitoraggio a carattere preliminare in 20 stazioni opportunamente individuate nelle acque interne regionali (De Luise, 2009) (Fig. 6).

Il Friuli-Venezia Giulia presenta nove bacini idrografici (Cormor, Corno, Meduna, Isonzo, Sile, Slizza, Stella, Tagliamento, Vajont) compresi e talora condivisi nei quindici Collegi di pesca in cui è suddiviso il territorio in conformità dell'art. 27 del D.P.G.R. 16/11/72 n. 04003/181 e precisamente:

- 1) Collegio di Gorizia
- 2) Collegio di Sagrado - Monfalcone - Trieste
- 3) Collegio di Pordenone
- 4) Collegio di Sacile
- 5) Collegio di Maniago - Barcis
- 6) Collegio di Spilimbergo
- 7) Collegio di S. Vito al Tagliamento
- 8) Collegio di Pontebba
- 9) Collegio di Tolmezzo
- 10) Collegio di Gemona - S. Daniele
- 11) Collegio di Tarcento - Nimis
- 12) Collegio di Udine
- 13) Collegio di Cividale del Friuli
- 14) Collegio di Codroipo - Latisana
- 15) Collegio di Cervignano - Palmanova

In alcune stazioni è stata accertata la presenza di *P. clarkii*, talvolta caratterizzata da densità anche elevate, oscillanti tra 1,7 e 3 individui/m² (De Luise, 2009) (Figg. 7-11).



Fig. 6 - Distribuzione al 2009 di *Procambarus clarkii* in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 6 - Distribution of *Procambarus clarkii* in Friuli Venezia Giulia region in 2009.

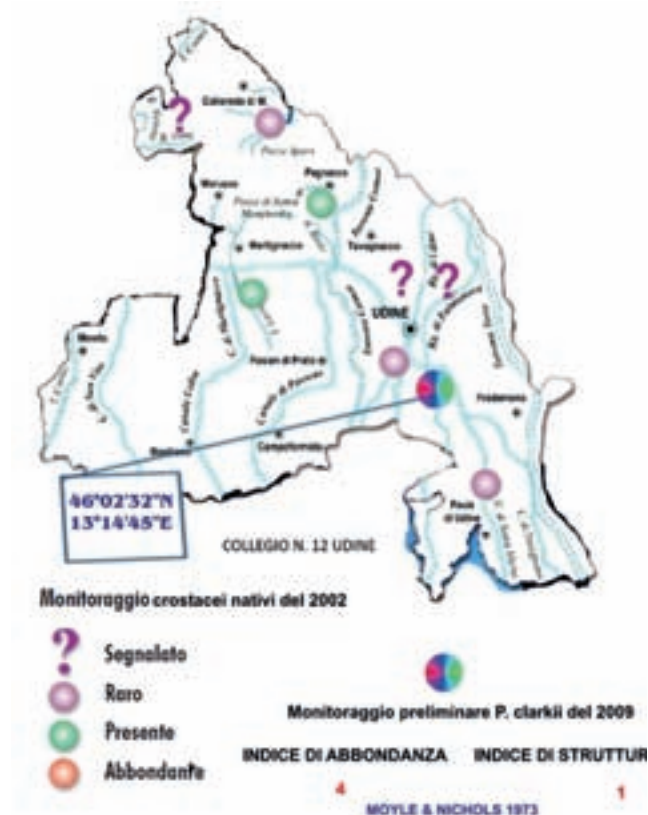


Fig. 7 - Distribuzione del *Procambarus clarkii* nel Collegio di Pesca n.3 dove è attualmente presente *Austropotamobius pallipes*.

Fig. 7 - Distribution of *Procambarus clarkii* in the College of Peach n.3 where *Austropotamobius pallipes* is currently present.

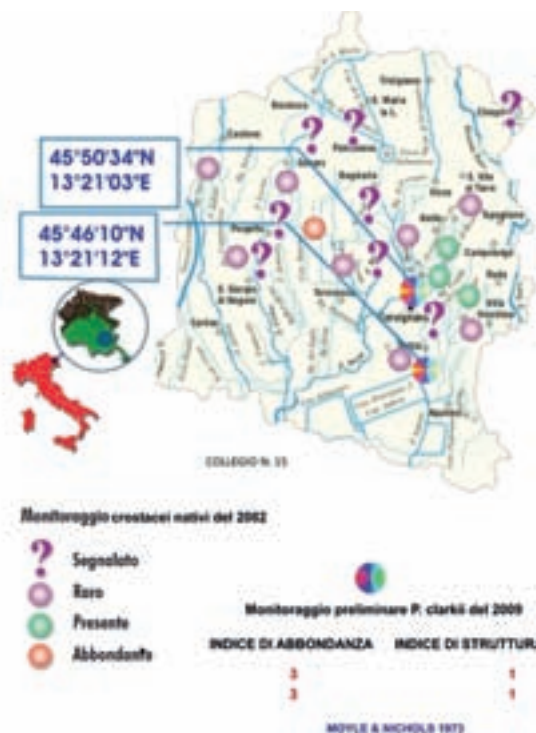


Fig. 8 - Distribuzione del *Procambarus clarkii* nel Collegio di Pesca n.12 dove è attualmente presente *Austropotamobius pallipes*.

Fig. 8 - Distribution of *Procambarus clarkii* in the College of Peach n.12 where *Austropotamobius pallipes* is currently present.

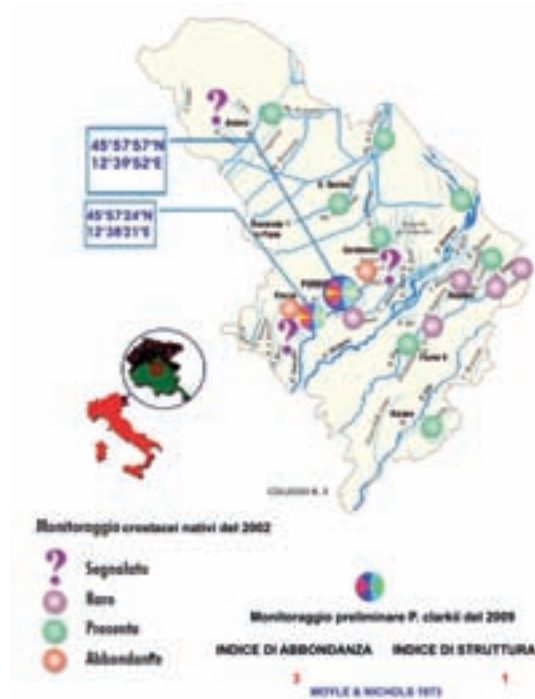


Fig. 9 - Distribuzione del *Procambarus clarkii* nel Collegio di Pesca n.15 dove è attualmente presente *Austropotamobius pallipes*.

Fig. 9 - Distribution of *Procambarus clarkii* in the College of Peach n.15 where *Austropotamobius pallipes* is currently present.

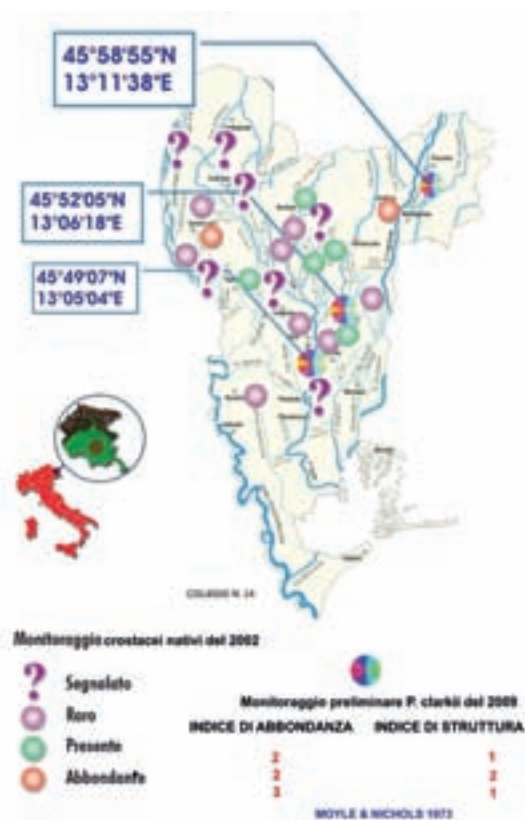


Fig. 10 - Distribuzione del *Procambarus clarkii* nel Collegio di Pesca n.14 dove è attualmente presente *Austropotamobius pallipes*.

Fig. 10 - Distribution of *Procambarus clarkii* in the College of Peach n.14 where *Austropotamobius pallipes* is currently present.



Fig. 11 - Distribuzione del *Procambarus clarkii* nel Collegio di Pesca n.2 dove è attualmente presente *Austropotamobius pallipes*.

Fig. 11 - Distribution of *Procambarus clarkii* in the College of Peach n.2 where *Austropotamobius pallipes* is currently present.

In tabella 1 vengono riportati sinteticamente i rispettivi indici di abbondanza e di struttura delle popolazioni di *Proclammarus clarkii*, i cui valori sono stati assegnati sulla base della numerosità, delle classi di età e della lunghezza degli esemplari.

Nonostante la verifica sia stata condotta solo in alcuni punti, dai dati riportati in tabella 1 emerge la sovrapposizione tra gli areali di diffusione del gambero autoctono con quello alloctono.

Nel Collegio di pesca 14 è presente un Sito di Interesse Comunitario (SIC) (IT 3320036) nelle cui vicinanze sono stati catturati esemplari di *P. clarkii*.

La presenza di *P. clarkii* è, inoltre, particolarmente numerosa in un'area del monfalconese (GO) inclusa in un SIC (IT3331005), in cui sarà indispensabile definire soluzioni tecniche e pratiche sul lungo periodo, secondo le vigenti e specifiche normative comunitarie, pena anche il futuro collasso delle strutture arginali.

L'introduzione di questa specie aliena in regione è imputabile sia a processi di transfaunazione attiva, dovuti ad immissioni da parte dell'uomo per ignoranza degli effetti che fauna e flora alloctone provocano nell'ambiente, sia alla detenzione di soggetti vivi in strutture annesse a corsi d'acqua per ristorazione. Non bisogna, infine, dimenticare anche il settore dell'acquariofilia, altro importante vettore per la diffusione in natura di molte specie animali dulciacquicole. Una regolamentazione specifica e controlli dei punti vendita, nonché una campagna informativa diretta agli acquirenti, sarebbe senza dubbio di grande utilità,

come pure un'adeguata preparazione di tutti coloro che, per motivi diversi, operano nei corsi d'acqua, affinché riescano a riconoscere la specie, soprattutto per la difficoltà di riconoscimento in alcune delle sue fasi biologiche (Fig. 12).



Fig. 12 - Particolare di un esemplare mentre entra nella tana (si noti la colorazione verdastria) (foto De Luise G.).

Fig. 12 - Detail of a specimen entering its shelter (see the greenish colour) (Photo by De Luise G.).

Per quanto riguarda la gestione in Friuli Venezia Giulia di questa nuova specie, particolare attenzione è stata rivolta al problema della sicurezza sanitaria; essendoci un problema di possibile non commestibilità legata alla qualità ambientale ed al grado di inquinamento degli areali in cui gli esemplari possono venire pescati.

In assenza di certificazioni sanitarie, quindi, la specie, se utilizzata a scopo alimentare, potrebbe costituire un pericolo per la salute umana soprattutto per la reale possibilità

COLLEGIO DI PESCA	<i>Austropotamobius</i> 1987 ⁽¹⁾		<i>Austropotamobius</i> 1991 ⁽²⁾		<i>Austropotamobius</i> 2006 ⁽³⁾		<i>Proclammarus</i> 2009 ⁽⁴⁾	
	IA	IP	IA	IP	IA	IP	IA	IP
1	5	1	3	1	2	1		
2	4	2	5	3	5	1	5	1
3	5	1	5	1	5	1	3	1
4	5	1	5	1	5	1	3	1
5	3	1	4	1	5	1		
6	5	1	5	1	5	1	2	3
7	2	3	3	3	4	1	3	1
8	1	2	1	2	3	1		
9	1	2	2	2	3	1		
10	5	1	4	3	5	1		
11	5	1	5	1	5	1		
12	5	3	5	2	4	1	4	1
13	5	1	5	1	4	1		
14	5	1	4	1	3	1	3	1
15	3	1	4	1	4	1	3	1
IA= Indce d Abbondanza IP= Indice di Popolazione (modificato da Moyle e Nichols, 1973)								

Tab. 1 - Evoluzione della consistenza delle popolazioni di gamberi nativi ed alieni in Friuli Venezia Giulia per Collegio di Pesca ⁽¹⁾De Luise, 1987; ⁽²⁾1991; ⁽³⁾2006; ⁽⁴⁾2009).

Tab. 1 - Consistency trend of populations of native and alien crayfish species in Friuli Venezia Giulia in the different Fishing College ⁽¹⁾De Luise, 1987; ⁽²⁾1991; ⁽³⁾2006; ⁽⁴⁾2009).

di trasmissione di tossine. Negli ultimi anni, la crescente eutrofizzazione delle acque dolci ha causato la formazione di consistenti fioriture di cianobatteri che, in determinate condizioni ambientali, possono produrre tossine che si accumulano nelle acque e nella fauna ittica, determinando conseguentemente rischi elevati anche per la salute umana (Carmichael e Falconer, 1993; Cox *et al.*, 2005).

Il cianobatterio *Microcystis aeruginosa* produce tossine (microcistine) che possono essere accumulate nell'organismo di *P. clarkii* ed avere un effetto epatotossico su mammiferi, uccelli, pesci e, di conseguenza, anche sull'uomo che si nutre delle sue carni. A parità di peso, le microcistine sono 20 volte più potenti dell'acido cianidrico e della stricnina (Bruno *et al.*, 2004). Dal momento che non esistono antidoti per le tossine prodotte da cianobatteri (Morari, 1999), risulta essenziale garantire la sicurezza sanitaria del prodotto pescato e commercializzato.

Nel lago di Massaciuccoli, proprio durante il periodo estivo quando l'attività di pesca è più produttiva, sono state messe in atto misure cautelative di divieto di pesca a causa delle consistenti fioriture di *M. aeruginosa* (Simoni *et al.*, 2004). Sebbene, infatti, non fossero state osservate morie di pesci e di gamberi, attribuibili a tali esplosioni algali (Simoni *et al.*, 2004), le concentrazioni di microcistina rinvenute erano risultate superiori al limite raccomandato, inducendo i Comuni del comprensorio ad emanare nel 2002 e nel 2003, il divieto di pesca (Simoni *et al.*, 2004).

In relazione alla possibile pericolosità derivante dall'ingestione delle carni di *Procambarus clarkii*, l'Ente Tutela Pesca ha ritenuto necessario, prima di consentire la libera cattura del gambero rosso della Louisiana, procedere all'acquisizione di informazioni più dettagliate riguardanti oltre la sua diffusione nelle acque interne della Regione, la sua potenziale tossicità e la sua capacità a trasmettere malattie; questi dati sono indispensabili al fine di individuare i criteri per consentire la libera cattura della specie.

Ormai il gambero rosso della Louisiana è ritenuto, dalla maggior parte degli studiosi, la specie alloctona più dannosa presente in Italia, infatti, in alcuni territori della Lombardia, rappresenta attualmente l'invertebrato di grossa taglia più comune.

I provvedimenti tecnici e politici che dovranno essere intrapresi senza indugio anche in Friuli Venezia Giulia possono essere riassunti e sintetizzati nei seguenti punti con le rispettive priorità di intervento:

- prosieguo del monitoraggio del *P. clarkii* in forma più mirata ed analitica;
- tutoraggio degli agenti di vigilanza di ogni corpo di appartenenza (regionale, provinciale e dello stato);
- verifica della possibilità di estendere la cattura della specie da parte di pescatori sportivi, inserendola a titolo nel Calendario di pesca con le ovvie regolamentazioni;

- tutoraggio di un limitato e scelto numero di soggetti in possesso della licenza di pesca al fine di rilasciare una specifica delega alla cattura di *P. clarkii* senza limiti temporali e con ogni mezzo consentito; in questo caso, ovviamente, dovrà essere predisposto un apposito piano di intervento con l'obbligatorietà di istituire un punto di controllo del pescato;
- nella reale impossibilità di eradicarla, messa a punto di un piano per la rimozione meccanica con catture selettive della specie in Siti di Interesse Comunitario (SIC), al fine di mantenere la popolazione a un livello non virulento;
- coinvolgimento attivo dell'ARPA FVG per la verifica della presenza nelle carni di bioaccumuli e/o fitotossine, ciò perché l'utilizzazione del materiale pescato deve essere valutata attentamente, soprattutto se il prodotto viene destinato a scopi alimentari od immesso, come già accaduto sul mercato di Grado;
- coinvolgimento diretto della Protezione Civile al fine di monitorare altre aree che presentino caratteristiche di argini in fase di smottamento e che siano compatibili con la presenza di questa specie;
- sempre nelle aree SIC, redazione di un piano strategico tecnico atto alla sperimentazione dell'immissione di specie ittiche predatrici almeno a stadio sub adulto (luccio e pesce gatto in particolare) con il successivo monitoraggio degli incrementi ponderali delle stesse e puntuale verifica dei contenuti stomacali di un campione;
- notifica dei risultati ai competenti Organi del Ministero dell'Ambiente;
- istituzione di un tavolo tecnico con le Amministrazioni pubbliche confinanti (già interessate al problema), ampliando - se è il caso - anche la collaborazione transfrontaliera con la vicina Slovenia e l'Austria.

In conclusione dovranno essere adottate le misure di contenimento più efficaci basate sulla gestione mirata di questa specie aliena, con un aggiornamento delle normative e dei regolamenti per un management "saggio" e diversificato, con l'applicazione di una normativa regionale che regoli lo sfruttamento della risorsa impedendone, comunque, l'allevamento a scopo produttivo, ma promuovendo la pesca (anche professionale) di questo gambero, in particolare nelle acque di bonifica, anche in deroga ad eventuali regolamenti. È poi importante stabilire il divieto di trasporto di materiale "vivo" e l'istituzione di aree di rispetto e di divieto assoluto di detenzione di animali vivi appartenenti alla specie in questione.

Tutto ciò sarà possibile grazie anche all'aiuto di tutti i pescatori sportivi che rappresentano le prime "sentinelle" dei corsi d'acqua e che, opportunamente informati, sapranno riconoscere ed identificare la presenza di questo crostaceo in tutte le acque regionali.

In conclusione chi avesse la fortuna, o sfortuna di incontrare in Friuli Venezia Giulia questo crostaceo o di presumere la sua presenza, sarà opportuno che avvisi senza indugio il personale dell'Ente Tutela Pesca; solo così i tecnici potranno aggiornare la mappa della sua espansione per far fronte, dove è ancora possibile, a questa nuova emergenza ambientale che, a detta degli esperti, è per molti versi paragonabile a quella della più conosciuta zanzara tigre (*Aedes albopictus*), per la quale vengono tuttora impiegate notevoli risorse soprattutto economiche, senza comunque riuscire a debellarla. L'Unione Europea, non a caso, ha certificato che *Procambarus clarkii* rientra nella lista delle 100 specie invasive più pericolose (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe).

Bibliografia

- BALDACCINI G.N., 1995. Considerazioni su alcuni macroinvertebrati dell'area umida di Massaciuccoli (Toscana). In: P.E. Tomei, E. Guazzi, Il bacino del Massaciuccoli – IV. Pacini (eds.), Pisa: 91-113.
- BRUNO J.F., KENNEDY C.W., RAND T.A., GRANT M.-B., 2004. Landscape-scale patterns of biological invasions in shoreline plant communities. *OIKOS*, 107: 531-540.
- CARMICHAEL W.W., FALCONER I.R., 1993 - Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In "algal Toxins in seafood and drinking water". Academic Press, Hartcourt Brace & Comp., Publ., London: 187-209.
- COX P.A., BANACK S.A., MURCH S.J., RASMUSSEN U., TIEN G., BIDIGARE R.R., METCALF J.S., MORRISON L.F., CODD G.A., BERGMAN B., 2005. Diverse taxa of cyanobacteria produce beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proc Natl Acad Sci USA*, 102: 5074-8.
- D'ANGELO S., LO VALVO M., 2003. On the presence of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Sicily. *Naturalista siciliano*, 27 (3-4): 325-327.
- DE LUISE G., 1987. Indagine preliminare sulla distribuzione del gambero d'acqua dolce della specie *Austropotamobius pallipes italicus* FAXON nel Friuli-Venezia Giulia. Sue possibilità di allevamento e ripopolamento. C.C.I.A.A. di Udine, 45 pp.
- DE LUISE G., 1991. Diffusione, allevamento e ripopolamento in Friuli del gambero d'acqua dolce. Chiandetti (Eds.). Reana del Rojale: 174pp.
- DE LUISE G., 1996. Relazione sull'attuazione di un intervento di bonifica di *Procambarus clarkii*, crostaceo alloctono acquidulcicolo. Ente Parco Regionale di Migliarino San Rossore Massaciuccoli, Pisa, 45 pp.
- DE LUISE G., 2006. I crostacei decapodi d'acqua dolce in Friuli Venezia Giulia. Recenti acquisizioni sul comportamento e sulla distribuzione nelle acque dolci della Regione. Venti anni di studi e ricerche. Ente Tutela Pesca - Regione Friuli Venezia Giulia, 91 pp.
- DE LUISE G., 2009. Studio preliminare sulla presenza del gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca – Regione Friuli Venezia Giulia, 110 pp.
- DE LUISE G., 2010. Il Gambero rosso della Louisiana. Aspetti ecologici, biologici e gestionali in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, Udine, 52 pp.
- DEL MASTRO G.B., 1992. Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Pianura*, 4: 5-10.
- DEL MASTRO G.B., 1999. Annotazioni sulla storia naturale del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte centrale e prima segnalazione regionale del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Riv. Piem. St. Nat.*, 20: 65-92.
- DORR J.A.M., PEDICILLO G., LORENZONI M., 2003. First record of *Procambarus clarkii*, *Orconectes limosus* and *Astacus leptodactylus* in Umbria. *Rivista di Idrobiologia*, 40 (2-3): 221-223.
- GABUCCI L., PARA R., POSELLI M., 1990. Pesci e Crostacei d'acqua dolce della provincia di Pesaro-Urbino. *La Pieve*, Villa Verrucchio, Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 58: 324-335.
- GHERARDI F., BALDACCINI G.N., BARBARESI S., ERCOLINI P., DE LUISE G., MAZZONI D., MORI M., 1999. Case studies of alien crayfish in Europe. The situation in Italy. In: Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation. F. Gherardi & D.M. Holdich (eds.). A.A. Balkema, Rotterdam: 107-128.
- MAZZONI D., NOBILE L., QUAGLIO F., RESTANI R., 1997. Presence of freshwater crayfish in Emilia Romagna region: ecopathological problems joined exotic species introduction. *Bollettino Società Italiana di Patologia Ittica*, 21: 45-51.
- Morari M., 1999. Profilo tossicologico delle tossine prodotte dai cianobatteri. Rapporti ISTISAN00/30. Atti workshop "Aspetti sanitari della problematica dei cianobatteri nelle acque superficiali italiane. Istituto Superiore di Sanità, Roma 16-17 dicembre: 27-32.
- MOYLE P.B., NICHOLS R.D., 1973. Ecology of some native and introduced fishes of the Sierra Nevada Foothill in Central California. *Copeia*, 3: 478-490.
- ORRÙ F., DEIANA A. M., CAU A., 2009. Conservazione della biodiversità e specie alloctone invasive: il gambero *Procambarus clarkii* nelle acque interne della Sardegna. Atti del XVIII Convegno del Gruppo per l'Ecologia di Base "G. Gadio". Alessandria, 9 – 11 maggio 2008, Studi Trentini di Scienze Naturali, 86, 162 pp.
- SIMONI F., DI PAOLO C., MANCINO A., SIMONI F., FALASCHI A., 2004. Microcystin concentrations in water and ichthyofauna of Massaciuccoli Wetlands (Tuscany). *Harmful Alga News*, 25: 4-6.

Genetica di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce con particolare attenzione ai Salmonidi del Nord-Adriatico.

Conservation genetics of freshwater fishes with special emphasis on Northern Adriatic Salmonids.

ANDREAS MERANER

ANDREA GANDOLFI

Department of Biodiversity and Molecular Ecology, Research and Innovation Centre, Fondazione Edmund Mach, Via E. Mach 1 - 38010 San Michele all'Adige, TN, Italy

Keywords

Conservation genetics of freshwater fishes, Northern Adriatic, brown trout, *Salmo trutta*, marble trout, *Salmo (trutta) marmoratus*, european grayling, *Thymallus thymallus*.

Parole chiave

Genetica di conservazione dell'ittiofauna d'acqua dolce, Nord Adriatico, trota fario, *Salmo trutta*, trota marmorata, *Salmo (trutta) marmoratus*, temolo europeo, *Thymallus thymallus*.

Riassunto

Il pianeta sta affrontando la sesta estinzione di massa e molte delle specie dell'ittiofauna d'acqua dolce risultano particolarmente minacciate. A fronte di ciò, l'emergente disciplina scientifica della genetica di conservazione utilizza gli strumenti genetici molecolari per studiare i pattern e i processi che caratterizzano i taxa a rischio. In dettaglio, la genetica di conservazione è in grado di (i) individuare e ridurre il rischio di estinzione, (ii) identificare le popolazioni prioritarie ai fini della conservazione, (iii) definire le unità gestionali, (iv) risolvere le incertezze tassonomiche, (v) controllare i taxa invasivi e (vi) misurare l'introggressione mediata dall'attività antropica. La presente review offre un'introduzione generale alla genetica di conservazione, specificandone e descrivendone gli argomenti e le tematiche di interesse e facendo riferimento alle tecniche molecolari più rilevanti utilizzate nell'ambito della biologia di conservazione. Inoltre, sono qui introdotti alcuni recenti progetti scientifici attinenti alla genetica di conservazione focalizzati sullo studio di salmonidi a rischio del bacino del Nord Adriatico. Infine, sono presentate le prospettive per futuri sforzi di conservazione genetica con particolare attenzione alle acque dolci del Nord Adriatico.

Summary

The world is facing its sixth extinction crisis with freshwater fish species being particularly endangered. Thereby, the emerging scientific field of conservation genetics is applying molecular genetics tools to study patterns and processes characterising endangered taxa. In detail, conservation genetics are used to (i) detect and reduce extinction risk, (ii) identify and prioritise populations for conservation, (iii) define management units, (iv) resolve taxonomic problems, (v) control invasive taxa and (vi) measure anthropogenic introgression. This review provides a general introduction to conservation genetics, itemises and describes concerning topics and themes and outlines most prominent molecular techniques used in conservation biology. In addition, recent scientific projects of conservation genetic content and focusing on endangered Northern Adriatic salmonids are introduced. Finally, perspectives for future conservation genetic endeavours with special emphasis on the Northern Adriatic region are proposed.

"The library of life is burning, and we don't even know the titles of the books"

(Gro Harlem Brundtland, Former Prime Minister of Norway, comment to the opening of the Trondheim Conference on Biodiversity)

Introductory notes

The world is facing an enormous and apace proceeding depletion of biological diversity. The magnitude of the so-called ‘sixth extinction crisis’ compares with that of previous mass extinction events, the last of which having occurred at the end of the Cretaceous, 65 million years ago, and eliminating the dinosaurs (Leakey and Lewin, 1995). However, the current loss of biodiversity is different for two major reasons: first, the present and ongoing mass extinction is exceptionally fast and resulted in the loss of thousands of unique fauna and flora elements in the course of only few decades; second, the extinction crisis is nowadays human-mediated. Direct (e.g. deforestation, hunting, fishing) or indirect (e.g. habitat deterioration, pollution, species translocation, disease transfer) anthropogenic activities trigger the present massive loss of species diversity.

In this context, originally highly diverse freshwater ecosystems constitute the doleful climax in terms of numbers of endangered species. Over 100,000 strictly freshwater-inhabiting species have so far been described, roughly translating into 6% of global biodiversity. This is particularly astounding when considering that freshwater makes up just 0.01% of global water resources (Gleick, 1996). The original species abundance in freshwater habitats is also reflected at the level of ichthyofauna richness. More than 10,000 fish species (531 at European level; Kottelat and Freyhof, 2007) have been identified in freshwater, constituting around 40% of global fish and 25% of total vertebrate biodiversity. At present, a large portion of global freshwater fish fauna is endangered by overexploitation, water pollution, flow modification, alien species invasions and habitat degradation (Dudgeon *et al.*, 2006; a detailed list of threat factors can be inferred from: Maitland, 1995). On the European scale, at least 42% of all recorded endemic freshwater fish species are conside-

red as threatened (Freyhof and Brooks, 2011) (Table 1). Within the Mediterranean region, inhabited by more than 200 endemic freshwater fish species, the recorded threat status is even more severe. In detail, 18% of all species are currently classified as Critically Endangered, 18% as Endangered and 20% as Vulnerable in the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Threatened Species (Smith and Darwall, 2006) (Table 1). Finally, species richness within the Mediterranean region is not evenly distributed and the Po River catchment area (Northern Adriatic) is characterised by an exceptionally high number of endemic freshwater species and should, therefore, deserve particular attention in the context of freshwater fish conservation.

An emerging scientific field: Conservation Genetics

Conservation genetics represents a sub-discipline of conservation biology. Genetic and genomic methods are used to study patterns and processes characterising threatened taxa, with the aim to support their sustainable management (for a methodological outline see BOX 1). As a ‘crisis’ discipline, efficient paths preventing the loss of declining species are urgently needed and, consequently, a vast array of scientific disciplines has rapidly been adopted in conservation biology. Beside ecological, parasitological, ethological, socio-economical and even philosophical approaches, also genetic - and closely related biostatistical - methods are currently been applied in conservation biology. The adoption of genetics in conservation issues today is advised in the majority of projects focusing on endangered species. The following themes (for a detailed and exhaustive description refer to Frankham *et al.*, 2002) can efficiently be investigated by the use of modern genetic approaches.

Tab.1 - Numero di specie ittiche endemiche su scala Europea e Mediterranea per ciascuna delle classi di rischio identificate dalla IUCN Red List.

Tab. 1 - Summary of numbers of endemic fish species in European and Mediterranean freshwater habitats within each IUCN Red List category.

Category	Endemic freshwater fish species			
	Europe*		Mediterranean**	
	No.	%	No.	%
Extinct (EX)	13	3	7	3
Extinct in the wild (EW)	1	0	1	0
Critically Endangered (CR)	53	12	45	18
Endangered (EN)	49	12	46	18
Vulnerable (VU)	75	18	51	20
Near Threatened (NT)	20	5	10	4
Least Concern (LC)	188	44	52	21
Data Deficient (DD)	26	6	41	16
Total	425	100	253	100

*Data from: Freyhof and Brooks, 2011.

** Data from: Smith and Darwall, 2006.

BOX 1 - Molecular markers in Conservation Biology

(for an exhaustive review of genetic technologies in fisheries science and conservation refer to: Liu and Cordes, 2004)

Allozymes: Polymorphisms of allelic variants of proteins used since the 1960s in fisheries genetics and conservation. Amino acid differences of protein forms reflect mutations in the coding DNA sequence and can be used for stock identification, parentage analysis, to track inbreeding and to resolve taxonomic questions. In spite of ease of their applicability, low cost and the relatively elevated number of isozyme systems available, the low resolution of allozyme markers, with many DNA changes being masked at the protein level, limit their use in conservation biology.

Mitochondrial (mt) DNA: Analyses of mtDNA (via DNA sequencing or fragment analysis) have been used in phylogeography and conservation biology. In freshwater fish conservation, mtDNA markers have been applied to resolve taxonomic ambiguities, define evolutionary significant and management units, investigate population differentiation and DNA diagnostics to track the trade of endangered species. The polymorphic information content of mtDNA markers is higher than for allozymes, but lower than for AFLPs, microsatellites, and SNPs. Finally, the maternal and non-Mendelian mode of inheritance of the mtDNA genome limit the use of mtDNA markers in population

structure and hybridisation analyses.

AFLPs (amplified fragment length polymorphisms): AFLP is a PCR-based, multi-locus fingerprinting method that allows the identification of genome-wide polymorphisms. Major strengths of AFLPs include the large number of analysed fragments and hence the elevated polymorphic content, high reproducibility and relative economy. Furthermore, AFLP analysis does not rely on prior molecular information of the genomic regions under investigation. AFLP markers are widely used in phylogeography, to delineate management units in conservation biology and to study population differentiation and structure as well as introgression and hybridisation.

Microsatellites: Microsatellites are tandemly arranged simple sequence repeats, generally ranging in size from 1 to 6 base pairs (e.g. AC dinucleotide repeats). The polymorphism used in population genetics is based on size differences due to varying numbers of repeat units contained by different alleles. These differences, caused by polymerase slippage during DNA replication, translate in a very high polymorphic content of microsatellite markers and a high resolution allowing the genetic identification of single individuals. Over the past decades, microsatellites have been

intensively used in fisheries genetics and conservation to study population differentiation and structure, introgression and hybridisation as well as for the assignment of individuals of unknown origin to possible source populations.

SNPs: Single nucleotide polymorphisms are caused by point mutations, thus giving rise to different alleles with alternative character states (i.e. DNA bases) at a given nucleotide position. SNPs occur at a frequency of one every few hundred base pairs and are therefore ideal for multi-locus genotyping. In addition, single nucleotide polymorphisms show generally lower genotyping error rates than other types of markers and are ideal for automation and high throughput. Next generation sequencing approaches, nowadays available also for non-model organisms, have the potential to dramatically increase the number of SNPs that can be scored in individual genomes within the frame of a single analysis. In addition to the rapid increase of genetic information made available, these new approaches allow a substantial reduction of times and costs of laboratory analyses. SNP marker analysis is currently applied in (sub)species identification, DNA-barcoding, to unravel population differentiation and structure as well as introgression.

Detecting and reducing extinction risk

Small and declining populations are often faced with reduced genetic diversity as well as inbreeding and the analysis of genetic marker variability is applied to assess these important features (see BOX 1 for details). In the context of management of endangered freshwater fishes, the genetic evaluation of diversity and inbreeding is crucial for many small and fragmented riverine species. As an example, Slovenian Marble trout (*Salmo (trutta) marmoratus*) populations were shown to exhibit reduced genetic variability (but high levels of inter-population differentiation) and this information is currently being used in conservation programs (Fumagalli *et al.*, 2002). In fact, individuals from adjacent streams were pooled to form more variable and viable hatchery strains. This should avoid the loss of genetic diversity and inbreeding and constitute the basis of sustainable management actions (but see Vincenzi *et al.*, 2010).

Identification and prioritisation of populations for conservation / Defining management units

The identification of populations needing management measures is the first step of every conservation program. However, this is not always a trivial issue. An extensive genetic survey is generally needed to reveal populations suffering from reduced genetic diversity and hence prone to extinction. In addition, conservation programs are mostly time- and resource-limited. Accordingly, the elaboration of a 'priority list' (Allendorf and Luikart, 1997), with management units being ranked considering conservation need and feasibility, is of elevated practical importance. As an example, remnant Marble trout populations were identified in a recent conservation program within the Adige River system, suffering from introgression with exotic Brown trout and hence deserving conservation actions. Using a conservation priority list, Marble trout populations were ranked considering introgression rates (Meraner *et al.*,

2010), but also practical aspects of fisheries management (e.g. stocking practice) and topographical information (e.g. hydromorphology, accessibility, migration barriers). Moreover, the determination of which population or set of populations are important to be conserved is a difficult and still hotly debated issue. Several theoretical approaches were proposed, but the concept of Evolutionary Significant Units (ESU) is the most widely applied. According to Ryder (1986), an ESU is a population unit that merits separate management and has a high priority for conservation. So forth, the ESU concept has been developed by including more stringent and practicable guidelines. Waples (1991) proposed a concept, where an ESU is a population unit that is reproductively separated from other populations and that is characterised by unique adaptations. According to Moritz (1994), different ESUs should be reciprocally monophyletic for mitochondrial DNA haplotypes and significantly divergent on the basis of nuclear DNA alleles at the inter ESU level. The same author further proposed to structure ESUs into single management units (MU) as the practical demes of conservation programs. Clearly, the ESU concept is still under development and matter of controversial debate (for details refer to: Fraser and Bernatchez, 2001; Allendorf and Luikart, 2007). However, regardless the specific ESU concept adopted, genetic approaches are generally seen to be of fundamental importance. As a consensus view, the abandon of the species as the taxonomic deme used in conservation and the adoption of more fine-scaled management units are the most important outcomes of the recent scientific debate.

Resolving taxonomic problems / DNA-based diagnostics:

Molecular tools are also widely applied to resolve taxonomic uncertainties. For example, a species of concern might indeed appear to be abundant and widespread when evident morphological characteristics identifying distinct subspecies within a species are missing. In such a case the species would be associated to an IUCN category of 'Least Concern', even if, in fact, a complex of taxonomic demes - some of which potentially highly threatened - might exist. Genetics are often the only efficient way to identify and finally preserve the original biodiversity, when dealing with 'cryptic' species. Furthermore, DNA-based diagnostics play an important role in the control on the importation and trade of endangered species (CITES - Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). Minute tissue samples from commercial fisheries products are genetically analysed and DNA-based diagnostics are applied to infer the species of origin. Thereby, DNA technologies provide a powerful

tool to detect and prosecute the illegal trade of commercial products deriving from endangered species. As an example, DNA-based diagnostics allowed to track endangered sturgeon (Acipenseridae) species in the context of caviar trade control (De Salle and Birstein, 1996).

Control of invasive fishes / Anthropogenic hybridisation

Genetic methods play also a prominent role for the control of invasive fishes. As an example, salmonids, highly important in fisheries and angling and thus massively managed by man, have frequently been introduced into wild conspecific populations with the imminent risk to homogenise within-species genetic diversity. Human mediated stocking of exotic strains might result in an irrecoverable loss of significant portions of the evolutionary legacy of European salmonid species, as stated by Gum *et al.* (2009) for the European grayling. Given the general lack of easily definable morphological characters discriminating biological diversity at the intra-species level, molecular approaches are widely applied. In detail, major evolutionary lineages, identified by sequencing parts of the mitochondrial genome (see BOX 1 for details), were shown to shape genetic diversity of both *S. trutta* and *Thymallus thymallus*. These evolutionary clades, at least five for both Brown trout and European grayling, have evolved in geographical isolation during the Pleistocene epoch, accumulated significant genetic divergence and are thus to be considered as major ESUs within each species.

In addition, the introduction of commercial salmonid strains of non-native origin might lead to hybridisation between native and foreign fish (e.g. through the intermixing of Atlantic and Adriatic clade of *T. thymallus* or Atlantic brown trout and Marble trout populations). This can result in the intrusion of foreign genome portions and potentially in the disruption of wild native gene pools. Thereby, stocking of non-native hatchery fish can give rise to hybrid swarms, e.g. when native and exotic individuals freely interbreed. Under a worst case scenario, finally, the displacement of the original population by the exotic one might occur, e.g. when the immigrant fish is experiencing fitness advantages over the introgressed one or when released specimens outnumber the natural population. Whatever might be the outcome of anthropogenic hybridisation, high-resolution molecular markers (e.g. microsatellites; BOX 1) are necessary to accurately describe underlying patterns and mechanisms.

The Mediterranean region - and in particular the Northern Adriatic drainage therein - harbours a salmonid fish biocenosis massively affected by anthropogenic hybridisation. Marble and Brown trout as well as European grayling inhabiting the Adige River system within the Northern

Adriatic were studied in the course of recent conservation projects, summarised in the following section.

Conserving Northern Adriatic salmonid biodiversity – experiences from projects concerning Brown trout, Marble trout and European grayling

The Northern Adriatic area, confined by the palaeo-Po basin, represents a hotspot of salmonid biodiversity. Brown trout associated to the Adriatic evolutionary lineage is thought to have been distributed in allopatry within the right bank of the palaeo-Po drainage. For the left Po basin, on the other hand, a natural coexistence of Adriatic clade Brown trout as well as Marble trout has been widely acknowledged. Northern Adriatic salmonid biodiversity is further enriched by Lake Garda's Carpione (*Salmo carpio*). However, this biodiversity has been seriously affected by stocking of Atlantic (and Danubian) clade brown trout since the last one-hundred years, causing hybridisation between native and foreign trout.

Twenty-five local Brown trout populations of high-alpine and officially unstocked streams of Adige, Brenta, Sarca and Chiese River drainage systems (Autonomous Province of Trento) were genetically screened in the course of the *Fario-PAT* project. Unfortunately, almost all analysed trout were fixed for exotic Atlantic haplotypes on the mitochondrial level. In addition, microsatellite analyses failed to identify Adriatic brown trout, but indicated a foreign Atlantic genetic set-up of trout from all 25 streams. In conjunction with earlier molecular studies, the Fario-PAT project highlighted the disastrous effects of stocking measures and contrasted with a present day widespread distribution of autochthonous Adriatic brown trout within the left bank of the palaeo-Po (Meraner *et al.*, 2013a).

Northern Adriatic Marble trout populations have been intensively studied within the Upper Adige drainage in the Autonomous Province of Bolzano (*Trout-Examinvest* project; Meraner *et al.*, 2007; Meraner *et al.*, 2010) as well as the Middle and Lower Adige, Brenta and Sarca drainages in the Autonomous Province of Trento (*GAME* project; Gandolfi *et al.*, in prep.). Both projects applied high-resolution microsatellite marker systems together with modern biostatistical approaches to depict the genetic structure of Marble trout populations and hybridisation between native Marble and foreign (Atlantic) Brown trout. As a consensus result, all analysed Marble trout populations showed signs of introgression. However, individual assignment tests allowed the identification of potential 'pure' Marble trout individuals within hybridised populations. These fish represent the ideal founders for captive breeding strains to be used to enhance wild trout stocks.

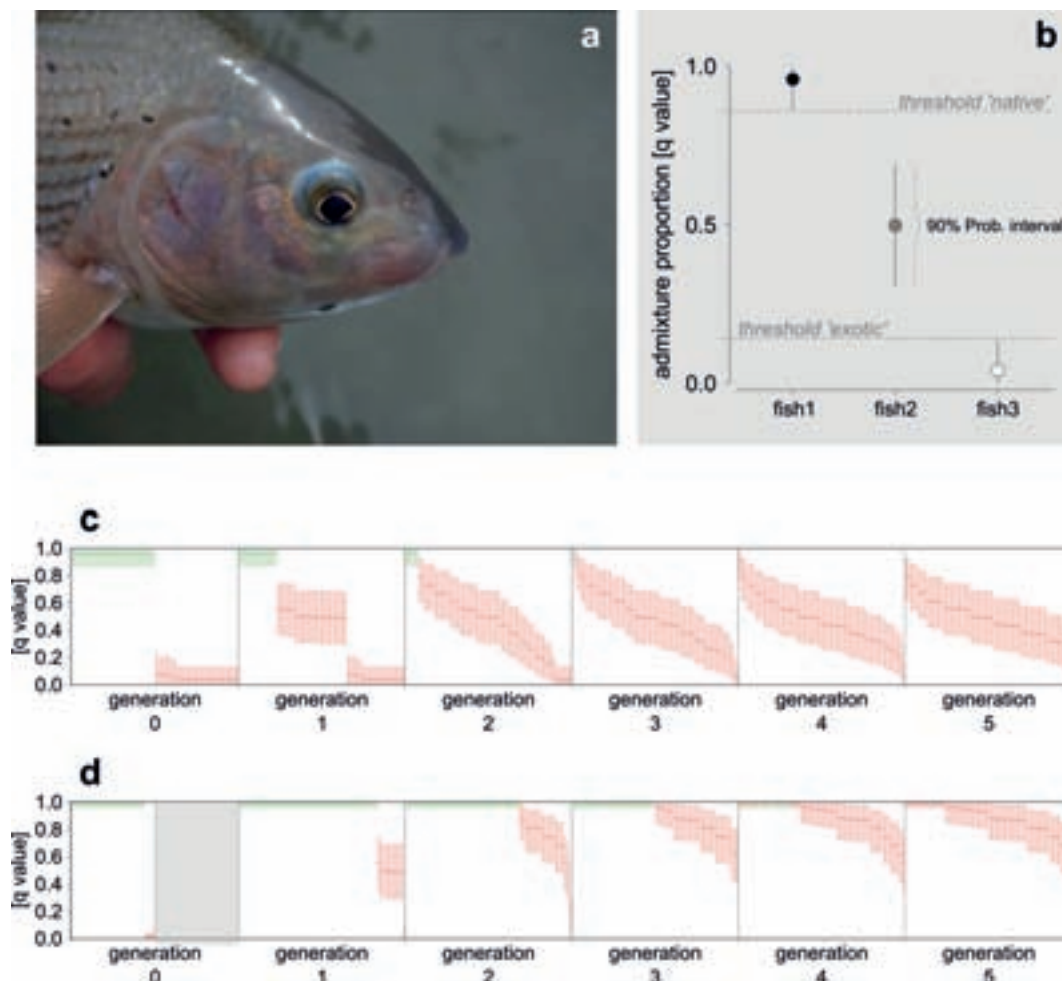
'Genetic pollution' is threatening also Adriatic popula-

tions of European grayling, *Thymallus thymallus*. This salmonid fish has been suffering from a series of anthropogenic threats, including habitat deterioration, pollution and overexploitation. Thus, intensive stocking programmes were initiated to enhance declining wild populations. Stocking was potentially particularly devastating within the Northern Adriatic region, given the lack of commercial grayling strains of local origin and hence the practice to import Danubian or Atlantic stocks. In fact, a recent genetic study based on the Soča/Isonzo drainage in Slovenia, pointed to massive introgression of Danubian into Adriatic grayling gene-pools with the majority of individuals to be classified as hybrids (Susnik *et al.*, 2004). Currently, the genetic architecture and the degree of hybridisation of European grayling populations of the Adige and adjacent drainage systems is being addressed within the frame of the research project *ABaTe* (funded by the Autonomous Province of Trento under its 2009 COFUND programme). As a first result, the analysis of mitochondrial DNA control region sequence data revealed Adriatic haplotypes in 12 out of 17 Adriatic sampling sites with frequencies reaching 0.97 within single water courses. However, these native Adriatic haplotypes were accompanied by exotic Danubian and/or Atlantic variants in all cases (Meraner and Gandolfi, 2012). This points to a potential negative effect of stocking on wild grayling populations and claims for the immediate cessation of stocking and translocation practices. Future molecular surveys, based on microsatellite markers, will be used to unravel population structure as well as the extent of introgression of foreign grayling strains into Adriatic populations.

Perspectives and conclusions

The here reported research projects have an important common ground: the taxon of conservation interest is in every case a salmonid fish species. A coincidence? Clearly, salmonids are heavily managed by man, given their enormous economical and recreational importance. Nearly all European salmonid species are somewhat negatively affected by stocking, often leading to anthropogenic hybridisation. Thus, genetic tools are fundamental for efficient salmonid fish conservation. In addition, salmonids can generally be declared to be charismatic 'flagship' species of general public interest, efficiently presentable through mass-media and particularly eligible for scientific funds raising. Given the vast array of scientific research projects concerning conservation genetics of salmonid fishes, one might argue that a primary scientific endpoint has been achieved. We believe otherwise and point to three important conservation themes to be addressed by future research projects within the Northern Adriatic.

BOX 2 - Captive breeding of endangered salmonid taxa – simulating the genetic effects of introducing non-native individuals in hatchery strains



Summary information on a simulation study of captive breeding strains of the European grayling, *Thymallus thymallus*, to be used for rehabilitation programs:

a) adult specimen of European grayling from the Adige drainage system, South Tyrol;

b) theoretical description of individual assignment test. First axis ranks single individuals (fish1, fish2, fish3), while second axis provides estimated individual admixture proportions (i.e. q-value), where a q-value close to 1.0 and above the predefined 'native' threshold level denotes a putatively 'pure' individual of the native parental group, an intermediate q-value between the two threshold levels indicates a hybrid, and a q-value close to 0.0 and below the predefined 'exotic' threshold level denotes a putatively 'pure' individual of the exotic parental group.

c) and d) individual assignment of five simulated generations of interbreeding (assuming random mating), sex ratio 1:1, between Adriatic (Po drainage; symbols in GREEN) and Danubian (Sava drainage; symbols in RED) grayling specimens by genotyping eight microsatellite loci. Assignment tests are based on STRUCTURE software (Pritchard *et al.*, 2000), while the real pedigree of each individual was obtained by simulating matings at each generations and hence tracked by PLOCI software (Matson *et al.*, 2008).

c) Equal initial parental proportions (e.g. in the absence of selection criteria); note that after four generations of interbreeding both parental forms are extinct and each fish has some proportion of non-native (Danubian, RED) ancestry. As the hatchery strain originated from equal proportions of native and foreign fish, the resulting hybrid

swarm is composed of equal proportions of native and foreign alleles. Consequently, hybrid specimens are detectable even after several generations of introgression using multilocus genotyping.

d) Unequal initial parental proportions (e.g. when breeders were selected according to diagnostic but imperfect morphological criteria): note that introgression is slowed down compared to situation c), but anyway approximates hybrid swarm formation after five generation of interbreeding. As the hybrid swarm originated from unequal parental proportions with most breeders being native Adriatic graylings, most fish at generation 5 are likely to have resulted from backcrossing. Consequently, hybrid specimens are hardly detectable, since their genotype profiles closely resemble those of the few remained purebred (GREEN) specimens

(i) Genetic data provide a scientific basis to select 'ideal' founder specimens for captive breeding strains. These might be used to enhance wild populations or to re-introduce a native species undergone local extinction. However, genetic monitoring of endangered Northern Adriatic salmonids is still more exception than rule. The vast majority of captive breeding programs of salmonids, and of freshwater fishes in general, still depend on fairly vague morphological selection criteria. The introduction of exotic specimens in captive breeding strains is likely to have disastrous effects on the genetic set-up of a hatchery strain, and the stocked population so forth, after only few generations. We assessed these effects in a recent simulation study (see BOX 2 for details). In addition, genetic tools should not be considered per se a 'holy grail' in captive breeding, as the detection power of genetic assignment tests critically depends on the number of molecular markers used (BOX 2).

(ii) The vast majority of conservation genetic studies are basically descriptive. Conservation geneticists often accurately depict pattern and extent of introgression between native and foreign fishes, but the underlying processes shaping hybridisation are still mainly unknown. Thereby, the genetic processes underlying the introgression of a foreign into a native gene-pool through stocking are widely unresolved. Exciting novel research endeavours should accordingly investigate domestication of hatchery strains, fitness differences between stocked and wild individuals as well as effects of 'immigration' rate (stocking input) on the extent of hybridisation.

(iii) Aside from salmonids, 'genetic pollution' is seriously threatening several other freshwater fish species of the Northern Adriatic region, including almost all endemic cyprinid taxa as well as indigenous stocks of the genus *Esox* (e.g. Meraner *et al.*, 2013b and Lucentini *et al.*, 2011). Thus, ambitious novel research projects are urgently needed to impede further loss of unique Northern Adriatic freshwater fish biodiversity.

Acknowledgements

The present study was carried out within the framework of the project "ABaTe", funded by the Autonomous Province of Trento under its 2009 COFUND programme. In addition, the authors acknowledge the research projects Fario-PAT (funded by the Fisheries Office of the Autonomous Province of Trento, "Ufficio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento"), GAME (Gestione sostenibile della trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) nel Bacino dell'Adige; funded by the Autorità di Bacino del Fiume Adige) as well as Trout-Examinvest (funded by the European Union under the Interreg IIIA programme between Italy and Austria, and the Governments of South Tyrol, Italy and Tyrol, Austria). The authors are thankful to S. Susnik (University of Ljubljana, Slovenia) and S. Rossi (free-lance biologist, Italy) for providing tissue samples of *Thymallus thymallus* used as references in the simulation study presented in BOX 2. Finally, the authors thank L. Cornetti and A. Riedl for the constructive inputs and helpful comments.

References

- ALLENDORF F.W., BAYLES D., BOTTOM D.L., CURRENS K.P., FRISSEL C.A., HANKIN D., LICHATOWICH J.A., NEHLSSEN W., TROTTER P.C., WILLIAMS T.H., 1997. Prioritizing Pacific Salmon Stocks for Conservation. *Conservation Biology*, 11: 140-152.
- ALLENDORF F.W., LUIKART G., 2007. *Conservation and the Genetics of Populations*. Blackwell Publishing, Oxford, UK: 642 pp.
- DE SALLE R., BIRSTEIN V.J., 1996. PCR identification of black caviar. *Nature*, 381: 197-198.
- DUDGEON D., ARTHINGTON A.H., GOESSNER M.O., KAWABATA Z.-I., KNOWLER D.J., LEVEQUE C., NAIMAN R.J., PRIEU-RICHARD A.-H., SOTO D., STIASSNY M.L.J., SULLIVAN C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- FRANKHAM R., BALLOU J.D., BRISCOE D. A., 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 617 pp.
- FRASER D.J., BERNATCHEZ L., 2001. Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. *Molecular Ecology*, 10: 2741-2752.
- FREYHOF J., BROOKS E., 2011. *European Red List of Freshwater Fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- FUMAGALLI L., SNOJ A., JESENEK D., BALLOUX F., JUG T., DURON O., BROSSIER F., CRIVELLI A.J., BERREBI P., 2002. Extreme genetic differentiation among the remnant populations of marble trout (*Salmo marmoratus*) in Slovenia. *Molecular Ecology*, 11: 2711-2716.
- GLEICK P.H., 1996. *Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs*. Water International, 21: 83-92.
- GUM B., GROSS R., GEIST J., 2009. Conservation genetics and management implications for European grayling, *Thymallus thymallus*: synthesis of phylogeography and population genetics. *Fisheries Management and Ecology*, 16: 37-51.
- KOTTELAT M., FREYHOF J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- LEAKEY R., LEWIN R., 1995. *The Sixth Extinction: Biodiversity and its Survival* Doubleday (eds.). Phoenix, London.
- LIU Z.J., CORDES J.F., 2004. DNA marker technologies and their applications in aquaculture genetics. *Aquaculture*, 238: 1-37.
- LUCENTINI L., PULETTI M.E., RICCIOLINI C., GIGLIARELLI L., FONTANETO D., LANFALONI L., BILÒ F., NATALI M., PANARA F., 2011. Molecular and phenotypic evidence of a new species of genus *Esox* (Esocidae, Esociformes, Actinopterygii): The Southern Pike *Esox flaviae*. *PLoS ONE*, 6, e25218. doi: 10.1371/journal.pone.0025218.
- MAITLAND P.S., 1995. The conservation of freshwater fish: Past and present experience. *Biological Conservation*, 72: 259-270.
- MATSON S.E., CAMARA M.D., EICHERT W., BANKS M.A., 2008. P-LOCI: a computer program for choosing the most efficient set of loci for parentage assignment. *Molecular Ecology Resources*, 8: 765-768.
- MERANER A., BARIC S., PELSTER B., DALLA VIA J., 2007. Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia*, 579: 337-349.
- MERANER A., BARIC S., PELSTER B., DALLA VIA J., 2010. Microsatellite DNA data point to extensive but incomplete admixture in a marble and brown trout hybridisation zone. *Conservation Genetics*, 11: 985-998.
- MERANER A., GANDOLFI A., 2012. Phylogeography of European grayling, *Thymallus thymallus* (Actinopterygii, Salmonidae), within the Northern Adriatic basin: evidence for native and exotic mitochondrial DNA lineages. *Hydrobiologia*, 693: 205-221.
- MERANER A., GRATTON P., BARALDI F., GANDOLFI A., 2013a. Nothing but a trace left? Autochthony and conservation status of Northern Adriatic *Salmo trutta* inferred from PCR multiplexing, mtDNA control region sequencing and microsatellite analysis. *Hydrobiologia*, 702: 201-213.
- MERANER A., VENTURI A., FICETOLA G.F., ROSSI S., CANDIOTTO A., GANDOLFI A., 2013b. Massive invasion of exotic *Barbus barbus* and introgressive hybridization with endemic *Barbus plebejus* in Northern Italy: where, how and why? *Molecular Ecology*, 22: 5295-5312.
- MORITZ C., 1994. Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 373-375.
- PRITCHARD J.K., STEPHENS M., DONNELLY P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945-959.
- RYDER O.A., 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution*, 1: 9-10.
- SMITH K.G., DARWALL W.R.T., 2006. *The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 34 pp.
- SUSNIK S., BERREBI P., DOVC P., HANSEN M.M., SNOJ A., 2004. Genetic introgression between wild and stocked salmonids and the prospects for using molecular markers in population rehabilitation: the case of the Adriatic grayling (*Thymallus thymallus* L. 1785). *Heredity*, 93: 273-282.
- VINCENZI S., CRIVELLI A.J., JESENSEK D., DE LEO G.A., 2010. The management of small, isolated salmonid populations: do we have to fix it if it ain't broken? *Animal Conservation*, 13: 21-23.
- WAPLES R.S., 1991. Pacific Salmon, *Oncorhynchus* spp. & the definition of 'species' under the endangered species act. *Marine Fisheries Reviews*, 53: 11-22.

Contenimento dei pesci alloctoni in Piemonte: il “Progetto Siluro (*Silurus glanis*)”.

*Allochthonous fishes control in Piedmont (Italy): the “Catfish (*Silurus glanis*) Project”.*

MASSIMO PASCALE

Via Aurora, 5 - 10064 Pinerolo Torino

ALESSANDRO CANDIOTTO

Via del Ricetto 6 – 15077 Predosa (AL)

GILBERTO FORNERIS

Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia della Facoltà di Medicina Veterinaria dell'Università di Torino, Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco Torino

CARLO FORTUNATO

Ufficio Pesca Provincia di Alessandria, Via Galimberti, 2, 15121 Alessandria

MARINO PREARO

Laboratorio Specialistico Ittiopatologia, Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte e della Valle D'Aosta di Torino, Via Bologna, 148 - 10154 Torino

ATTILIO TAVERNA

Ufficio Pesca Provincia di Alessandria, Via Galimberti, 2, 15121 Alessandria

Keywords

Catfish, electrofishing, allochthonous, control.

Parole chiave

Siluro, elettropesca, alloctono, contenimento.

Summary

Since 2007 in Alessandria province's rivers has begun an important project of control of *Silurus glanis*. This fish has been introduced in Italy in the last century and it acclimatized very well, to the detriment of Italian autochthonous species. This project, named “Silurus project”, involved University, local administrations, anglers and fish farmers. In the first part of the project electrofishing has been used to catch in river Po and in its feeders catfishes used for laboratory studies and investigation

about specie's ecology and health status. In the second part, since 2009, over 3500 kg of catfishes have been caught and sent to fish market. During electrofishing, fish community has been analyzed in connection with *Silurus glanis* distribution. We discuss results up to mid 2011, but project is still alive, thanks to the encouraging results, hoping it will be exported in other Italian situations.

Riassunto

A partire dal 2007 è stato condotto nei corsi d'acqua della provincia di Alessandria un intervento di controllo della specie *Silurus glanis*, introdotta nel secolo scorso nelle acque italiane ed acclimatata con successo, ai danni dell'ittiofauna autoctona italiana. Il “Progetto siluro”, come è stato denominato il complesso di attività svolto, ha coinvolto amministrazioni pubbliche, università, istituti di ricerca, mondo della pesca e dell'imprenditoria ittica. Il progetto è stato condotto in due fasi ed ha previsto un elevato numero di interventi con elettropesca, in gran parte con l'ausilio di natanti, nel corso principale del Po e nei suoi affluenti. Nel primo biennio di attività sono state condotte indagini di laboratorio tese a caratterizzare i principali aspetti ecologici della specie, nonché aspetti anatomo-patologici legati all'edibilità degli animali. Nella seconda fase, iniziata nel 2009, si è dato inizio ai veri e propri interventi di contenimento, con la cattura di oltre tre tonnellate e mezzo di pesci, destinati al mercato alimentare. Contestualmente ai prelievi di siluri è stata effettuata una caratterizzazione ittiofaunistica delle comunità ittiche dei corsi d'acqua indagati. Nel presente lavoro vengono illustrati i protocolli utilizzati ed i risultati conseguiti fino al maggio 2011. Il progetto, terminato formalmente nel 2010, è tuttora in corso: l'attenzione sulla dinamica di popolazione di questa specie va tenuta alta ed il suo controllo, anche in funzione degli incoraggianti risultati ottenuti, proseguito nel tempo e, possibilmente, esportato in altre realtà italiane

Introduzione

La Legge Regionale n. 37 del 29 dicembre 2006 (Regione Piemonte, 2006), cita che in Piemonte “è vietato il rilascio nelle acque del territorio regionale di ogni esemplare catturato appartenente a specie di fauna ittica alloctona che necessita di interventi di eradicazione” (art. 16, comma 3°) e prevede pesanti sanzioni amministrative per la violazione di questa prescrizione, particolarmente gravi qualora riguardanti la specie siluro (*Silurus glanis*) (art. 26, comma 1°, punti m. ed n.).

Con il nuovo impianto legislativo, quindi, viene riconosciuta l'estrema pericolosità della specie *Silurus glanis*, incentivando interventi di contenimento e, possibilmente, eradicazione di questa e di altre specie alloctone e, nel contempo, prevedendo pesanti sanzioni pecuniarie per chi, involontariamente o coscientemente, ne provochi l'immissione e la progressiva diffusione nelle acque pubbliche.

Nel 2007 è stato finanziato dalla Regione Piemonte un progetto in linea con gli indirizzi della Legge Regionale, che si è posto l'obiettivo della valutazione dello stato attuale delle popolazioni di una specie alloctona fortemente invasiva quale il siluro nelle acque alessandrine, la raccolta di informazioni inerenti la sua ecologia e l'interazione con le altre specie ittiche, in particolare quelle autoctone, la sperimentazione di sistemi di cattura dei soggetti da destinare alla filiera alimentare, utilizzando le risorse economiche derivanti dalla vendita dei pesci catturati per l'acquisto di importanti specie autoctone da immettere nei corpi idrici provinciali a scopo di ripopolamento. Tale progetto si è concluso formalmente nel dicembre del 2010, ma è tuttora attivo per garantire la continuità di un importante intervento teso alla conservazione della biodiversità nei corpi idrici del bacino del Po.

Gli interventi previsti nell'ambito di questo progetto sono stati condotti dalla Provincia di Alessandria, sotto il coordinamento dell'Università degli Studi Torino, Dipartimento di Produzioni Animali di Medicina Veterinaria, in collaborazione con l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e della Valle D'Aosta di Torino.

Al progetto, denominato “Progetto siluro” hanno partecipato figure professionali impiegate nel campo dell'ittologia, personale veterinario per gli esami di laboratorio svolti presso l'Istituto Zooprofilattico di Torino, dove è stata realizzata una tesi che ha affrontato le problematiche di questo progetto; personale amministrativo della Provincia di Alessandria e personale del Parco Fluviale del Po e dell'Orba, al cui interno è stata svolta gran parte dell'attività; un allevatore che si è fatto carico del prelievo dei pesci catturati e del loro invio alla filiera alimentare. Tutte le operazioni sono state svolte sotto la supervisione scientifica del Dipartimento di Produzioni Animali di Medicina Veterinaria.

Il Progetto è stato diviso in due fasi. La prima fase, condotta nel biennio 2007-2008 (con un'appendice extra regionale nel 2009), è stata una fase propedeutica e di studio, condotta su un numero relativamente ridotto di siti di campionamento e finalizzata in primo luogo alla cattura di esemplari da destinare all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale di Torino per la caratterizzazione ecologica della specie e per quella anatomo-patologica, essenziale per l'avvio della seconda parte dell'attività. Parte dei campioni sono stati utilizzati per l'analisi dei contenuti stomacali. Nell'ultimo campionamento del 2008 sono stati stoccati i primi esemplari da destinare al mercato alimentare, avendo ottenuto i risultati delle prime indagini di laboratorio ed il nulla osta dal punto di vista dell'edibilità.

Con la seconda fase, a partire dal 2009, il progetto è entrato a pieno regime per quanto concerne le attività routinarie di prelievo dei soggetti, stoccaggio e conferimento al mercato alimentare; in questa seconda fase è stato condotto un monitoraggio complessivo dell'ittiofauna presente nei siti di campionamento, con raccolta dei dati su schede analoghe a quelle comunemente usate dalla Regione Piemonte per il monitoraggio della fauna ittica piemontese, private della parte relativa ai parametri idromorfologici. Sulle stazioni campionate è stato applicato l'Indice Ittico (Forneris *et al.*, 2006, 2007), già sperimentato nei campionamenti regionali.

Materiali e metodi

Il prelievo dei campioni è stato eseguito utilizzando l'elettropesca, più in particolare, sono stati utilizzati due tipi di elettrostorditori: spallabile (a zainetto) e barellabile (Fig. 1).

Nei corsi d'acqua guadabili, non molto profondi ed ampi, sono stati utilizzati esclusivamente elettrostorditori spallabili, di dimensioni, peso (fino a 25 kg) e potenza via



Fig. 1 – Campionamento e raccolta esemplari sul fiume Po.
Fig. 1 – Sampling operations on the Po River.

via maggiore, in relazione all'incremento della profondità, larghezza e conducibilità elettrica.

Nei corsi d'acqua non guadabili, la pesca elettrica è stata effettuata con elettrostorditori spallabili e, soprattutto, a barella, di dimensioni, peso (fino a 80 kg) e potenza elettrica maggiori, collocati su un'imbarcazione. Sono stati utilizzati natanti da fiume della lunghezza di 7 metri, muniti di motore a scoppio da 25 CV.

Gran parte dei siluri catturati nel primo triennio di attività sono stati conferiti presso il Laboratorio Specialistico di Ittiopatologia dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e Valle d'Aosta a Torino. Per la determinazione dell'età campioni ossei sono stati inviati presso i laboratori del Corso di Laurea di Acquacoltura ed Ittiopatologia di Cesenatico. Ogni campione è stato registrato con un numero di accettazione per poterlo identificare inequivocabilmente durante lo svolgimento delle diverse analisi. La procedura operativa seguita è stata identica per ogni esemplare.

Il peso (Kg) è stato determinato con una bilancia con sensibilità pari a ± 50 g, la lunghezza totale (cm), dall'apice della bocca all'estremità della coda, è stata misurata con un metro a nastro. Il campione è stato lavato con acqua corrente per eliminare i residui di sporcizia e di muco, prima di essere disteso sul tavolo anatomopatologico, sopra della carta bibula.

Ad ogni campione sono stati prelevati:

- porzioni di branchie, fegato, muscolo e rene, poste in capsule Petri o sacchetti di plastica per alimenti, in base alle dimensioni, per le analisi dei metalli pesanti;
- porzioni di muscolo, poste in sacchetti di plastica per le analisi degli xenobiotici organici;
- una porzione di gonadi, messa in una provetta da 50 ml con formalina tamponata al 10%.

- un tratto della colonna vertebrale (in area toracica), sigillata in un sacchetto per alimenti, e gli occhi, conservati in formalina tamponata al 10%, per la determinazione dell'età.
- visceri per l'analisi dei resti alimentari e del contenuto dello stomaco.

A progetto avviato ed a completamento delle indagini anatomo-patologiche, a partire dall'anno 2009 i siluri catturati sono stati trasferiti in due ampi bacini appositamente attrezzati per il mantenimento dei pesci in vivo, presso Casale M.to e presso Predosa. Tale fase si è resa necessaria per poter garantire all'allevatore l'organizzazione del trasporto di un congruo numero di animali.

Risultati

Fase 1 - Esami di laboratorio

Nella tabella 1 sono riportati i risultati dei campionamenti effettuati nel corso del biennio 2007-2008. Sono stati, inoltre, effettuati campionamenti supplementari in 22 siti (Tab. 2).

La tabella 3 riassume i valori minimi e massimi della lunghezza totale e del peso per i 119 siluri analizzati. Come si può osservare in figura 2 gran parte dei soggetti catturati rientra nel range 60-120 cm e mancano individui di taglia superiore ai 170 cm. Le età rappresentate vanno dalla 0+ alla 12+.

Nello specifico, nel fiume Po la classe maggiormente rappresentata è contenuta nell'intervallo di lunghezza compreso tra i 60 e i 120 cm; nei fiumi Tanaro e Bormida, Parma e Taro la classe maggiormente rappresentata è contenuta nell'intervallo di lunghezza compreso tra i 70 e i 100 cm.

STAZIONE	FIUME	LOCALITÀ	DATA	n°
1	Po	Valmacca (AL)	15/03/2007	22
			13/04/2007	25
			13/09/2007	12
			20/11/2008	05
		Frassineto Po (AL)	26/11/2008	05
2	Tanaro	Ponte della Cittadella (AL)	10/10/2007	01
		Depuratore di Alessandria	10/10/2007	10
3	Bormida	Ponte Spinetta Marengo (AL)	21/07/2008	09
			30/10/2008	03
4	Parma	Cornocchio (PR)	31/07/2008	21
			27/08/2009	02
5	Taro	Viarolo (PR)	30/08/2009	04
TOTALE PESCI				119

Tab. 1 - Campionamenti effettuati per le indagini di laboratorio complete.

Tab. 1 - List of samples for complete laboratory investigation.

Corso d'acqua	Località	Data	n°
Fiume Po	Valmacca	26/07/2007	18
Fiume Po	Valmacca	14/08/2007	25
Fiume Bormida	ponte di Casalcermelli	30/10/2007	4
Fiume Bormida	ponte ferroviario di Mandrino	31/10/2007	2
Canale Carlo Alberto	Cabanette	14/11/2007	67
Canale Carlo Alberto	Cabanette	20/11/2007	55
Fiume Po	Valenza	13/12/2007	35
		Totale	206

Tab. 2 - 2007, siti di campionamento accessori ed esemplari di *Silurus glanis* catturati.Tab. 2 - Additional sampling sites and number of caught *Silurus glanis* for 2007.

Data	n°	LT (cm) min-max	P (kg) min-max	PT (kg)
26/02/2009	6	80-90	4-6	37,5
11/03/2009	7	55-108	1-10	39,6
12/03/2009	2	92,130	7,18	25
17/03/2009	22	12-120	0,1-14	51,3
18/03/2009	57	8-113	0,1-9,2	71
19/03/2009	22	8-110	0,1-9	88,5
07/04/2009	28	10-118	0,1-12,5	77,6
08/04/2009	13	55-131	0,1-13,2	96,7
09/04/2009	13	12-122	0,1-12,5	56
17/07/2009	1	53	1	1
17/07/2009	14	34-116	0,2-8,8	39,5
17/11/2009	10	19-102	0,56-7,9	33,4
18/12/2009	4	19-112	0,2-9	17,9
TOTALE INDIVIDUI	199		PESO TOTALE	635

Tab. 3 - Esemplari di *Silurus glanis* prelevati nel corso del 2009. Numero totale (n°), lunghezza totale (LT) (cm), peso (P) (kg) e peso complessivo per taglia (PT) (kg).Tab. 3 - *Silurus glanis* picked during 2009. Total number (n°), total length (LT) (cm), weight (P)(kg) e total weight for range of size (PT) (kg).

Analizzando invece il grafico di figura 3, si può osservare che il maggior numero di esemplari rientrano nel range di peso compreso tra 1,5 e 10,5 kg.

Sui siluri catturati sono state condotte analisi virologiche, batteriologiche e parassitologiche.

Gli esami virologici non hanno portato all'isolamento di virus specifici per la specie in oggetto.

I test batteriologici hanno consentito l'isolamento di germi di irruzione secondaria non riconducibili a malattie specifiche; le specie batteriche prevalentemente isolate sono state *Aeromonas hydrophila* (24 casi), *Plesiomonas shigelloides* (6 casi) e *Aeromonas sobria* (6 casi) (Giorgi *et al.*, 2009). L'esame parassitologico ha portato all'evidenziazione, a livello branchiale, di monogenei Ancylostomidae, appartenenti alla specie *Thaparcleidus vistulensis* in 53 soggetti; a livello intestinale in 34 siluri, è stato possibile riscontrare numerosi trematodi digenei appartenenti alla famiglia Plagiorchiidae e in 32 esemplari alcune specie di acantocefali (Gustinelli *et al.*, 2007).

La contaminazione da metalli pesanti è risultata essere presente, benché differente a seconda della taglia dei soggetti esaminati e dal luogo di prelievo. Sono stati ricercati sei metalli: cadmio (Cd), mercurio (Hg), piombo (Pb), arsenico (As), cromo (Cr) e selenio (Se); per Cd, Hg e Pb sono presenti limiti di legge riferibili alla parte edibile (Regolamento CE 1881/2006, Regolamento 629/2008). Per quanto riguarda invece As, Cr e Se nel muscolo e per tutti i metalli testati nelle altre matrici (branchie, fegato e rene), non esistono dei valori limite da poter valutare; si è pertanto attribuito un valore soglia aleatorio di 1 ppm, il superamento del quale permette di segnalare il campione stesso come una possibile fonte di rischio.

Arsenico: a livello branchiale la concentrazione media è risultata 0,014 ppm (\pm D.S. 0,0185), con valori massimi di 0,08 ppm in tre esemplari. A livello epatico il valore medio è risultato essere 0,014 ppm (\pm D.S. 0,0186), con livelli massimi di 0,08 ppm in due esemplari. Analoga situazione è riportabile sui valori riscontrati a livello renale, con una

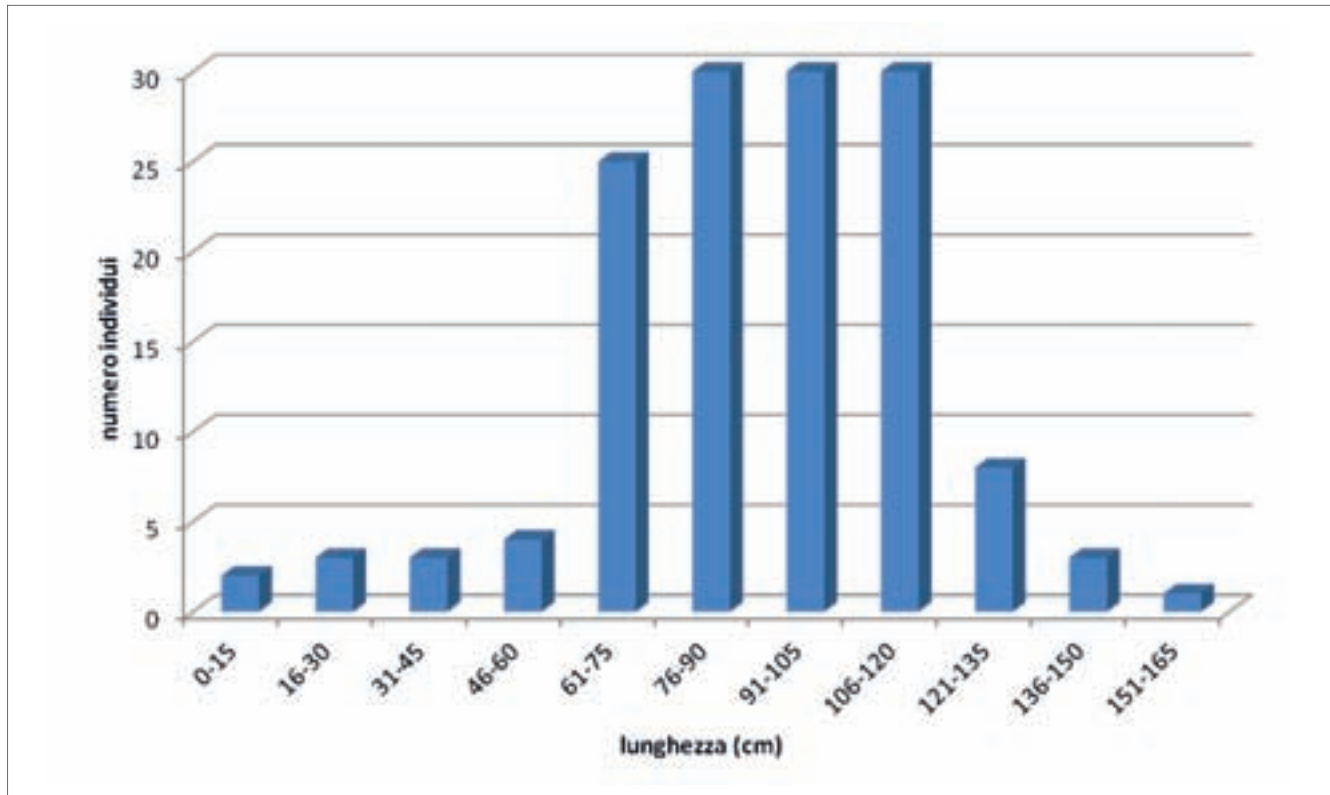


Fig. 2 - *Silurus glanis*, anni 2007-2008. Distribuzione delle classi di lunghezza.
 Fig. 2 - Length class distribution of *Silurus glanis* between 2007 and 2008.

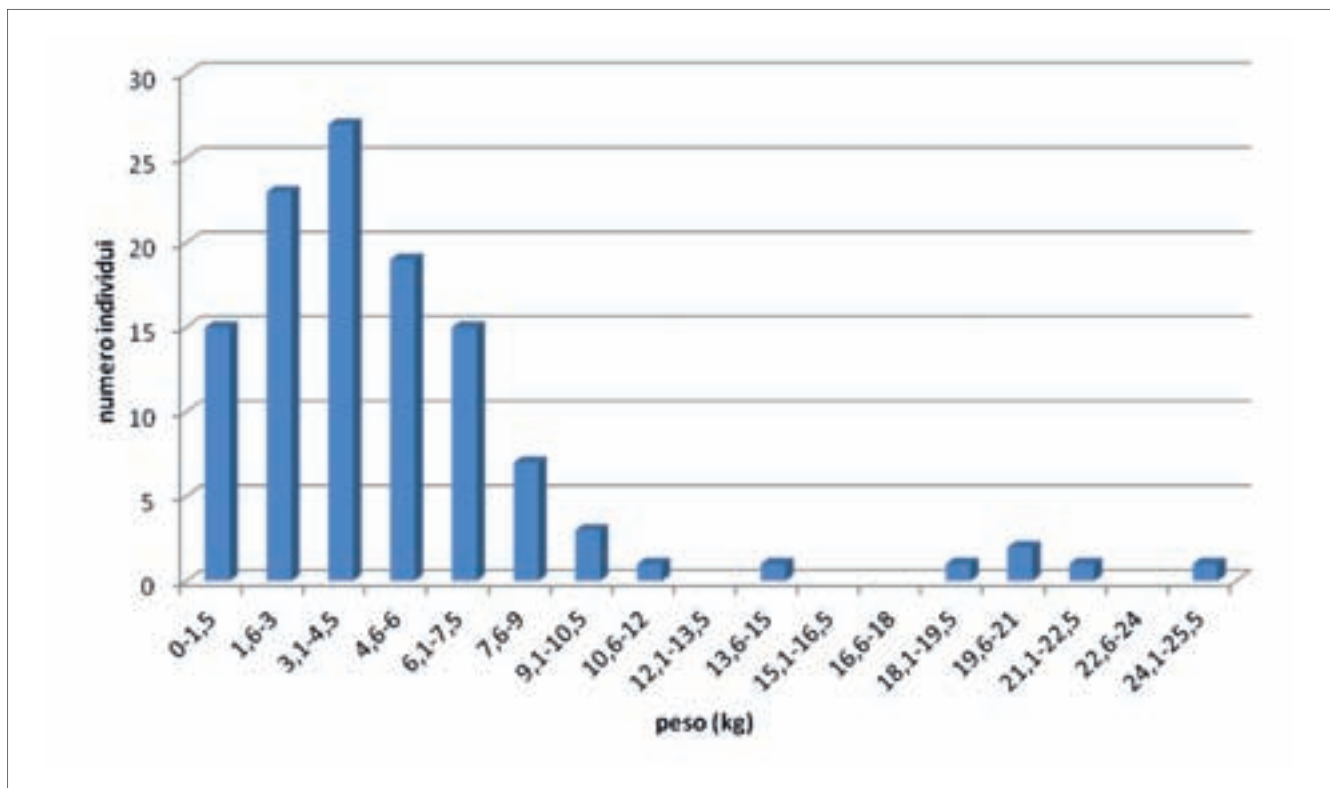


Fig. 3 - *Silurus glanis*, anni 2007-2008. Distribuzione per peso.
 Fig. 3 - Weight class distribution of *Silurus glanis* between 2007 and 2008.

concentrazione media di 0,012 ppm (\pm D.S. 0,0162) e valori massimi di 0,09 ppm in un esemplare. Infine, a livello muscolare il tenore medio di contaminazione è stato di 0,060 ppm (\pm D.S. 0,2789) con valori massimi di 0,77 e 2,04 ppm in due esemplari;

Cromo: è risultato presente in concentrazioni più elevate rispetto all'arsenico, anche perché fa parte normalmente dell'organismo animale. A livello branchiale il tenore medio è risultato essere di 0,309 ppm (\pm D.S. 0,475) con tenori massimi di 2,69 ppm in un esemplare. Nel fegato il valore medio è risultato essere di 0,299 ppm (\pm D.S. 0,470), con tenori massimi di 2,69 ppm in un esemplare. Nel rene la concentrazione media è risultata di 0,059 ppm (\pm D.S. 0,087), con valori massimi di 0,74 ppm. Per quanto riguarda il muscolo, invece, il tenore medio riscontrato è stato di 0,044 ppm (\pm D.S. 0,086) con valore massimo di 0,79 ppm in un soggetto maschio di 11 anni circa.

Selenio: sono stati ottenuti valori medi pari a 0,78 ppm (\pm D.S. 0,358) nelle branchie, 2,06 ppm (\pm D.S. 0,940) nel fegato e 1,84 ppm (\pm D.S. 0,471) nel rene; a livello muscolare il tenore medio è stato di 0,36 ppm (\pm D.S. 0,123).

Cadmio: presenta un tenore medio a livello branchiale di 0,007 ppm (\pm D.S. 0,008), mentre a livello viscerale si riscontrano tenori medi di 0,06 ppm (\pm D.S. 0,083) nel fegato e di 0,318 ppm (\pm D.S. 0,285) nel rene; a livello muscolare la concentrazione media è estremamente bassa, da considerarsi al di sotto dell'LOQ del metodo e precisamente di 0,005 ppm (\pm D.S. 0,00046).

Piombo: a livello branchiale il tenore medio è risultato pari a 0,06 ppm (\pm D.S. 0,041) con il valore massimo riscontrato pari a 0,28 ppm rinvenuto in un soggetto femmina di 7 anni. Nel fegato e nel rene, i valori riscontrati sono analoghi, pari a 0,05 ppm (\pm D.S. 0,048 e \pm D.S. 0,041 rispettivamente), con valori massimi riscontrabili di 0,25 ppm a livello epatico e di 0,22 ppm a livello renale. Nel muscolo il valore medio riscontrato è di 0,04 ppm (\pm D.S. 0,023), con il valore più elevato di 0,12.

Mercurio: Il valore medio riscontrato a livello branchiale è stato di 0,079 ppm (\pm D.S. 0,219) con valore massimo riscontrato di 0,242 ppm. A livello epatico il valore medio è stato di 0,252 ppm (\pm D.S. 0,311) con concentrazione massima di 1,821 ppm. Nel parenchima renale la concentrazione media è risultata di 0,140 ppm (\pm D.S. 0,134) con un livello massimo di 0,735 ppm. A livello muscolare per questo elemento si sono riscontrati il maggior numero di valori al di sopra del limite di legge consentito (0,5 ppm) e precisamente 21 soggetti sono risultati non conformi. La maggior parte di questi (19) sono compresi tra il valore di 0,5 ppm e 1 ppm.

A differenza dei metalli pesanti, i policlorobifenili (PCB) sono sempre presenti, anche in concentrazioni significative, indipendentemente dal sito di campionamento.

Dei 18 congeneri analizzati, la fluttuazione dei valori



Fig. 4 - Vasca di stoccaggio presso Predosa (AL).

Fig. 4 - Storage pool near Predosa (AL).

ottenuti nei diversi soggetti è alquanto variabile. Il PCB 153 è il congenere che risulta maggiormente presente in quasi tutti i campioni, con valori minimi di 97,5 ppb e valori massimi di 6580. Per quanto riguarda gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), i livelli di contaminazione sono risultati inferiori alla precedente classe di xenobiotici organici considerata. La somma totale degli IPA analizzati presenta valori che variano da un minimo di 0,2 ppb a un massimo di 275,6 ppm.

Nei siti di campionamento indicati in tabella 2, nel corso del 2007, sono stati condotti prelievi di esemplari finalizzati all'analisi dei contenuti stomacali. Nel complesso sono stati catturati ed asportati 206 esemplari, in 7 campionamenti con elettrostorditore.

È stato possibile analizzare i contenuti di 80 esemplari, di taglia compresa tra 33 e 115 cm.

Tutti gli stomaci analizzati si sono rivelati caratterizzati da un livello di riempimento molto inferiore alla loro capacità massima. In gran parte dei soggetti analizzati (oltre il 60%) gli stomaci erano vuoti. È possibile riassumere le componenti rinvenute in quattro categorie principali:

- materiale organico non riconoscibile per l'avanzato stato di digestione (N);
- pesci (P);
- invertebrati (I);
- materiale ingerito accidentalmente (materiale vegetale, frammenti minerali) (M).

Si sono ottenuti i seguenti risultati, espressi in percentuali:

Materiale organico non riconoscibile per l'avanzato stato di decomposizione (N): 1%; è costituito quasi interamente da parti di pesce in avanzato stato di digestione.

Pesci (P): 60%; si tratta di ciprinidi di piccole dimensioni, *Alburnus alburnus alborella*, *Pseudorasbora parva* e

Rhodeus sericeus, che costituiscono le prede più abbondanti di questa categoria alimentare. Sono stati rinvenuti anche resti di altri ciprinidi, in particolare appartenenti al genere *Barbus* e *Gobio*, sebbene in percentuali inferiori.

Invertebrati (I): 7%; sono stati osservati negli stomaci di pochi individui, anche adulti. I taxa numericamente meglio rappresentati sono i gammaridi, gasteropodi del genere *Physa* e tricotteri.

Materiale ingerito accidentalmente (M): 32%; la presenza di resti vegetali e addirittura di un frammento di minerale nello stomaco di alcuni individui è probabilmente causata da un'ingestione fortuita durante l'attività di caccia.

Fase 2 – Contenimento e conferimento alla filiera alimentare

I campionamenti condotti nel corso del 2009 e prolungati fino al 2011 sono stati finalizzati al recupero del maggior numero di esemplari possibili. I pesci catturati sono stati mantenuti in vasche appositamente allestite per il mantenimento degli animali in vivo, caratterizzate da

superficie limitata, inferiore ai 200 m², profondità inferiore ai 50 cm, provviste di teli ombreggianti e dotate di ossigenatori (fig. 4).

I pesci sono stati mantenuti nelle vasche ed alimentati con pesce foraggio (specie alloctone catturate nel corso dei campionamenti), fino al raggiungimento del peso individuato dall'allevatore (circa 10 q) come ottimale per il trasporto dai due siti di stoccaggio al punto di destinazione. Durante la permanenza in vasca si sono osservati fenomeni di cannibalismo da parte degli individui di taglia maggiore sui soggetti di taglia più piccola. Le perdite in peso stimate dal momento dell'ingresso all'interno delle vasche al momento del prelievo non hanno superato il 10%, e sono imputabili al cannibalismo.

All'attività prioritaria di cattura del maggior numero di siluri possibile si è associata la caratterizzazione ittiofaunistica di tutti i siti oggetto di elettropesca, effettuata con l'applicazione dell'Indice Ittico (Forneris *et al.*, 2006)

Nelle tabelle 3-5 vengono riportati i risultati complessivi dei prelievi effettuati nel triennio in oggetto. Nel corso del 2009 (Tab. 3) sono stati condotti 13 campionamenti

Data	n°	LT(cm) min-max	P (kg) min-max	PT (kg)
01/03/2010	6	44-111	0,8-9,5	34,6
19/03/2010	75	7,6-121	0,005-13,27	82,5
07/04/2010	48	9-139	0,009-14,81	162
13/04/2010	44	11-113	0,008-10,13	88,5
23/04/2010	71	9-110	0,005-9,8	71,2
14/06/2010	6	20-117	0,05-7,9	27,6
28/06/2010	22	20-119	0,05-8,89	101,4
01/07/2010	1	25	0,05	0,1
03/07/2010	5	25-150	0,05-15	23
16/07/2010	9	76-137	2,75-13,32	62,5
27/07/2010	20	59-149	145-18,29	105,6
29/07/2010	31	19-130	0,5-12,22	203
02/08/2010	17	71-185	2,29-29,02	139,1
03/08/2010	13	30-132	0,26-14,10	66,5
07/08/2010	14	20-119	0,12-9,44	68,7
02/09/2010	20	23-111	0,13-7,62	91
15/09/2010	22	27-134	0,14-15,85	131,3
16/09/2010	4	64-117	1,53-9	16,4
21/09/2010	31	17-130	0,04-11,94	144,2
28/09/2010	17	32-127	0,24-11,06	95
21/10/2010	31	12,5-121	0,02-13,19	37,9
28/10/2010	106	8-111	0,005-12,8	115,7
09/12/2010	12	31-111	0,24-10,55	47,1
28/12/2010	12	46-109	0,72-8,68	52,9
TOTALE INDIVIDUI	637		PESO TOTALE	1967,8

Tab. 4 - Esemplari di *Silurus glanis* prelevati nel corso del 2010. Numero totale (n°), lunghezza totale (LT) (cm), peso (P) (kg) e peso complessivo per taglia (PT) (kg).

Tab. 4 - *Silurus glanis* picked during 2010. Total number (n°), total length (LT) (cm), weight (P)(kg) e total weight for range of size (PT) (kg).

con elettrostorditore, con la cattura di 199 esemplari di *Silurus glanis*. Mediamente sono stati catturati 15 siluri per giornata di pesca. Complessivamente sono stati asportati 635 kg di pesci, con un peso medio per giornata di pesca pari a 48,8 kg.

L'applicazione dell'Indice ittico (Forneris *et al.*, 2007) sulle 13 stazioni di campionamento definisce un quadro ittiofaunistico caratterizzato dalla dominanza della quinta classe (stato ittologico pessimo); quattro stazioni di campionamento ricadono in uno stato sufficiente (una di esse è tra la seconda e la terza classe), due in stato scadente.

Nel corso del 2010 (Tab. 4) sono stati condotti 24 campionamenti con elettrostorditore, con la cattura di 637 esemplari di *Silurus glanis*. Mediamente sono stati catturati 26,5 siluri per giornata di pesca. Complessivamente sono stati asportati 1976,8 kg di pesci, con un peso medio per giornata di pesca pari a 79 kg.

L'applicazione dell'Indice ittico (Forneris *et al.*, 2007) sulle 25 stazioni di campionamento definisce un quadro ittiofaunistico caratterizzato dalla dominanza della quinta classe (stato ittologico pessimo); sette stazioni di campionamento risultano in stato scadente, cinque in stato sufficiente, tre in stato buono.

Nel corso del 2011 (Tab. 5) sono stati condotti 10 campionamenti con elettrostorditore nelle medesime aree, con la cattura di 307 esemplari di *Silurus glanis*. Mediamente sono stati catturati 30,7 siluri per giornata di pesca. Complessivamente sono stati asportati 1011,9 kg di pesci, con un peso medio per giornata di pesca pari a 101,2 kg.

L'applicazione dell'Indice ittico (Forneris *et al.*, 2007) sulle 10 stazioni di campionamento definisce un quadro ittiofaunistico caratterizzato dalla dominanza della quinta classe (stato ittologico pessimo); sette stazioni di campionamento risultano in stato scadente, cinque in stato sufficiente, tre in stato buono.

Conclusioni

L'attività svolta nell'ambito del "Progetto siluro" è consistita, per quanto concerne le attività di campo svolte nel quinquennio 2007-2011, in 89 giornate di pesca con elettrostorditore condotte principalmente nel bacino del Po e del Tanaro, concluse con la cattura di più di 1500 siluri, per un peso di circa cinque tonnellate. Parte di questi pesci sono stati utilizzati per attività di studio inerente l'ecologia della specie e lo stato sanitario, parte sono stati avviati alla filiera alimentare, ottenendo in forma di risarcimento stadi giovanili di specie autoctone da ripopolamento (*Tinca tinca*, *Anguilla anguilla*).

I risultati delle campagne di cattura con elettropesca effettuate nel biennio 2007-2008 hanno consentito la cattura di oltre 300 siluri destinati ad esami di laboratorio propedeutici agli interventi di contenimento e conferimento al mercato alimentare, avviatisi nel corso del 2009 e tuttora in corso. Gran parte dei soggetti catturati in questa prima fase rientra nel range 60-120 cm e mancano individui di taglia superiore ai 170 cm, sicuramente presenti nei siti campionati. È ipotizzabile una sottostima per quanto riguarda i giovani dell'anno, mentre per quanto riguarda i soggetti di taglia maggiore la metodologia utilizzata evidentemente è risultata poco efficace. Per quanto riguarda il peso, questo è compreso all'interno del range di 1,5-10,5 kg.

Per quanto riguarda i risultati delle indagini di laboratorio si evidenzia uno stato sanitario delle popolazioni dei siluri esaminati sostanzialmente buono: non sono state diagnosticate malattie specifiche, di natura batterica o virale, che possano indurre patologie debilitanti o mortali in tali popolazioni o che possano avere effetti patogeni sugli esseri umani. La pressione parassitaria presente in queste popolazioni non è tale da provocare gravi danni alle stesse.

Data	n°	LT (cm) min-max	P (kg) min-max	PT (kg)
18/01/2011	2	77-101	2,86-7,97	10,8
26/01/2011	71	11,5-108	0,02-7,8	274,8
09/03/2011	10	66-94	1,71-5,11	34,2
10/03/2011	9	18-107	0,05-8,03	26,6
01/04/2011	29	12,5-142	0,02-23,5	168,1
09/04/2011	66	9,5-139	0,008-18,21	311,3
05/05/2011	3	69-92	2,4-5,69	13,7
11/05/2011	99	8,5-125	0,007-10,84	99,3
19/05/2011	15	76-128	3,39-11,42	70,5
20/05/2011	3	43-56	0,67-1,13	2,6
TOTALE INDIVIDUI	307		PESO TOTALE	1011,9

Tab. 5 - Esemplari di *Silurus glanis* prelevati nel corso del 2011. Numero totale (n°), lunghezza totale (LT) (cm), peso (P) (kg) e peso complessivo per taglia (PT) (kg).

Tab. 5 - *Silurus glanis* picked during 2011. Total number (n°), total length (LT) (cm), weight (P)(kg) e total weight for range of size (PT) (kg).

La presenza dei parassiti rilevati risulta reperto normale in natura ed il grado di parassitosi riscontrato non elevato.

Per quanto riguarda i metalli, sono stati condotti esami su metalli pesanti non oggetto di valori limite individuati dalla legislazione attuale. È presente una contaminazione da metalli pesanti, benché le concentrazioni siano diverse in relazione alla taglia dei soggetti esaminati e dal luogo di prelievo. Relativamente alla concentrazione nelle parti edibili (muscolo) sono risultati positivi e con valori elevati due soggetti per l'arsenico ed uno per il cromo. Per i tre metalli per i quali esistono limiti di legge per la muscolatura, si sono riscontrate alcune positività significative solamente per il mercurio; sono state evidenziate 21 positività, considerando il limite di 0,5 ppm; qualora invece il limite fosse portato a 1 ppm, come dovrebbe essere nel caso dei pesci grandi predatori a cui il siluro è assimilabile, le positività scenderebbero a due. Non sono mai stati rilevati invece livelli superiori ai limiti consentiti per cadmio e piombo.

A differenza dei metalli pesanti, i policlorobifenili (PCB) sono sempre presenti, anche in concentrazioni notevoli, indipendentemente dal sito di campionamento. Questo risultato merita approfondimenti in relazione al consumo alimentare del siluro e di altre specie ittiche al vertice della catena alimentare del bacino del Po.

Circa gli aspetti ecologici relativi all'alimentazione, l'esame dei contenuti stomacali ha permesso l'isolamento di quattro matrici, tra le quali i pesci ed i resti di pesci costituiscono la percentuale maggiore (61%). Piccoli ciprinidi quali *Alburnus alburnus alborella*, *Pseudorasbora parva* e *Rhodeus sericeus* sono le specie maggiormente predate. Nella Carta Ittica della zona planiziale della provincia di Alessandria (Forneris e Pascale, 2003) queste stesse specie sono segnalate come le più abbondanti e presenti con popolazioni ben strutturate nelle acque planiziali provinciali ed anche i risultati dei campionamenti effettuati per la raccolta di campioni di siluro confermano questa tendenza.

Per quanto riguarda la fase di contenimento vero e proprio, nel triennio 2009-2011 sono stati catturati 1143 siluri, per un peso complessivo di 3615 Kg.

I numeri sopra descritti evidenziano molto bene la preoccupante diffusione e l'entità delle popolazioni di *Silurus glanis* in ambito alessandrino, tenendo conto che questi numeri elevati mal si conciliano con la sua posizione ai vertici della catena trofica dei corsi d'acqua; nessuna delle specie autoctone predatrici, infatti, mostra in condizioni naturali densità così elevate: in alcune delle prime aree

campionate si sono osservate densità prossime ad un individuo/metro lineare.

Le comunità ittiche in cui *Silurus glanis* è stato rinvenuto sono risultate molto compromesse dal punto di vista qualitativo e quantitativo. Nelle situazioni in cui il siluride è stato rinvenuto con popolazioni più abbondanti e meglio strutturate la comunità ittica presenta, infatti, un'elevata incidenza di specie aliene e, viceversa, una scarsa presenza di specie native. Inoltre il siluro nei grandi fiumi (Po e Tanaro) è spesso associato ad altri predatori alloctoni (aspio e lucioperca) anch'essi di provenienza danubiana.

Nelle 48 stazioni in cui è stato applicato l'Indice Ittico (Forneris *et al.*, 2006; 2007), solo cinque sono risultate in seconda classe di qualità ittologica. 12 stazioni sono risultate in terza classe. Le restanti stazioni sono in quarta e quinta classe, evidenziando condizioni ittiofaunistiche molto preoccupanti o addirittura compromesse in modo irreversibile.

L'andamento dei valori degli indici in alcuni siti campione, monitorati nel corso degli anni, mostra un significativo incremento che ottimisticamente si tenderebbe ad attribuire al prelievo selettivo dei siluri da questi siti. In effetti, nel corso del 2011 si è osservato un evidente spostamento dei valori degli indici e delle conseguenti classi di qualità verso valori più elevati, seppur limitatamente alle dieci stazioni esaminate nel corso dei primi cinque mesi dell'anno. Questo dato è incoraggiante e stimola a continuare sulla strada del controllo della specie attraverso rimozione con elettrostorditore, nonché incentivandone la pesca dilettantistica, anche attraverso l'organizzazione di attività agonistiche mirate, come è stato fatto nel corso del 2010.

È evidente che la specie non verrà mai eradicata dal territorio, ma un suo controllo è da considerarsi indispensabile, per pilotarne la dinamica delle popolazioni verso numeri più compatibili con gli ecosistemi acquatici, non dimenticando come il controllo del siluro sia solo una parte del complesso di attività che va programmato per la gestione delle comunità ittiche nel nuovo secolo. Il contenimento delle specie aliene va, infatti, obbligatoriamente associato a politiche di salvaguardia degli ecosistemi fluviali nel loro complesso, per quanto riguarda gli aspetti idro-morfologici e per quanto riguarda quelli della qualità dell'acqua, non sottovalutando l'impatto della fauna ornitica ittiofaga, la cui incidenza va a sommarsi a quella derivante dalla presenza di pesci predatori non nativi.

Bibliografia

- FORNERIS G., PASCALE M., 2003. Carta ittica della provincia di Alessandria – La zona di pianura. Servizio Tutela Faunistica della provincia di Alessandria, 143 pp.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006. *Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po*. Atti X Conv. Naz. A.I.I.A.D. Montesilvano (Pescara), 2 - 3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, 20 (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. *Indice Ittico - I.I.* *Biologia Ambientale*, 21 (1): 43-60.
- GIORGI I., FIORAVANTI, M.L., MINARDI D., GUARISE S., FORNERIS G., FLORIO D., ARSIENI P., SCANZIO T., PASCALE M., PREARO M., 2009. Rilievi batteriologici in siluri (*Silurus glanis*) pescati nell'alto bacino del fiume Po. In: Atti XI Congresso Nazionale S.I.Di.L.V. Parma, 30 settembre-2 ottobre 2009: 158-159.
- GUSTINELLI A., GAGLIO G., PALADINI G., FIORAVANTI, M.L., GUARISE S., PREARO M., 2007. Parassitofauna di siluro europeo (*Silurus glanis*) del fiume Po. In: Atti del XIV Convegno Nazionale della Società Italiana di Patologia Ittica. Castiglione della Pescaia (GR), 15-16 novembre 2007, 28 pp.
- REGIONE PIEMONTE, 2006. Norme per la gestione della fauna acquatica, degli ambienti acquatici e regolamentazione della pesca. Legge Regionale n. 37 del 29 dicembre 2006, B.U. del 4 gennaio 2007, n. 1.
- REGIONE PIEMONTE. Monitoraggio della Fauna Ittica Piemontese. Regione Piemonte.
- REGOLAMENTO CE N. 1881/2006 (2006) della Commissione del 19 dicembre 2006 che definiscono i tenori massimi di alcuni contaminanti nei prodotti alimentari. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 20/12/2006: L 364/5.
- REGOLAMENTO CE N. 629/2008 (2008) della Commissione del 2 luglio 2008 che modifica il Regolamento CE n. 1881/2006 che definisce i tenori massimi di alcuni contaminanti nei prodotti alimentari. Gazzetta Ufficiale Dell'Unione Europea del 3/7/2008: L. 173/6.

Specie aliene: natura e valutazione del danno ambientale.*

Aliens species: nature and assessment of environmental damage.*

TIZIANO SCOVACRICCHI

CNR-ISMAR

(Consiglio Nazionale delle Ricerche

- Istituto di Scienze Marine)

Castello, 2737/F (Arsenale, Tesa 104)

30122 Venezia, Italia

Keywords

IAS, invasive alien species, environmental damage, *Procambarus clarkii*.

Parole chiave

IAS, specie aliena invasiva, danno ambientale, *Procambarus clarkii*.

Summary

The present paper deals with the problems related to the introduction and the diffusion of non-native species. Definitions and terminology about this topic are considered and discussed, and examples of environmental and economical impacts due to alien species and to invasive alien species (IAS) provided. Data about the nature and the assessment of damages associated to IAS impacts are also considered and described.

Riassunto

Il presente lavoro prende in considerazione le problematiche sull'introduzione e la diffusione di specie non-native. In particolare, esamina e discute definizioni e terminologia riferibili all'argomento trattato producendo esempi di impatto ambientale associati appunto all'arrivo e alla presenza di specie aliene e aliene invasive, o IAS (Invasive Alien Species). Considera infine la natura dell'impatto fornendo elementi e dati sulla quantificazione monetaria dei danni per l'ambiente, i servizi ecosistemici e la collettività.

* Comunicazione presentata al Convegno ETP maggio 2010: "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi".

Definizioni e terminologia

Specie nativa, o indigena, o autoctona, è la specie evolutasi entro un determinato territorio (o in questo immigrata autonomamente da lungo tempo), nel quale è presente con popolazioni capaci di auto-sostenersi.

Specie aliena, o esotica, non-nativa, non-indigena, alloctona, è invece la specie introdotta - intenzionalmente o meno, dall'uomo - in una regione diversa da quella della sua distribuzione naturale. Una specie aliena può essere acclimatata, casuale, non-stabilizzata, se in un dato territorio si riproduce occasionalmente, al di fuori del contesto - ambiente di allevamento o cattività - nel quale è solitamente presente; ma pur riproducendosi non è in grado di dar vita a popolazioni capaci di auto-sostenersi senza l'intervento dell'uomo. Mentre può essere naturalizzata, o stabilizzata, quando viva libera nell'ambiente con popolazioni che invece si auto-sostengono.

Una specie aliena naturalizzata è considerata infine invasiva quando la sua introduzione, o la sua diffusione, rappresentano una concreta minaccia per la biodiversità.

Da un punto di vista terminologico le definizioni appena date non appaiono sempre chiare e univoche. Ad esempio, il termine alloctono, e il suo antonimo autoctono, spesso utilizzati in Italia con riferimento a specie animali e vegetali rispettivamente aliene e native, sono in generale poco usati dagli autori anglosassoni.

La parola alloctono, coniata da un geologo tedesco verso la fine del diciannovesimo secolo, è stata inizialmente adoperata come descrittore di formazioni o ritrovamenti rocciosi. In seguito, limnologi e biologi marini l'hanno utilizzata parlando di sedimenti contenenti o meno materiali biologici.

Il dizionario parla di materiali (alloctoni) che hanno avuto origine in una posizione diversa dall'attuale (per esempio, vegetali presenti in un deposito sedimentario lacustre che non sono cresciuti in quel luogo ma sono stati lì trasportati attraverso processi di natura geologica). Per estensione il termine alloctono può essere applicato alle specie, e i processi di movimentazione possono essere in questo caso naturali (per esempio trasporto del plancton associato alle correnti oceaniche) o non naturali (per esempio pesci introdotti dall'uomo). Si tratta però di una forzatura del significato originario, per quanto molti biologi e ittiologi ne facciano uso. E se questo uso del termine, altamente modificato, viene accettato, è chiaro che le specie possono provenire da qualsiasi luogo entro i confini del loro areale geografico, o storico, o paleontologico, o da un altrove al di fuori di questi stessi confini. In quest'ultimo caso esse possono essere ascritte alla categoria delle specie aliene, il che non significa che queste siano necessariamente invasive, che cioè debbano avere effetti ecologici negativi nel nuovo contesto geografico.

Possono in effetti risultare anche innocue, o non-invasive, e perfino avvicinarsi ai limiti letali per la sopravvivenza del taxon. In breve, l'espressione specie aliena invasiva (IAS, Invasive Alien Species) è generalmente valida e utile, ma richiederebbe probabilmente una definizione più accurata in alcuni contesti scientifici (Gordon McGregor Reid, IUCN/WI Freshwater Fish, 2010; comunicazione personale).

Altri Autori affermano che l'espressione specie invasiva è populistica e poco scientifica. Di che tipo di invasione si tratterebbe, se gli animali, il più delle volte, sono introdotti in nuovi areali in gabbie o contenitori? Perché mai dovremmo definire le specie aliene? Non provengono dallo stesso pianeta delle specie autoctone?! (Susanne Homma, www.kanadagans.de, 2010; comunicazione personale).

Occhipinti-Ambrogi e Galil (2004) hanno preso in esame i termini utilizzati per descrivere lo spostamento di specie, rilevando diversi problemi terminologici e proponendo un set di definizioni chiare e brevi ad uso di studenti, ricercatori, istituzioni, e soggetti politici coinvolti nelle problematiche dell'invasione di specie in ambiente marino.

Pýsek *et al.* (2009) si preoccupano di rivedere la terminologia che descrive l'origine e lo stato delle specie aliene, la loro presenza, l'invasibilità degli ecosistemi, i modi e le vie di introduzione, per acquisire un consenso il più possibile vasto sull'uso di termini condivisi da parte dei biologi che si occupano della materia.

Alcuni esempi

La nota rivista americana TIME, in uno scritto a cura di Suddath, nel 2010, riportava un articolo sulle "Top 10 Invasive Species", citando, tra gli altri, due taxa di pesci che rappresentano esempi particolarmente edificanti in materia di specie aliene invasive (IAS).

Il primo è la carpa asiatica, *Hypophthalmic molitrix* (http://www.time.com/time/specials/packages/article/0,28804,1958657_1958656_1958637,00.html). Negli anni 70 gli allevatori di pesce gatto usavano questa carpa (attivo filtratore che si nutre di fitoplancton e zooplancton, batteri, detrito e vegetazione sommersa) per rimuovere i materiali vegetali dalle vasche di allevamento. Nel corso dei decenni, a causa di esondazioni e di fuoriuscite d'acqua e animali dai pond di coltura, la carpa asiatica è finita nel bacino del Mississippi. Si tratta di un animale che può raggiungere i 45 kg di peso e 1.2 m di lunghezza, capace di grandi balzi fuori dall'acqua, compiuti spesso in gruppi numerosi, e che hanno causato traumi e ferite a pescatori e diportisti di passaggio. In assenza di predatori naturali, responsabile della scomparsa di molte specie marine a cui sottrae gran parte del fitoplancton disponibile, la carpa asiatica ha risalito il Mississippi e iniziato la pericolosa

risalita verso i “Grandi Laghi”, che rappresentano il più esteso ecosistema d’acqua dolce del mondo.

Il secondo, noto col nome di Northern Snakehead, *Channa argus*, o testa di serpente, sembra il “protagonista di un film dell’orrore”, o di un “serial terrifico sulla natura” (http://www.time.com/time/specials/packages/article/0,28804,1958657_1958656_1958663,00.html). È nativo dell’Asia e dotato di denti affilati come quelli degli squali. Apparso per la prima volta nel 2002 in una piccola città del Maryland, grazie alla capacità di camminare sulla terraferma anche per quattro giorni di fila, muovendosi come un serpente, si è diffuso un po’ dovunque, da New York alla California. Può raggiungere il metro di lunghezza e i 7 kg di peso, si nutre di crostacei, altri piccoli invertebrati, ed anfibi, e produce importanti disequilibri a carico degli ecosistemi.

Per gli ambienti dulcaquicoli italiani Stoch (2009) rileva come, delle 67 specie che costituiscono l’ittiofauna nazionale, ben il 60% sia rappresentato da specie aliene, e come questo numero sia purtroppo in continuo aumento, con conseguenze pesanti specialmente in ordine alla conservazione di specie endemiche e di habitat. La stessa ittiofauna del Friuli Venezia Giulia è rappresentata per almeno il 40% da specie aliene.

Cosa sappiamo delle specie aliene invasive (IAS)

Le informazioni disponibili sulle specie aliene invasive sono scarse e largamente incomplete. Di tutte le specie presenti sulla terra, il cui numero varia a seconda delle stime da 5 a 30 milioni circa, ne sono state identificate e descritte non più di 1,5 milioni. Dei tipi descritti solo pochi sono stati fatti oggetto di studi sulla distribuzione e la consistenza delle popolazioni. La maggior parte delle IAS prese in considerazione è inoltre rappresentata da taxa extra-europei. Da una review recente sugli insetti, il gruppo di specie in assoluto più numeroso e rappresentato, si può notare come solo il 6% dei taxa studiati fosse dato da taxa europei (DAISIE, 2008).

Impatti da specie aliene invasive (IAS)

Dopo la perdita di habitat, le Invasive Alien Species rappresentano il maggior rischio per la biodiversità. Sono un ostacolo serio per la conservazione e per l’uso sostenibile della biodiversità tanto a livello globale quanto locale. Sono responsabili di numerosi problemi legati alla salute umana (per esempio allergie e danni cutanei di vario genere), riducono le rese in agricoltura, causano degradazione dei suoli, possono portare al declino di beni ricreativi o culturali ereditati da generazioni precedenti ed associati

all’utilizzo di corpi idrici e di bellezze naturalistiche di vario genere.

Si potrebbero fare molti esempi di effetti ecologici negativi prodotti dalle specie aliene invasive (IAS). Questi possono tuttavia essere ascritti alle seguenti categorie:

- competizione: una pianta aliena compete con piante native producendo alterazioni della struttura degli habitat; un animale alieno compete con specie native al punto di soppiantarle;
- predazione: associata all’introduzione di una specie aliena può causare la rarefazione o la scomparsa di una o più specie native;
- tossicità: la comparsa di specie aliene può causare problemi di rilevanza in alcuni casi anche per la salute pubblica, come nel caso di bloom di fitoplanctonti che producano sostanze tossiche;
- serbatoio di patogeni: una specie aliena può essere il serbatoio di patogeni che attaccano e a volte annientano specie native;
- alterazioni dei flussi energetici e dei nutrienti: è il caso di alcune piante, ad esempio, la cui capacità di fissare l’azoto del terreno, altera la disponibilità di nutrienti per altre piante e dunque gli equilibri legati ai flussi energetici dell’intero ecosistema;
- alterazione delle funzioni ecosistemiche: vi sono esempi di alterazioni anche fisiche delle funzionalità di un ecosistema, dovute in certi casi allo sviluppo abnorme di una specie vegetale in grado di alterare con la sua massa la stessa idraulica di un corpo idrico naturale;
- ibridazione: una specie aliena può ibridarsi con una specie nativa dando origine ad ibridi invasivi che possono a volte modificare lo stesso aspetto fisico di interi habitat naturali;
- estinzione: gli effetti descritti più sopra, da soli, o combinati tra loro, possono portare all’estinzione di specie native.

Rispetto all’elenco di cui sopra, il caso di *Procambarus clarkii* (Fig. 1) è per molti versi emblematico.

Questa IAS infatti:

- compete con i gamberi nativi, rispetto ai quali è più aggressiva, e tende a sottrarre loro spazi vitali e risorse alimentari; inoltre i suoi tassi riproduttivi sono più elevati (rispetto ai nativi si riproduce precocemente e a parità di peso corporeo le femmine depongono un numero di uova da 10 a 20 volte maggiore) e anche in questo caso il risultato è di essere presente con numeri superiori fino a soppiantare i taxa indigeni;
- preda piccoli invertebrati (in alcuni casi già a rischio di estinzione) con conseguenze a volte disastrose per la loro sopravvivenza;
- trasmette parassiti ed altri patogeni: è ad esempio por-



Fig. 1 - Gambero rosso della Louisiana, *Procambarus clarkii* Lereboullet, 1858 (foto Scovacricchi T.).

Fig.1 - The Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Lereboullet, 1858 (photograph by Scovacricchi T.).

tatrice sana di *Aphanomyces astaci*, fungo che produce danni limitati al suo esoscheletro, mentre è in grado di decimare le popolazioni di specie native, che non dispongono di adeguate difese immunitarie per questo agente eziologico;

- è tossica nel caso in cui l'ambiente in cui vive registri la presenza e la fioritura di cianobatteri produttori di fitotossine; attualmente, circa un terzo delle regioni italiane è interessato al problema delle fioriture da alghe azzurre e l'elenco stilato dal Ministero della Salute nel 1997 comprende ben sessanta specie tossiche; molte rilasciano sostanze con effetto tossico (microcistine) a carico di numerosi organismi acquatici e la tossicità associata alla specie *Microcystis aeruginosa* può estendersi alla salute umana; nutrendosi, fra l'altro, del microfilm presente in acque basse, costituito in larga misura da cianobatteri, il gambero rosso accumula microcistine nell'epatopancreas e nell'intestino e può così risultare a sua volta altamente tossico per l'uomo, provocando nel consumatore danni a fegato, polmoni e reni, e pro-

muovendo anche effetti di natura cancerogena;

- può produrre infine danni fisici all'ecosistema a causa delle sue abitudini fossorie; scava infatti tane profonde e articolate in numerosi cunicoli che rendono terreni e arginature porosi e instabili fino a provocarne il crollo.

Gli impatti da IAS possono avere effetti negativi anche sui cosiddetti servizi ecosistemici. Questi sono costituiti dall'insieme di risorse e di processi offerti o mantenuti dagli ecosistemi naturali, e dei quali l'uomo e la società intera beneficiano, e giocano un ruolo determinante in rapporto allo sviluppo economico e al benessere sociale. I servizi ecosistemici spaziano dalle produzioni alimentari all'approvvigionamento d'acqua, dalla regolazione di climi locali e regionali, al mantenimento dei cicli dei nutrienti, dalla capacità di impollinazione fino alle attività associate al turismo. Le IAS possono impattare negativamente anche tali servizi, producendo ricadute indesiderate sui piani biologico, naturalistico, socio-economico e culturale.

Costi e benefici

La valutazione dei costi economici - e anche degli eventuali benefici - associati alla presenza di specie aliene, è da tempo oggetto di interesse da parte di studiosi e di decisori tecnici e politici. Le specie aliene, tanto in agricoltura quanto in zootecnia, costituiscono infatti in molti casi una risorsa economica di grande rilevanza. Due esempi in tal senso sono offerti dalla trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) e dalla vongola filippina (*Tapes philippinarum*) (Tabb. 1-2).

area	t	€ (milioni)	%
Italia	41.000	150	100
Friuli Venezia Giulia	12.500	46	31

Tab. 1 - Produzione di trota iridea, *Oncorhynchus mykiss*, e relativo fatturato in Italia e nella regione Friuli Venezia Giulia nel 2009 (Dati Associazione Piscicoltori Italiani, API 2012, Andrea Fabris, comunicazione personale).

Tab. 1 - *Production of rainbow trout, Oncorhynchus mykiss, and turnover in the region Friuli Venezia Giulia in 2009 (Data Associazione Piscicoltori Italiani, API 2012, Andrea Fabris, personal communication).*

area	t	€ (milioni)	%
Italia	33.000	144	100
Friuli Venezia Giulia	1.200	5	3

Tab. 2 - Produzione di vongola filippina (*Tapes philippinarum*) e relativo fatturato in Italia e nella regione Friuli Venezia Giulia nel 2009 (Dati Associazione Piscicoltori Italiani, API 2012, Andrea Fabris, comunicazione personale).

Tab. 2 - *Production of Manila clam (Tapes philippinarum) and turnover in the region Friuli Venezia Giulia in 2009 (Data Associazione Piscicoltori Italiani, API 2012, Andrea Fabris, personal communication).*

Ma vi sono anche molte specie vegetali non-native, a crescita rapida, e/o a rese elevate, che consentono ritorni economici più veloci e interessanti rispetto a quelli dati invece dalle (equivalenti) specie native. Specie aliene possono anche rispondere alla domanda di mercato di animali da pelliccia, di piccoli animali da compagnia, di piante ornamentali da giardino.

Tuttavia, un numero crescente di ricerche e conoscenze suggerisce in modo sempre più chiaro e inequivocabile che l'impatto economico dovuto alla presenza e alla diffusione di specie aliene è nel suo complesso decisamente negativo.

Tale impatto può inoltre essere ricondotto, sia pure con difficoltà, a valori monetari, a loro volta capaci di fornire un quadro concreto del danno.

Gli studi forse più noti sugli impatti riferibili a specie

aliene invasive (IAS) sono quelli di Pimentel *et al.* (2001; 2005), che ne hanno valutato i costi di carattere ambientale ed economici in sei importanti Paesi: Stati Uniti, Regno Unito, Australia, Sud Africa, India e Brasile. Tali studi, condotti in prima battuta nel 2001 e poi aggiornati nel 2005, hanno stimato che l'invasione da IAS nelle nazioni considerate produca danni per un ammontare di 314 miliardi di dollari l'anno, pari ad un costo pro-capite di 240 dollari l'anno. Ipotizzando valori monetari simili per il resto del mondo, gli Autori hanno stimato che il danno da IAS a livello globale superi 1,4 trilioni di dollari l'anno, che corrisponderebbero al 5% del PIL globale.

Il Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) - studio condotto con il supporto della Commissione Europea - ha stimato che più di 1.300 fra le specie invasive in Europa abbiano impatti economici negativi (Vila e Basnou, 2008).

L'Institute for European Environmental Policy (IEEP) ha utilizzato i dati resi disponibili dal DAISIE (sia le informazioni sugli impatti da IAS, sia quelle sui costi monetari ad essi associati, ove raccolte) per studiare e valutare gli impatti da specie aliene invasive in Europa e nell'Unione Europea (IEEP, 2009). Il costo di tali impatti è stato così stimato nell'ordine di almeno 12,5 miliardi di euro l'anno (costi documentati). Sulla base inoltre di estrapolazioni tale costo risulterebbe essere superiore ai 20 miliardi di euro l'anno.

I costi dovuti agli impatti da IAS sono ripartibili in voci di costo associate da una parte ai danni diretti e dall'altra alle misure di controllo e contenimento.

Conclusioni

In ultima analisi, se è vero quanto affermato da Bright (1999), secondo cui "Il commercio mondiale associato alla globalizzazione ha assunto un ruolo-chiave nella diffusione di una pericolosa e poco visibile forma di declino ambientale per la quale migliaia di specie trovano una nuova casa viaggiando a bordo di navi, aerei e treni, nel quadro di un processo di degrado degli ecosistemi e di minaccia per la salute pubblica dal costo annuale di miliardi di dollari...", le specie aliene devono davvero preoccupare.

I problemi ad esse associati potrebbero di fatto condurci alla cosiddetta "omogeneizzazione", o "McDonaldizzazione" degli ecosistemi (dello stesso ecosistema "biosfera"), descritte rispettivamente da Mc Kinney e Lockwood (1999) e da Lövei (1997), nonché a quanto affermato da Rosenzweig (2001), che prefigura per il pianeta un'era a venire definita con l'eloquente e raccapricciante termine di "Omogocene".

Bibliografia

- BRIGHT C., 1999. Invasive species: pathogens of globalization. *Foreign Policy*, 116: 50-64.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe), 2008. DAISIE online database (www.europe-aliens.org/index.jsp).
- IEEP (INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY), 2009. Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. Service contract No. 070307/2007/483544/MAR/B2, 124 pp.
- LÖVEI G.L., 1997. Global change through invasion. *Nature*, 388: 627-628.
- Mc KINNEY M.L., LOCKWOOD J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- OCCHIPINTI-AMBROGI A., GALIL B.S., 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, 49: 688-694.
- PIMENTEL D., MCNAIR S., JANECKA J., WIGHTMAN J., SIMMONDS C., O'CONNELL C., WONG E., RUSSEL L., ZERN J., AQUINO T. & TSOMONDO, T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 1-20.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R. & MORRISON D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-288.
- PYSEK P., HULME P.E. & NENTWIG W., 2009. DAISIE, Handbook of Alien Species in Europe, Chapter 14, Glossary of the Main Technical Terms Used in the Handbook, Springer Science + Business Media B.V.: 375-379.
- ROSENZWEIG M., 2001. The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research*, 3: 361-367.
- SUDDATH C., 2010. Top 10 invasive species. *TIME*, 2 february (http://www.time.com/time/specials/packages/article/0,28804,1958657_1958656_1958637,00.html)(http://www.time.com/time/specials/packages/article/0,28804,1958657_1958656_1958663,00.htm).
- STOCH F., 2009. Habitat terrestri e d'acqua dolce: fauna. 89-132. In *Gli habitat italiani, espressione della biodiversità*, Quaderni Habitat, Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, Museo di Storia Naturale di Udine, 208 pp.
- VILA M., BASNOU C., 2008. State of the art review of the environmental and economic risks posed by invasive alien species in Europe – DAISIE Deliverable 14 Report, 36 pp.

La flora esotica nelle acque interne del Friuli Venezia Giulia.

Exotic plants in Friuli Venezia Giulia inland waters.

MICHELA TOMASELLA

Via Martiri della Libertà 29, 34079 Staranzano (GO)

Key words

Exotic plants, aquatic plants, Friuli Venezia Giulia, *Lemna minuta*, *Elodea canadensis*.

Parole chiave

Piante esotiche, piante acquatiche, Friuli Venezia Giulia, *Lemna minuta*, *Elodea canadensis*.

Summary

This work treats the theme of biological invasion of aquatic vegetation. Some general considerations of the phenomenon in relation to aquatic exotic flora associated with humid environments are considered. In inland waters of Friuli Venezia Giulia region there are many neophytes in humid environments; they can be aquatic, amphibians or consist of tall herbs and humid forests. As regards the aquatic vegetation types, if on the one hand, they are particularly vulnerable to the spread of neophytes caused by reproductive characters of these entities and dynamism of invasion of water bodies, on the other hand, in Friuli Venezia Giulia region, they are characterized by a low percentage of total neophytes (about 1.5%). Invasive species are *Elodea canadensis* and *Lemna minuta*. At the moment *Wolffia arrhiza* and *Elodea nuttallii* seems to be less aggressive. For these species morphological characteristics, ecology, distribution, invasiveness and eradication and control are described. Eradication of aquatic exotic plants has proved effective in small water bodies. Generally human education and human actions are important in the management and control of the water quality from organic and chemical pollution in respect of Directive 2000/60/EC.

Riassunto

Il presente contributo tratta il tema dell'invasione biologica degli habitat acquatici da parte della componente vegetale. Più in particolare vengono riportate alcune considerazioni generali riguardanti la presenza di flora acquatica esotica legata agli ambienti umidi del Friuli Venezia Giulia. Si evidenzia come nelle acque interne del territorio regionale vi siano numerose neofite legate ad ambienti umidi, siano essi prettamente acquatici, anfibi o costituiti da siepi e boschi umidi. Per quanto riguarda la regione, vi è una bassa percentuale di neofite acquatiche sul totale delle neofite presenti (circa 1,5%), nonostante gli ambienti acquatici siano particolarmente esposti a queste invasioni in relazione al fatto che le specie presentano particolari caratteristiche riproduttive e dinamiche di invasione di superfici. Le specie invasive trattate sono *Elodea canadensis*, *Lemna minuta*, particolarmente aggressive, ma anche *Elodea nuttallii* e *Wolffia arrhiza*. Per esse è riportato un approfondimento relativo a caratteristiche morfologiche, ecologia, distribuzione, invasività, eradicazione e controllo. L'eradicazione delle esotiche acquatiche si è dimostrata efficace in piccoli corpi idrici. Più in generale valgono azioni educative e controllo nella gestione della qualità delle acque da inquinamento organico e chimico nei rispetti della Direttiva 2000/60/CE.

Introduzione

La Direttiva Comunitaria 2000/60/CE, nota in Italia come “Direttiva Acque”, ed il suo recepimento ed attuazione sul territorio nazionale e regionale, pone alcuni principi base dell’ecologia degli ecosistemi acquatici quali elementi necessari per la definizione della qualità biologica delle acque. Composizione e struttura delle biocenosi, vegetali e animali, accompagnate da caratteristiche fisiche e chimiche delle acque, costituiscono un complesso insieme dinamico e interattivo che definisce lo stato dei corpi d’acqua superficiali interni (laghi e fiumi), delle acque di transizione (lagune e foci fluviali) e marine. Sulla base dello scostamento della cenosi riscontrata da quella “attesa”, è definita la perdita qualitativa del corpo idrico, espressa a fini pratici e legislativi in classi di valore.

Parallelamente la più datata Direttiva Comunitaria 92/43/CE, detta “Direttiva Habitat”, individua un elevato numero di habitat (All. I) da tutelare, gestire, migliorare ed eventualmente ripristinare per la tutela della biodiversità degli ecosistemi. Fra questi molti sono legati al fattore ecologico della disponibilità idrica ed hanno un elevato valore in termini conservazionistici e ancor più gestionali.

Uno dei fenomeni che maggiormente minaccia lo stato delle biocenosi è quello legato alle invasioni biologiche da parte di una o più entità estranee dal punto di vista biogeografico. Si definiscono entità esotiche, siano esse animali o vegetali, quelle provenienti da altre aree biogeografiche, introdotte volontariamente o accidentalmente.

Per quanto riguarda la flora superiore viene fatto convenzionalmente riferimento a due categorie: le archeofite e le neofite. Nel primo caso rientrano le entità introdotte nel continente europeo prima della scoperta dell’America del 1492, nel secondo caso, invece, si considerano quelle note da questa data in poi. I vettori di diffusione possono essere diversi; da un lato c’è l’intenzionalità dell’uomo e dall’altra l’accidentalità, legata ad esempio anche alla dispersione zoofila (Poldini, 2009; Celesti-Gratow *et al.*, 2009b; Comin e Poldini, 2009).

Nel 2010 il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, in occasione dell’anno della biodiversità, al fine di adottare una strategia nazionale per la tutela della biodiversità, ha istituito una serie di tavoli tecnici, uno dei quali ha affrontato la tematica riguardante “l’impatto delle specie aliene sugli ecosistemi: proposte di gestione” sulla base di un progetto ministeriale di organizzazione e gestione dei dati della flora alloctona per tutta Italia (Celesti-Gratow *et al.*, 2009b).

In realtà la comunità scientifica del settore botanico già da decenni concentra le proprie ricerche su questa tematica. Per il Friuli Venezia Giulia numerosi sono gli studi che hanno consentito di trarre importanti considerazioni sulla flora esotica; oltre alle elaborazioni riportate nelle recenti

flore regionali o locali (Martini, 2009; Poldini, 1991; 2002; 2009), e alle molteplici segnalazioni floristiche relative alla flora advena, si ricorda il contributo di Martini e Poldini (1985) e di Comin e Poldini (2009) che affrontano tale problematica con un approccio innovativo e critico.

Gli ambienti acquatici rappresentano delicati sistemi da tutelare oltre che da gestire e talora da ripristinare. Essi hanno subito, infatti, una rarefazione soprattutto in ambiente planiziale a causa dell’effetto delle bonifiche per ottenere maggiore superficie coltivabile o per opere ed infrastrutture. Questi ecosistemi da un lato sono caratterizzati dalla presenza di un basso numero di specie vegetali, poiché pochi organismi autotrofi possono portare a compimento il ciclo biologico in ambienti così estremi, e dall’altro, dal fatto che le specie presenti essendo oramai rare sono spesso inserite in liste di tutela o normative nazionali e/o comunitarie. Pur nella loro attuale limitata estensione, i corpi idrici interni sono molto esposti al rischio di invasività da flora alloctona per aspetti diversi, quali:

- *bassa competitività delle poche specie autoctone*
il basso numero di specie che tipizzano questi ecosistemi agevola le “nuove” specie a trovare spazi colonizzabili. Un basso numero di specie autoctone rappresenta inoltre una mancanza di competitività con le neofite.
- *prevalenza di riproduzione vegetativa e pertanto velocità di occupazione degli spazi*
le specie autoctone che vivono in ambienti acquatici, adottano per lo più la riproduzione per via asessuata. Anche le specie alloctone di ambienti umidi utilizzano le stesse modalità riproduttive, elemento che le aiuta a occupare molto spazio in breve tempo.
- *dispersione delle specie acquatiche tramite avifauna*
gli ambienti umidi costituiscono habitat di elezione anche per molteplici specie faunistiche tra le quali vi è una cospicua partecipazione da parte dell’avifauna. Gli uccelli acquatici presentano una elevata mobilità e, nella maggior parte dei casi, costituiscono i vettori di dispersione di frammenti vegetali che, qualora trovino condizioni ecologiche ad essi favorevoli, si riproducono velocemente per via agamica.
- *il fiume rappresenta un corridoio anche per la diffusione delle specie alloctone*
l’ambiente idrico è costituito sia da ambienti lentic (laghi, stagni, torbiere, pozze e piccole acque in genere) che lotici, dove la velocità di corrente è il fattore caratterizzante (fiumi). I fiumi, però, siano essi di risorgiva o, meglio ancora, torrenti alpini con acque intermittenti, costituiscono dei veri e propri corridoi di dispersione di queste specie. Essi, infatti, costituendo una connessione ecologica che determina il “movimento” della biodiversità autoctona, permettono anche la diffusione veloce di specie indesiderate.

- *progressivo aumento della temperatura media*
il progressivo, anche se debole, aumento della temperatura media è uno dei fattori più importanti che incentivano la propagazione di specie estranee alla flora autoctona.
- *progressivo aumento della trofia*
con l'aumento della trofia nei corsi d'acqua, conseguentemente alla mancanza di adeguati sistemi di depurazione o all'uso eccessivo di fertilizzanti in agricoltura, si è verificato negli anni l'aumento della componente alloctona.

Sulla base di queste informazioni attualmente esiste uno sforzo attivo da parte delle politiche territoriali e di salvaguardia della biodiversità autoctona siano esse comunitarie che nazionali.

Materiali e metodi

Al fine di porre un approfondimento sulla flora esotica presente nelle acque interne del Friuli Venezia Giulia è stato preso in considerazione il numero complessivo di specie esotiche riportato in regione da Poldini nell'inventario della flora alloctona italiana (Celesti-Grapow *et al.*, 2009a). Di queste sono state considerate le specie che tendenzialmente sono in grado di colonizzare e spesso invadere habitat legati all'acqua dolce, facendo riferimento per questi ultimi al manuale degli habitat del Friuli Venezia Giulia (Poldini *et al.*, 2006).

Selezionate le specie, sono stati analizzati i periodi di introduzione, il carattere di invasività, la provenienza e gli habitat potenziali facendo riferimento ai dati riportati in Celesti-Grapow *et al.* (2009b). Viene inoltre effettuato un approfondimento sulle specie considerate invasive facendo riferimento anche agli habitat minacciati e presenti nell'allegato I della Direttiva 43/92/CE "Direttiva Habitat".

Sulla base di questi dati e di ulteriori approfondimenti bibliografici sono state compilate delle schede illustrative riguardanti le specie acquatiche alloctone più note illustrando caratteristiche morfologiche, ecologia, distribuzione, invasività ed eventuali indicazioni gestionali e tecniche di controllo. Per queste specie si fa riferimento all'andamento distributivo regionale confrontando la corologia riportata negli Atlanti delle piante vascolari (Poldini, 1991; 2002) con un aggiornamento attuale sulla base di una raccolta recente di dati. Questi ultimi sono stati riportati facendo riferimento alle Aree di Base così come individuate nell'ambito del Progetto Cartografico Europeo (Ehrendorfer e Hamann, 1965; Poldini, 1991; 2002).

Per quanto riguarda la nomenclatura delle specie floristiche citate si fa riferimento alla check-list della flora vascolare italiana di Conti *et al.* (2005).

Risultati e discussione

In Friuli Venezia Giulia sono presenti 331 entità esotiche su una totalità di 1023 taxa censiti nell'intero territorio italiano (Celesti-Grapow *et al.*, 2010). Esse rappresentano l'11,6% della flora regionale. Fra le specie considerate, ben l'84% sono neofite (introdotte dopo il 1492), mentre le rimanenti sono archeofite (Poldini, 2009; Celesti-Grapow *et al.*, 2009b; Comin e Poldini, 2009) (Fig. 1).

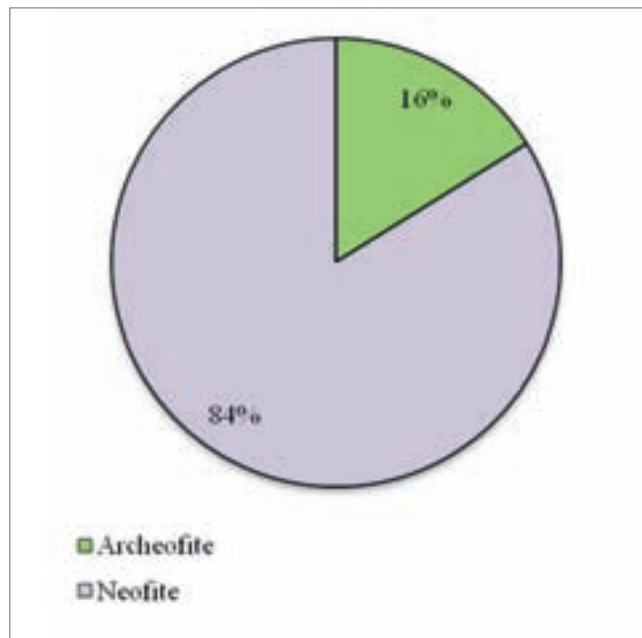


Fig. 1 - Specie alloctone, ripartite in neofite e archeofite in base al periodo di introduzione, degli habitat umidi in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 1 - Humid habitat exotic plants in Friuli Venezia Giulia and introduction period.

Per quanto riguarda invece il carattere di invasività (Pyšek *et al.*, 2004), si osserva che quasi la metà sono considerate oggi naturalizzate, ovvero specie stabilmente presenti sul territorio da circa 10 anni e che si autoriproducono senza l'intervento dell'uomo sia per via sessuata che asessuata. Il 27% ha carattere casuale, ovvero sono specie estranee alla flora locale che possono fiorire ed eventualmente riprodursi in condizioni non controllate ma che non sono in grado di rimpiazzare le loro popolazioni in natura se non con l'intervento antropico. Ben il 24% sono invasive cioè sono entità che fioriscono e si riproducono e sono in grado di formare nuove popolazioni anche ad elevate distanze rispetto agli individui parentali ed in questo modo colonizzano anche aree vaste. Una bassissima percentuale (2%) è invece considerata localmente invasiva, si tratta di specie con comportamento invasivo in limitate porzioni di territorio (Fig. 2).

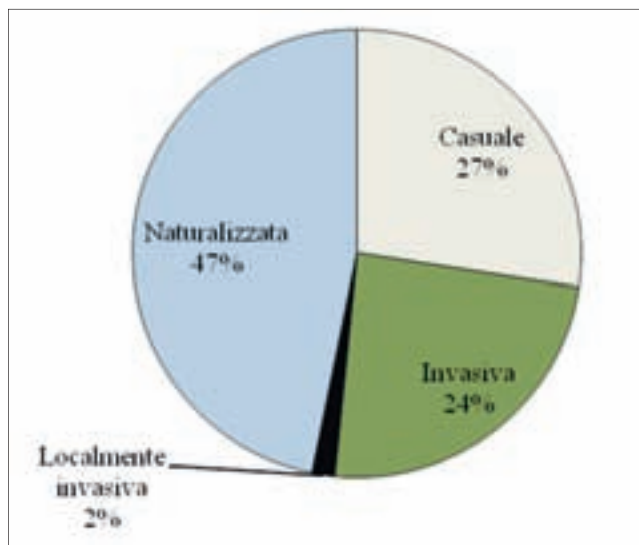


Fig. 2 - Carattere di invasività delle specie alloctone degli habitat umidi in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 2 - *Humid habitat exotic plants in Friuli Venezia Giulia and invasive character.*

Le specie esotiche legate agli ambienti umidi ed acquatici provengono da diversi paesi anche se si rileva una percentuale considerevole (31%) di origine Nord-americana (Fig. 3).

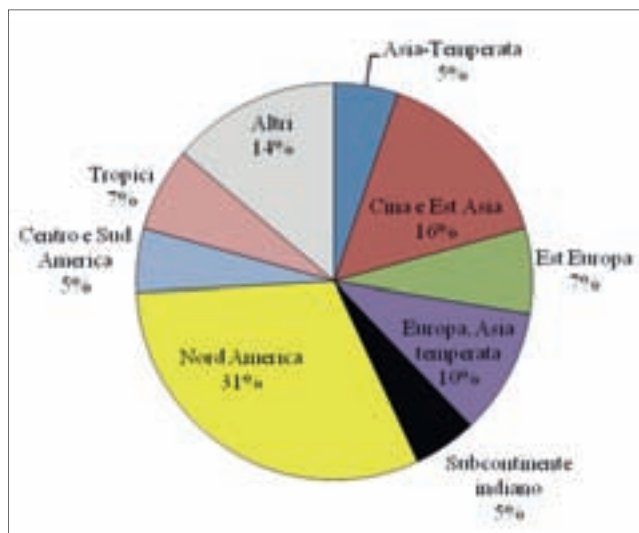


Fig. 3 - Provenienza delle specie alloctone legate agli habitat umidi in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 3 - *Humid habitat exotic plants in Friuli Venezia Giulia and origin.*

Il grafico di figura 4 riporta gli habitat con un'elevata disponibilità idrica maggiormente interessati dalla presenza di specie alloctone. Per la codifica degli habitat, di cui si riportano gli acronimi, si fa riferimento a Poldini *et al.* (2006). Dall'elaborazione dei dati si osserva come ben il 47% delle specie esotiche regionali legate ad ambienti umidi si riscontrino in cespuglieti e boschi umidi (BU e GM). Seguono canneti, cariceti ed orli umidi (UC e OB) che sono potenzialmente colonizzati dal 23% della flora alloctona considerata. Anche negli habitat di acque

correnti, e principalmente ghiaie e sabbie con vegetazione erbacea di greto nel basso corso dei torrenti alpini (AC e AA), si registra un'elevata presenza di neofite (22%), sia in termini di numero che di copertura vegetale.

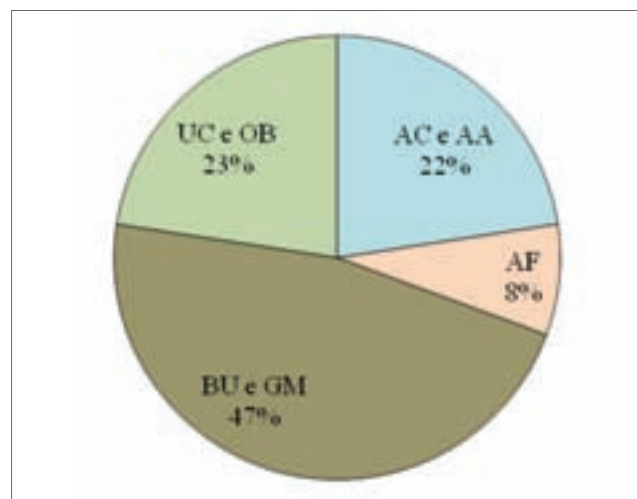


Fig. 4 - Distribuzione delle specie alloctone nei diversi habitat igrofilici in Friuli Venezia Giulia. UC e OB= canneti, cariceti e orli umidi; AC e AA = habitat di acque correnti; AF = habitat di acque ferme; BU e GM = cespuglieti e boschi umidi.

Fig. 4 - *Esotic plants in Friuli Venezia Giulia and habitats affected. UC and OB = reed and tall herb hedges communities; AC and AA = running water habitats; AF = standing water habitats; BU and GM = alluvional and humid scrubs and forests.*

In tabella 1 sono riportate le specie alloctone invasive che costituiscono dei detrattori per la qualità floristica degli habitat umidi. Data la valenza naturalistica di questi ambienti si fa riferimento, oltre agli habitat così come definiti da Poldini *et al.* (2006), anche a quelli potenzialmente interessati da queste invasioni, elencati in All. I della Direttiva 42/93/CE "Direttiva Habitat" e preceduti nel testo dall'acronimo N2000. Tale attribuzione è fatta in riferimento all'ecologia della specie, a dati bibliografici (Oriolo *et al.*, 2010; Poldini, 2009; Poldini *et al.*, 2011; Sburlino *et al.*, 2005; 2008; 2011; Tomasella *et al.*, 2010) e ad osservazioni personali nel territorio regionale e aree limitrofe.

Tutte le entità invasive riportate sono neofite; vi è un'unica idrofita (*Elodea canadensis*), 4 specie erbacee tutte appartenenti alla famiglia delle Asteraceae, 1 lianosa e 3 arbusti. La maggior parte è frequente in ambienti sinantropici, ma è in grado di colonizzare, con notevole successo riproduttivo e produzione di biomassa, i diversi habitat considerati. Molto comuni sono ormai le neofite che invadono ambienti ecotonali umidi come le vegetazioni lianose lungo i corsi d'acqua (OB4 - Vegetazioni lianose lungo i corsi d'acqua) o più in generale i canneti, (UC1 - Vegetazioni elofitiche d'acqua dolce dominate da *Phragmites australis*). Fra queste *Bidens frondosa*, *Helianthus tuberosus*, *Solidago gigantea* e *Lonicera japonica*, che

Taxon	Famiglia (sensu APG III, 2009)	Habitat FVG (Poldini <i>et al.</i> , 2006)	Habitat N2000	Periodo di introduzione	Provenienza
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Hydrocharitaceae	AF2, AC6	3150, 3260	Neo	N America
<i>Bidens frondosa</i> L.	Asteraceae	OB4, UC1, GM11, BU10, BU11	6430, 91E0, 92A0	Neo	N America
<i>Solidago gigantea</i> Aiton	Asteraceae	OB4, UC1, GM11, BU5	6430, 91E0, 92A0	Neo	N America
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Asteraceae	OB4, UC1, GM11, BU5	6430, 91E0, 92A0	Neo	USA
<i>Xanthium orientale</i> L. subsp. <i>italicum</i> (Moretti) Greuter	Asteraceae	BU5	92A0	Neo	N America
<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	Caprifoliaceae	OB4, UC1, GM11, GM5, BU11, BU5	6430	Neo	Cina & E Asia
<i>Buddleja davidii</i> Franch.	Scrophulariaceae	AA6, BU2	3230, 3240	Neo	Cina
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	Fabaceae	BU2, BU5, BU11	3240, 91E0, 92A0	Neo	N America
<i>Robinia pseudacacia</i> L.	Fabaceae	BU5	92A0	Neo	USA

Tab. 1 - Specie invasive correlate all' habitat umido FVG più affine, all'habitat N2000 (All. I Dir. 92/43/CE) minacciato, al periodo di introduzione e alla provenienza.

Tab. 1 - Invasive plants related to closer humid habitat FVG, habitat N2000 (All. I Dir. 92/43/CE), introduction period and origin.

sopravvivono bene anche in condizione di ombreggiamento, si osservano anche in arbusteti e boschi umidi quali saliceti e populeti. Vi sono poi alberi ed arbusti che depauperano la qualità degli habitat boschivi. Molto diffusa è *Buddleja davidii* lungo il corso dei fiumi che talora sostituisce i saliceti di greto a *Salix eleagnos* e *Salix purpurea*. A questa specie si aggiunge *Amorpha fruticosa* che ha una maggiore plasticità ecologica riuscendo ad invadere anche habitat di substrato più fine e di conseguenza maggiormente imbibito. *Amorpha fruticosa* è di recente introduzione nel nostro territorio ma oggi è comune e talora forma un substrato arbustivo compatto nell'ambito di ecosistemi boschivi golenali a salici e pioppi (BU5 - Boschi ripari planiziali dominati da *Salix alba* e/o *Populus nigra*), un tempo quasi intatti, e recentemente descritti con il nome di *Amorpho-Salicetum albae* (Poldini *et al.*, 2011). Lungo i corsi d'acqua talora si ritrovano anche altre specie esotiche, non propriamente igrofile, come ad esempio *Ailanthus altissima* in grado di colonizzare ed invadere molti ecosistemi anche non umidi (es. landa carsica); il suo attecchimento in questi ambienti è quasi sempre legato a movimenti del suolo più che a diffusione fluviale.

Inoltre gli habitat di greto fluviale (AA7 – Vegetazione erbacea del basso corso dei fiumi, AA6 – Vegetazione erbacea del medio corso dei fiumi) spesso ospitano specie invasive frequenti in altri ambienti xerici come gli ambienti dunali; è il caso del genere *Oenothera* sp.pl., *Ambrosia artemisiifolia* e *Senecio inaequidens*.

Le idrofite alloctone legate esclusivamente alle acque ferme o debolmente fluenti (AF, AC) sono invece in numero molto inferiore. In tabella 2 si riportano quelle note in Friuli Venezia Giulia, invasive e non. Si osservi che l'unica specie esotica acquatica invasiva è *Elodea canadensis*, riportata anche in tabella 1, mentre *Elodea nuttallii* è stata trovata in regione solo recentemente (Tomasella *et al.*, 2010). Va comunque detto che, pur rappresentando una bassa percentuale sul totale delle neofite regionali (circa 1,5%), esse sono in aumento rispetto al 1985 quando Martini e Poldini ne indicavano una percentuale pari allo 0,6%.

Idrofite alloctone presenti sul territorio regionale

Di seguito viene riportata una descrizione delle idrofite alloctone, per le quali in Friuli Venezia Giulia è necessaria

Taxon	Famiglia (<i>sensu</i> APG III, 2009)
<i>Eichornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Hydrocharitaceae
<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	Hydrocharitaceae
<i>Lemna minuta</i> Kunth	Araceae
<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm.	Araceae

Tab. 2 - Idrofite alloctone delle acque interne in Friuli Venezia Giulia.
 Tab 2 - *Inland waters exotic hydrophytes of Friuli Venezia Giulia.*

una corretta determinazione ed eventuale prevenzione e controllo, tranne che per *Eichornia crassipes* in quanto in Poldini *et al.* (2001) è inclusa in “Appendice 1 – Specie effimere e/o scappate da giardini mantenendo il carattere effimero”. Tale entità è stata rilevata da Poldini nel 1997 per l’Area di Base 9844; da allora non sono state fatte ulteriori segnalazioni, pertanto al momento la sua presenza non è da ritenersi critica.

***Elodea canadensis* Michx., *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John**

Caratteristiche morfologiche

Il genere *Elodea* Michx. è rappresentato da idrofite perenni monoiche o dioiche con foglie sommerse e fiori flottanti. In Europa e in Italia sono note tre specie appartenenti a questo genere: *E. canadensis*, *E. nuttallii* ed *E. densa*. Le foglie sono disposte in verticilli e sessili. In *Elodea canadensis* sono larghe più di 2 mm, rigide al tatto, leggermente arcuate e con apice arrotondato. *Elodea nuttallii* invece presenta foglie lunghe 1 cm e larghe al massimo 2 mm, ricurve e appuntite, di colore verde chiaro. Le popolazioni di *Elodea canadensis* sono formate esclusivamente da individui femminili, i fiori hanno diametro di 5 mm con petali bianchi e stimmi color porpora. Le popolazioni conosciute di *Elodea nuttallii* sono composte prevalentemente da individui femminili; i fiori hanno un diametro variabile (3-5 cm) e presentano petali violetti (Pignatti, 1982).

Ecologia

Entrambe le specie prediligono acque calme, calde e poco profonde di fiumi di risorgiva, abbastanza ricche di elementi nutritivi e possono insediarsi anche in piccoli

corpi d’acqua ferma e fondi di laghi. Nella nostra regione la comune *Elodea canadensis* è in grado di colonizzare numerose tipologie di habitat dulciacquicoli, si rinviene infatti sia in corpi d’acqua di risorgiva con portate diverse, sia in habitat secondari quali fossi di scolo nelle aree coltivate e canali di bonifica. In alcune circostanze è stata osservata anche in ambienti di risorgiva poco distanti dalla fonte, in acque fresche, limpide e ossigenate, su fondo ghiaioso e, stando ai parametri di valutazione ecologica tramite macrofite ai sensi del DM 260/2010 in ottemperanza alla Direttiva 2000/60, a basso carico trofico. La specie mette a rischio la naturalità già compromessa degli Habitat FVG “AF2- Stagni e pozze meso-eutrofici a prevalente vegetazione natante non radicante (pleustofitica)”, “AC6 – Fiumi di risorgiva ed altri corsi d’acqua con vegetazione sommersa radicante” e N2000 “3150 - Laghi naturali eutrofici con vegetazione di *Magnopotamion* ed *Hydrocharition*”, “3260 – Corsi d’acqua planiziali e montani con vegetazione di *Ranunculion fluitantis* e *Callitriche - Batrachion*”.

Distribuzione

Le due specie, originarie del Nord America, sono diffuse in tutta l’Europa centrale. *Elodea canadensis* è stata introdotta come pianta ornamentale nella prima metà dell’800 in Inghilterra e successivamente nel resto dell’Europa continentale. Recentemente *E. canadensis* sembra essere in decremento in Europa a discapito dell’aumento di *E. nuttallii*. *E. canadensis* è segnalata in Italia (Padova) per la prima volta nel 1891 e successivamente in diverse località della Pianura Padana. Intorno al 1950 invade gli ambienti idrici della pianura piemontese e lombarda (Pignatti, 1982). In Italia la sua presenza è attualmente riportata in molteplici regioni tranne che nelle isole e nell’area meridionale (Pignatti, 1982; Celesti-Grappow *et al.* 2009a).

E. canadensis ha registrato un notevole incremento in Friuli Venezia Giulia dal 1991 al 2012 (Fig. 5). Essa è stata osservata durante una campagna di rilevamenti nell’ambito del bacino del Fiume Stella (Tomasella *et al.*, 2010).

(AB 10144, 10244), presso il fiume Taglio a Muscoli di Cervignano (UD) da Tomasella M. (AB 10145), presso il fiume Taglio a S. Giorgio di Nogaro (UD) da Tomasella M. (AB 10245) ed in un piccolo corso d'acqua a Villa Vicentina (UD) da Tomasella M. (AB 10146).

Si presume che la sua diffusione sia comunque più ampia di quella riportata in figura 5.

E. nuttallii è di recente ritrovamento sul territorio regionale ma, fortunatamente, non sembra avere lo stesso successo di *E. canadensis*. Ciò nonostante si ritiene che essa possa essere presente sporadicamente in altri corpi idrici regionali, soprattutto nelle fitocenosi dei fiumi di risorgiva (Fig. 6).

Invasività

In Italia è certamente più frequente *Elodea canadensis*; essa è considerata come naturalizzata in Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Emilia-Romagna, Toscana, Umbria, Abruzzo e Molise; come invasiva in Piemonte, Lazio e Friuli Venezia Giulia, mentre è definita casuale in Valle d'Aosta e Liguria (Celesti-Grapow *et al.*, 2009b). *E. nuttallii* invece è indicata come naturalizzata in Lombardia, Veneto e Trentino, mentre non è riscontrata in altre regioni italiane. In Friuli Venezia Giulia è certamente più comune ed invasiva *E. canadensis*, ma recenti revisioni fanno risalire alcuni reperti di *E. canadensis* a *E. nuttallii*.

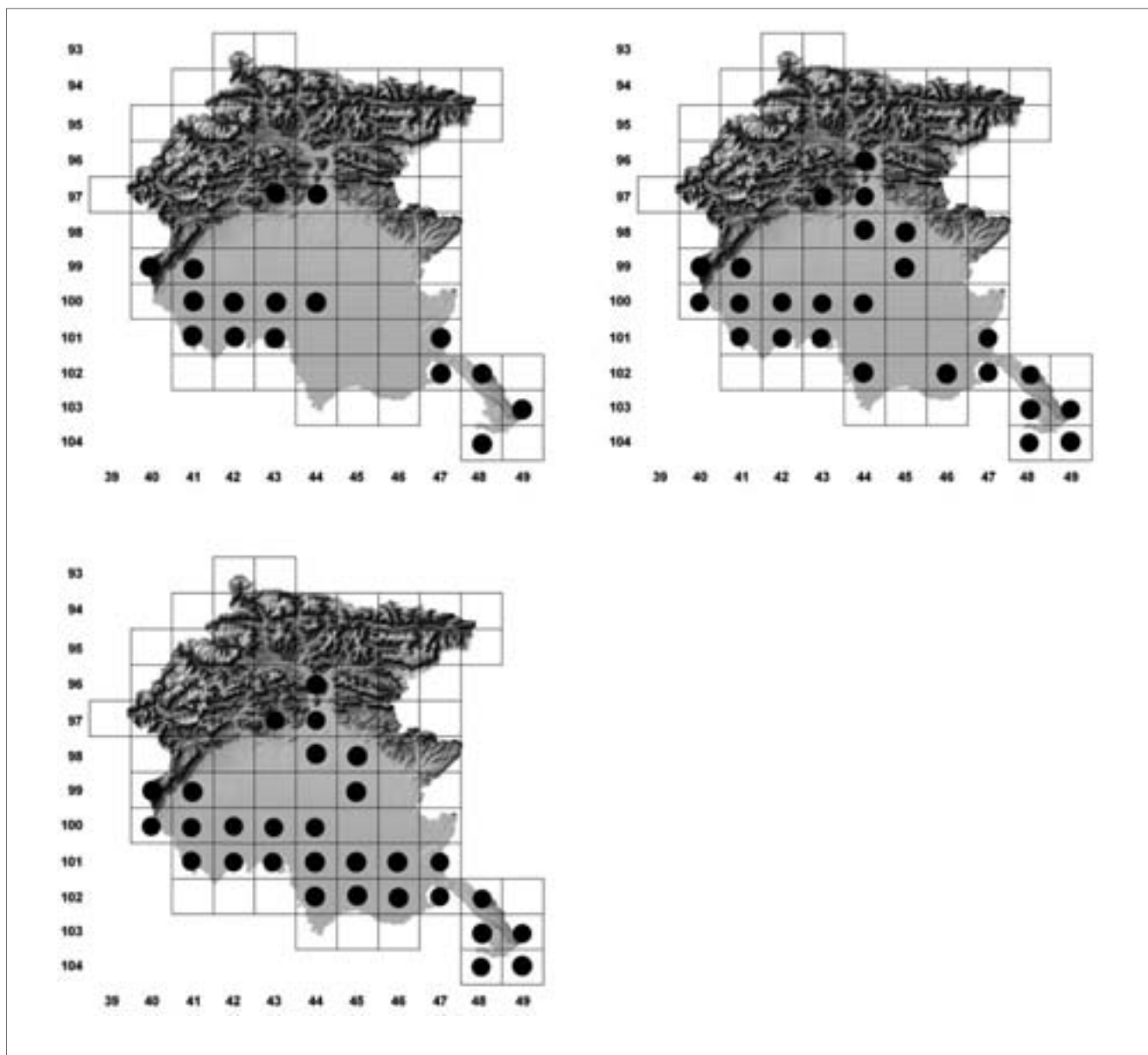


Fig. 5 - Distribuzione di *Elodea canadensis* dal 1991 al 2012 in Friuli Venezia Giulia (da Poldini, 1991 mod. in alto a sx; da Poldini, 2002 mod. in alto a dx; situazione al 2012 in basso a sx).

Fig. 5 - *Elodea canadensis* distribution from 1991 to 2012 in Friuli Venezia Giulia (from Poldini, 1991 mod. at the top right; from Poldini, 2002 mod. at the top left; situation at 2012 in the lower left).

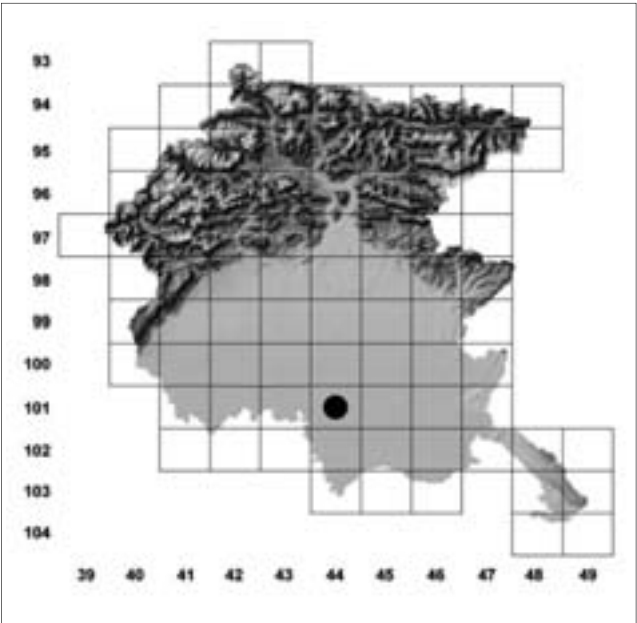


Fig. 6 - Distribuzione di *Elodea nuttallii* in Friuli Venezia Giulia.
Fig. 6 - *Elodea nuttallii* distribution in Friuli Venezia Giulia.

Va pertanto mantenuta sotto osservazione l’eventuale proliferazione di quest’ultima.

Controllo ed eradicazione

Il controllo delle specie acquatiche è molto difficile perché, come già anticipato, i meccanismi riproduttivi sono essenzialmente vegetativi e possono in poco tempo formarsi popolazioni dense a partire da piccoli frammenti vegetali trasportati per km dall’avifauna acquatica. È sem-

pre preferibile il controllo meccanico che va effettuato in periodo estivo ed è ragionevole in piccoli corpi idrici. Il migliore approccio è anche in questo caso quello preventivo: negli acquari è meglio utilizzare specie autoctone ed, inoltre, è bene evitare di rilasciare in natura le specie esotiche utilizzate dagli acquariofili.

Lemna minuta Kunth

Caratteristiche morfologiche

Il genere *Lemna* L. appartiene alla famiglia delle *Araceae* Jussieu (Angiosperm Phylogeny Group, 2009) assieme ai generi *Spirodela* Schleid. e *Wolffia* Horkel. Questo genere presenta nella sua totalità 13 specie note. Sei sono conosciute in Europa ed al momento ne sono accertate cinque in Italia: le autoctone *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *Lemna trisulca* L. e le alloctone *Lemna aequinoctialis* Welw. e *Lemna minuta* Kunth (Iamónico *et al.*, 2011).

L. minuta è una pleustofita dalle fronde piane, di forma ovale-oblunga, simmetriche; il margine è sottile tutto attorno, generalmente verde chiaro lucente, quasi sempre con un carena dorsale dotata di una papilla bianca. Presenta un unico nervo poco distinto, lungo fino a 2/3 della distanza tra il nodo e l’apice. La lunghezza varia tra 1 e 3 (4) mm e la larghezza tra 0.5 e 2.5 mm. Presenta un’unica radichetta. Data l’affinità morfologica con *L. minor* e l’occupazione dello stesso range ecologico, in tabella 3, tratta da Iamónico *et al.* (2011), vengono descritti i caratteri morfologici che differenziano le due specie.

	<i>Lemna minor</i> L. (autoctona)	<i>Lemna minuta</i> Kunth (alloctona)
Foglia	lunghezza 1-8 (10) mm	lunghezza 0.8-4.0 mm
	larghezza 0.6-5.0 (7.0) mm	larghezza 0.5-2.5 mm
	rapporto lunghezza/larghezza tra 1:1 e 1:2	rapporto lunghezza/larghezza tra 1:1 e 1:3
	forma ellittica-obovata	forma ovale-oblunga
	aerenchima esteso fino al margine	aerenchima esteso fino ai 3/4 della lamina
	spessore massimo di 1 mm	presenza di carena sul lato dorsale
	foglie riunite a (1)3-5	foglie separate o riunite a coppie
	superficie dorsale con protuberanze (papille)	superficie dorsale liscia
Nervatura	3 (4-5) nervi	1 nervo (poco distinto) lungo fino a 2/3 della distanza tra il nodo e l’apice

Tab. 3 - Caratteri morfologici distintivi tra *Lemna minuta* e *Lemna minor*.
Tab. 3 - *Morphological distinction between Lemna minuta and Lemna minor.*

Ecologia

L. minuta vive in habitat artificiali come gli impianti ittici, in acque ferme o lentamente fluenti, è però in grado di colonizzare habitat naturali ed entrare in competizione con altre pleustofite in particolare con l'affine *Lemna minor*. Colonizza acque da meso- ad eutrofiche, limpide, in stazioni da mediamente a totalmente ombreggiate, mentre *L. minor* colonizza anche corpi idrici soleggiati. La

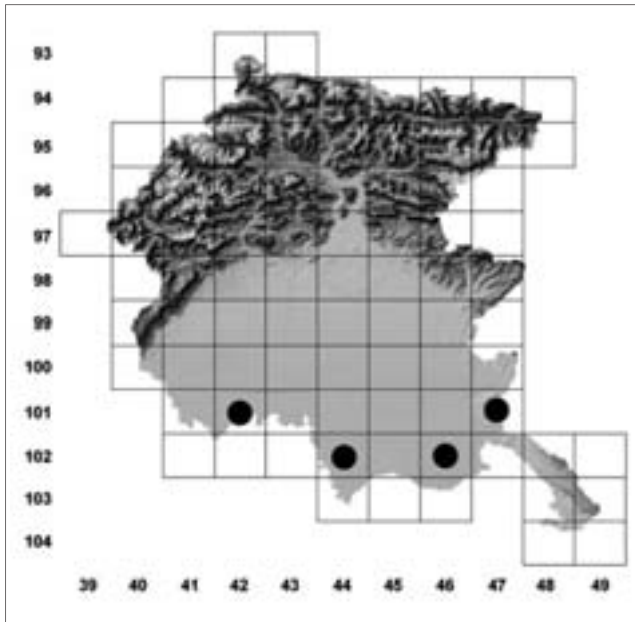


Fig. 7 - Recente ritrovamento di *Lemna minuta* in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 7- Recent record of *Lemna minuta* in Friuli Venezia Giulia.

specie mette a rischio la naturalità già compromessa degli Habitat FVG “AF2- Stagni e pozze meso-eutrofici a prevalente vegetazione natante non radicante (pleustofitica)” e N2000 “3150 - Laghi naturali eutrofici con vegetazione di *Magnopotamion* ed *Hydrocharition*.”

Distribuzione

Lemna minuta è una specie originaria delle regioni temperate del nord e del sud America (Preston e Croft, 1997; Stace, 1997); Lucey (2003) la considera naturalizzata in Europa. Il primo ritrovamento europeo è nel sud della Francia nel 1965 con il nome di *Lemna valdiniana* (Jovet-Ast, 1966), segue la segnalazione di Landolt (1986) nelle isole britanniche e successivamente tra il 1980 e il 1993 ben 89 nuove località (Lucey, 2003). Quest'ultimo Autore segnala che in Irlanda viene identificata per la prima volta nel 1993. Complessivamente Landolt (1986), oltre a riportarne la presenza in Francia e Gran Bretagna, la segnala in Belgio, Ungheria, Svizzera, Ucraina. Nel 1991 compare

anche nella Germania occidentale (Banaszek; 2009). Vi sono segnalazioni anche in Albania (Desfayes, 2004). In Polonia le prime presenze risalgono al 2007 (Banaszek e Musial; 2009).

In Italia viene segnalata per la prima volta da Desfayes (1993) presso il lago di Caldonazzo (TN); a questo ritrovamento seguono altre segnalazioni in Veneto, Emilia-Romagna, Friuli Venezia Giulia, Puglia, Sardegna, Lazio e Abruzzo (Iamonico *et al.*, 2011). Il ritrovamento in Friuli Venezia Giulia risale a Costalonga (2004) (Fig. 7).

Tale entità, non riportata in Poldini (2002), è stata osservata recentemente nei fossi interpoderali presso Teglio Veneto (VE) da Tomasella M. e Gobbo G. (AB: 10142), nella Riserva Naturale Regionale Valle Canal Nuovo a Marano Lagunare (UD) da Tomasella M. e Oriolo G. (AB: 10244), nelle pozze all'interno di Bosc Grand a Staranzano (GO) da Tomasella M. (AB: 10246), presso i laghetti delle Mucille a Selz (GO) da Tomasella M. (AB: 10147).

Invasività

Celesti-Gratow *et al.* (2009b) la indicano come casuale in Trentino, Veneto e Friuli Venezia Giulia, naturalizzata in Alto-Adige e invasiva in Lombardia, Emilia-Romagna, Lazio e Abruzzo; in Puglia e Sardegna viene indicata come naturalizzata da Iamonico *et al.* (2011). Per quanto riguarda il Friuli Venezia Giulia, alla luce dei più recenti ritrovamenti anche in habitat naturali o prossimo-naturali, si ritiene che lo status da casuale sia passato ad invasivo.

Controllo ed eradicazione

L'uso di erbicidi è inefficace sia perché il loro utilizzo è vietato ai sensi della Direttiva 2000/60 sia perché *L. minuta* è resistente ad esempio al glifosate.

L'espansione della specie è certamente legata all'aumento di nutrienti nei corpi idrici; se ne deduce che le misure messe in atto per la riduzione del carico organico nelle acque sono utili a disincentivare anche la proliferazione di questa specie invasiva. Le lenticchie d'acqua possono essere rimosse meccanicamente dalla superficie. Pertanto il controllo di implementazione di carico organico associato a ripetute rimozioni meccaniche sembra essere il metodo migliore e meno impattante per il contenimento di questa specie (Armstrong, 2011). Grazie ad osservazioni dirette presso la Riserva di Valle Canal Novo nel comune di Marano Lagunare si può affermare che la specie sia molto apprezzata dall'avifauna acquatica in particolare dall'alzavola (*Anas crecca*) (Vicario G. e De Luca M., *ex verbis*).

Wolffia arrhiza (L.) Horkel ex Wimm

Caratteristiche morfologiche

Il genere *Wolffia* Horkel L. fa parte della famiglia delle *Araceae* Jussieu (Angiosperm Phylogeny Group, 2009) assieme ai generi *Spirodela* Schleid. e *Lemna* L. Sono note 14-16 entità appartenenti a questo genere, di cui 7-9 sono distribuite nel continente americano, 1 nell'Asia centrale, 5 nel continente africano, mentre in Europa, così come in Italia, è nota solo *Wolffia arrhiza*, presente anche nel continente africano ed asiatico. Si tratta della più piccola fanerogama nota sulla terra, i cui esemplari sono formati da singole foglie natanti ovoidi (0,5-1 mm), prive di apparato radicale che tendono a formare colonie dense e, qualora le condizioni ecologiche lo consentano, in grado di colonizzare l'intera superficie del corpo idrico. Come la maggior parte delle lenticchie d'acqua (gen. *Lemna*) la riproduzione è in territorio italiano sempre vegetativa (Pignatti, 1982).

Ecologia

Wolffia arrhiza è una specie termofila in grado di colonizzare acque a diversa trofia. Pignatti (1982) afferma che la specie in Italia colonizza le acque delle risaie e gli ambienti oligotrofi, anche se ulteriori contributi sottolineano che è presente copiosa in stazioni molto ricche in sostanze nutritive. Generalmente condivide l'areale di distribuzione con altre pleustofite, come *Lemna* sp.pl., *Spirodela polirhyza* e la felce acquatica *Salvinia natans* (Fintha, 1979). La specie mette a rischio la naturalità già compromessa degli Habitat FVG "AF2- Stagni e pozze meso-eutrofici a prevalente vegetazione natante non radicante (pleustofitica)" e N2000 "3150 - Laghi naturali eutrofici con vegetazione di *Magnopotamion* ed *Hydrocharition*".

Distribuzione

Pignatti (1982) definisce la specie come paleo-subtropica ed è nota in Europa, Africa e parte dell'Asia. In Friuli Venezia Giulia (Fig. 8) la specie è stata osservata per la prima volta a Azzanello di Pasiano (PN) da Bertani *et al.* (2002).

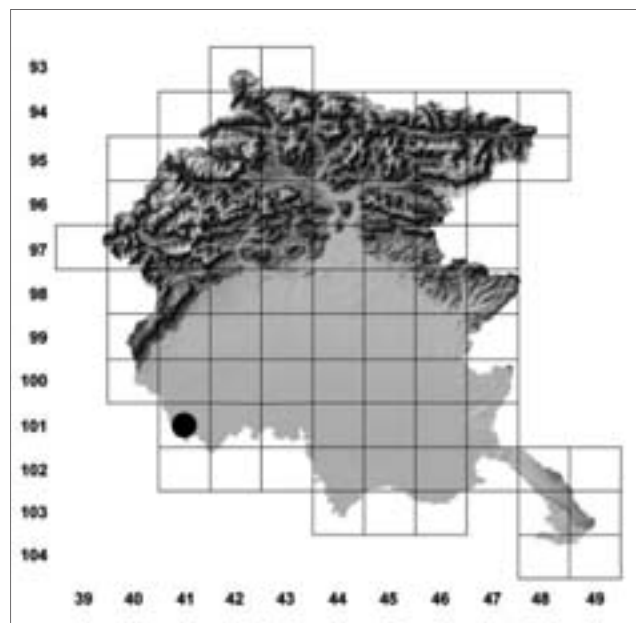


Fig. 8 - Distribuzione di *Wolffia arrhiza* in Friuli Venezia Giulia (da Poldini, 2002 mod.).

Fig. 8 - *Wolffia arrhiza* distribution in Friuli Venezia Giulia (from Poldini, 2002 mod.).

Invasività

In Italia *Wolffia arrhiza* è considerata naturalizzata in Lombardia, Veneto, Emilia Romagna e Lombardia, mentre la sua distribuzione è definita casuale in Piemonte, Toscana e Friuli Venezia Giulia; non è stata invece più osservata in Lazio, Campania e Liguria (Celesti-Grappow *et al.*, 2009b). In nessuna delle regioni italiane è quindi considerata come specie invasiva. Il ritrovamento in Friuli Venezia Giulia è recente e puntuale, non essendo note ulteriori località; può essere pertanto considerata al momento non particolarmente aggressiva. Va inoltre sottolineato che Pignatti (1982) nella Flora d'Italia la indicava in riduzione.

Controllo ed eradicazione

Non sono state riscontrate modalità di intervento e controllo di questa specie. Analogamente a quanto affermato per *Lemna minuta*, date le caratteristiche simili e gli habitat colonizzati, si può affermare che il controllo dell'implementazione di carico organico associato a ripetute rimozioni meccaniche è ragionevolmente il metodo migliore e meno impattante per il contenimento della specie.

Considerazioni conclusive

L'invasione biologica degli habitat acquatici è uno dei fenomeni che maggiormente minaccia l'integrità ecosistemica delle comunità animali e vegetali. Si tratta di una problematica diffusa a livello planetario. Sia in Europa che in Italia sono state introdotte disposizioni legislative di controllo con la finalità di tutelare in tutti i suoi aspetti tutto ciò che è legato al bene "Acqua". Nel presente contributo sono riportate alcune considerazioni generali del fenomeno in relazione alla flora acquatica esotica. Come si è osservato nelle acque interne del territorio regionale vi sono numerose neofite legate agli ambienti umidi, siano essi prettamente acquatici o ambienti anfibi o costituiti da siepi e boschi umidi. Le vegetazioni acquatiche e igrofile sono particolarmente esposte alla diffusione di neofite per caratteri riproduttivi, dinamica di invasione di superfici e spesso anche per eutrofizzazione degli habitat stessi; ciò nonostante, in Friuli Venezia Giulia le specie esotiche igrofile costituiscono una bassa percentuale sul totale delle neofite presenti (circa 1,5%). Fra queste, particolarmente aggressive nelle acque potamali e ferme, sono la nota peste d'acqua *Elodea canadensis*, diffusa da tempo, e *Lemna minuta* di recente ritrovamento. Altre entità ritenute invasive in Italia sembrano avere un comportamento meno aggressivo nelle acque interne regionali; fra queste *Elodea nuttallii* e *Wolffia arrhiza*.

La presenza di *Eichornia crassipes* è legata ad introduzioni occasionali ma, mentre in alcune regioni italiane essa compromette seriamente la naturalità di alcune fitocenosi acquatiche, in Friuli Venezia Giulia non mostra caratteristiche di questo tipo.

Tuttavia, va fatta particolare attenzione alle specie erroneamente inserite in contesti naturali, prossimo-naturali o anche secondari. In relazione alla riproduzione vegetativa, adottata in prevalenza da queste specie come meccanismo di diffusione, e alla frequentazione di questi ambienti da parte di avifauna acquatica, dotata di elevata motilità, il processo di invasione biologica può, infatti, facilmente essere innescato ed avere successo in tempi relativamente rapidi. Sono state osservate entità estranee alla flora locale, come *Stratiotes aloides*, immesse in un contesto di ripristino naturalistico, evidentemente senza essere a conoscenza della biologia, ecologia e corologia di tale specie.

Va pertanto sottolineato che, poichè le azioni di controllo ed eradicamento sono fattibili solamente in piccoli corpi idrici, i fattori preventivo ed educativo assumono, anche in tema di conservazione naturalistica, un ruolo determinante. Più in generale valgono controllo e gestione della qualità delle acque da inquinamento organico e chimico nei rispetti della Direttiva 2000/60/CE.

La conoscenza della flora locale autoctona, della biologia ed ecologia di queste specie, rappresentano principi basilari per evitare l'erronea diffusione di specie indesiderate da parte dell'uomo.

Bibliografia

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of Linnean Society, 161: 105-121.
- ARMSTRONG W. P., 2011. The *Lemnaceae* (Duckweed Family). <http://waynesword.palomar.edu/1wayindx.htm>.
- BANASZEK A., MUSIAL K., 2009. The new kenophyte in Polonia *Lemna minuta* Humb., Bonpl. & Kunth. Acta Soc. Bot. Pol., 78 (1): 69-72.
- BERTANI G., COSTALONGA S., TOMASELLA M., 2002. Segnalazioni Floristiche dalla Regione Friuli-Venezia Giulia X. 179 *Wolffia arrhiza* (L.) Horj. ex Wimmer (*Lemnaceae*) Gortania, 24: 85-92.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGINI P.V., BANFI E., BERNARDO L., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M.R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LA VALVA V., LUCCHESI F., MARCHIORI S., MAZZOLA P., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., SINISCALCO C., VILLANI M. C., VIEGI L., WILHALM T., BLASI C., 2009a. Inventory of the non-native flora of Italy. Plant Biosystems, 143 (2): 386-430.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., BRUNDU G., CARLI E., BLASI C., 2009b. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Plant Invasion in Italy an overview. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – DPN, Società Botanica Italiana, Centro di Ricerca universitario "Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio" Università di Roma "La Sapienza", Palombi & Partner S.r.l., pp. 32 + CD-ROM: Non-native flora of Italy.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGINI P.V., ASSINI S., BANFI E., BARNI E., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M.R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., DEL GUACCHIO E., DOMINA G., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LUCCHESI F., MEDAGLI P., PASSALACQUA N., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., VIDALI M., VIEGI L., VILLANI M.C., WILHALM T., BLASI C., 2010. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. Plant Biosystems, 144 (1): 12-28.
- COMIN S., POLDINI L., 2009. Archaeophytes: Decline and dispersal – A behavioural analysis of a fascinating group of species. Plant Biosystems, 143: 46-55.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C., 2005. An annotated check-list of the Italian vascular flora. Palombi (eds.), Roma: 428 pp.
- COSTALONGA S., 2004. Segnalazioni floristiche della regione Friuli-Venezia Giulia. 12. 192. *Lemna minuta* Kunth. Gortania, 25: 191-193.
- DESFAYES M., 1993. Segnalazioni Floristiche Italiane: 677-678. 677. *Lemna minuta* Humboldt, Bonpland e Kunth (*Lemnaceae*). Inform. Bot. Ital., 24 (1-2), 52 pp.
- DESFAYES M., 2004. Additions to the vascular flora of Albania. Ann. Bot. (nuova serie), IV: 155-158.
- EHRENDORFER F.U., HAMANN U., 1965. Vorschläge zu einer floristischen Kartierung von Mitteleuropa. Ber. Deutsch. Bot. Ges. Berlin, 78: 35-50.

- FINTHA I., 1979. Revision of the home distribution of *Wolffia arrhiza* (L.). Tiscia (Tzeged), XIV: 71-79.
- HASLAM S.M., 2006. River plants - The macrophytic vegetation of watercourses. Forrest text (eds.), Cardigan, UK, 438 pp.
- IAMONICO D., ABATI S., IBERITE M., 2011. *Lemna minuta* Kunth (Araceae) nel Lazio (Italia centrale): note morfologiche e osservazioni sui caratteri d'invasività. Natura Mediterraneo. <http://www.naturamediterraneo.com>.
- JOVET P., JOVET-AST, S., 1966. *Lemna valdiviana* Philippi espèce signalée pour la première fois en Europe. Bulletin du Centre d'Etudes et de Recherches Scientifiques Biarritz, 6: 57-64.
- LANDOLT E., 1986. The family of *Lemnaceae* - A monographyc study. Veroff. Geobot. ETH, Stiftung Rübel, 71: 1-566.
- LES D.H., LANDOLT E., CRAWFORD D.J., 1997. Systematics of the *Lemnaceae* (duckweeds): inferences from micro-molecular and morphological data. Pl. Syst. Evol., 204: 161-177.
- LUCEY J., 2003. *Lemna minuta* Kunth (least duckweed) in e. cork (v.c.H5). Irish Botanical News, 13: 5-8.
- MARTINI F., POLDINI L., 1985. The emerophytic flora of Friuli Venezia Giulia (NE Italy). Flora Mediterranea, 5: 229-246.
- MARTINI F., 2009. Flora Vascolare spontanea di Trieste. Lint eds., Trieste, 338 pp.
- ORIOLO G., DEL FAVERO G., SIARDI E., DREOSSI G.F., VANONE G., 2010. Tipologie dei boschi ripariali e palustri in Friuli Venezia Giulia. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, 95 pp.
- PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. Vol. I-II-III. Edagricole, Bologna.
- POLDINI L., 1991. Atlante corologico delle piante vascolari nel Friuli-Venezia Giulia. Inventario Floristico Regionale. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia – Direzione Regionale Foreste e Parchi, Università degli Studi Trieste: 900 pp.
- POLDINI L., ORIOLO G., VIDALI M., 2001. Vascular flora of Friuli Venezia Giulia. An annotated catalogue and synonymic index. Studia Geobot., 21: 3-227.
- POLDINI L., 2002. Nuovo Atlante corologico delle piante vascolari nel Friuli Venezia Giulia. Region. Auton. Friuli Venezia Giulia – Azienda Parchi e Foreste Regionali, Univ. Studi Trieste – Dipart. Biol.. Arti Grafiche Friulane, Udine: 529 pp.
- POLDINI L., ORIOLO G., VIDALI M., TOMASELLA M., STOCH F., OREL G., 2006. Manuale degli habitat del Friuli Venezia Giulia. Strumento a supporto della valutazione d'impatto ambientale (VIA), ambientale strategica (VAS) e d'incidenza ecologica (VIEc). Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia – Direzione Centrale ambiente e lavori pubblici – Servizio valutazione impatto ambientale, Università degli Studi Trieste. <http://www.indicatoriam-bientali.regione.fvg.it/Sira/template.jsp?dir=/rafvg/cms/sira/webgiscartanatura/habitat/index.html>.
- POLDINI L., 2009. La diversità vegetale del Carso fra Trieste e Gorizia. Lo stato dell'ambiente. Guide alla flora IV – Le guide di Dryades V – Serie Flore IV (F-IV). Goliardiche (eds.), Trieste: 736 pp.
- POLDINI L., VIDALI M., GANIS P., 2011. Riparian *Salix alba*: Scrubs of the Po lowland (N-Italy) from an European perspective. Plant Biosystems, 145 (1): 132-147.
- PRESTON C.D., CROFT, J.M., 1997. Aquatic plants in Britain and Ireland. Harley Books, Colchester for the Environment Agency, Institute of Terrestrial Ecology and the Joint Nature Conservation Committee, 368 pp.
- PYŠEK P., RICHARDSON D.M., WILLIAMSON M., 2004. Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: Some critical considerations. Divers. Distrib., 10: 179-187.
- SBURLINO G., TOMASELLA M., ORIOLO G., POLDINI L., 2005. La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 1 - La classe *Lemnetea* Tüxen ex O. Bolòs et Masclans 1955. Fitosociologia, 41 (1): 27-42.
- SBURLINO G., TOMASELLA M., ORIOLO G., POLDINI L., BRACCO F., 2008. La vegetazione acquatica e palustre dell'Italia nord-orientale. 2 - La classe *Potametea* Klika in Klika et V. Novák 1941. Fitosociologia, 45 (2): 3-41.
- SBURLINO G., POLDINI L., VENANZONI R., GHIRELLI L., 2011. Italian black alder swamps: Their syntaxonomic relationships and originality within the European context. Plant Biosystems, 145 (Suppl.): 148-171.
- STACE C.A., 1997. New Flora of the British Isles. Cambridge University Press, 2nd ed., Cambridge.
- TOMASELLA M., PIZZUL E., ZANUT E., 2010. Le macrofite come indicatori biologici per la valutazione della qualità del bacino del fiume Stella (Friuli Venezia Giulia, Nord-Est Italia). Macrofite & Ambiente – XIX Congresso della Società Italiana di Ecologia “Dalle vette alpine alle profondità marine” Bolzano, 15-18 settembre 2009. Eurak book, 583: 105-118.

Le attività della Regione Friuli Venezia Giulia per la tutela della biodiversità.*

*Activities of the Region Friuli Venezia Giulia to preserve biodiversity.**

PIERPAOLO ZANCHETTA

Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia

Direzione centrale attività produttive, commercio,

cooperazione, risorse agricole e forestali

Servizio caccia e risorse ittiche

Keywords

Parks, reservoirs, Natura 2000, biodiversity, preservation.

Parole chiave

Parchi, riserve, Natura 2000, biodiversità, conservazione.

Summary

Biodiversity means the diversity of species, the diversity of individuals or populations within a species, the genetical diversity within the individuals of a species and in relation with their habitats.

Biodiversity is important because high biodiversity improves the balance between the biotical and abiotical elements of a territory. Recently the concept of balancement has been improved with the concept of "ecological service": ecologically complex environments, i.e. natural ecosystems or semi-natural ecosystems, supply services to more simple human systems.

Biodiversity is the object of several conservation instruments: Convention on Biological diversity (1992), Nature 2000 Network (Directive 92/43/CEE Habitat e 2009/147/CE Birds), more recently, in Italy, the National strategy for biodiversity (2010). Region Friuli Venezia Giulia has a nature preservation system made of two families: the system of regional parks and reservoirs, established by regional law L.Reg. 42/1996 on the base of the national law L.N.394/92; and regional Nature 2000 network, made of 62 sites (58 SCI and 8 SPA that overlay in part).

Within these systems of areas, Region Friuli Venezia Giulia avails of the support of Parks and reservoirs managing organizations, whose long term work is solid and widely recognized, and through a new and little known work for Nature 2000 sites; this work consists in writing conservation measures and managing plans according to the regional law L.Reg.7/2008.

Besides, Region Friuli Venezia Giulia is busy with some real work ment to preserve and restore endangered habitats: this is the case of the project financed by the European program Life

Nature that aim to the conservation and restoration of calcareous fens in south Friuli plains.

At last, the regional law L.Reg. 9/2007 on forests, disciplines conservation of flora and fauna of community importance and of regional interest.

Riassunto

Per biodiversità si intende la diversità di specie, la diversità di individui o popolazioni all'interno di una specie, la diversità genetica tra gli individui di una specie, in rapporto agli habitat di riferimento. La sua importanza è dovuta al fatto che un'elevata biodiversità determina un maggior equilibrio dei parametri biotici e abiotici di un territorio. Recentemente il concetto di "equilibrio" è stato maggiormente articolato secondo la dicitura "servizi ecosistemici": l'ambiente ad alta biodiversità, cioè gli ecosistemi naturali o seminaturali complessi, forniscono servizi ai sistemi antropici semplificati. La biodiversità è oggetto di diversi strumenti di tutela: la Convenzione sulla biodiversità (1992), Rete Natura 2000 (Direttive 92/43/CEE Habitat e 2009/147/CE), la recente Strategia nazionale per la biodiversità (2010). La Regione Friuli Venezia Giulia è dotata di un sistema di tutela delle aree naturali che si articola in due settori: il sistema dei parchi e riserve naturali regionali disciplinato dalla legge regionale L.Reg. 42/1996 e la rete regionale Natura 2000 composta da 62 siti, 58 Siti di Interesse Comunitario (SIC) e 8 Zone di Protezione Speciale (ZPS) parzialmente sovrapposti. All'interno di questo sistema di aree la Regione opera attraverso il sostegno degli Enti e degli organi di gestione dei parchi e delle riserve. La Regione, inoltre, opera attraverso una serie di azioni dirette volte alla ricostruzione di habitat, come nel caso di due progetti LIFE Natura, riguardanti in un caso le torbiere basse alcaline nella Bassa Friulana e nell'altro le praterie magredili nell'alta pianura. Con legge regionale L.Reg. 9/2007, che costituisce il testo unico in materia forestale, viene disciplinata anche la tutela della flora e della fauna di importanza comunitaria e di interesse regionale.

* Comunicazione presentata al Convegno ETP maggio 2010: "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi".

Introduzione

Il concetto di equilibrio fra componenti biotiche ed abiotiche che si crea in presenza di elevati valori di biodiversità, negli ultimi anni, viene definito attraverso i “servizi ecosistemici”: l’ambiente ad alta biodiversità, cioè gli ecosistemi naturali o seminaturali complessi forniscono servizi ai sistemi antropici semplificati. Tali servizi consistono nella fornitura di aria depurata, acqua pulita, suolo fertile, prodotti commestibili, materiali e fonti energetiche, oltre al complesso sistema di mantenimento degli equilibri biologici in termini di rapporti numerici tra specie e tra individui di una medesima specie. La tutela della biodiversità non è quindi esclusivamente un’istanza culturale di appassionati della natura, ma bensì un’esigenza strutturale della collettività in particolare in un momento di crisi economica in cui non possiamo più sostenere i costi di fornitura di servizi artificiali in sostituzione di servizi ecosistemici degradati.

La biodiversità è oggetto di diversi strumenti di tutela di cui ricordiamo solo i principali: la Convenzione per la biodiversità (CBD) firmata all’Earth Summit di Rio de Janeiro nel 1992, Rete Natura 2000, che costituisce la rete dei siti comunitari a tutela della biodiversità europea (Direttive 92/43/CEE Habitat e 2009/147/CE), la Strategia nazionale per la biodiversità approvata in

conferenza Stato Regioni nell’ottobre 2010.

La Regione Friuli Venezia Giulia tutela le specie e le aree naturali (Fig. 1) sia attraverso il sistema dei parchi e delle riserve naturali regionali (che comprende anche altre tipologie di aree) disciplinato dalla legge regionale L.Reg. 42 del 1996; sia attraverso la rete regionale Natura 2000, composta da siti di importanza comunitaria (SIC) e zone di protezione speciale (ZPS).

Sistema regionale aree tutelate

Il sistema dei parchi e delle riserve si articola nei due parchi naturali regionali delle Dolomiti Friulane e delle Prealpi Giulie e in dodici riserve naturali regionali. Tali aree svolgono un doppio ruolo: la tutela della biodiversità e un’azione di promozione del territorio proprio in aree in cui altre forme di sviluppo risulterebbero non percorribili. Funzioni analoghe, ma in territori di minor valenza naturalistica, sono svolte dai parchi comunali e intercomunali. Sia la tutela ambientale che la promozione del territorio dipendono dalle capacità dell’ente o organo gestore di attivarsi in modo propositivo allo scopo di diventare un attore importante e spesso il regista stesso di modelli di sviluppo innovativi. L’impatto socioeconomico di tale realtà è trai-

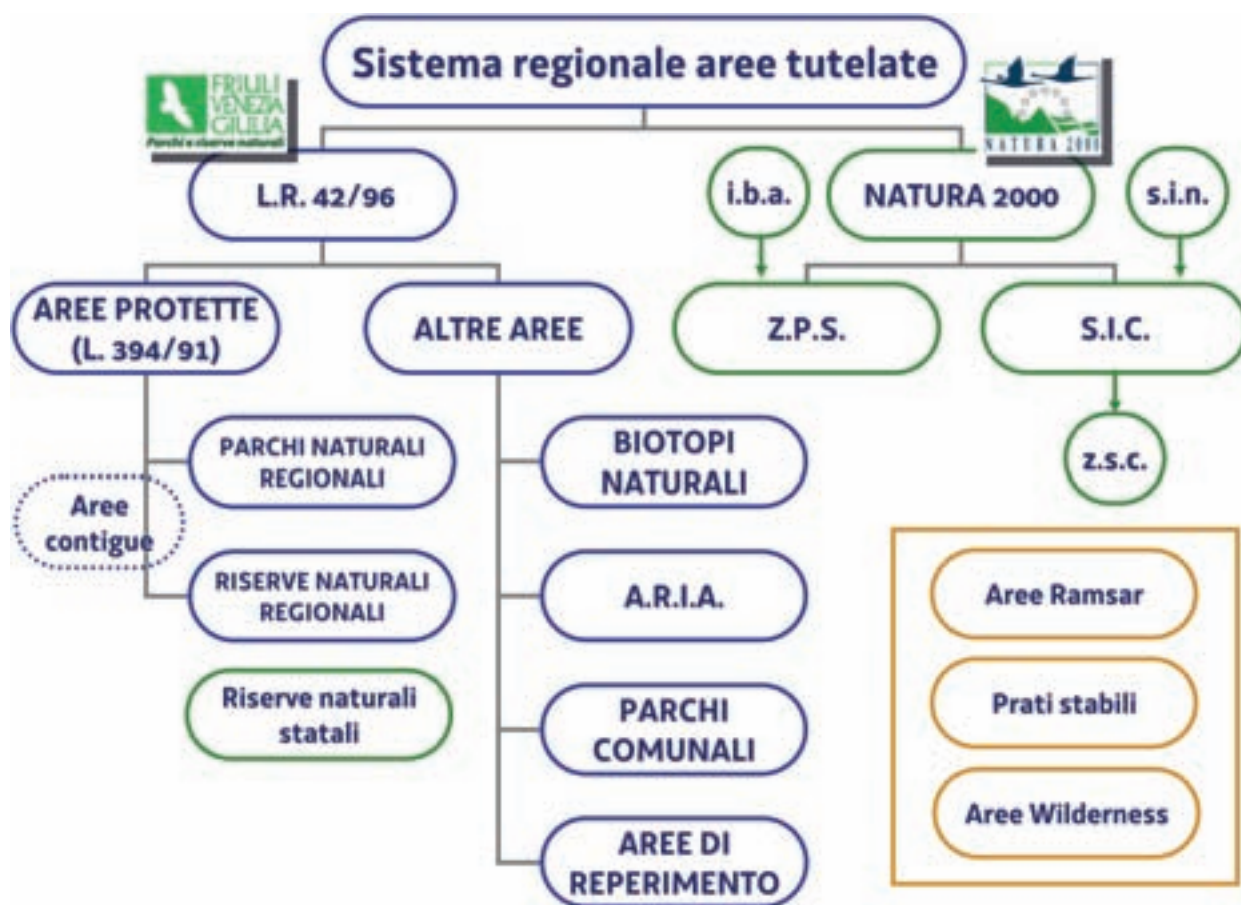


Fig. 1 - Sistema regionale aree tutelate.

Fig. 1 - System of regional protected areas.

nato da poli di grande protagonismo territoriale, come i due parchi naturali regionali, alcune riserve regionali ed anche alcuni parchi comunali. Altre aree invece devono ancora esplicitare le proprie potenzialità. Merita menzionare, inoltre, l'importanza dei biotopi naturali regionali, che sono dei piccoli scrigni di biodiversità gestiti prevalentemente dalla Regione e che costituiscono uno strumento semplice ed efficace di preservare elementi di grande valore naturalistico anche in contesti fortemente trasformati. Per completare il quadro vanno citate le due piccole riserve naturali statali di Cucco e del Rio Bianco nel tarvisiano (UD) e soprattutto la Riserva marina statale di Miramare (TS), importante dal punto di vista della difesa degli ecosistemi marini e molto attiva in ambito locale e nazionale.

Ciò che ci si può attendere dal futuro è che una maggiore e più strutturata messa in rete di tale sistema (coordinamento, scambi di esperienze e di servizi, sinergie organizzative) garantisca la piena attuazione di tutte le previsioni normative e un più sicuro orizzonte economico.

Indipendenti dalle previsioni della L.Reg. 42/1996 ma funzionali al sistema sono poi le due aree identificate dalla Convenzione di Ramsar (DPR 448/1976; DPR 184/1987) a tutela delle zone umide che corrispondono sostanzialmente alle due riserve naturali regionali delle Foci dello Stella e della Val Cavanata. Alcune foreste di proprietà regionali

sono state poi inserite nelle Aree Wilderness con delibera di giunta regionale (DGR 3304/2007) per garantire la libera evoluzione del bosco. Infine, con legge regionale L.Reg. 9/2005 è stato creato un inventario dei prati stabili al fine di tutelare una serie di habitat di grande valore del Friuli Venezia Giulia rappresentati dai prati naturali, dai magredi primitivi fino ai prati umidi (Fig. 2).

Più semplice, ma dimensionalmente più rilevante, è la rete Natura 2000 composta da 62 siti (58 SIC e 8 ZPS parzialmente sovrapposti). Se, infatti, il sistema istituito con L.Reg. 42/1996 si estende su circa il 7% del territorio regionale, SIC e ZPS coprono circa il 18% del territorio, benché vi sia una sostanziale sovrapposizione tra le due tipologie di aree per cui si può dire che l'intero sistema di aree oggetto di diversi gradi di tutela porta la percentuale al 19% del territorio regionale, in linea con la media nazionale ed europea. Va tuttavia sottolineato che il Friuli Venezia Giulia è tra quelle a maggiore biodiversità a scala europea (analoga a quella dell'intera Germania). Ciò che distingue il sistema dei parchi e riserve, sostanzialmente gestito da organismi appositamente dedicati, dalla rete Natura 2000 è che tale rete ha funzioni maggiormente settoriali e specialistiche ed ha significato esclusivamente se inquadrata a scala comunitaria. Le specie e gli habitat Natura 2000 sono quelli elencati nelle direttive 92/43/

LE AREE PROTETTE IN FRIULI VENEZIA GIULIA – LR 42/96 – L 394/91

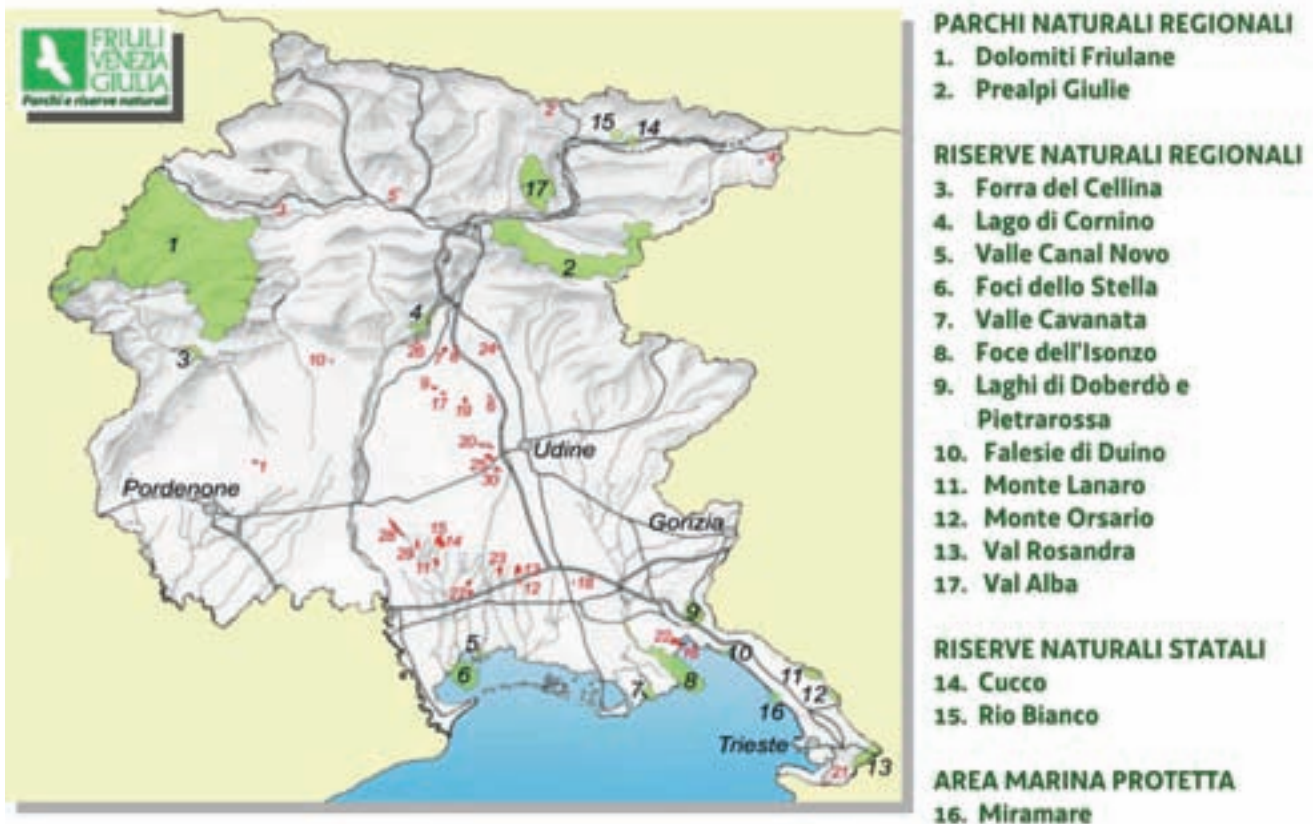


Fig. 2 - Le aree protette in Friuli Venezia Giulia - Parchi e Riserve in verde, Biotopi in rosso.
Fig. 2 - Protected areas in Friuli Venezia Giulia- Parks and Reservoirs in green, Biotopes in red.

CEE e 2009/143 CE e la finalità dei siti è quella di tutelarli anche se possono interessare superfici e percentuali di specie anche piccole rispetto all'insieme delle componenti naturalistiche presenti all'interno del sito. La gestione di tali aree è quindi profondamente diversa da quelle di un parco o di una riserva e non prevede, almeno al momento, la presenza di specifiche strutture di gestione ma piuttosto sistemi di coordinamento e di collaborazione tra strumenti e soggetti territoriali all'interno di un quadro unitario determinato dai redigenti piani di gestione.

All'interno di questo sistema di aree la Regione opera attraverso il sostegno degli Enti e degli organi di gestione dei parchi, la cui attività è ormai consolidata e riconosciuta, ma anche attraverso una nuova ed inedita attività, relativamente ai siti Natura 2000, che consiste nella redazione di misure di conservazione e piani di gestione. Attualmente nei SIC vigono le misure di conservazione generali della L.Reg. 7/2008, mentre sulle ZPS quelle della L.Reg. 14/2007, inoltre tutti i piani e gli interventi che possono avere effetti significativi su tali siti sono sottoposti a valutazione d'incidenza. Tuttavia con il dicembre 2009 e il dicembre 2010 sono scaduti i termini comunitari per dotare tutti i siti di misure di conservazione riguardanti siti, habitat e specie. La Regione sta quindi redigendo,

ai sensi dell'art. 10 della L.Reg. 7/2008 tutti i piani di gestione e le relative misure di conservazione di SIC e ZPS avendo delegato agli Enti Parco e agli Organi gestori delle Riserve di redigere i piani dei siti corrispondenti alle aree protette di competenza. Al momento sono vigenti le misure di conservazione sitospecifiche dei siti della regione biogeografica alpina e sono in fase di approvazione le misure di conservazione anche per la regione biogeografica continentale. Inoltre, è stato approvato il piano di gestione del SIC/ZPS Valle Cavanata e Banco Mula di Muggia e sono stati adottati i tre piani relativi ai SIC Risorgive dello Stella, Palude Selvate e Paludi di Gonars. Strettamente connessa a tale attività è quella di avvio di un organico sistema di monitoraggio di habitat e specie anche come verifica dell'efficacia delle misure di conservazione. Il piano di gestione della laguna di Marano e Grado è stato redatto come prototipo e dopo un aggiornamento è in fase di adozione, avendo ricevuto i pareri favorevoli del Comitato Tecnico Scientifico per le aree protette e del Comitato Faunistico Regionale. Sono invece in fase di redazione i piani relativi ai SIC e ZPS del Carso (www.carsonatura2000.it) e dei Magredi di Pordenone (www.magredinatura2000.it), mentre recentemente si sono conclusi i lavori per quello delle Alpi Carniche (Fig. 3).

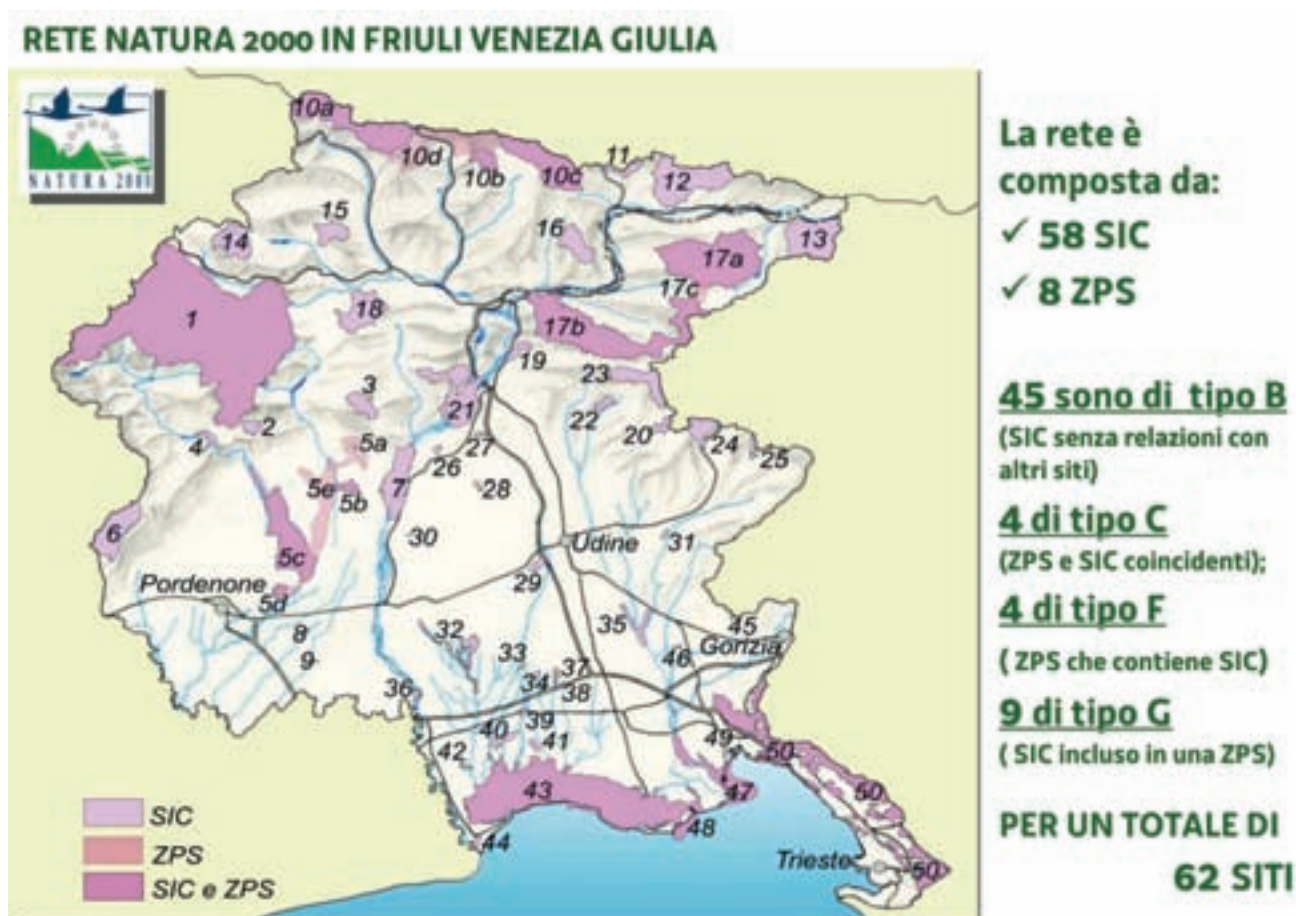


Fig. 3 - Rete Natura 2000 in Friuli Venezia Giulia.

Fig. 3 - Nature 2000 network in Friuli Venezia Giulia.

Rete Natura 2000 in Friuli Venezia Giulia

Non ci si può limitare però a operare attraverso strumenti di pianificazione e di monitoraggio senza agire direttamente per la conservazione di specie ed habitat. Per questo il Friuli Venezia Giulia opera attraverso una serie di azioni dirette, volte a migliorare e a ricostruire habitat in particolare legati ai prati stabili, come nel SIC Valle del medio Tagliamento, agli ambienti umidi adatti alla nidificazione, come nella riserva naturale della Val Cavanata, o attraverso progetti più complessi come nel caso dei due progetti LIFE Natura finanziati negli ultimi anni dall'Unione Europea per tutelare e ricostituire torbiere basse alcaline nella Bassa Friulana e praterie magredili nell'alta pianura (Figg. 4-5). In particolare il progetto denominato Life Friuli Fens, dove Fens è il nome tecnico delle torbiere alcaline, è ormai a conclusione nei Comuni di Bertiolo, Castions di Strada, Gonars e Talmassons. In tale caso, oltre alla tutela degli habitat a rischio di scomparsa, l'azione è rivolta in particolare alla salvaguardia della flora di interesse comunitario ed endemica come *Erucastro palustre* e *Armeria Helodes* (www.lifefriulifens.it), attraverso azioni di conservazioni in situ ed ex situ, cioè attraverso la riproduzione delle specie a rischio di estinzione in serra per poi poterle inserire nei loro habitat di riferimento.

Oltre alle azioni connesse a specifici siti tutelati, la Regione opera anche attraverso azioni trasversali rivolte in particolare a specie la cui conservazione non può limitarsi ad ambiti geografici circoscritti. Con legge regionale L.Reg. 9/2007 che costituisce il testo unico in materia forestale, viene disciplinata anche la tutela della flora e della fauna di importanza comunitaria e di interesse regionale. In questo contesto vanno inquadrare azioni come quelle del Piano d'azione interregionale per la conservazione dell'Orso bruno nelle Alpi centro-orientali (www.regione.fvg.it/rafvfg/cms/RAFVG/ambiente-territorio/tutela-ambiente-gestione-risorse-naturali/FOGLIA32/FOGLIA64/), il Progetto di salvaguardia dell'erpetofauna nel territorio di Alpe Adria (www.amphibienschutz.at/it/partnerprojekte/), il Progetto di monitoraggio del Cormorano (www.regione.fvg.it/rafvfg/cms/RAFVG/MODULI/consulenze/Direzione_centrale_risorse_agricole_naturali_e_forestali/2008/0017.html), il Progetto ANSER sul ruolo ecologico delle zone umide per la sosta



Fig. 4 - SIC Risorgive dello Stella. Ripristini di torbiere presso Flambro.
Fig. 4 - Risorgive of Stella river. Restorations of Flambro' flet.



Fig. 5 - SIC Paludi di Gonars. Progetto Life di recupero di torbiere basse alcaline.

Fig. 5 - SIC swampland of Gonars. Life project for restorations of flets.

e lo svernamento degli uccelli acquatici nell'Adriatico settentrionale (www.anserproject.it).

Da questa veloce carrellata di azioni emerge un quadro articolato la cui efficacia dipende dalla capacità di connettersi in modo organico a tutte le azioni di governo del territorio in modo da superare la conflittualità tra sviluppo e conservazione secondo il principio che la tutela della biodiversità e degli altri servizi ecosistemici costituisce la migliore assicurazione per uno sviluppo sostenibile o, come dicono i francesi, *développement durable* (sviluppo di lunga durata).

Bibliografia

- CONVENZIONE DI RAMSAR, 1971. Convenzione sulle zone umide di importanza internazionale, soprattutto come habitat degli uccelli acquatici. IWRB- International Wetlands and Waterfowl Research Bureau. IUCN - International Union for the Nature Conservation. ICBP - International Council for bird Preservation. www.minambiente.it/home_it/menu.html?mp=/menu/menu_attivita/&m=argomenti.html%7CAree_naturali_protette.html%7CCaree_naturali_p.html%7CZone_umide_di_importanza_internazionale.html.
- CONVENZIONE SULLA BIODIVERSITÀ, 1992. Rio de Janeiro, 5 giugno 1992. Ratificata in Italia il 14 febbraio 1994 con Legge 124.
- DGR 3304/2007. www.regione.fvg.it/rafvig/export/sites/default/RAFVG/fondi-europei-fvg-internazionale/por-fest/FOGLIA47/allegati/graduatoria_BUR_n.10_del_07032012.pdf.
- DPR 448/1976. Esecuzione della convenzione relativa alle zone umide di importanza internazionale soprattutto come habitat di uccelli acquatici. www.minambiente.it/home_it/menu.html?mp=/menu/menu_attivita/&m=argomenti.html%7CAree_naturali_protette.html%7CCaree_naturali_p.html%7CZone_umide_di_importanza_internazionale.html.
- DPR 184/1987. Esecuzione del protocollo di emendamento della convenzione internazionale, di Ramsar del 2 febbraio 1971 sulle zone umide di importanza internazionale. Adottato a Parigi il 3 dicembre 1982. Gazz. Uff. 15 maggio 1987, n. 111, S. O..
- DIRETTIVA 92/43/CEE "HABITAT", 1992. Direttiva relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche.
- DIRETTIVA 2009/147/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO, 2009. Direttiva concernente la conservazione degli uccelli selvatici.
- L.N. 394/1992. Legge Quadro sulle Aree Protette. <http://www.parks.it/federparchi/leggi/394.html>.
- L.REG. 42/1996. Norme in materia di parchi e riserve naturali regionali. <http://lexview-int.regione.fvg.it/fontinormative/xml/xmlLex.aspx?anno=1996&legge=42&ART=000&AG1=00&AG2=00&fx=lex>.
- L.REG. 9/2005. Norme regionali per la tutela dei prati stabili naturali. http://arpebur.regione.fvg.it/arpebur/downloadPDF?doc=0&name=reposit/bur/05/2/bu_18_05.pdf
- L.REG. 9/2007. Norme in materia di risorse forestali. <http://arpebur.regione.fvg.it/arpebur/visionaBUR?bnum=2007/05/02/18>.
- L.REG. 14/2007. Disposizioni per l'adempimento degli obblighi della Regione Friuli Venezia Giulia derivanti dall'appartenenza dell'Italia alle Comunità europee. Attuazione degli articoli 4, 5 e 9 della direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici in conformità al parere motivato della Commissione delle Comunità europee C(2006) 2683 del 28 giugno 2006 e della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (Legge comunitaria 2006). <http://arpebur.regione.fvg.it/newbur/visionaBUR?bnum=2007/06/20/25>.
- L.REG. 7/2008. Disposizioni per l'adempimento degli obblighi della Regione Friuli Venezia Giulia derivanti dall'appartenenza dell'Italia alle Comunità europee. Attuazione delle direttive 2006/123/CE, 92/43/CEE, 79/409/CEE, 2006/54/CE e del regolamento (CE) n. 1083/2006 (Legge comunitaria 2007). <http://arpebur.regione.fvg.it/newbur/visionaBUR?bnum=2008/07/25/16>.
- STRATEGIA NAZIONALE PER LA BIODIVERSITÀ, 2010. Conferenza Nazionale per la Biodiversità, Roma, 20 – 22 maggio 2010.

La cattura del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*). Art. 1B del Calendario di Pesca Sportiva 2010.*

*Catching the Louisiana red swamp crayfish (Procambarus clarkii). Angling Schedule 2010, Art. 1B.**

MASSIMO ZANETTI

Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia

Via Colugna, 3 - 33100 Udine, Italia

Keywords

Procambarus clarkii, *Austropotamobius pallipes*, Friuli Venezia Giulia, Ente tutela pesca, capture, regulation.

Parole chiave

Procambarus clarkii, *Austropotamobius pallipes*, Friuli Venezia Giulia, Ente tutela pesca, cattura, disciplina.

Summary

The decree by the Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia (ETP) giving rules about the capture of the Louisiana red swamp crayfish in the region is under its final stage of preparation. It is well known the lethal effect of *Procambarus clarkii* on native crayfish populations associated to the spread of the pathogen *Aphanomices astacii*, and also on human health if eat the meat of the crayfish that contained fitotoxins of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. According to the setting choosen by ETP, the decree will states that during an initial phase the harvesting of *P. clarkii* will be allowed only to ETP staff. The aim of this phase is to monitor the distribution of the species in the region Friuli Venezia Giulia, to carry out analyses of meat in specimens coming from different water bodies, and to identify areas and periods of main potential risk both for the native crayfish populations and humans. This first phase will be completed by the end of 2010.

At the same time ETP will start training courses for fishermen who want to catch the red swamp crayfish in the future, and will plan the following phases according to results from the first one.

Riassunto

È in fase finale di preparazione il decreto con il quale l'Ente Tutela Pesca (ETP) del Friuli Venezia Giulia intende disciplinare la cattura del gambero rosso della Louisiana in regione. La specie *Procambarus clarkii* può infatti trasmettere malattie ai gamberi autoctoni, associati soprattutto alla diffusione del fungo *Aphanomices astacii*, ed anche all'uomo nel caso in cui quest'ultimo ingerisca le carni del gambero che possono contenere fitotossine del cianobatterio *Microcystis aeruginosa*.

Secondo l'impostazione scelta dall'ETP, le catture saranno pertanto effettuate in una prima fase esclusivamente da personale dell'ETP stesso, e finalizzate al monitoraggio della distribuzione della specie e all'analisi delle carni di campioni provenienti dai diversi corpi idrici regionali. Ciò consentirà di individuare le zone e i periodi di eventuale rischio per le specie autoctone e per la salute pubblica. Questa prima fase si concluderà entro il 2010. Contemporaneamente, l'ETP avvierà corsi di formazione per pescatori che desiderino in futuro catturare gamberi e articolerà le fasi seguenti in rapporto ai risultati ottenuti nella prima.

* Comunicazione presentata al Convegno ETP maggio 2010: "Il gambero rosso della Louisiana. Una minaccia per la biodiversità ed il sistema idraulico dei nostri fiumi".

Illustrazione del nuovo decreto

Il quadro normativo regionale tutela le specie di gambero d'acqua dolce native e ne vieta la cattura.

Procambarus clarkii, in quanto specie aliena, è esclusa da tale normativa, e la disciplina della sua cattura è demandata dal calendario di pesca sportiva (CPS) all'emanazione da parte del Presidente dell'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia (ETP) di un decreto che ne regoli le modalità (aree e periodi di pesca, attrezzature utilizzabili, ecc ...), che viene illustrato prima della sua sottoscrizione definitiva.

Le premesse ed i presupposti dell'emanazione del decreto sono riferite principalmente a quanto emerso dagli studi svolti nel 2009 da De Luise su commissione dell'ETP.

Il gambero rosso della Louisiana preoccupa sotto il profilo della nutrizione umana per la capacità di bioaccumulo di sostanze tossiche e in particolare di fitotossine quali quelle prodotte da *Microcystis aeruginosa*, in grado di provocare problemi anche seri al consumatore. *Procambarus clarkii* è inoltre in grado di trasmettere importanti patologie (afanomicosi) ai gamberi di fiume autoctoni, provocando la rarefazione e perfino la scomparsa di intere popolazioni.

Ai fini della cattura sistematica della specie estranea alla fauna regionale è necessario pertanto adeguare la normativa di settore (CPS), e prevedere la possibilità di utilizzo di strumenti di pesca adeguati ed efficaci.

L'ETP ha perciò ipotizzato di organizzare la cattura del gambero rosso della Louisiana in tre distinte fasi.

Fase 1

Riservata esclusivamente al personale dell'ETP, e finalizzata al monitoraggio della diffusione della specie e dei rischi associati. Questa fase mira ad ottenere dati puntuali sia in ordine alla distribuzione di *Procambarus clarkii* in regione, sia alla qualità delle sue carni anche in relazione agli habitat occupati. Nell'ambito di convenzioni predisposte allo scopo, si prevede che alcuni campioni saranno analizzati dai laboratori dell'ARPA e dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, che provvederanno all'identificazione di eventuali patogeni e contaminanti (metalli pesanti e fitotossine), ed allo studio della qualità delle carni e della loro eventuale pericolosità per la salute umana.

Fasi 2 e 3

L'attivazione e l'articolazione di queste fasi dipenderanno dagli esiti della prima fase. Esse prevedono, in linea di massima, dapprima il mantenimento di controlli a campione sul pescato di soggetti abilitati ed, in seguito, l'eventuale liberalizzazione delle catture.

Allo stato, il decreto attiva soltanto la Fase 1, ovvero quella di monitoraggio. Sarà autorizzato alla cattura il solo personale dell'ETP (vigilanza volontaria o collaboratori ittici), che potrà eventualmente collaborare con altri organismi di vigilanza (Province e Corpo Forestale Regionale).

Le azioni previste nella Fase 1 verranno poste in essere in tutte le acque regionali, con priorità per quelle in cui la presenza di *P. clarkii* è stata segnalata e documentata, e si concluderanno entro la fine del 2010.

È previsto l'utilizzo di nasse simili a quelle utilizzate da tempo in Toscana, innescate con esche trofiche, nonché la loro ispezione ad intervalli di tempo predeterminati.

Le operazioni di cattura saranno pianificate secondo protocolli che, da una parte eviteranno la diffusione di patogeni attraverso lo spostamento di attrezzature e materiali e, dall'altra, produrranno dati attendibili sulla struttura delle popolazioni.

Vigerà naturalmente l'obbligo di liberare tutti gli esemplari appartenenti a specie autoctone eventualmente catturati, nonché il divieto di cedere a terzi gamberi della specie alloctona (che dovranno essere conferiti ai laboratori di analisi, responsabili sia degli studi da effettuare sia del successivo smaltimento).

Contemporaneamente, l'ETP prevede di avviare corsi di formazione e di abilitazione dedicati a pescatori che desiderassero, in seguito, catturare il gambero rosso. A tal fine essi dovranno essere in grado di riconoscere la specie, dovranno disporre di nozioni adeguate in ordine ai rischi (per le specie autoctone e per la salute umana) connessi alla diffusione di patogeni e alle capacità di bioaccumulo di contaminanti e tossine, e dovranno infine essere capaci di porre in essere tutte le misure necessarie per evitare tali rischi sia in riferimento alle modalità di cattura e movimentazione del pescato che di utilizzo e gestione degli attrezzi da pesca.

La seconda e la terza fase verranno attivate solo in seguito alle risultanze delle analisi effettuate nel corso della Fase 1, dalla quale ETP conta di ottenere una mappa dei territori e dei corsi d'acqua in cui sarà possibile catturare senza problemi il gambero rosso, nonché dati utili per la messa a punto di una cartografia e di un calendario che possano evitare i luoghi e i periodi a rischio fioritura alghe azzurre (produttrici delle fitotossine accumulate dal gambero rosso).

Bibliografia

DE LUISE G., 2009. Studio preliminare sulla presenza del gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca – Regione Friuli Venezia Giulia, Udine, 110 pp.

Norme per gli Autori
Instructions for Authors

Sulla nuova serie “Quaderni ETP - Journal of Freshwater Biology” vengono pubblicati studi e ricerche originali o *review* sui vari aspetti dell'idrobiologia e della biologia delle acque dolci e della loro gestione, con particolare riguardo per i lavori sulla biologia dei pesci dulcicoli ed eurialini e sulla gestione dei popolamenti ittici. Il materiale redazionale dovrà essere spedito in versione informatica (vedi indicazioni sottostanti) a:

“Quaderni ETP”
Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia
via Colugna, 3
33100 Udine (ITALY)
e-mail: etp@regione.it

I lavori potranno essere scritti in italiano o in inglese. I titoli e le didascalie delle figure e delle tabelle dovranno essere scritti in entrambe le lingue. I manoscritti potranno essere rispediti agli Autori per eventuali modifiche richieste dall'Editorial Board o dai Referes

Titolo del lavoro in italiano e inglese

Nome (per esteso) e **Cognome**

dell'Autore o degli Autori e sotto ogni Autore l'Ente di appartenenza e il relativo indirizzo. Esempio:

Giovanni Rossi

Dipartimento di (Università di)

via n° CAP Città

Tel..... E-mail

Key words

non più di sei parole (in inglese).

Summary

in inglese (possibilmente ampio, se il testo è in italiano)

Riassunto

in italiano, (massimo mezza pagina)

Introduzione - Materiali e metodi - Risultati - Discussione e conclusioni - Ringraziamenti (eventuali)

Bibliografia

digitata in ordine alfabetico seguendo le modalità indicate negli esempi:

FERRARI I., ROSSI R., 1983. Regime alimentare di *Atherina boyeri* Risso in una laguna del Delta del Po. Nova Thalassia, 6: 275-280.

BWEDEN B., 1970. The relationship of light and temperature to reproduction in the guppy, *Poecilia reticulata* Peters. Ph.D. Dissertation, Univ. Connecticut, Storrs, CT - USA, 53 pp.

SOKAL R.R., ROHLF F. J., 1995. Biometry (3d ed.) W. H. Freeman & Co. N.Y., 300 pp.

GUYOMARD R., 1993. Methods to describe fish stocks. In: Genetic conservation of salmonid fishes. (J. G. Cloud e G. H. Thorgaard eds.), Plenum Press, N.Y., 1-22.

Tabelle e grafici

dovranno essere inviati, come allegati, i file originali del programma con cui sono stati costruiti (es. Excel, Cdr, Word, ecc.) e in formato Pdf.

Disegni e foto

forniti in originale. Tutto il materiale iconografico verrà riprodotto in bianco e nero.

Nel caso si rivelasse indispensabile l'impiego del colore in stampa ai fini della comprensibilità del lavoro, sarà l'Ente a deciderne l'uso.

Legenda

è da considerarsi parte integrante delle figure e dovrà essere fornita in italiano e inglese e con una numerazione progressiva relativa alla posizione d'inserimento.

Didascalie

in italiano ed inglese, verranno riportate a parte e seguiranno la stessa numerazione di grafici e tabelle a cui si riferiscono.

Bozze ed estratti

Agli Autori verrà inviata una prima impaginazione per eventuali correzioni e eventuali suggerimenti, che dovrà essere rispedita con la massima sollecitudine.

Sarà cura della redazione restituire i materiali originali integri ai rispettivi Autori a pubblicazione avvenuta, assieme a 25 estratti gratuiti per ogni Primo Autore.

The Journal of Freshwater Biology – New Series, publishes original research and review papers on several aspects of Hydrobiology, with particular emphasis on the Biology and Management of natural inland water fish species and populations.

“Quaderni ETP”
Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia
via Colugna, 3
33100 Udine (ITALY)
e-mail: etp@regione.it

Manuscripts should be written in English or in Italian. Captions, legends and footnotes of tables, figures and photographs should be written in both languages. Every page of the manuscript, including the title page, reference, etc. should be numbered in the upper right-hand corner.

Title page

This should include: the full title of the paper in Italian and English; the full Name(s) and Surname(s) of the Author(s); the name (s) and address(es) of the affiliation institution (s) as follows:

Harry Smith
Department of (University of.....)
Street..... n. City code
State..... Country.....
Tel..... E-mail

Key words

Add six key words or short phrases in alphabetic order to aid indexing.

Summary

In English (for papers written in Italian, summaries with no limitation in length are welcome).

Riassunto (Abstract)

In Italian (not exceeding half a page).

Introduction - Materials and methods - Results - Discussion and Conclusions - Acknowledgements - References.

References

At the end of the paper, the references quoted in the manuscript, should be listed alphabetically according to the first named author as follows:

- FERRARI I., ROSSI R., 1983. Regime alimentare di *Atherina boyeri* Risso in una laguna del Delta del Po. Nova Thalassia, 6: 275-280.
BWEDEB B., 1970. The relationship of light and temperature to reproduction in the guppy, *Poecilia reticulata* Peters. Ph.D. Dissertation, Univ. Connecticut, Storrs, CT - USA, 53 pp.
SOKAL R.R., ROHLF F. J., 1995. Biometry (3d ed.) W. H. Freeman & Co. N.Y., 300 pp.
GUYOMARD R., 1993. Methods to describe fish stocks. In: Genetic conservation of salmonid fishes. (J. G. Cloud e G. H. Thorgaard eds.), Plenum Press, N.Y., 1-22.

Tables and figures

They should be sent as attached original files (e.g. Excell, Word, CDR, etc.) and in Pdf.

Drawings and Photographs

Should be provided as original artworks being reproduced in black-and-white. Colour illustrations are acceptable when found necessary by the Editor.

Legends

Dual-language legends or footnotes should be incorporated in the tables and figures.

Captions

Should be written in Italian and English and provided on a separate sheet. They should follow the same order as the tables, figures, drawings or photos they refer to.

Reviewing of manuscripts

Manuscripts submitted for publication will be reviewed by the Editorial Board and/or by referees. If needed, a working copy of the paper will be sent back to the corresponding author (as given in the title page of the manuscript) to make changes or corrections as requested by the reviewers.

Proofs and offprints

One set of proofs will be sent to the corresponding author for typesetter's errors, final notes and editing suggestions (to be marked in red). One corrected proof should be returned to the publisher within 2 weeks of receipt.

Once published, 25 offprints of the article will be provided to the corresponding author, free of charge.

Finito di stampare nel gennaio 2014
presso la Lithostampa - Pasian di Prato (UD)

