

Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea, Decapoda, Astacidae) nel Lago del Brugneto (Liguria, Italia nord occidentale)

Matteo Capurro^{1*}, Loris Galli¹, Mario Mori², Attilio Arillo¹

¹ Dip. Te. Ris. – Università degli Studi di Genova, C.so Europa 26, 16132 Genova, Italia

² Dismar - Università Politecnica delle Marche, via Brezze Bianche, 60131 Ancona, Italia

* Referente per la corrispondenza: capurromatteo@alice.it

Pervenuto il 20.1.2009; accettato il 7.4.2009

Riassunto

Questo lavoro riferisce sui risultati acquisiti durante una prima serie di campionamenti eseguiti all'interno del lago artificiale del Brugneto (Liguria, Italia Nord-Ovest) al fine di verificare lo status della popolazione del gambero alieno *Pacifastacus leniusculus* (Dana). Durante la prima fase della ricerca, svolta nell'estate 2007 allo scopo di conoscere la distribuzione spaziale e batimetrica del gambero, è stato accertato come questo abbia ormai colonizzato l'intero bacino, senza risultare apparentemente presente alle profondità maggiori (51-70 m). Le catture per unità di sforzo (C.P.U.S.), ottenute con nasse salpate dopo 48 ore di immersione, hanno mostrato valori medi di abbondanza bassi (0,2 individui/nassa/giorno). Quando invece nell'autunno dello stesso anno, è iniziata la seconda fase della ricerca (conoscenza della struttura di popolazione del gambero), le C.P.U.S. sono salite (4,3-0,9 individui/nassa/giorno), ma le nasse, per motivi legati alla meteorologia, erano rimaste immerse nel lago da 7 a 30 giorni. La popolazione è risultata ben strutturata con individui che sembrano aver raggiunto almeno sette anni di vita, fatto che lascia supporre che i gamberi abbiano trovato nel lago un habitat favorevole in cui riprodursi ed accrescersi. L'invaso è da molti anni oggetto di immissione di varie specie ittiche, per cui, invece di cercare di eradicare i gamberi, potrebbe risultare utile al momento contenere soltanto le loro popolazioni al fine di verificare come queste si inseriscono nelle complesse reti trofiche di questo bacino.

PAROLE CHIAVE: *Pacifastacus leniusculus* / struttura della popolazione / Italia

Distribution, relative abundance and population structure of the exotic crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea: Decapoda: Astacidae) in the Brugneto lake (North-West Italy)

This paper aims at assessing distribution, abundance and population structure of the alien crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in an artificial lake (Lake Brugneto, Liguria, North-West Italy). Field surveys were performed from July to December 2007. The first sampling was conducted in July, adopting the Catches Per Unit Effort (CPUE) with two-way fish traps plunged for 48 hours. The results of this preliminary survey showed that *P. leniusculus* colonized the whole basin, excluding the greater depth (51-70 m), but with low values of abundance (0.2 crayfish/trap/day). In the second sampling phase (October-December) CPUE increased up to 4.3-0.9 individuals/trap/day; probably due to a longer exposure time (7-30 days) due to adverse meteorological conditions which hampered the samplings. The population was well structured with a certain number of individuals seven year olds. Even though young individuals were not found, one can assume that *P. leniusculus* found a suitable habitat for breeding and growth. Since several years in this basin a number of fish species has been introduced. Based on these preliminary findings and considering that many fish species have been introduced through the last decades, we suggest not to eradicate the crayfish, but simply to control and reduce their abundance. Meanwhile, we suggest to analyse the crayfish role in the food web in order to better understand how controlling its spreading and a possible eradication.

KEY WORDS: *Pacifastacus leniusculus* / population structure / North-West Italy

INTRODUZIONE

Il gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana), endemico del Nord-Ovest degli Stati Uniti e Sud-Ovest del Canada, è stato introdotto, a partire dal 1960, in ventidue stati europei (LEWIS, 2002). La sua continua espansione nei corsi d'acqua interni è stata ed

è tutt'ora una delle cause della perdita delle popolazioni dei gamberi indigeni (HOLDICH *et al.*, 1999) e secondo STATZNER *et al.* (2003) con la sua presenza può anche determinare sostanziali cambiamenti nei delicati equilibri degli ecosistemi dulciacquicoli. Diversi studi di

struttura di popolazione hanno dimostrato come questa specie mostri differenti tassi di crescita a seconda degli ambienti e delle aree geografiche in cui vive (vedi bibliografia in GUAN e WILES, 1999). L'abbondanza e la struttura delle popolazioni sono importanti caratteristiche in quanto esprimono la capacità riproduttiva e l'adattamento delle specie al loro habitat, per cui la loro conoscenza permette di gestirle correttamente, sia in termini conservazionistici sia qualora esse diventino oggetto di pesca (GUAN e WILES, 1999). La colonizzazione del lago del Brugneto da parte di *P. leniusculus* sembra essere all'inizio (CAPURRO *et al.*, 2007), per cui un costante monitoraggio dello stato di questa specie è essenziale per verificare i graduali cambiamenti ecosistemici che possono verificarsi con la sua presenza.

Poiché sono attualmente scarse le conoscenze sulle popolazioni di *P. leniusculus* presenti in Italia (MACHINO, 1997; FÜREDER e MACHINO, 1999; OBERKOFER *et al.*, 2002), il presente lavoro riporta alcune informazioni preliminari su distribuzione, abbondanza e struttura di popolazione di questa specie presente nell'invaso del Brugneto, raccolte nell'ambito del progetto "Pacifastacus leniusculus, controllo di un gambero alieno. Interventi in materia ambientale – azioni a tutela della biodiversità". I risultati acquisiti con la presente indagine dovrebbero rappresentare il punto di partenza per interventi mirati alla gestione di questa specie alloctona altamente invasiva (SOUTY-GROSSET *et al.*, 2006) nel tentativo di controllarne la crescita numerica e cercare quindi di evitarne l'espansione al di fuori dell'invaso, dove sono presenti residue popolazioni del gambero autoctono *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) (MORI *et al.*, 1996).

MATERIALI E METODI

La prima fase dell'indagine, svolta nel luglio 2007, è stata condotta allo scopo di conoscere l'abbondanza e la distribuzione spaziale e batimetrica del gambero all'interno del lago del Brugneto, bacino artificiale sito in Provincia di Genova all'interno del Parco Naturale Regionale dell'Antola (Liguria, Italia NW, 44°32'N, 9°12'E), adottando un campionamento di tipo stratificato casuale (GROSSLEIN e LAUREC, 1982). La superficie dell'invaso (509600 m² circa) è stata suddivisa in quattro strati (intervalli batimetrici): A=0-10 m, B=11-30 m, C=31-50 m e D=51-70 m, corrispondenti rispettivamente a circa il 31, 34, 22 e 13 % della superficie totale. Per la cattura degli esemplari sono state scelte nasse a due entrate di forma cilindrica (60x10 cm) con maglia di circa 1 cm, sebbene tali strumenti siano taglia-selettivi e favoriscano indirettamente la crescita degli individui più giovani, contro i quali viene meno la competizione con gli esemplari di taglia maggiore, più facilmente catturati (PEAY, 2004;

SOUTY-GROSSET *et al.*, 2006). Un totale di 109 nasse, calate al mattino e salpate dopo 48 ore di permanenza in acqua, sono state distribuite in modo casuale ed in numero proporzionale alla superficie di ciascuno strato rispetto a quella totale del lago.

Una volta nota la distribuzione del gambero, nel periodo compreso tra ottobre e dicembre 2007, è iniziata la seconda fase della ricerca, mirata alla conoscenza della struttura della sua popolazione; questa è stata condotta, mediante una serie continua di trappolaggi con nasse, calate in modo casuale lungo l'intero bacino, a profondità comprese tra 15 e 30 m di profondità. Nonostante i già citati limiti di tali strumenti di cattura (PEAY, 2004; SOUTY-GROSSET *et al.*, 2006), essi sono stati ugualmente utilizzati, rappresentando il metodo più veloce e meno costoso per tale tipo di indagini ed interventi. La durata di permanenza delle nasse in acqua, a causa di avversità meteorologiche, non è stata costante nel tempo, per cui nel testo le relative Catture Per Unità di Sforzo (C.P.U.S.) sono state standardizzate alla raccolta giornaliera dei gamberi in una nassa.

Per ogni esemplare catturato è stato rilevato il sesso, lo stato sanitario a livello macroscopico e, mediante un calibro cursore con una precisione al decimo di mm, la lunghezza del cefalotorace (CTL, dall'apice del rostrum al margine mediano posteriore del carapace) e la lunghezza totale (TL, dall'apice del rostrum al margine posteriore del telson); il peso totale umido (WW) è stato rilevato al decimo di grammo mediante una bilancia elettronica.

Le abbondanze e le densità medie dei gamberi rilevate nei vari strati sono state comparate utilizzando la procedura ANOVA a una via (SOKAL e ROHLF, 1981), dopo aver trasformato i dati di abbondanza in log (x+1), al fine di rendere omogenee le varianze; tuttavia, l'ANOVA è stata usata anche se la trasformazione non è riuscita a renderle omogenee poiché è un metodo robusto alle divergenze della varianza, ma per compensare il conseguente aumento della probabilità di errore di tipo I, è stato scelto un $\alpha = 0,01$ (UNDERWOOD, 1997). Quando necessario è stato eseguito un test *post hoc* (test *t* multiplo di Student, Newman, Keuls) al fine di individuare quali campioni divergevano significativamente fra di loro.

Le componenti gaussiane presenti nella distribuzione della frequenza di taglia degli esemplari catturati nell'ottobre 2007, sono state separate con il metodo di Bhattacharya per mezzo del programma FiSAT (GAYANILO *et al.*, 1995). Ciascuna componente identificata con un indice di separazione (I.S.) maggiore di 2, era assunta come appartenente ad una singola coorte. Altre analisi dei dati sono state eseguite secondo i metodi standard descritti da SOKAL e ROHLF (1981) e MILLER (1966).

RISULTATI

Distribuzione e abbondanza

Dai dati raccolti durante la prima fase della ricerca è emerso come *P. leniusculus* abbia ormai colonizzato quasi l'intero bacino, senza però risultare apparentemente presente alle profondità maggiori (51-70 m, Fig. 1). La taglia degli esemplari catturati (CTL) variava da 39 a 64,3 mm per i maschi e da 36 a 70,5 mm per le femmine: l'ANOVA tra i vari strati non ha rilevato differenze significative né nelle C.P.U.S. (Fig. 1) né nelle taglie medie degli esemplari catturati (Fig. 2).

I risultati acquisiti durante la seconda fase della ricerca (autunno 2007), sono riportati in figura 3 dove si può osservare come le C.P.U.S. giornaliere per singola nassa diminuiscano progressivamente con l'aumentare della loro permanenza in acqua (Fig. 3): infatti, quelle tenute immerse per 7 giorni risultano significativamente maggiori rispetto a quelle di 15, le cui quantità sono state significativamente più abbondanti di quelle di 20 e 30 giorni, che invece hanno catturato un numero simile di gamberi (Fig. 3). Un altro risultato che merita di essere evidenziato è che la quasi totalità degli animali catturati insieme al gambero della California era costituita da un'altra specie alloctona, il pesce gatto *Ictalurus melas* (Rafinésque) (Fig. 3), che sembra aver trovato in questo lago un habitat favorevole in cui riprodursi e svilupparsi. Similmente a quanto osservato per il gambero, anche

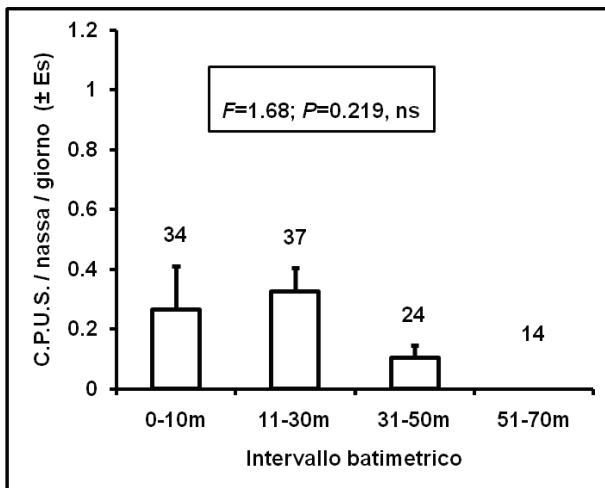


Fig. 1. C.P.U.S. (Catture Per Unità di Sforzo), standardizzate alla cattura giornaliera per nassa, di *Pacifastacus leniusculus* rilevate nei differenti strati campionati in estate con nasse tenute in pesca per 48 ore. Il valore sopra gli istogrammi indica il numero di nasse posizionate in ciascun intervallo batimetrico (strato). Nel riquadro incluso nel grafico sono riportati i valori dell'ANOVA relativi alla comparazione delle C.P.U.S. Es: Errore standard.

il pesce gatto ha mostrato C.P.U.S. giornaliere significativamente maggiori nelle nasse tenute immerse per sette giorni rispetto ai restanti 15, 20 e 30 (Fig. 3).

Nelle catture autunnali, il range di taglia sia dei maschi sia delle femmine, rispettivamente di 26-76 e di 26-73 mm CTL, è risultato molto più ampio rispetto a quello rilevato in estate e inoltre le taglie medie erano in entrambi i sessi significativamente più grandi rispettivamente nei primi due giorni e nei primi tre giorni di campionamento (Fig. 4).

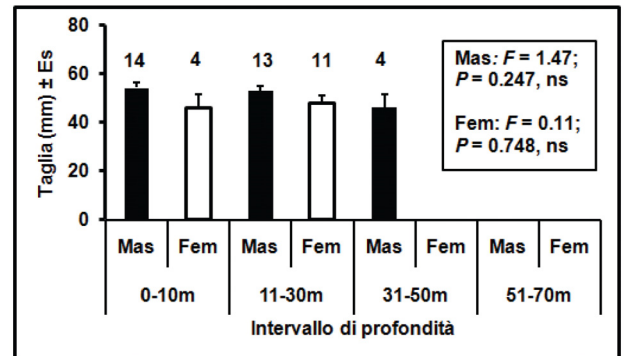


Fig. 2. Taglia media degli individui di *Pacifastacus leniusculus* catturati nei differenti strati del Lago del Brugneto con nasse tenute in pesca in estate per 48 ore. Il numero sopra gli istogrammi indica il numero di esemplari catturati in ciascun strato. Nel riquadro situato a destra sono riportati i valori dei risultati dell'ANOVA relativi alla comparazione delle taglie medie dei due sessi. Mas: maschi; Fem: femmine. Es: Errore standard.

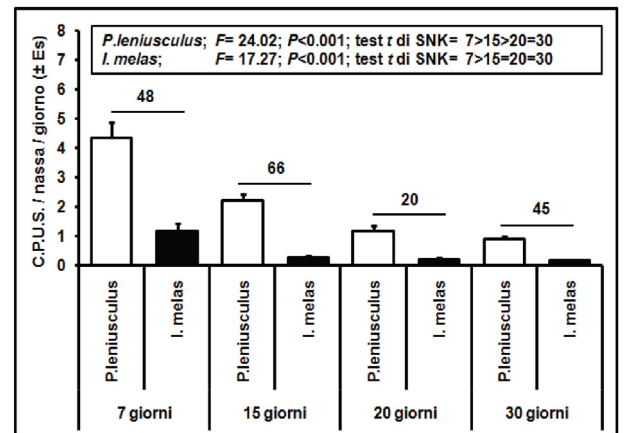


Fig. 3. C.P.U.S. (Catture Per Unità di Sforzo), standardizzate alla cattura giornaliera in una nassa, del gambero *Pacifastacus leniusculus* e del pesce gatto *Ictalurus melas*, rilevate con nasse tenute in pesca nell'autunno 2007 per 7, 15, 20 e 30 giorni. Nel riquadro in alto sono riportati i valori dei risultati dell'ANOVA relativi alla comparazione delle C.P.U.S. Il valore sopra gli istogrammi indica il numero di nasse utilizzate. Es: Errore standard.

Struttura della popolazione

La seguente analisi è stata condotta considerando tutti gli individui raccolti nell'autunno 2007. I giovani risultavano scarsamente rappresentati nelle distribuzioni di frequenza delle taglie (Fig. 5 e 6). La taglia media dei maschi (49,55±9,3) era dissimile da quella delle femmine (48,13±7,8): infatti, i primi risultavano significativamente più larghi delle seconde (Wilks test: G=42,02, df=16, P<0,001) e questo risultato era confermato dall'analisi delle mediane che risultavano ineguali (Kolmogorov-Smirnov test, D=0,083, P<0,01). La frequenza percentuale totale maschio:femmina era 53/47: i maschi predominava-

no significativamente sulle femmine ($\chi^2=5,81$; P<0,05).

Le gaussiane, presenti nelle frequenze di distribuzione delle taglie, sono state analizzate con il metodo grafico di Bhattacharya: tale analisi ha permesso di identificare 7 coorti in entrambi i sessi (Fig. 5 e 6). Le taglie medie, relative a ciascuna coorte, sono state individuate nei maschi a 29,5-37,1-43,1-49,9-56-63,1-72,7 mm di CTL, mentre nelle femmine a 30,1-38,6-45,9-54,5-61,1-67,2-71,8 mm.

I parametri di alcune relazioni biometriche, utili per eventuali comparazioni con altri lavori, sono mostrati in tabella I.

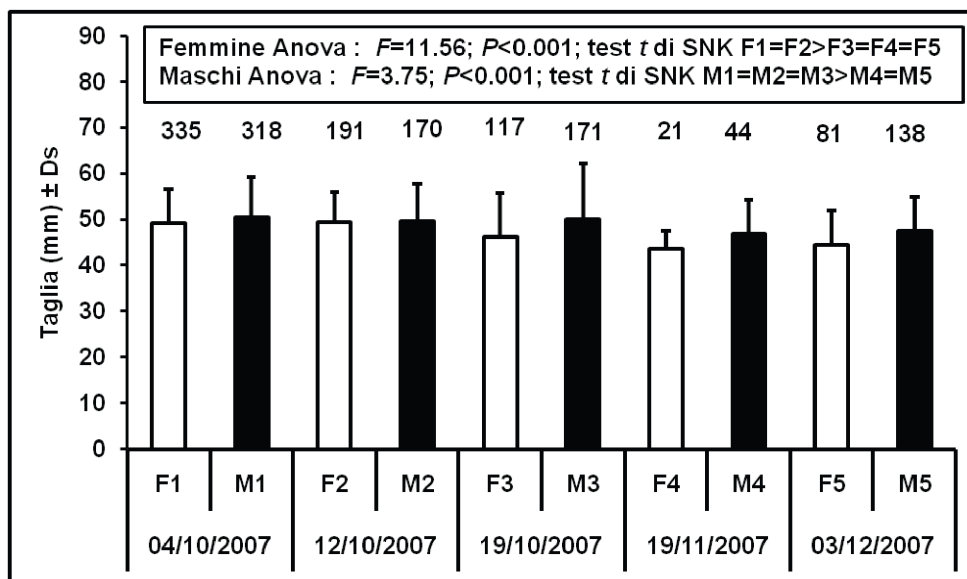


Fig. 4. Taglie medie (lunghezza totale media del carapace) di entrambi i sessi di *Pacifastacus leniusculus* rilevate durante le catture autunnali. I valori sopra gli istogrammi indicano il numero di individui esaminato. Il riquadro in alto riporta i risultati dell'Anova riguardanti la comparazione delle taglie medie dei due sessi. F: femmine; M: maschi; Ds: Deviazione standard.

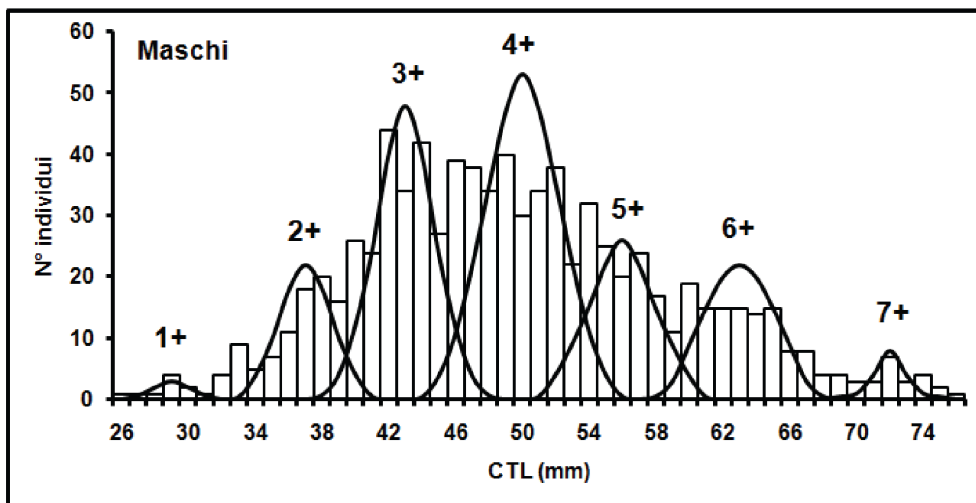


Fig. 5. Maschi di *Pacifastacus leniusculus*: frequenza delle taglie e coorti individuate.

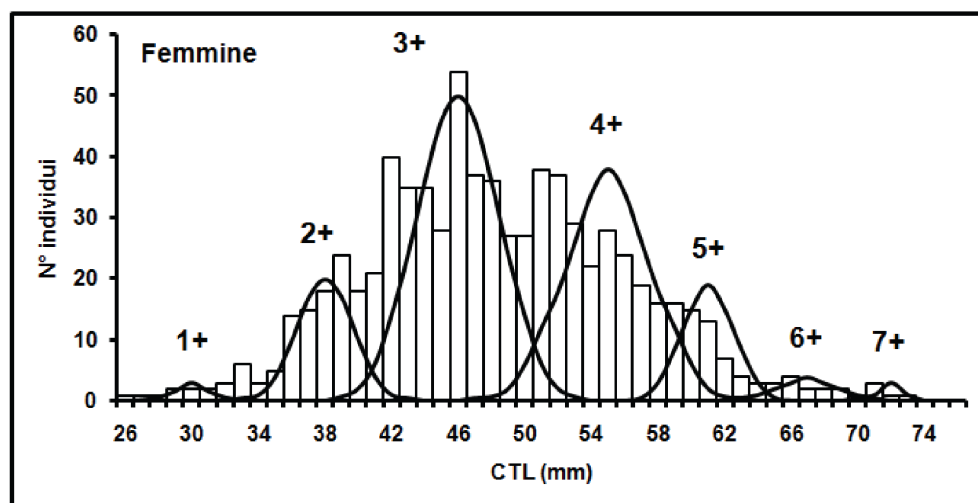


Fig. 6. Femmine di *Pacifastacus leniusculus*: frequenza delle taglie e coorti individuate.

Tab. I. Relazioni biometriche stimate per entrambi i sessi di *Pacifastacus leniusculus*. TL: lunghezza totale; CTL: lunghezza del cefalotorace; WW: peso totale umido; N°: numero di individui; r²: coefficiente di determinazione.

Femmine			
$TL=1,866CTL+7,683$ N°= 345; r ² = 0,967	$CTL=0,518TL-2,285$ N°= 345; r ² = 0,967	$WW= 0,000011 TL^{3,200}$ N°= 332; r ² = 0,939	$WW= 0,000177 CTL^{3,068}$ N°= 332; r ² = 0,958
Maschi			
$TL=1,788CTL+10,449$ N°155; r ² =0,977	$CTL=0,546TL-4,485$ N°=155; r ² =0,977	$WW= 0,000004 TL^{3,432}$ N°=155; r ² =0,961	$WW= 0,000127 CTL^{3,165}$ N°=143; r ² =0,958

DISCUSSIONE

La quasi totale colonizzazione del lago del Brugneto da parte del gambero della California indica la sua elevata capacità di adattarsi ai più svariati ambienti (GUAN e WILES, 1998; VORBURGER e RIBI, 1999). La sua assenza dallo strato più profondo (51-70 m), pur non potendo escluderne con certezza la presenza, può essere dovuta non tanto ai limiti batimetrici della specie (ABRAHAMSSON e GOLDMAN, 1970 catturano esemplari di questa specie fino a 200 m di profondità nel lago Tahoe, California), quanto all'accumulo di fanghi sul substrato che renderebbero l'habitat sfavorevole alla sua colonizzazione (NYSTRÖM *et al.*, 2006).

Il decremento costante delle catture dopo una permanenza delle nasse in acqua per più di sette giorni potrebbe essere dovuto alla capacità dei gamberi di scappare dai due coni d'ingresso (inganni): infatti, nonostante l'inganno in maglia di rete renda difficoltosa, se non impossibile, la fuga in caso di un numero limitato di catture, non è da escludersi che un gran numero di esemplari presenti all'interno dell'attrezzo, uniti anche alla presenza di pesci, possa favorire la fuoriuscita casuale degli individui posti sopra agli altri.

Diversi autori hanno, infatti, sottolineato le problematiche legate alla possibilità di fuga degli esemplari dalle trappole (CAMPBELL e WHISSON, 2002; BEAN e HUNER, 1978; FJÄLLING, 1995). Sebbene non direttamente comparabili per il diverso disegno sperimentale di campionamento adottato, si può comunque osservare come le C.P.U.S. delle nasse lasciate in pesca per tempi più lunghi (in particolar modo sette giorni) risultino maggiori rispetto a quelle delle nasse lasciate in pesca 48 ore (Fig. 1 e Fig. 3). Tale risultato potrebbe essere messo in relazione con la morfologia dell'invaso stesso che, essendo caratterizzato da fondali molto ripidi, limita il potere attrattivo delle esche in due sole direzioni dello spazio (e principalmente in una), creando un'area di attrazione non di forma circolare ma ellittica, come avviene nei torrenti in presenza di corrente (ACOSTA e PERRY, 2000). Proprio per questo non è possibile capire l'area entro cui le nasse esercitano il loro potere attrattivo, dato già di per sé difficile da ottenere (ACOSTA e PERRY, 2000; DORN *et al.*, 2005), ed i dati numerici ottenuti non possono così essere utilizzati per ottenere stime realistiche di densità della popolazione (DORN *et al.*, 2005). Tuttavia il solo nu-

mero totale di esemplari catturato nella prima sessione autunnale di pesca, con 1239 gamberi in 37 nasse lasciate in pesca per una settimana (con valori massimi di 130 individui per nassa), lascia intuire la portata del fenomeno e la dimensione che la popolazione ha assunto nel corso degli anni.

In autunno la *sex ratio* è risultata significativamente spostata a favore dei maschi, ma tale risultato potrebbe essere stato determinato dal tipo di attrezzo utilizzato per la cattura dei gamberi, poiché, secondo ABRAHAMSSON (1983) e MASON (1975), i maschi, essendo più mobili e aggressivi e dotati di chele più robuste, entrano nelle nasse più facilmente dei giovani e delle femmine di pari taglia. Questo comportamento spiegherebbe anche la quasi totale assenza dei giovani riscontrata nelle catture: infatti, esemplari più piccoli di 26 mm di CTL non sono mai stati raccolti durante la presente ricerca né in quelle passate (CAPURRO *et al.*, 2007). La progressiva diminuzione temporale delle taglie medie di entrambi i sessi in autunno è probabilmente in relazione con l'etologia riproduttiva della specie (le femmine ovigere stazionano più di quelle giovani nelle tane, GUAN, 2000) e con la diminuzione della temperatura che porta tutti gli individui ad assumere sempre più un comportamento simile a quello delle ovigere.

L'analisi delle distribuzioni di frequenza delle taglie con il metodo di Battacharya ha permesso di identificare 7 coorti per entrambi i sessi che potrebbero corrispondere ad altrettanti anni di vita dei gamberi. GUAN e WILES (1999) identificano invece sei coorti, con un CTL medio di 16,6-31,2-41,6-52-58-64-69 mm per i maschi da 0⁺ a 6 anni, e di 15,4-28,5-39,7-49,8 mm per le giovani femmine da 0⁺ a 3 anni. Invece, BELCHIER *et al.* (1998), utilizzando il metodo della lipofusina, non riscontrano differenze di età tra i due sessi di simile taglia, e trovano che gli individui di circa 20 mm di CTL hanno 1,5 anni, di 30 mm 2,5, di 40 mm 3,5, di 50 mm 4,5 e infine quelli di 60 mm circa 7 anni. MOMOT (1984) stima per il gambero della California una longevità massima di 12 anni, mentre secondo BELCHIER *et al.* (1998) una femmina con CTL di 69,5 mm può raggiungere anche un'età di 16,7 anni. Gli individui più grandi di *P. leniusculus* del Lago del Brugneto non avrebbero quindi meno di 7 anni, per cui si potrebbe far risalire la sua introduzione nell'invaso intorno ai primi anni del 2000, confermando l'ipotesi avanzata da CAPURRO *et al.* (2007) sulla data della loro prima introduzione. Tuttavia sarebbe stato interessante conoscere il numero di individui immesso, per poter stimare il tasso di crescita della popolazione che, in un ambiente pur oligotrofico quale è il lago del Brugneto, sembrerebbe essere molto elevato.

Dal punto di vista sanitario non sono state osservate patologie rilevabili a livello macroscopico: questo è un dato di per sé confortante, soprattutto alla luce di altre realtà europee (DIEGUEZ-URIBEONDO, 2006; KIRJAVAINEN e WESTMAN, 1999; NYLUND e WESTMAN, 2000).

In Europa, i gamberi d'acqua dolce sono gli invertebrati di maggiori dimensioni, dominando spesso la biomassa degli ambienti che colonizzano (MOMOT, 1995) ed assumendo il ruolo di specie chiave (NYSTRÖM, 2002). L'invaso del Brugneto è stato per molti anni oggetto di immissione di varie specie ittiche, per cui prima di intraprendere la via radicale dell'eradicazione di specie che mostrano popolazioni ben strutturate e che al momento non sembrano occupare nicchie trofiche utilizzate da altri *taxa* (Capurro, ricerche in corso), è necessario procedere con cautela. Infatti, da un lato, come sottolineato da HOLDICH *et al.* (1999), non esiste alcun sistema certo per eradicare completamente una specie alloctona; dall'altro, secondo MATTEW e REYNOLD (1992) e NYSTRÖM e STRAND (1996), non solo l'introduzione ma anche l'eliminazione di una popolazione alloctona acclimatata può avere conseguenze sugli ecosistemi dulciacquicoli. Tuttavia un tempestivo intervento di contenimento nei confronti di *P. leniusculus* è necessario, in quanto una sua espansione al di fuori del lago resta un'eventualità altamente probabile, soprattutto alla luce dei risultati numerici ottenuti. Il rilascio di acqua che avviene annualmente nel periodo estivo (fine luglio - inizio agosto) tramite chiuse poste a varie profondità, potrebbe trascinare a valle della diga numerosi esemplari, e non si può escludere a priori che parte di questi riescano a sopravvivere e vengano così a trovarsi in un ambiente torrentizio (Torrente Brugneto) che sembrerebbe particolarmente favorevole ad un loro sviluppo (VORBURGER e RIBI, 1999). Non si può poi neanche escludere un rilascio deliberato da parte di qualche sconsiderato, tenendo conto del fatto che esemplari di *Pacifastacus* vengono catturati con la canna da pesca da riva. Il verificarsi di una "fuga" al di fuori dell'invaso del Brugneto potrebbe avere gravi conseguenze sulle popolazioni di *A. pallipes* presenti nel bacino del Trebbia (MORI *et al.*, 1996), con perdite molto gravi in termini di biodiversità (STATZNER *et al.*, 2003) per ecosistemi già di per sé instabili come quelli dei torrenti appenninici liguri.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Parco Naturale Regionale dell'Antola e Mediterranea delle Acque S.p.A. per i permessi ed il supporto logistico fornito durante le varie fasi del progetto. Un particolare ringraziamento ad Enrico e Nello Capurro per l'aiuto fornito durante le varie fasi di cattura.

Bibliografia

- ABRAHAMSSON S., 1983. Trappability, locomotion and diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Freshwater crayfish*, **5**: 239-253.
- ABRAHAMSSON S., GOLDMAN C.R., 1970. Distribution, density and production of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana in Lake Tahoe, California-Nevada. *Oikos*, **21**: 83-91.
- ACOSTA C.A., PERRY S.A., 2000. Effective sampling area: a quantitative methods for sampling crayfish population in freshwater marshes. *Crustaceana*, **73**: 425-431.
- BEAN R.A., HUNER J.V., 1978. An evaluation of selected crawfish traps and trapping methods. *Freshwater Crayfish*, **4**: 141-152.
- BELCHIER M., EDSMAN L., SHEEHY M.R.J., SHELTON P.M., 1998. Estimating age and growth in long-lived temperate freshwater crayfish using lipofuscin. *Freshwater Biology*, **39**: 439-446.
- BUBB D.H., THOM T.J., LUCAS M.C., 2004. Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology*, **49**: 357-368.
- CAMPBELL L., WHISSON G.J., 2002. Catch efficiency of five freshwater crayfish traps in south-west Western Australia. *Freshwater Crayfish*, **13**: 58-66.
- CAPURRO M., GALLI L., MORI M., SALVIDIO S., ARILLO A., 2007. The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) [Crustacea: Decapoda: Astacidae], in the Brugneto Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion of the River Po watershed? *Aquatic Invasions*, **2**: 17-24.
- DIEGUEZ-URIBEONDO J., 2006. The dispersion of the *Aphanomyces astaci*-carrier *Pacifastacus leniusculus* by humans represents the main cause of disappearance of the indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* in Navarra. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**: 1303-1312.
- DORN N.J., URGELLES R., TREXLER J.C., 2005. Evaluating active and passive sampling methods to quantify crayfish density in a freshwater wetland. *Journal of North American Benthological Society*, **24**: 346-356.
- FJÄLLING A., 1995. Crayfish traps in Swedish Fisheries. *Freshwater Crayfish*, **8**: 201-214.
- FÜREDER L., MACHINO Y., 1999. Les écrevisses exotiques dans le Tyrol du Sud (Italie). *L'Astaciculteur de France*, **61**: 2-6.
- GAYANILLO JR. F.C., SPARRE P., PAULY D., 1995. *The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT)*. FAO, Rome, 186 pp.
- GROSSLEIN M.D., LAUREC A., 1982. *Bottom trawl surveys design, operation and analysis*. Cefaf/Ecaf, Rome, ser. 81/22, 25 pp.
- GUAN R.Z., 2000. Abundance and production of the introduced signal crayfish in a British lowland river. *Aquaculture International*, **8**: 59-76.
- GUAN R.Z., WILES P.R., 1998. Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture*, **169**: 177-193.
- GUAN R.Z., WILES P.R., 1999. Growth and reproduction of the introduced crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Fishery Research*, **42**: 245-259.
- HOLDICH D.M., ROGERS W.D., READER J.P., 1999. Crayfish conservation. Native and alien crayfish in the British Isles. In: Gherardi F., Holdich D.M. (eds.), *Crayfish in Europe as Alien Species: How to Make the Best of a Bad Situation?* A.A. Balkema, Rotterdam: 221-236.
- KIRJAVAINEN J., WESTMAN K., 1999. Natural history and development of the introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small, isolated Finnish lake, from 1968 to 1993. *Aquatic Living Resource*, **12**: 387-401.
- LEWIS S.D., 2002. *Pacifastacus*. In: D.M. Holdich (ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Scientific, Oxford: 511-540.
- MACHINO Y., 1997. Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. *L'Astaciculteur de France*, **52**: 2-5.
- MASON J.C., 1975. Crayfish production in a small woodland stream. *Freshwater crayfish*, **2**: 449-479.
- MATTEW M., REYNOLD J.D., 1992. Ecological impact of crayfish plague in Ireland. *Hydrobiologia*, **234**: 1-6.
- MILLER R.J.Jr., 1966. *Simultaneous statistical inference*. McGraw-Hill Book Co, New York, 272 pp.
- MOMOT W.T., 1984. Crayfish production: a reflection of community energetics. *Journal of Crustacean Biology*, **4**: 35-54.
- MOMOT W.T., 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystem. *Reviews in Fisheries Science*, **3**: 33-63.
- MORI M., SALVIDIO S., ISOLA G., CRESTA P., 1996. Struttura demografica di quattro popolazioni del gambero d'acqua dolce, *Austropotamobius pallipes* della Liguria (Italia). *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria"*, **91**: 341-354.
- NYLUND V., WESTMAN K., 2000. The prevalence of crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) in two signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) populations in Finland. *Journal of Crustacean Biology*, **20**: 777-785.
- NYSTRÖM P., STRAND J.A., 1996. Grazing by a native and exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, **36**: 673-682.
- NYSTRÖM P., 2002. Ecology. In: Holdich D.M. (ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Scientific, Oxford: 192-235.
- NYSTRÖM P., STENROTH P., HOLMQVIST N., BERGLUND O., LARSSON P., GRANELL W., 2006. Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability. *Freshwater Biology*, **51**: 2096-2113.
- ÖBERKOFER B., QUAGLIO F., FÜREDER L., FIORAVANTI M.L., GIANNETTO S., MOROLLI C., MINELLI G., 2002. Species of Branchiobdellidae (Annelida) on freshwater crayfish in South Tyrol (Northern Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **367**: 777-784.
- PEAY S., 2004. A cost-led evaluation of survey methods and monitoring for white-clawed crayfish. In: Taugbøl T.,

- Souty-Grosset C. (eds.), Les écrevisses européennes autochtones, plus spécialement *Astacus astacus*: Reliant socio économie et conservation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **372-373**: 335-352.
- SOKAL R. R., ROHLF, F. J., 1981. *Biometry. the principle and practice of statistics in biological research*, 2° edition. W. H. Freeman and Co., New York, 853 pp.
- SOUTY-GROSSET, C, HOLDICH D. M., NOËL P. Y., REYNOLDS J. D. & HAFFNER P. (eds). 2006. Atlas of crayfish species in Europe. *Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'Histoire naturelle*, Paris, **64**: 86-91.
- STATZNER B., PELTRET O., TOMANOVA S., 2003. Crayfish as geomorphologic agents and ecosystem engineers: effect of a biomass gradient on baseflow and flood induced transport of gravel and sand in experimental streams. *Freshwater Biology*, **48**: 466-475.
- UNDERWOOD A.J., 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. University Press, Cambridge, 504 pp.
- VORBURGER C., RIBI G., 1999. *Pacifastacus leniusculus* and *Austropotamobius torrentium* prefer different substrates. *Freshwater Crayfish*, **12**: 696-704.