



Azienda U.S.L. 3 Pistoia – U.O. Sanità Animale
Università di Firenze – Dipartimento di Biologia Animale e Genetica
Università di Pisa - Dipartimento di Patologia Animale, Profilassi ed Igiene Alimenti
Istituto Zooprofilattico Sperimentale di Lazio e Toscana

Le specie aliene nelle aree umide interne: attività di controllo, contenimento e verifica dell'impatto di Nutria e Gambero rosso della Louisiana

Castelmartini, settembre 2005



INDICE GENERALE

Progetto di controllo della nutria nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (maggio 2003 - marzo 2005)

Riccardo Petrini - Alessio Bartolini - Alberto Sturla

2

Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Padule di Fucecchio: valutazione dell’impatto sulla comunità e possibilità di controllo

Patrizia Acquistapace - Francesca Gherardi

40

Indagine sull’impatto della Nutria (*Myocastor coypus*) sulle formazioni a *Carex elata* nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (area “Le Morette”)

Mariella Franzese - Alessio Bartolini

141

Monitoraggio della colonia di Ciconiformi del Padule di Fucecchio (anno 2004)

Federica Briganti - Francesca Valdiserri - Andrea Vezzani

156

Progetto di controllo della nutria nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (maggio 2003 - marzo 2005)

Riccardo Petrini - Alessio Bartolini - Alberto Sturla

1. Introduzione e finalità della ricerca

Il progetto di monitoraggio, realizzato nel periodo 1999-2000, ha permesso di evidenziare la situazione della presenza della nutria nelle diverse aree interessate e di ipotizzare le tipologie di intervento più idonee a fronteggiare questo problema.

Occorre preliminarmente considerare che le aree prese in esame, pur essendo soggette a regolamentazioni diverse, vanno considerate almeno sul piano delle finalità statutarie alla stregua di "aree protette", cioè di ambiti nei quali, in via di principio, eventuali interventi di eradicazione o riduzione numerica di una specie potranno essere messi in atto essenzialmente allo scopo di perseguire un equilibrio della componente faunistica nel quadro dell'ecosistema, inteso nei suoi caratteri di assetto/qualità naturale. In altri termini una decisione in merito a tali interventi dovrà essere assunta principalmente sulla base di una valutazione di parametri strettamente ecologici.

Parallelamente, tuttavia, anche altri fattori come i danni agli argini dei corsi d'acqua o alle colture agrarie, o eventuali rischi sotto il profilo igienico-sanitario, devono essere presi in giusta considerazione ed avere un loro peso.

In relazione al principio generale appena enunciato, è opportuno precisare che non sempre le necessità ecologiche e conservazionistiche possono essere perseguite fino in fondo, dovendo agire, per ragioni di limitatezza delle risorse, sempre in un'ottica di ottimizzazione del rapporto costi/benefici.

Da ciò discende in termini pratici che l'orientamento prevalente nel campo scientifico che suggerisce l'eradicazione della nutria, in quanto da considerarsi specie non integrabile nei nostri ecosistemi, potrà realisticamente concretizzarsi solo nel quadro di una strategia di intervento su ampia scala geografica (nazionale o almeno regionale) e con grande impiego di risorse.

In alternativa non si può comunque prescindere dall'obiettivo di mantenere le popolazioni di nutria a densità compatibili attraverso azioni di controllo generalizzati e durevoli nel tempo. Anche questo approccio può comunque comportare, nel medio e lungo periodo, un elevato investimento di risorse.

L'ottica di intervento a livello di sistema costituisce tuttavia un passo in avanti, in quanto consente, di adottare una comune metodologia di indagine e di compiere scelte di gestione della specie a partire da un quadro di informazioni (sulle dinamiche di popolazione, sull'impatto sulle biocenosi ecc.) relativo all'insieme dei diversi ambienti e comprensori considerati, piuttosto che ad una singola realtà.

Le aree oggetto di indagine, pur potendosi collocare nell'ampia categoria delle zone umide, presentano dal punto di vista ambientale caratteristiche molto diverse fra loro. Questo dato, unitamente al contesto ambientale (e in particolare idrografico) più generale, nel quale ciascuna di esse si colloca, determina in pratica la tipologia di presenza della nutria (popolazioni più o meno stabili, densità più o meno elevate, potenzialità diverse di espansione numerica e di areale ecc.).

Le informazioni ricavate nel corso della precedente indagine consentono di indicare per ciascuna delle aree il livello di intervento più opportuno:

?? In quattro aree (le ANPIL LA QUERCIOLA, BOSCO TANALI e BOSCO DEL BOTTACCIO, e la Riserva Naturale LAME DI FUORI), dove è stata riscontrata una presenza più o meno stabile di piccole popolazioni (o singoli individui) e la specie non desta al momento particolari motivi di preoccupazione, è raccomandabile la prosecuzione del monitoraggio della presenza, nonché l'ulteriore acquisizione di informazioni riguardo ai collegamenti con altre popolazioni.

Interventi di controllo o eradicazione in queste aree non sono del tutto giustificati in relazione all'impatto della specie.

?? Nella Riserva Naturale LAGO DI SIBOLLA si propone un tempestivo intervento di eradicazione, ed un successivo monitoraggio periodico della presenza.

L'insediamento di una consistente popolazione di nutria metterebbe certamente a rischio la sopravvivenza di gran parte delle entità botaniche di notevole interesse presenti nell'area (già si notano danni rilevanti a livello delle rizofite).

Stando ai segni di presenza riscontrati, al momento nell'area sono presenti pochi individui, la cui cattura non dovrebbe rivelarsi particolarmente problematica (se non a causa della non facile accessibilità ad alcune parti del lago). L'area inoltre si è dimostrata di non facile raggiungimento per soggetti provenienti dal Padule di Fucecchio tramite il Fosso Sibolla, come dimostra il fatto che solo recentemente è stata accertata la presenza della nutria.

A differenza delle altre aree, in cui è stata analogamente riscontrata una popolazione di nutria molto contenuta, per il Lago di Sibolla è facilmente prevedibile una rapida crescita numerica. In questo caso infatti si è in presenza di un ambiente particolarmente favorevole per la presenza di acque permanenti, l'abbondanza di vegetazione e le coltivazioni di mais proprio a ridosso dell'area umida.

?? Nelle Riserve Naturali PADULE DI FUCECCHIO la stima della densità ha evidenziato una consistenza della popolazione paragonabile con quelle osservate da vari autori sia in Italia che all'estero; si tratta di valori considerati elevati e tali, nella generalità dei casi, da suggerire interventi di controllo. Inoltre è stato riscontrato una probabile tendenza di crescita; d'altra parte, trattandosi di una colonizzazione relativamente recente, è verosimile che la popolazione non abbia ancora raggiunto la sua consistenza definitiva.

Pertanto si rende necessario la prosecuzione monitoraggio periodico della densità e degli altri parametri di popolazione (struttura, dinamica ecc.) e il monitoraggio dell'impatto della specie. È ipotizzabile anche la realizzazione di interventi di riduzione della densità, su aree ben definite, mediante cattura e soppressione degli animali.

Ovunque si preveda attività di cattura sarà opportuno effettuare uno screening epidemiologico per accertare la presenza di leptospirosi ed altre patologie infettive.

È da tenere presente che, data la tipologia degli interventi previsti e le caratteristiche della specie in questione, la loro efficacia sarebbe rapidamente annullata se dovessero essere previsti solo per il primo anno.

I risultati derivati da questa esperienza potranno essere utilizzati per interventi di maggiore portata sia nell'ambito del bacino del Padule di Fucecchio, sia nell'ottica di un intervento integrato sulla popolazione di nutria a livello regionale.

2. La prova sperimentale

2.1. Premessa

Coerentemente con quanto prescritto nelle conclusioni dell'indagine svolta negli anni 1999-2000 (si veda il precedente paragrafo), all'interno della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio è stata intrapresa un'attività di controllo e di studio della Nutria.

Pur considerando prioritario l'obiettivo di una consistente riduzione della popolazione, almeno nel breve periodo, si è deciso di inquadrare un primo intervento di controllo nell'ambito di una sperimentazione volta ad ottenere informazioni utili al fine di mettere a punto piani di gestione efficaci e applicabili su aree più vaste, interne allo stesso comprensorio o riferibili ad ambienti simili.

2.2. Area di Studio

2.2.1. Descrizione generale

Il presente studio ha avuto come oggetto una popolazione di Nutria sottoposta a controllo numerico nella Riserva Naturale Provinciale del Padule di Fucecchio (PT).

Si tratta di una importante area protetta, costituita da due sub-aree di circa 100 ha ciascuna, entrambe situate in ambiente palustre, nel territorio comunale di Ponte Buggianese.

La Prima, denominata "Le Morette", ha una forma rettangolare ed è interamente delimitata da canali ed arginature, che conferiscono all'area il carattere di sottobacino. All'interno, sono presenti vaste estensioni di canneto, alcuni fossi (disposti parallelamente al lato maggiore del perimetro) ed alcuni specchi d'acqua permanenti di recente realizzazione.

La seconda area, denominata "Rigetti – La Monaca" è costituita da una porzione caratterizzata da vegetazione spontanea, in tutto simile alla precedente e da una porzione coltivata, sottoposta a periodico allagamento.

All'interno delle aree "Righetti" e "Le Morette" sono presenti superfici periodicamente sottoposte a sfalcio della vegetazione; per un periodo variabile da 7 a 10 mesi l'anno (a seconda dell'andamento delle precipitazioni) le superfici poste sul piano di campagna risultano inondate

2.2.2. Caratteristiche della vegetazione

Secondo quanto suggerito da Bartolini e Magrini (2002), le associazioni vegetali presenti nelle aree "Le Morette" e "Righetti – La Monaca" possono riferirsi a quattro diverse tipologie ambientali.

i) Ambienti lentic

Si tratta della vegetazione tipica della fitta rete di canali e dei chiari, caratterizzata da piante strettamente acquatiche, radicate (rizofite) oppure liberamente natanti o flottanti (pleustofite).

L'indagine citata ha rivelato come tali specie siano quasi totalmente scomparse: non solo non sono state rinvenute le entità di maggiore pregio, come *Hydrocharis morsus-ranae*,

Nymphoides peltata e *Salvinia natans*, ma anche le specie un tempo ampiamente diffuse, come *Lemna minor* e *Lemna gibba*, sono risultate localizzate. Nell'area Righetti è ancora presente *Azolla caroliniana*, mentre sono recentemente scomparse *Nymphoides peltata* e *Nuphar lutea*. Ai margini dei chiari, man mano che l'acqua si ritira, fa il suo ingresso una vegetazione ad elofite caratterizzata da *Butomus umbellatus*, *Sparganium erectum*, *Eleocharis palustris* ecc.

ii) Ambienti dominati da elofite non sottoposti a controllo della vegetazione.

Le superfici non sfalciate sono di gran lunga le più omogenee dal punto di vista floristico.

L'associazione dominante è il fragmiteto tipico, molto denso e alto fino a tre metri.

Lungo i canali e fossi sono presenti grandi gerbi di *Carex elata*, molti dei quali risultano danneggiati dalla Nutria che li utilizza come posatoi.

Sono inoltre presenti *Amorpha fruticosa*, *Lythrum salicaria*, *Solanum dulcamara* e *Calystegia sepium*.

E' presente in maniera puntiforme *Schoenoplectus lacustris*.

iii) Ambienti dominati da elofite sottoposti a controllo della Vegetazione

Le zone che vengono sfalciate annualmente sono caratterizzate da una notevole eterogeneità floristica.

Nell'area Le Morette i tagli interessano il 35-40% della superficie, mentre nell'area Righetti sono di poco superiori (40-45% della superficie). Nelle aree sottoposte a questo trattamento spesso è difficile classificare le fitocenosi, in quanto esse sfumano di continuo l'una nell'altra ed hanno spesso un carattere temporaneo.

Comunque le situazioni più diffuse sono quelle che vedono la dominanza rispettivamente di *Phragmites australis*, *Echinochloa crus-galli*, *Polygonum sp. pl.*, *Bidens sp. pl.*, *Rumex sanguineum*, *Cyperus eragrostis*.

Altre specie caratteristiche sono: *Butomus umbellatus*, *Amaranthus retroflexus*, *Cyperus michelianus* e *Alisma plantago-aquatica*.

Nell'area Righetti, nelle aree sottoposte a sfalcio, l'associazione più diffusa è il fragmiteto, mentre nell'area Le Morette, in periodo estivo, la maggior parte di tali superfici sono coperte da *Echinochloa crus-galli*.

iv) Argini perimetrali (sottoposti a sfalcio della vegetazione)

Lungo gli argini perimetrali si sviluppa una vegetazione in gran parte ascrivibile all'alleanza *Phragmition*. Essa presenta una composizione floristica molto simile sia nell'area "Le Morette" che "Righetti". Le specie più caratteristiche sono *Phalaris arundinacea* e *Phragmites australis*.

Lungo gli argini più frequentati dai visitatori è presente una vegetazione ruderale caratterizzata da *Artemisia vulgare*, *Lactuca scariola*, *Raphanus raphanistrum*, *Conyza canadensis*, *Urtica dioica* ecc.

Sono inoltre presenti specie arboree quali *Populus alba* (in alberete antropiche, lungo alcuni argini), *Ulmus Minor* e *Alnus glutinosa*.

2.3. Materiali e Metodi

La campagna di controllo è stata condotta dagli operatori del Centro di Ricerca Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio utilizzando gabbie trappola posizionate lungo gli argini esterni delle aree "Le Morette" e "Righetti – La Monaca", in prossimità dei passaggi utilizzati dalle nutrie. Il trappolamento ha avuto luogo dal Giugno del 2003 al Giugno del 2004, con brevi pause ad Agosto 2003 e Febbraio – Marzo 2004.

Le trappole utilizzate consistevano in gabbie dotate di una porta a scatto azionata dalla Nutria stessa ogni volta che tentava di portare via l' esca posta all'estremità di un asta che regolava il meccanismo di chiusura.

Le trappole venivano ispezionate ogni giorno nelle prime ore della giornata, contestualmente al controllo si provvedeva a spostarle nei punti più promettenti e ad armarle con una nuova esca.

Gli animali catturati venivano trasferiti in una piccola camera stagna dove venivano soppressi con metodi eutanasici.

Le nutrie, una volta sopresse erano misurate, pesate e sessate, si verificava inoltre la presenza di ferite, escoriazioni o parassiti del pelo. Nel giro di poche ore dalla cattura le nutrie venivano portate ai laboratori della Facoltà di Medicina Veterinaria dell' Università di Pisa per le analisi necroscopiche ed epidemiologiche.

Si è cercato di analizzare un campione casuale di dieci nutrie a settimana, anche se in alcuni periodi dell' anno l'ammontare del catturato è stato spesso inferiore a tale quota.

Il successo di trappolamento è stato espresso come numero di animali catturati per numero di notti – trappola mensili. Una valutazione degli animali presenti in rapporto alla superficie di ciascuna area è stata realizzata utilizzando un indice di cattura (Cocchi, 1997), espresso come segue:

$$1) \quad ((NC/NT)*100)/S$$

dove:

NC: N° di individui catturati mensilmente

NT: Totale delle notti trappola mensili

S: Superficie in ettari dell' area considerata

2.3.1. Analisi biometriche

Subito dopo la soppressione sono state prese, con l' ausilio di una rotella metrica e una bilancia da campo, le seguenti misure:

1. Peso corporeo
2. Lunghezza totale
3. Lunghezza della coda
4. Lunghezza testa – tronco
5. Lunghezza del piede posteriore, misurata con esclusione delle unghie

E' stato controllato anche il mantello in modo da verificare la presenza di ectoparassiti o escoriazioni di vario genere. E' stata inoltre annotata l'eventuale presenza di amputazioni da gelo alla coda, che è considerata indice di superamento di inverni rigidi.

Servendosi delle misure raccolte è stato possibile elaborare l'indice di condizione K (Chapman & Harman, 1977, Willner et al. 1979). L'indice fornisce una misura dello stato fisiologico dell' animale indipendente dal peso e dalla taglia e viene definito dalla relazione:

2)

$$K = Wg / LTT^3$$

Dove:

Wg. Peso corporeo espresso in grammi

LTT: lunghezza testa – tronco espressa in decimetri

Anche la determinazione del sesso è stata effettuata sul campo. Attraverso l'analisi dei genitali, oltre che il sesso dell'animale, è stato possibile verificarne lo *status* riproduttivo (Gosling et al 1981).

L'esame delle ghiandole mammarie ha permesso di individuare le femmine in allattamento (Gosling, 1980)

Si disponeva inoltre di un certo numero di misurazioni derivante dalla campagna di cattura\ricattura effettuata negli anni 1999 – 2000; oltre che ai dati derivanti dalle campagne di eradicazione effettuate negli anni novanta in provincia di Ferrara.

Tali dati sono stati utilizzati per analizzare la dinamica di popolazione su di un periodo di tempo superiore a quello abbracciato dall'analisi degli individui catturati nel 2003 – 2004. Utilizzando i dati di Ferrara è stato inoltre possibile porre a confronto due popolazioni diverse.

2.3.2. Analisi di laboratorio

Gli esami *post mortem* venivano svolti presso la sala necroscopie della Facoltà di Medicina Veterinaria dell'Università di Pisa.

Di seguito si riporta una descrizione delle principali analisi effettuate in tale sede:

2.3.2.1. Analisi visiva del grasso inguinale

La misurazione del grasso inguinale fornisce una stima dello stato di salute dell'animale (Gosling, 1981). Non è stato possibile prelevare il grasso e pesarlo separatamente. Per questo ci si è limitati ad un esame visivo. Il grasso è stato stimato secondo il criterio esposto in tabella 2.1.:

Classe	Valore
Assente	0
Scarso	1
Medio	2
Molto	3
Moltissimo	4

Tab. 2.1.: Classi di presenza di grasso inguinale.

2.3.2.2. Analisi dello stato riproduttivo

Nelle femmine mature è stato indagato lo stato riproduttivo per determinarne in modo certo lo stato di gravidanza.

Attraverso l'analisi degli embrioni è stato possibile determinarne il numero, l'età in base al peso e l'eventuale stato di riassorbimento (Chapman et al. 1980, Gosling et al. 1981, Newson, 1966). I feti sono stati divisi in due categorie, in base al loro peso: feti di peso

inferiore ai 58 g (Tipo A), concepiti da meno di 14 settimane, e feti di peso superiore ai 58 g (Tipo B), concepiti da più di 14 settimane. Si è scelta la soglia delle 14 settimane perché oltre tale limite diventano molto rari i fenomeni di riassorbimento (Gosling 1986).

Il peso degli embrioni è stato determinato mediante una bilancia analitica precisa al millesimo di grammo.

L'età dei feti ha permesso di stabilire la distribuzione temporale delle nascite e quindi la percentuale di femmine che avrebbero partorito in un determinato mese.

La semplice divisione effettuata da Gosling permette di stimare la finestra (l_c) di più probabile concepimento;

per i feti di tipo A:

$$C - 98 < l_c < C - 10$$

per i feti di tipo B:

$$[(C-98) - (K-98)] < l_c < C - 98$$

Le nascite ricadono invece in un intervallo (l_n) dato da:

Per i feti di tipo A:

$$[(C-10) + (K-98)] < l_n < [(C-10) + 98]$$

Per i feti di tipo B:

$$C - 1 < l_n < [C + (K-98)]$$

Dove:

C = data di cattura,

98 (gg) = limite superiore massimo per l'attribuzione dei feti al tipo "A"

10 (gg) = limite minimo perché il feto sia visibile

K = 130 gg, periodo di gestazione

Al fine di valutare la relazione che intercorre tra condizioni ambientali e stato riproduttivo delle femmine si sono analizzati i dati meteo forniti dalla stazione meteorologica del Consorzio di Bonifica del Padule di Fucecchio, sita in località "Podere al Vescovo". L'elaborazione ha portato alla determinazione di un indice di severità ambientale noto come CRS (Gosling, 1981), definito dalla (5):

$$3) \quad \text{CRS} = Sx^2$$

Dove x rappresenta il numero di giorni consecutivi con temperatura minima inferiore o uguale allo zero e temperatura massima inferiore o uguale ai cinque gradi.

Tuttavia, è sembrato opportuno limitarsi a considerare solo le minime inferiori o uguali allo zero. Questo permette di conteggiare anche le giornate tardo invernali o tardo autunnali le quali, pur avendo notti fredde, presentano temperature diurne superiori ai 5°C. La modifica è giustificabile dal punto di vista biologico in quanto la Nutria è un roditore notturno e le rigide temperature delle ore di buio invernali potrebbero costituire un fattore limitante.

2.3.2.3. Determinazione dell'età

Per la determinazione dell'età degli individui è stato usato il metodo della misurazione del peso secco del cristallino (Gosling, 1980). Il cristallino, essendo a crescita continua, permette di stimare l'età in modo abbastanza attendibile. Entro le trenta ore dal decesso si sono quindi raccolti i bulbi oculari, che sono stati immediatamente messi sotto formalina al 10%.

Dopo un periodo non inferiore ai tre mesi il cristallino è stato estratto dall'occhio, ripulito dai tessuti estranei e seccato in stufa a 80°C per 24 ore.

Le lenti così preparate sono state pesate con una bilancia analitica con una approssimazione di 0,1 mg.

La relazione che lega il peso del cristallino è di tipo logaritmico ed è espressa dalla funzione :

$$4) \quad \text{Log}_{10}(\text{età} + 4.34 \text{ mesi}) = 0.511 + 0.013$$

Il valore di 4.34 mesi corrisponde al periodo di gestazione

Infine, con una approssimazione di un millimetro, si sono misurati i molari e si è verificato lo stato di eruzione. Tale misure, secondo Aliev (1965) possono fornire una stima dell'età.

2.3.2.4. Validazione di altri metodi di stima dell'età

Cossignani e Velatta nel 1993 suggerirono che fosse possibile stimare il peso secco del cristallino direttamente dalle misure biometriche, senza ricorrere a metodi distruttivi.

La relazione che lega il peso della lente a misure biometriche sarebbe di tipo lineare ed è espressa dalle relazioni:

Per i maschi:

$$5) \quad \text{Lnpr} = 1,937 + 0,056 * \text{Peso_kg} + 0,008 * \text{LTT} + 0,098 * \text{LPP}$$

Per le femmine:

$$6) \quad \text{Lnpr} = 1,704 + 0,049 * \text{Peso_kg} + 0,006 * \text{LTT} + 0,133 * \text{LPP}$$

Dove:

Lnpr: Logaritmo naturale del peso del cristallino

Peso_kg: peso corporeo espresso in grammi

LTT: lunghezza testa-tronco

LPP: lunghezza piede posteriore decurtato dell' unghia

Le rette ottenute da Cossignani e Velatta sono state validate su un elevato numero di nutrie, nell'ordine delle migliaia. Questo però non garantisce che si adattino a tutte le popolazioni di Nutria, animale cui parametri biometrici risentono molto della situazione ambientale. Nel tentativo di trovare una retta che meglio si adattasse alla popolazione del Padule di Fucecchio si è proceduto come segue.

Prima di tutto si sono eliminati i dati mancanti, dopo di che si è elaborata una retta di regressione multipla servendosi della procedura "REGRESSION" presente nel menu ANALYZE del pacchetto di elaborazione statistica SPSS.

Ipotizzando un rilevante dimorfismo sessuale si è portato avanti lo stesso tipo di analisi in modo separato per i maschi e per le femmine.

La variabile dipendente, Peso reale del cristallino (PR), è stata trasformata al logaritmo naturale in modo da eliminarne la marcata variabilità.

La retta così ottenuta, benchè la relazione tra le variabili fosse significativa, non poteva essere presa a modello dell' andamento dei logaritmi naturali dei pesi secchi del cristallino in quanto il test t sulle variabili indipendenti dimostra che esse non sono utilizzabili nel fare previsioni sui valori di $\ln pr$.

La grande variabilità dei regressori fa sì che alcune osservazioni abbiano un impatto maggiore sulla regressione rispetto a tutte le altre. Per individuare ed eventualmente eliminare tali variabili anomale si sono sottoposti i residui standardizzati ad analisi di Cook, scartando le osservazioni per cui la distanza di Cook risultasse maggiore di $F_{0,5; p+1; n-p-1}$.

Si è scelto di eliminare un'osservazione per i maschi e quattro per le femmine.

Si è ripetuta la procedura vista qui sopra e si è ottenuta un'altra retta. Questa volta per i maschi solo il coef. di regressione del peso corporeo non poteva essere considerato significativo, mentre per le femmine non era significativo il contributo dato dalla grandezza LTT.

Tali non significatività possono essere facilmente spiegate con l'elevata multicollinearità delle variabili indipendenti (tab.2.2. e 2.3.).

FIV1: LPP Peso_kg	5,26
FIV2: LTT Peso_kg	4,84
FIV3: LTT LPP	6,2

Tab.2.2.: Fattore di Incremento delle Varianza calcolato per i maschi

FIV1: LPP Peso_kg	1,93
FIV2: LTT Peso_kg	2,28
FIV3: LTT LPP	2,57

Tab.2.3.: Fattore di Incremento delle Varianza calcolato per le femmine

Inoltre, una più attenta analisi della varianza rileva che la variabile $Peso_kg$ è la meno importante nel determinare il peso del cristallino (tab. 2.4.). analogamente a quanto accade con LTT per le femmine (tab. 2.5.)

variabilità marginale	
1 LTT LPP, peso_kg	0,35
2 LPP LTT, peso_kg	0,137
3 $Peso_kg$ LPP, LTT	0,0221

Tab. 2.4.: Variabilità marginale delle variabili esplicative per i maschi

variabilità marginale	
1 LTT LPP, peso_kg	0,048177161
2 LPP LTT, peso_kg	0,139403704
3 $Peso_kg$ LPP, LTT	0,228593311

Tab. 2.5.: Variabilità marginale delle variabili esplicative per le femmine

La grande variabilità riscontrabile tra le misure biometriche può essere indicata come la causa delle interferenze che le variabili esercitano l'una sull'altra nello spiegare la regressione. Si è ritenuto necessario ricorrere ad un artificio matematico volto a contenere l'incertezza insita nei regressori. Si è infatti diviso il peso corporeo per il cubo della lunghezza del piede posteriore decurtato dell'unghia. Come suggerito da Gosling (1981), infatti, tale parametro rappresenta una misura scheletrica attendibile e facilmente misurabile.

Mediante l'analisi della regressione lineare multipla effettuata sugli individui di cui si era raccolto il cristallino negli anni 2003 - 2004 ($n = 112$) è stato possibile calcolare due nuove relazioni che legano il logaritmo del peso secco del cristallino alla misure corporee. Le

nuove relazioni sono poi state validate servendosi delle nutrie catturate a Campotto (Rovigo) nel 2003.

2.3.2.5. Analisi epidemiologiche.

Sono stati ricercati i seguenti agenti patogeni. Si riporta una breve descrizione delle metodologie di indagine.

- Salmonella spp.: Liquido biliare, tessuto epatico e feci prelevate dal lume intestinale con prearricchimento in acqua peptonata, seguito da semina in terreno selettivo.
- Leptospira – ricerca anticorpi: il sangue prelevato dal cuore immediatamente dopo l'eutanasia è stato sierato. Si è applicato il metodo dell'agglutinazione con soglia del 50%. I sieri che hanno superato tale limite sono quindi stati titolati a successive diluizioni (da 1:126 fino a 1:4032). Sono stati utilizzati come antigeni le sierovarianti di *Leptospira interrogans* più comuni.
Leptospira, - ricerca colturale : reni e urine sono stati prelevati ed immersi in terreno colturale liquido. Successivamente i reni sono stati sottoposti ad omogeneizzazioni e filtrazione. Quindi l'estratto renale e l'urina sono stati seminati in terreno e incubati a 30 °C per 30 gg con controlli settimanali al microscopio.
- Trichinella spp.. Campioni di tessuto muscolare (lingua e diaframma) sono stati prelevati e sottoposti a digestione artificiale a 39 °C in acido cloridrico e pepsina per ogni ciclo. La durata del processo digestivo è di otto minuti, al termine dei quali il materiale digerito viene filtrato e analizzato al microscopio.
- *Toxoplasma gondii*. Gli anticorpi sono stati determinati mediante emoagglutinazione indiretta. Un titolo maggiore o uguale a 1:64 è stato considerato indicativo dell'infezione.
- *Dermatofiti*: La ricerca di dermatofiti è avventata coltivando su agar i tamponi con i quali si era preventivamente spazzolato il pelo della Nutria. Le colture che si ottenevano venivano analizzate al microscopio.

Inoltre, presso i Laboratori delle Facoltà di Medicina Veterinaria dell' Università di Torino si sono effettuate le analisi per *Neospora caninum*. La ricerca è avvenuta sulla base di indagini sierologiche condotte con una metodica di immunofluorescenza indiretta per la ricerca degli anticorpi di *N. caninum*.

Le analisi sono state effettuate su 142 nutrie e su 96 ratti (*Rattus norvegicus*), prelevati random tra il totale che saltuariamente rimaneva preso in trappola.

2.3.3. Impatto sulla vegetazione lacustre

Al fine di valutare l'impatto della Nutria sulla vegetazione palustre si sono approntati, nella primavera del 2004, quattro recinti di esclusione (10 X 5 m), ciascuno con adiacente area di controllo.

Due di essi sono stati approntati nell'area "Le Morette", a cavallo fra il fragmiteto e l'area ad acque libere; mentre gli altri sono stati realizzati all'interno dell'area "Righetti", lungo due canali secondari in una zona dominata da *Carex* sp. e *Amorpha fruticosa*.

All'interno dei recinti e dei loro controlli si sono effettuati i seguenti rilievi:

- ?? Composizione specifica (D'Antoni, 2002)
- ?? Altezza media delle piante (Cough, 1998)
- ?? Densità delle piante per metro quadrato (Cough, 1998)
- ?? Distribuzione delle specie all'interno del recinto
- ?? Frequenza delle forme biologiche

Nei recinti dell' area Righetti, inoltre, si sono portate avanti misurazioni particolari per i cespi di *Carex elata*. Con l' ausilio di un piccolo telaio metallico (10 x 10 cm), che si è lanciato casualmente su ogni carice, si è rilevato il numero medio di foglie per decimetro quadrato. Inoltre si è misurata la circonferenza di ogni cespo. Per essere sicuri di misurare i gerbi di carice nello stesso ordine anche nei rilievi successivi, gli stessi si sono riportati, numerati, su di una rappresentazione grafica dell' area di saggio, in scala 1:67. Sulla piantina si sono inoltre riportati tutti i polloni radicali di *Amorpha fruticosa* che sembravano a portata di morso di Nutria.

Il livello delle acque, molto alto in inverno ed in primavera, e la necessità di non disturbare gli uccelli di passo e/o nidificanti, hanno fatto sì che i recinti si potessero visitare solo una volta all'anno, nel mese di agosto.

2.3.2.7. Censimento dei segni di presenza

La Nutria utilizza scivoli tradizionali per accedere all'acqua. Questo provoca dei sentieramenti più o meno marcati sugli argini con conseguente erosione degli stessi. E' probabile che, in spazi chiusi e poco estesi come le due aree umide protette che compongono la Riserva Naturale del Padule di Fucecchio, tali scivoli possano essere considerati come un'indice dell'abbondanza relativa degli animali in una data zona.

Al fine di verificare quale relazione intercorra tra numero di scivoli utilizzati e la presenza numerica dell'animale, si sono approntati dei percorsi, da svolgersi regolarmente, nel quale si procedeva al censimento degli scivoli utilizzati sul totale di quelli rilevati lungo il percorso stesso. Contestualmente alla conta degli scivoli si sono rilevati anche gli escrementi presenti sugli argini. Dato che i percorsi sarebbero stati effettuati con regolarità, ogni escremento rilevato veniva eliminato dal percorso con l'ausilio di una scopa di saggina.

Il rilievi sono andati avanti parallelamente all'avanzamento delle operazioni di cattura, al fine di avere un immediato riscontro tra numero di scivoli rilevato e animali catturati.

Camminando lungo gli argini, si contavano gli scivoli che apparissero inequivocabilmente utilizzati la notte prima sul totale degli scivoli presenti. La mattina presto sono molto ben evidenti le tracce di umidità lasciate dalla Nutria sullo scivolo o nelle sue immediate vicinanze. Venivano annoverati tra gli scivoli utilizzati anche quelli che, sebbene non fossero bagnati, presentassero inequivocabili segni di utilizzo (fatte o impronte fresche). Gli scivoli utilizzati venivano riportati sulla scheda di rilevazione dividendoli in tre categorie, a seconda del grado di erosione:

Erosione avanzata: grave erosione dell' argine, assenza di vegetazione sullo scivolo

Erosione media: erosione evidente. Ma c'è ancora vegetazione sullo scivolo

Erosione nulla: scivoli aperti tra la vegetazione poco prima del rilievo (erba abbattuta)

Nelle stesse categorie venivano conteggiati anche gli scivoli che non erano stati utilizzati la notte prima, in modo da avere un ulteriore raffronto

2.4. Risultati

2.4.1. Analisi delle catture

Le tabelle 2.6. e 2.7. mostrano gli indici di cattura paragonati al numero di trappole attivo. Non è stata rilevata alcuna correlazione positiva tra il numero di trappole attive ed IC (“Le Morette”: Pearson’s $r = 0,504$, $P = 0,078$; “Righetti – La Monaca”: Pearson’s $r = 0,506$, $P = 0,064$); mentre si ha una relazione molto significativa tra numero di trappole armate giornalmente e nutrie catturate (“Le Morette”: $R^2 = 0,254$; $F_{1,153} = 52,00$; $P < 0,001$; “Righetti – La Monaca = $R^2 = 0,151$; $F_{1,153} = 27,221$; $P = 0,001$).

Le Morette					
Mese	NT	Trappole	Nutria	Catture/notte trappola	IC
agosto	4	208	12	300,00	3,00
settembre	13	716	59	453,85	4,54
ottobre	11	526	43	390,91	3,91
novembre	12	452	26	216,67	2,17
dicembre	5	197	1	20,00	0,20
gennaio	14	394	5	35,71	0,36
febbraio	10	393	8	80,00	0,80
marzo	3	118	0	0,00	0,00
aprile	17	661	1	5,88	0,06
maggio	24	617	4	16,67	0,17
giugno	22	845	19	86,36	0,86
Totale complessivo	135	5127	178	75,84269663	0,758427

Tab. 2.6.: andamento indice di cattura nell’ area “Le Morette”

Righetti - La Monaca					
Mese	NT	Trappole	Nutria	Catture/notte trappola	IC
maggio	4	120	21	525,00	5,25
giugno	13	488	36	276,92	2,77
settembre	9	136	21	233,33	2,33
ottobre	11	108	12	109,09	1,09
novembre	14	243	12	85,71	0,86
dicembre	6	170	6	100,00	1,00
gennaio	17	670	28	164,71	1,65
febbraio	11	406	3	27,27	0,27
marzo	3	116	4	133,33	1,33
aprile	17	729	8	47,06	0,47
maggio	24	1062	36	150,00	1,50
giugno	22	817	14	63,64	0,64
Totale complessivo	151	5065	201	75,124	0,7512

Tab. 2.7.:andamento indice di cattura nell’ area “Righetti – La Monaca”

E’ stata anche riscontrata una relazione significativa tra temperature medie giornaliere e numero di nutrie catturate (“Le Morette”: $R^2 = 0,062$; $F_{1,106} = 6,967$; $P = 0,01$; “Righetti – La Monaca = $R^2 = 0,041$; $F_{1,102} = 4,316$; $P = 0,04$). I bassi valori di R^2 sono spiegabili con l’ elevata *bias* causata dallo sforzo di cattura molto variabile. Va inoltre sottolineato che non si è trovata alcuna significatività nella regressione tra IC e temperature medie ($R^2 = 0,232$, $F_{1,10} = 3,00$; $P = 0,114$).

2.4.2. Analisi biometriche

Negli anni 2003 - 2004 sono state catturate 230 nutrie, di queste 168 sono state sottoposte ad analisi di laboratorio.

La tabella 2.2. mostra un quadro sinottico degli animali analizzati. Si sono riportati anche i dati inerenti alle catture del 1999 – 2000.

Campagna	Maschi		Femmine	
	Maturi	Immaturi	Mature	Immature
2003 - 2004	102	2	97	2
1999 - 2000	56	5	39	7
Totale	158	7	136	9
	Maschi		Femmine	
	165		145	

Tab. 2.8: Animali catturati nel corso dello studio

Non è stata rilevata alcuna differenza nel numero di sub-adulti maschi e femmine catturati nelle tre sessioni ($\chi^2 = 2,33$; gdl = 2; P = 0,31).

La sex - ratio è invece riportata in tabella 2.3.

	Maschi : femmine
2003 - 2004	1 : 0,965
1999 - 2000	1 : 0,754
Maturi	1 : 0,899
Immaturi	0,778: 1
Totale	1 : 0,893

Tab. 2.9: Sex ratio degli individui catturati

Le misure biometriche sono state rilevate su ogni esemplare catturato. Le tabelle riportate qui sotto ne mostrano la media divisa per classi di età.

Individui Maturi 2003 – 2004

Sesso	Wg (g)	DS Wg (g)	LTT (cm)	DS LTT (cm)	LPP (cm)	DS LPP (cm)
Maschi	6024,747475	1279,331253	55,33	6,20	12,96	0,82
Femmine	5611,428571	1290,072619	53,70	6,29	13,70	0,93
Totale	5828,68	1316,00	54,46	6,40	12,68	0,93

Tab. 2.10. Misure biometriche medie degli individui adulti catturati dal 2003 al 2004. Wg = peso corporeo; LTT = lunghezza testa – tronco; LPP = lunghezza del piede decurtato dell' unghia

Individui Immaturi 2003 – 2004

Sesso	Wg (g)	DS Wg (g)	LTT (cm)	DS LTT (cm)	LPP (cm)	DS LPP (cm)
Maschi	1185,000	557,704	27,23	5,24	8,20	1,48
Femmine	1090,000	1044,031	37,55	6,13	10,05	3,17
Totale	1153,333	526,675	30,67	7,84	8,82	1,72

Tab. 2.11. Misure biometriche medie degli individui immaturi catturati dal 2003 al 2004

Per quanto riguarda gli individui catturati nella sessione 1999 – 2000, i dati sono riportati nelle tabelle seguenti.

Individui Maturi 1999 - 2000						
Sesso	Wg (g)	DS Wg (g)	LTT (cm)	DS LTT (cm)	LPP (cm)	DS LPP (cm)
Maschi	6451,538	1843,374	54,23	5,58	13,09	5,49
Femmine	6717,5	1597,229	54,70	4,52	12,92	6,33
Totale	6560,341	1742,287	54,42	5,16	13,02	0,96

Tab. 2.12.: Misure biometriche medie degli individui maturi catturati dal 1999 al 2000

Individui Immaturo 1999 - 2000						
Sesso	Wg (g)	DS Wg (g)	LTT (cm)	DS LTT (cm)	LPP (cm)	DS LPP (cm)
Maschi	1000,000	186,011	28,90	1,95	7,50	0,45
Femmine	1708,571	0,785	34,93	6,48	9,41	1,07
Totale	1413,333	694,044	32,42	5,83	8,62	1,29

Tab. 2.13.: Misure biometriche medie degli individui immaturi catturati dal 1999 al 2000

Tramite il Test F è stato possibile confrontare le misure biometriche sia all' interno della stessa campagna di cattura sia tra campagne diverse, per individuare eventuali differenze tra sessi e all' interno della stessa popolazione, a distanza di alcuni anni

Individui Maturi 2003 - 2004			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	1,017	0,4670	n.s
LTT	1,027	0,4463	n.s
LPP	1,457	0,0279	*

gdl: 110, 101

Tab.: 2.14.: Comparazione dei valori biometrici di maschi e femmine catturati nella sessione 2003 – 2004

Individui Immaturo 2003 – 2004			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	1,420	0,3190	n.s
LTT	3,032	0,1800	n.s
LPP	1,672	0,2866	n.s.

gdl: 1, 3

Tab.: 2.15.: Comparazione dei valori biometrici di maschi e femmine immaturi catturati nella sessione 2003 – 2004

Mentre per quanto riguarda la differenza tra le due sessioni di cattura, i risultati dell' analisi comparativa sono riportati nella tabelle seguenti:

Individui Maturi, maschi			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	2,076	0,0007	***
LTT	1,233	0,1979	n.s
LPP	1,399	0,0727	n.s

gdl: 55, 101

Tab.: 2.16: Comparazione dei valori biometrici di maschi maturi catturati nelle sessioni 2003 – 2004 e 1999 - 2000

Individui Maturi, femmine			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	0,652	0,9306	n.s.
LTT	1,938	0,0117	**
LPP	1,086	0,3844	n.s.

gdl: 37, 110

Tab.: 2.17.: Comparazione dei valori biometrici delle femmine mature catturate nelle sessioni 2003 – 2004 e 1999 – 2000

Individui Immaturo, maschi			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	8,989	0,0299	*
LTT	7,222	0,0431	*
LPP	10,900	0,0214	*

gdl: 3, 4

Tab.: 2.18.: Comparazione dei valori biometrici dei maschi immaturi catturati nelle sessioni 2003 – 2004 e 1999 – 2000

Individui Immaturo, femmine			
Variabile	Test F	Probabilità	Significatività
Wg (g)	1,394	0,3666	n.s.
LTT	1,979	0,2593	n.s.
LPP	3,156	0,1479	n.s.

gdl: 1,6

Tab.: 2.19.: Comparazione dei valori biometrici delle femmine immature catturate nelle sessioni 2003 – 2004 e 1999 - 2000

Si sono riscontrate amputazioni alla coda nel 15% degli individui, questo dato appare in linea con quanto rilevato in esperienze analoghe. A Campotto nel 1996 le ferite da gelo alla coda interessavano il 18% delle nutrie catturate (Cocchi, 1997); nel Maryland il 25,6% degli animali aveva la coda monca, mentre in Louisiana solo il 2% presentava questa menomazione.

Mese	Maschi		Femmine	
	Media ik	DS ik	Media ik	DS ik
Giugno	28,63	2,81	29,32	2,21
Settembre	34,68	9,26	36,91	8,09
Ottobre	28,59	7,52	51,71	67,17
Novembre	38,16	7,08	31,93	5,95
Dicembre	36,64	14,25	36,72	8,29
Gennaio	40,81	12,54	38,79	6,57
Febbraio	43,79	4,77	32,64	5,50
Marzo	37,82	5,68	45,83	2,92
Aprile	38,18	3,29	40,73	11,87
Maggio	42,23	5,80	42,38	4,58
Giugno	36,41	0,94	39,99	10,43
Gennaio	43,57	17,46	44,97	14,70
Febbraio	64,25	32,74	31,66	5,23
Marzo	40,02	40,02	33,53	5,70

Tab. 2.20.: Andamento dell' indice di condizione K per le nutrie catturate nel Padule di Fucecchio nel 2003 – 2004

Il test t per campioni indipendenti condotto sui dati della tabella 2.14 ha rivelato che non esiste alcuna differenza tra i valori mensili di K di maschi e femmine ($t = 0,419$; $P = 0,678$; $gdl = 26$). Inoltre, non è stata riscontrata alcuna relazione tra le temperature medie mensili e l' indice K (Maschi: $R^2 = 0,172$; $F = 2,489$; $P = 0,142$. Femmine: $R^2 = 0,098$; $F = 1,304$; $P = 0,276$)

La tabella 2.15. riporta i valori medi di IK calcolati per le catture del 1999 – 2000 e per quelle del 2003 – 2004; oltre che quelli calcolati per le nutrie sopresse a Campotto nel 2003.

Campagna	ik medio	DS ik
IK_1999	40,069	5,8743
IK_2003	37,85	11,751
IK_Ferrara	31,261	4,7977

Tab. 2.21: valori medi di ik calcolati per in Padule di Fucecchio nelle due diverse sessioni di cattura (IK_1999 e IK_2003) e a Campotto nel 2003 (IK_Ferrara)

Il test t effettuato sulle medie di tab. 2.15. ha mostrato che non c'è differenza significativa tra gli indici K calcolati per il Padule di Fucecchio, anche se a distanza di anni ($t = 1,68$; $P = 0,0931$; $gdl = 296$); mentre si riscontra una differenza significativa tra i valori dell' indice per gli individui catturati a Campotto e nel Padule ($t = 6,83$; $P < 0,01$; $gdl = 376$).

2.4.3. Analisi di laboratorio

2.4.3.1. Grasso inguinale

L' esame visivo della quantità di grasso inguinale, come era prevedibile, non ha dato risultati indicativi. Non si è rivelata alcuna distribuzione significativa degli individui nelle

diverse classi di grasso inguinale a seconda del mese (maschi: $\chi^2 = 19,80$; gdl = 30; P = 0,92; femmine: $\chi^2 = 32,71$; gdl = 22; P = 0,20). Non si è potuto inoltre concludere alcunché riguardo alla presenza media di individui nelle diverse classi di grasso inguinale ($F_{6,77} = 1,273$; P = 0,280).

2.4.3.2. Determinazione dell'età

L'analisi della regressione lineare multipla ha permesso di individuare due rette, una per i maschi e una per le femmine, che permettono di descrivere l'andamento del logaritmo naturale del peso secco del cristallino:

per i maschi:

$$7) \quad \text{Lnpr} = 1,824 + 0,08128 * \text{Peso_corr} + 0,09501 * \text{LPP} + 0,01545 * \text{LTT}$$

R² = 0,789					
	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
INTERCETTA	1,82	0,21		8,68	0,00
PESO_COR	0,08	0,04	0,16	2,03	0,05
LPP	0,10	0,03	0,41	3,64	0,00
LTT	0,02	0,00	0,43	3,48	0,00

Tab. 2.22.: Risultati analisi regressione multipla per i maschi

Per le femmine:

$$8) \quad \text{Lnpr} = 2,163 + 0,104 * \text{peso corretto} + 0,112 * \text{LPP} + 0,005624 * \text{LTT}$$

R² = 0,655					
	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
INTERCETTA	2,16	0,33		6,56	0,000
PES_CORR	0,10	0,033	0,33	3,10	0,003
LPP	0,11	0,033	0,46	3,509	0,000
LTT	0,005	0,0044	0,17	2,45	0,02

Tab. 2.23.: Risultati analisi regressione multipla per le femmine

Dove:

$$9) \quad \text{Peso_corr} = \text{Peso_kg} / \text{LPP}^3$$

Confrontando lo scarto tra peso reale (pr) e peso stimato (ps) ottenuti dalla relazione:

$$8) \quad S = (|pr-ps|/pr) * 100$$

Un test t per dati appaiati rileva che rispetto alla formula di regressione suggerita da Cossignani e Velatta nel 1993, formule (5) e (6) le medie degli scarti ottenuti con la (7) e la (8) sono significativamente minori (maschi: t = 2,509; p < 0,05; gdl = 50; femmine: t = 5,279; p < 0,01; gdl = 60). Si può concludere che la (7) e la (8) permettono di stimare con maggiore precisione il peso del cristallino.

	Maschi		Femmine	
	(5)	(7)	(6)	(8)
media scarti	12,2	16,23	5,77	3,53
Dev St.	11,76	13,55	3,23	2,58
S	26	31	56	59

Tab. 2.24.: confronto tra gli scarti ottenuti con la formule elaborate da Cossignani e Velatta (5) e (6) e quelli ottenuti correggendo il peso corporeo con il fattore $1/LPP^3$; S rappresenta il numero di scarti inferiori al 10%

Inoltre, in seguito alla trasformazione del peso corporeo, i FIV si riducono sensibilmente

	Maschi	Femmine
FIV1: LPP Peso_corr	1,556	0,894
FIV2: LTT Peso_corr	2,147	1,226
FIV3: LTT LPP	4,877	2,570

Tab. 2.25: I fattori di incremento della varianza diminuiscono rispetto a quanto riportato in tab. 2.2 e 2.3.

Mentre la variabilità marginale di LPP e LTT diminuisce a favore di un lieve aumento di quella dovuta al peso corporeo trasformato.

	Maschi	Femmine
1 LPP LTT, peso_corr	0,269	0,054
2 LTT LPP, peso_corr	0,247	0,396
3 peso_corr LPP, LTT	0,084	0,310

Tab. 2.26.: Variabilità marginale delle variabili esplicative dopo la correzione del peso corporeo

La formula è stata validata su alcuni esemplari catturati nell' Oasi di Protezione di Campotto (Ferrara).

Per gli animali di Campotto l'analisi sugli scarti ha portato ai seguenti risultati (tab. 2.25.)

	Maschi; n = 16		Femmine; n = 14	
	(5)	(7)	(6)	(8)
media scarti	8,74	15,10	14,13	23,48
Dev St.	6,20	11,15	8,53	18,73
S	9	6	4	3

Tab. 2.27.: Oasi di Campotto. Confronto tra gli scarti ottenuti con la formule elaborate da Cossignani e Velatta (5) e (6) e quelli ottenuti correggendo il peso corporeo con il fattore $1/LPP^3$; S rappresenta il numero di scarti inferiori al 10%

Disponendo inoltre di misurazioni effettuate in due tempi diversi su un certo numero di animali catturati e ricatturati nella sessione del 1999 – 2000, si è potuto confrontare l'affidabilità dei due metodi nello stimare l'età di un individuo a distanza di un certo intervallo di tempo (In questo caso 4 mesi).

	maschi; n = 5		femmine; n = 6	
	(5)	(7)	(6)	(8)
errore medio (giorni)	85	314	103	269

Tab. 2.29.: Errore medio nella determinazione dell'età su di uno stesso individuo, calcolato a distanza di 4 mesi

2.4.3.3. Dinamica di popolazione

Per gli individui catturati nella sessione 2003 -2004 l'età è stata determinata servendosi del peso secco del cristallino. Per gli individui catturati nella sessione 2003 -2005 l'età è stata determinata servendosi del peso secco del cristallino. Mentre per le nutrie catturate nel 1999 – 2000 si sono invece adottate le formule (5) e (6), non si è ritenuto opportuno utilizzare la (7) e la (8) a causa dei risultati dell'analisi degli scarti (tab. 2.27. e 2.28.). Infatti, benché i valori dei coefficienti di regressione della (7) e della (8) mostrino come queste rette siano meno in grado di stimare l' effettivo valore della variabile dipendente, l' analisi degli scarti sembra dimostrare il contrario. Questa palese contraddizione trova una spiegazione nell' elevata variabilità delle misure biometriche, altamente disperse attorno alla retta. Questa dispersione fa sì che sia preferibile, per gli animali per cui non si dispone del peso secco del cristallino, utilizzare le formule di Cossignani e Velatta, che, se non altro, sono calcolate su di un elevatissimo numero di animali.

L' età media per il campione catturato nel Padule è risultata essere di 22,40 mesi \pm 6,61 DS (maschi: 21,92 \pm 7,42 DS; femmine: 22,88 \pm 5,67 DS).

Per quanto riguarda gli individui catturati nel Padule tra il 1999 ed il 2000 si ha che l'età media è di 21, 48 \pm 8,42 DS (maschi: 19,48 \pm 7,71 DS; femmine: 23,54 \pm 8,93 DS) Naturalmente l' età è stata calcolata eliminando gli individui che erano stati ricatturati.

Classe	Maschi	Femmine	Totale	Percentuale
6 -11	9	3	12	5,66
12-16	13	10	23	10,85
17-21	26	19	45	21,23
22-26	35	51	86	40,57
27-31	11	14	25	11,79
32-36	11	5	16	7,55
37-41	2	3	5	2,36
Totale	107	105	212	100

Tab. 2.30.: Distribuzione in classi di età degli individui catturati negli anni 2003 - 2004

Classe	Femmine	Maschi	Totale	Percentuale
6 -11	5	9	14	15,73
12-16	5	11	16	17,98
17-21	2	12	14	15,73
22-26	11	11	22	24,72
27-31	10	7	17	19,10
32-36	2	3	5	5,62
37-41	2	1	3	3,37
Totale	39	50	89	100

Tab. 2.31.: Distribuzione in classi di età degli individui catturati negli anni 1999 - 2000

Non sono state rilevate differenze tra le distribuzioni degli individui nelle classi di età, sia per quanto riguarda il trappolamento 2003 – 2004 sia per quanto riguarda la sessione di cattura e ricattura del 1999 - 2000 (tab.2.27.)

	χ^2	gdl	Probabilità	Significatività
2003 - 2004	10,24898165	6	0,11	n.s.
1999 - 2000	10,76077524	6	0,09	n.s.

Tab. 2.32.: test χ^2 sulla distribuzione degli individui nelle classi di età

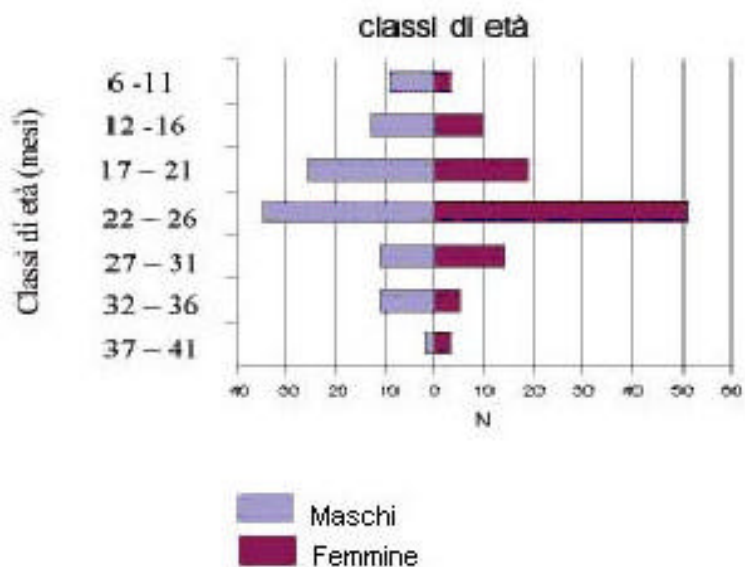


Fig. 2.1.: Distribuzione in classi di età degli individui catturati negli anni 2003 – 2004

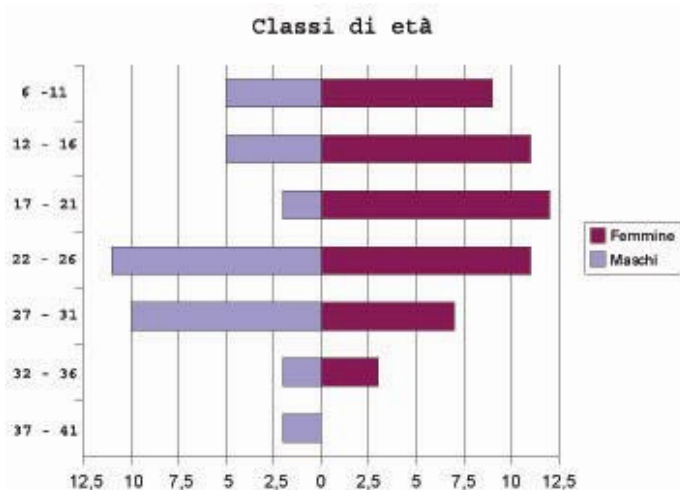


Fig. 2.2.: Distribuzione in classi di età degli individui catturati negli anni 1999 – 2000

Una volta determinate le età delle nutrie è possibile determinare il mese di nascita.

Catture 1999 - 2000					
	1997	1998	1999	2000	TOTALE
gennaio	2	2	3	4	11
febbraio	0	4	0	1	5
marzo	3	3	1	1	8
aprile	0	4	0	0	4
maggio	0	6	0	0	6
giugno	1	0	4	0	5
Luglio	1	6	1	0	8
agosto	0	0	2	0	2
settembre	4	3	2	0	9
ottobre	1	3	3	0	7
novembre	1	3	2	0	6
dicembre	5	1	1	0	7
totale	18	35	19	6	72

Tab. 2.33.: Andamento delle nascite per le nutrie catturate negli anni 1999 – 2000

Catture 2003 - 2004						
	2000	2001	2002	2003	2004	TOTALE
gennaio	0	1	7	10	2	20
febbraio	0	1	11	4	0	16
marzo	0	7	4	1	2	14
aprile	0	1	4	2	0	7
maggio	0	3	8	2	1	14
giugno	0	2	11	2	2	17
luglio	1	4	11	5	0	21
agosto	1	4	2	2	1	10
settembre	0	5	8	1	0	14
ottobre	1	2	8	3	0	14
novembre	1	7	2	0	1	11
dicembre	0	5	6	0	0	11
totale	7	85	94	25	8	219

Tab. 2.34.: Andamento delle nascite per le nutrie catturate negli anni 2003 – 2004

I totali mensili delle tabelle 2.28.e 2.29 sono stati sottoposti ad analisi statistica. Il test χ^2 condotto sui dati degli anni 1999 – 2000 rivela che la distribuzione degli individui nei diversi mesi è dovuta al caso ($\chi^2 = 9,69$; gdl = 11; $P = 0,55$). Analogamente a quanto accade per gli individui catturati negli anni 2003 – 2004 ($\chi^2 = 17$; gdl = 11; $P = 0,10$). Infine un confronto tra le due sessioni di cattura ha rilevato che non c'è una distribuzione significativa nei diversi mesi anche per la totalità degli individui ($\chi^2 = 18,03$; gdl = 11; $P = 0,08$).

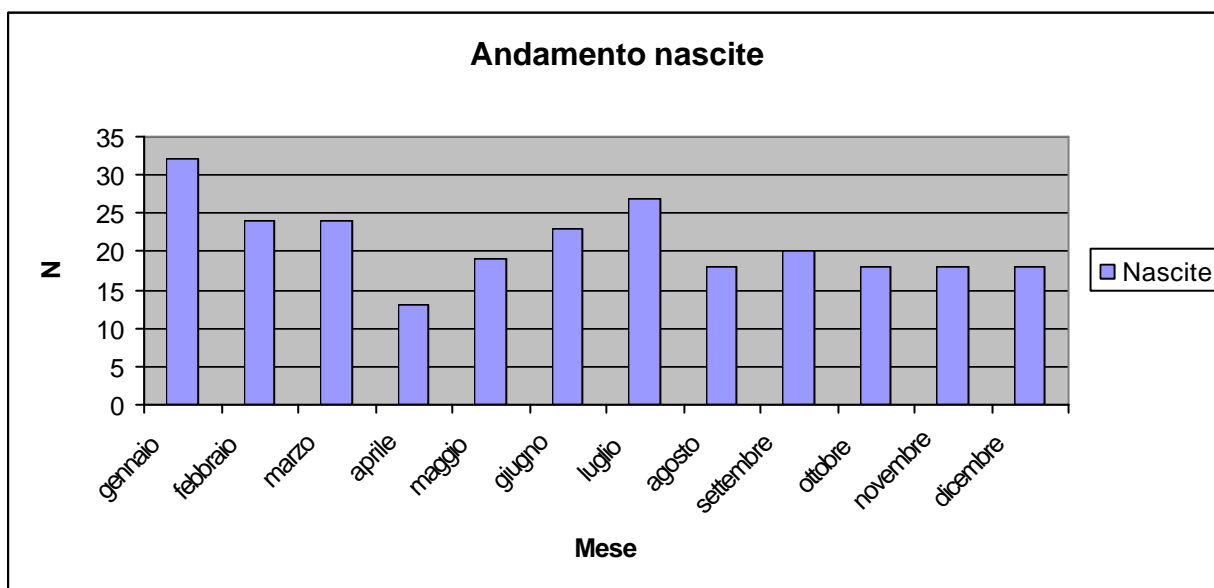


Fig. 2.3.: Distribuzione mensile delle nascite per le nutrie catturate nel 1999 – 2000 e 2003 - 2004

2.4.3.4. Condizioni riproduttive delle femmine

Si è verificato lo stato riproduttivo di 68 femmine, il 73% delle quali è risultato gravido.

La figura 2.7. mostra l'andamento delle gravidanze indipendentemente dall'eventuale riassorbimento degli embrioni. La curva mostra un chiaro andamento sinusoidale, in effetti si è riscontrata una differenza significativa nella distribuzione delle gravidanze nei diversi mesi ($\chi^2 = 18,22$; gdl = 9; $P = 0,032$).

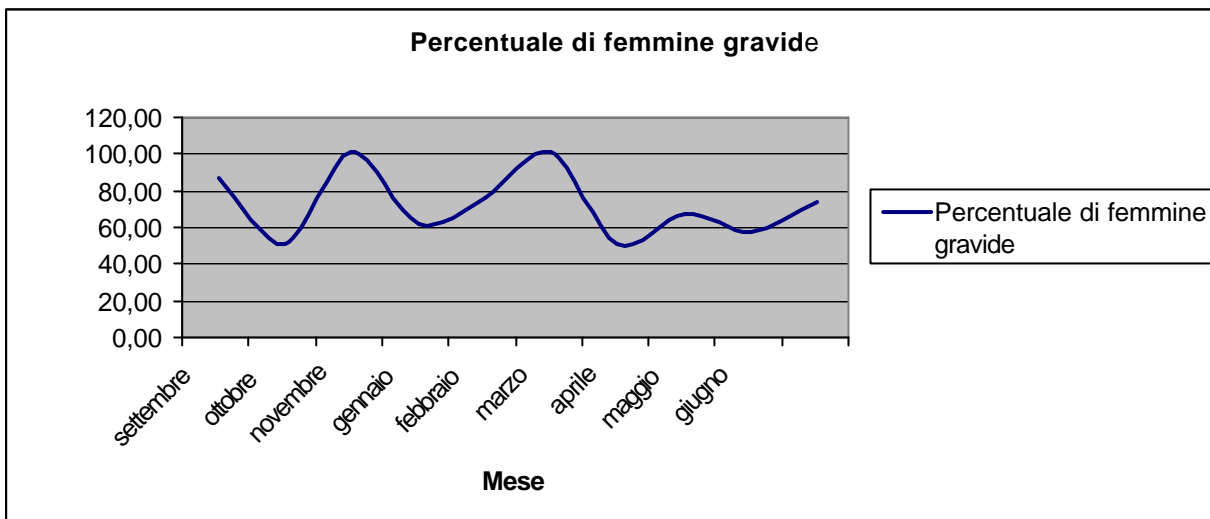


Fig. 2.4.: Distribuzione delle gravidanze per le nutrie catturate nel 1999 – 2000 e 2003 - 2004

La differenza tra la numerosità delle figliate di tipo A e di Tipo B non sono risultate significative, sia al lordo che al netto dei riassorbimenti ($t = |0,25|$; gdl = 28; $P = 0,98$; $t = |0,530|$; gdl = 28; $P = 0,6$).

	N	Percentuale
Tipo A	19	63,33
Tipo B	11	36,67
Totale	30	100

Tab. 2.35.: Numero di feti diviso per tipo.

Si ha una distribuzione significativa nel numero di femmine gravide nelle classi di età ($\chi^2 = 53,43$; gdl = 6; $P < 0,001$). La produttività della popolazione può essere stimata moltiplicando il numero medio di figliate all' anno (2,76) per la figliata media di tipo B, che ha scarse possibilità di aborto (Cocchi, 1997). Per il Padule di Fucecchio si ottiene un valore di 16,56 neonati/femmine/anno.

Classe	Femmine gravide	Gravidanze / femmine (%)
6 -11	1	20
12-16	11	92
17-21	9	69
22-26	18	82
27-31	8	53
32-36	4	57
37-41	4	80

Tab. 2.36.: Distribuzione delle femmine gravide nelle classi di età

L'analisi della varianza a due criteri di classificazione mostra che non esiste una differenza significativa tra il numero medio di embrioni (si è considerato il numero totale di embrioni, il numero di riassorbiti e il numero di embrioni fertili) tra le diverse classi di età e le differenze tra le classi di Indice di condizione K sono egualmente poco significative.

	Età (mesi)			Indice K		
	F	P	gdl	F	P	gdl
Numero embrioni / femmina	3,02	0,06	3	1,25	0,33	3
Numero embrioni riassorbiti /femmina	1,01	0,43	3	0,28	0,88	3
Numero embrioni fertili / femmina	1,47	0,27	3	0,85	0,51	3
Numero di femmine gravide	2,82	0,07	3	0,94	0,47	3

Tab. 2.37.: Distribuzione delle femmine gravide nelle classi di età

Tuttavia, un'analisi della varianza fattoriale condotta per considerare gli effetti dello stato di salute e dell'età sul numero di embrioni totali e su quello al netto del riassorbimento si è rivelato molto significativo.

	F	P	gdl
Età (mesi)	86,51	<0,001	3
IK	39,85	<0,001	3
Interazione	87,68	<0,001	8
Errore			15

Tab. 2.38.: Test F per determinare l'effetto di età e IK sul riassorbimento embrionale

Il grafico in figura 2.28. mostra le probabili finestre di concepimento, nascita e lattazione, determinate in base al tipo di embrione (A o B) ed in base all' analisi delle mammelle.

La figura ha solo valore indicativo, naturalmente, ma mostra chiaramente come l'attività riproduttiva si concentri prevalentemente nei mesi tardo invernali e primaverili. In particolare, tra maggio e giugno si ha maggiore probabilità di avere nuove nascite, mentre nei mesi tardo invernali si concentrano i corteggiamenti.

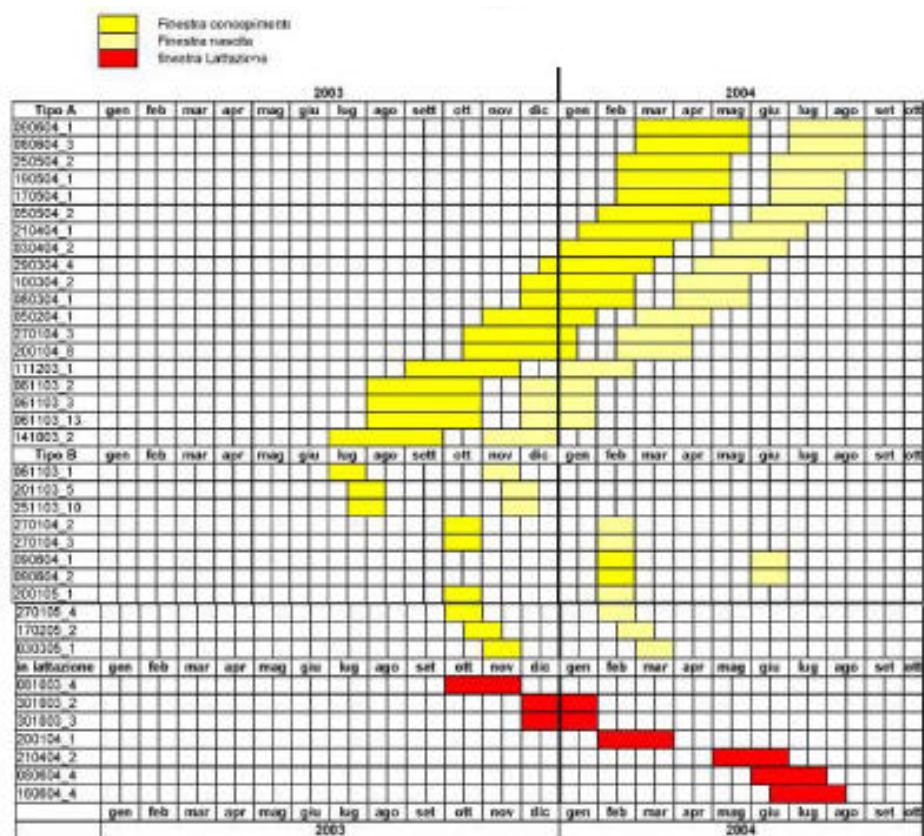


Fig. 2.5.: Visualizzazione grafica dei probabili periodi di nascita e concepimento delle figliate analizzate.

Si sono riscontrate con certezza 7 femmine in lattazione, nessuna era gravida. In tabella 2.31. sono riportate alcune indicazioni statistiche riguardanti questi animali.

	Mese Cattura	età (mesi)	IK	Classe di grasso inguinale
1	ottobre	28,07	31,16	2
2	ottobre	11,49	38,08	1
3	ottobre	29,06	30,73	2
4	gennaio	30,62	42,70	1
5	aprile	6,48	44,99	1
6	giugno	30,12	54,24	1
7	giugno	21,15	50,66	1

Tab. 2.39.: Caratteristiche delle femmine in lattazione catturate.

Per gli anni 2003 – 2004 sono stati posti a confronto i CRS mensili con lo stato riproduttivo delle femmine. Dal novero delle femmine gravide si sono escluse quelle con embrioni di tipo B, in quanto tali figliate non sono più suscettibili di riassorbimento.

2003 - 2004	femmine tipo a	riassorbimento totale	% riass. Totale	% non produttive	crs
set-03	6	0	0	14	0
ott-03	4	0	0	56	0
nov-03	3	7	70	54	5
gen-04	1	3	75	73	44
feb-04	1	1	50	50	119
mar-04	3	1	25	50	27
apr-04	2	0	0	50	0
Mag-04	4	0	0	33	0
giu-04	2	0	0	43	0

Tab. 2.40.: Stato riproduttivo delle femmine confrontato con i crs mensili. “femmine di tipo a”: madri con embrioni di tipo a; **“riassorbimento totale”:** femmine con riassorbimento totale della figliata; **“% riass. totale”:** percentuale di femmine con riassorbimento totale degli embrioni su totale delle femmine catturate; **“% non riproduttive”:** femmine non gravide + femmine con riassorbimento totale su totale catturate.

Per l'annata 2003 – 2004 non si è rilevata una differenza significativa tra il numero degli embrioni di tipo a nei diversi mesi ($\chi^2 = 7,23$; gdl = 8; $P = 0,5$). Tuttavia, è interessante notare come siano state rilevate solo due femmine con embrioni di tipo B tra gennaio e giugno 2004. Inoltre, osservando la fig. 2.5. si nota come il numero dei nati al mese sia molto più basso all'inizio della primavera e come salga rapidamente nei mesi immediatamente successivi. Nel periodo 1998 – 2004 il numero medio delle nascite nel mese di aprile è significativamente differente dal resto dell'anno ($t = 3,447$; gdl = 11; $P < 0,01$).

2.4.3.5. Ricerca di eventuali patologie

La ricerca di *Salmonella sp.* Non ha prodotto risultati positivi, così come quella di *Trichinella sp.* Sia sui ratti che sulle nutrie.

Per quanto riguarda le altre patologie i risultati sono riportati in tabella 2.34 e seguenti.

<i>Leptospira sp.</i> - Ricerca colturale			
	Esaminati	isolati	%
Ratto	96	37	38,54
Nutria	122	0	0

Tab. 2.42: Risultati della ricerca colturale di *Leptospira sp.* su nutrie e ratti

<i>Leptospira sp.</i> - MAT test			
	Esaminati	MAT+	%
Ratto	70	0	0
Nutria	81	34	41,98

Tab. 2.43: Risultati della ricerca di anticorpi di *Leptospira sp.* su nutrie e ratti

<i>Toxoplasma gondii</i>			
	Esaminati	Positivi	%
Ratto	22	1	4,55
Nutria	29	19	65,52

Tab. 2.44: Risultati della ricerca di anticorpi di *T. gondii* su nutrie e ratti

Dermatofiti - ratti			
	Esaminati	Positivi	%
<i>Mycrosporium gypseum</i>	57	19	33,33
<i>Trichophyton mentagrophytes</i>	57	5	8,77
<i>Trichophyton terrestre</i>	57	3	5,26

Tab. 2.45: Risultati della ricerca colturale di dermatofiti vari su ratti

Dermatofiti - nutrie			
	Esaminati	Positivi	%
<i>Mycrosporium gypseum</i>	142	20	14,08
<i>Trichophyton mentagrophytes</i>	142	23	16,20
<i>Trichophyton terrestre</i>	142	0	0,00

Tab. 2.45: Risultati della ricerca colturale di dermatofiti vari su nutrie

<i>Malassezia pachydermatitis</i>			
	Esaminati	Positivi	%
Ratto	59	3	5,08
Nutria	130	7	5,38

Tab. 2.47: Risultati della ricerca colturale di *M. pachydermatitis* su nutrie e ratti

I titoli con i quali sono stati riscontrati gli anticorpi di *Leptospira sp.* in Nutria sono molto bassi (1:100 – 1:400), mentre sono elevati per i ratti (1:1600 – 1:640). Per *Toxoplasma gondii* i titoli sono invece compresi tra 1:640 e 1:40960 per Nutria e pari a 1:80 per i ratti. E' stato possibile condurre l' analisi statistica solo per gli esami sui dermatofiti e su *T. gondii*. I risultati sono riportati in tabella 2.40.

	χ^2	gdl	Probabilità	Significatività
Dermatofiti	4,48	1	0,03	*
<i>M.pachydermatitis</i>	0,19	1	0,66	n.s.
<i>T. Gondii</i>	17,04	1	<0,01	**

Tab. 2.48.: Risultati del test χ^2 su alcune parassitologie di Nutria e Ratto. N.B: è stata applicata la correzione di Yates

2.4.4. Impatto sulla vegetazione

I risultati dei rilevamenti sono riportati nelle tabelle seguenti (la nomenclatura delle specie segue la "Flora d'Italia" di Sandro Pignatti, 1982).

E' evidente, come era immaginabile, un aumento della copertura di *Phragmites* nei recinti di esclusione, mentre rimane pressoché costante nelle parcelle di controllo. Nei recinti si assiste anche ad un impoverimento della composizione specifica.

Si nota anche un cambiamento nella densità media degli steli. Nei recinti il numero di fusti a m² è più elevato che nei controlli.

Scala di Braun Blanquet				
	2004		2004	
	Recinto 1	Controllo 1	Recinto 1	Controllo 1
1 <i>Phragmites australis</i>	3	3	4	4
2 <i>Echinochloa crus-galli</i>	3	3	3	4
3 <i>Bidens tripartita</i>	1	1	2	1
4 <i>Calystegia sepium</i>	1	-	1	1
5 <i>Cyperus longus</i>	1	-	1	1
6 <i>Bidens cernua</i>	+	1	-	+
7 <i>Arctium lappa</i>	+	-	-	-
8 <i>Butomus umbellatus</i>	+	-	-	-
9 <i>Rumex sanguineus</i>	+	-	-	-
10 <i>Paspalum paspaloides</i>	-	2	-	-
11 <i>Polygonum hydropiper</i>	-	+	-	-
12 <i>Abutilon theophrasti</i>	-	+	-	1
13 <i>Oenanthe acquatica</i>	-	-	+	-
Numero specie	9	7	6	7

Tab. 2.49.: Indici di abbondanza per le specie rinvenute nel recinto 1 e nella parcella di controllo. Area "Le Morette"

Scala di Braun Blanquet				
	2004		2004	
	Recinto 2	Controllo 2	Recinto 2	Controllo 2
1 <i>Phragmites australis</i>	5	3	5	4
2 <i>Echinochloa crus-galli</i>	1	3	+	3
3 <i>Bidens tripartita</i>	2	2	3	4
4 <i>Calystegia sepium</i>	1	1	1	1
5 <i>Cyperus longus</i>	1	1	1	1
6 <i>Bidens cernua</i>	+	+	+	+
7 <i>Arctium lappa</i>	-	-	-	-
8 <i>Butomus umbellatus</i>	-	-	-	-
9 <i>Rumex sanguineus</i>	+	+	+	+
10 <i>Paspalum paspaloides</i>	-	-	-	-
11 <i>Polygonum hydropiper</i>	+	+	+	-
12 <i>Abutilon theophrasti</i>	-	-	-	-
13 <i>Oenanthe acquatica</i>	-	-	-	-
14 <i>Lithrum salicaria</i>	+	+	-	+
Numero specie	9	8	8	7

Tab. 2.50.: Indici di abbondanza per le specie rinvenute nel recinto 2 e nella parcella di controllo. Area "Le Morette"

Copertura <i>Phragmites australis</i>			
2004		2004	
Recinto 1	Controllo 1	Recinto 1	Controllo 1
30%	40%	68%	52%
Recinto 2	Controllo 2	Recinto 2	Controllo 2
82%	40%	100%	50%

Tab. 2.51.: Grado di copertura di *P. australis*. Area “Le Morette”

Nei recinti, l'incremento di *P. australis* va di pari passo con un aumento delle densità medie degli steli. Nei controlli tale parametro tende a diminuire. Del resto, l'utilizzazione, da parte della Nutria, delle zone limitrofe alle aree di saggio si è sempre mantenuta intensa: in entrambe i rilievi tra la vegetazione si sono notati i caratteristici passelli. Proprio sull' area – controllo, per giunta

Densità	Recinto 1		Controllo 1	
	2004	2004	2004	2004
> 40 steli m ²	50	66	44	42
40-20 steli m ²	32	24	26	36
< 20 steli m ²	18	10	30	22

Tab. 2.52.: Distribuzione percentuale di aree a densità costante nel recinto 1 e nel suo controllo.

Densità	Recinto 2		Controllo 2	
	2004	2004	2004	2004
> 40 steli m ²	74	70	66	40
40-20 steli m ²	26	30	30	18
< 20 steli m ²	0	0	4	22

Tab. 2.53.: Distribuzione percentuale di aree a densità costante nel recinto 1 e nel suo controllo

Purtroppo, nell' inverno 2004, nella parcella di controllo posta all' interno dell' area umida “Righetti – La Monaca” si è avuto il crollo di un argine che ha reso inaccessibile almeno 11 mq di superficie calpestabile. Tale evento ha inficiato in modo pesante il rilievo. In primo luogo ha sepolto tre gerbi di carice. in secondo luogo il grande movimento di terra ha portato ad una anormale proliferazione di polloni di *Amorpha fruticosa* e alla comparsa di vegetazione ruderale come *Abutilon theophrasti*.

Comunque, i dati inerenti il diametro medio delle carici ed il numero di foglie per dm² sono riportati in tabella 2.48. e 2.49..

Recinto 1	foglie / dm ²		diametro cespi (cm)	
	2004	2004	2004	2004
1	19	18	80	75
2	24	22	110	110
3	25	20	90	85
4	13	11	85	90
5	-	-	-	-
media	20,25	17,75	91,25	90,00
dev.st.	5,50	4,79	13,15	14,72

Tab. 2.54.: Numero di foglie per dm² e diametro dei cespi di *Carex elata*. Area: “Righetti – La Monaca”

Controllo	foglie / dm ²		diametro cespi (cm)	
	2004	2004	2004	2004
1	12	16	70	65
2	20	15	50	50
3	6	-	90	-
4	16	-	75	-
5	14	-	65	-
media	13,60	15,50	70,00	57,50
dev.st.	5,18	0,71	14,58	10,61

Tab. 2.55.: Numero di foglie per dm² e diametro dei cespi di *Carex elata*. Area: "Righetti – La Monaca"

Le differenze tra il recinto ed il suo controllo, per l' anno 2004, non sono risultate significative, sia per le foglie che per il diametro (Foglie: $F_{1,7} = 3,47$; $P = 0,105$. Diametro: $F_{1,7} = 5,13$; $P = 0,58$). Anche le differenze tra gli anni, per il recinto, non sono risultate significative (Foglie: $t = 0,773$; $gdl = 6$; $P = 0,469$; Diametro: $t = 0,127$; $gdl = 6$; $P = 0,903$). Il risultato del censimento dei polloni è riportato nella tabella 2.50. Come si vede, nel 2004 non è stato possibile rintracciare molti dei polloni contati nel 2004. Probabilmente l' inverno molto rigido ha causato la morte dei più giovani, oppure sono stati predati da *Procambarus clarkii*, I cui esemplari più giovani riuscivano a penetrare le maglie della rete. La tendenza è comunque quella di una aumento dei propaguli vegetativi di *A. fruticosa*, sia nel recinto che nel controllo.

		polloni 2004_1	
	2004	5	
Recinto		polloni 2004_2	polloni 2004
	2004	1	5
		polloni 2004_1	
	2004	5	
Controllo		polloni 2004_2	polloni 2004
	2004	2	9

Tab. 2.56.: Conta dei polloni radicali nel recinto e nel suo controllo. Polloni 2004_1: polloni contati la prima volta nel 2004; Polloni 2004_2: polloni dell'anno precedente nuovamente riscontrati nel rilievo del 2004.

2.4.5. Rilievo dei segni di presenza

I grafici riportano l'andamento del numero di scivoli utilizzati e di escrementi contati sugli argini a partire da un mese prima dell'inizio delle catture fino a due mesi dopo.

Come si vede c'è una progressiva riduzione del numero di segni di presenza con l'avanzare delle catture.

In particolare modo si vede che nell' Area "Le Morette" in concomitanza dell' interruzione delle catture per la pausa invernale dovuta al maltempo (febbraio 2004) e dopo l'interruzione della campagna di eradicazione (agosto 2004) il numero di segni presenza è nuovamente ricominciato a salire.

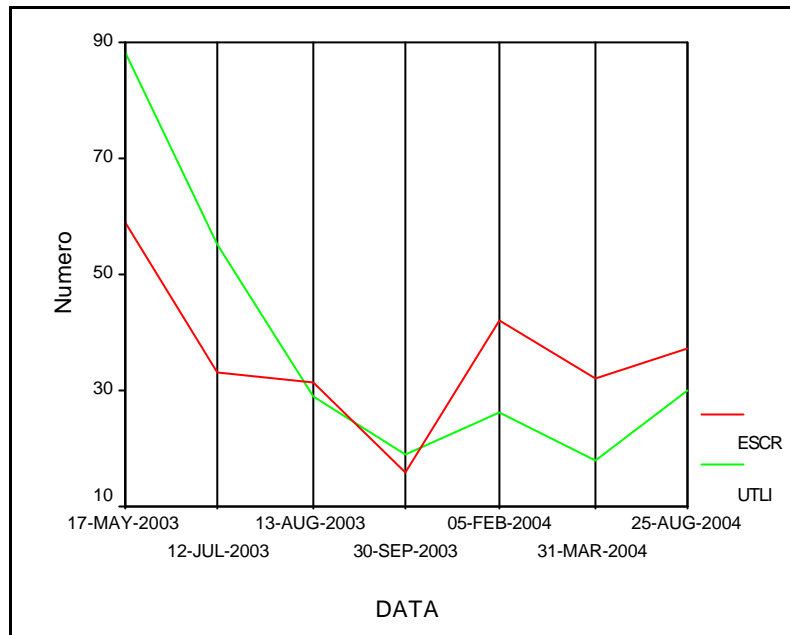


Fig. 2.6.: Andamento del numero di escrementi e di scivoli utilizzati nei vari sopralluoghi. Area: "Le Morette"

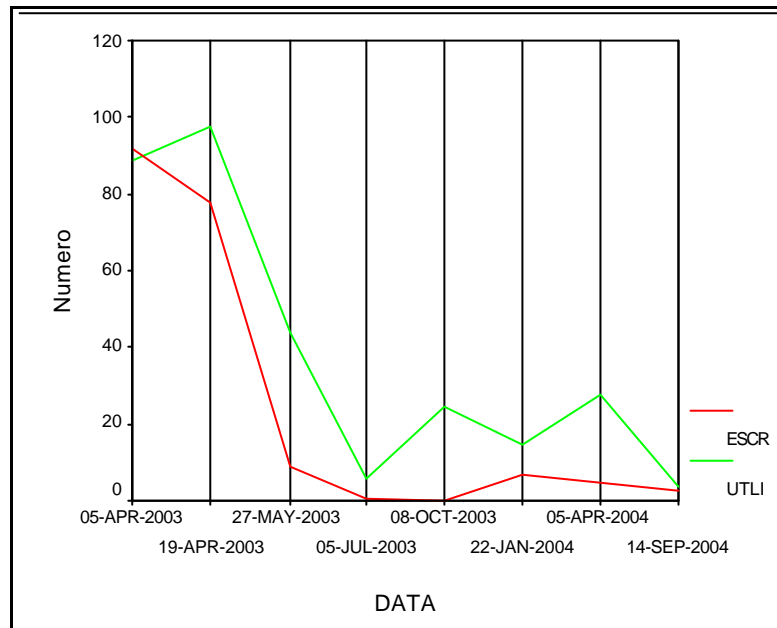


Fig. 2.7.: Andamento del numero di escrementi e di scivoli utilizzati nei vari sopralluoghi. Area: "Righetti - La Monaca"

C'è una forte Correlazione tra numero di escrementi rilevati e numero di scivoli.

Questo pone l'analisi al riparo da errori dipendenti dalla difficoltà di distinguere uno scivolo utilizzato da uno "normale". Il fatto che i segni di presenza diminuiscano contemporaneamente ed in modo molto significativo sembrerebbe infatti dimostrare che c'è stata una effettiva riduzione dell'attività della Nutria lungo gli argini.

Le Morette: correlazione N° di escrementi – N° di scivoli utilizzati: Pearson's R: 0.756, $p < 0.05$); **Righetti:** correlazione N° di escrementi – N° di scivoli utilizzati: Pearson's R: 0.935, $p < 0.01$.

Le Tabelle mostrano come ci sia una evidente diminuzione degli scivoli scarsamente e molto erosi almeno fin quando non si sono interrotte le catture (tab. 2.53. e 2.54.).

Le Morette								
data	totale contati	totale utilizzati	Erosione media		erosione nulla		erosione avanzata	
			totali	utilizzati	totali	utilizzati	totali	utilizzati
17/05//2003	187	88	129	60	55	26	3	2
12/07/2003	138	55	119	44	3	3	16	8
13/08/2003	118	29	103	23	8	4	7	2
30/09/2003	70	19	60	14	4	2	6	3
05/02/2004	71	26	56	20	14	6	1	0
31/03/2004	56	18	55	17	0	0	1	1
25/08/2004	67	24	48	16	17	8	2	0

Tab. 2.58.: Scivoli contati nel corso del rilievi, divisi per categorie. Area "Le Morette"

Righetti								
Data	totale contati	totale utilizzati	Erosione media		erosione nulla		erosione avanzata	
			totali	utilizzati	totali	utilizzati	totali	utilizzati
05/04/2003	414	89	-	26	-	6	-	57
19/04/2003	420	98	-	43	-	13	-	42
27/05/2003	216	44	119	21	48	7	49	16
05/07/2003	135	6	67	6	0	0	30	4
08/10/2003	94	25	65	20	14	3	15	2
22/01/2004	28	15	34	14	3	0	1	1
05/04/2004	94	28	88	24	4	0	0	0
14/09/2004	52	4	52	4	0	0	0	0

Tab. 2.59.: Scivoli contati nel corso del rilievi, divisi per categorie. Area "Righetti – La Monaca"

I test t per campioni indipendenti mostrano che la differenza tra il numero di scivoli nelle diverse classi di utilizzazione è significativa. Solo per il numero totale di scivoli utilizzati non si può concludere nulla.

Anche L' IKA (= Indice Kilometrico di Abbondanza) calcolato con il totale degli scivoli contati è significativamente differente tra un' area e l'altra.

	t	df	Sig. (2-tailed)
Totale utilizzati	0,539	13	0,60
Scarsamente erosi	3,93	13	0,004
Molto erosi	10,98	13	0,000
Mediamente erosi	4,21	13	0,001
IKA	9,955	13	0,000

**Tab.2.60.: Test t tra i conteggi effettuati nelle due sub-aree.
IKA = N° scivoli / perimetro aree umide in Km**

La relazione tra il numero cumulato di nutrie catturate ed il numero di scivoli utilizzati è descritto in tabella 2.56.

	Le Morette			Righetti - La Monaca		
	Cumulativa Nutria	Scivoli contati	Scivoli utilizzati	Cumulativa nutria	Scivoli contati	Scivoli utilizzati
mag-03	-	-	-	21	217	44
giu-03	-	-	-	57	-	-
ago-03	12	118	29	-	-	-
set-03	71	70	19	78	-	-
ott-03	114	-	-	90	94	25
nov-03	140	-	-	102	-	-
dic-03	146	-	-	108	-	-
gen-04	154	71-	-	136	28	15
feb-04	154	-	26	139	-	-
mar-04	-	-	18	143	-	-
apr-04	155	56-	-	151	94	28
mag-04	159	-	-	187	-	-
giu-04	178	-	-	201	-	-
set-04	-	67	24	-	52	4

Tab.2.61.: Numero cumulato di nutrie catturate e numero di scivoli censiti lungo gli argini

La correlazione tra la “Cumulativa Nutria” e le altre variabili è molto forte, ma non è significativa.

Le Morette	Scivoli contati		Scivoli utilizzati	
	r	significatività	r	significatività
Cumulativa Nutria	0,871	0,129	0,513	0,487

Tab.2.62.: Test di Pearson sulle variabili rilevate alle “Morette”

Righetti - La Monaca	Scivoli contati		Scivoli utilizzati	
	r	significatività	r	significatività
Cumulativa Nutria	0,821	0,179	0,740	0,253

Tab.2.63.: Test di Pearson sulle variabili rilevate a “Righetti – La Monaca”

Mentre la correlazione tra IKA e IC, calcolata nei mesi in cui si sono effettuate si catture che censimento dei segni di presenza è riportata in tabella 2.63.

	Pearson's r	Sig.
Righetti la Monaca	0,85	0,05
Le Morette	0,543	179

Tab.2.64.: Correlazione tra le variabili IKA i IC rilevate nelle aree di studio a “Righetti – La Monaca”

3. Discussione

3.1. Analisi delle catture

Le tabelle 2.6. e 2.7. mostrano molto chiaramente come si sia ottenuto un elevato successo di cattura soprattutto nei primi mesi della campagna. A partire da ottobre si ha un progressivo calo di IC. L'andamento negativo della correlazione tra numero di notti - trappola e nutrie presenti nell'area umida (espresso da IC) potrebbe essere una prova dell'effettivo successo delle catture. Per Righetti, un'area più isolata dal punto di vista idraulico che non "Le Morette", tale andamento è significativo, a riprova del fatto che, nelle aree in cui la mobilità delle Nutrie è minore, il trappolaggio è più efficace.

Come era prevedibile vi è una relazione significativa tra numero di trappole armate giornalmente ed il numero di nutrie catturate, ma le catture non mostrano un andamento costante: in certi periodi dell'anno, infatti, si ha una ripresa delle catture, in particolare a gennaio, maggio (Righetti – La Monaca) e febbraio, giugno (Le Morette).

I risultati della cattura possono essere inficiati dall'ecologia della Nutria. Nel periodo invernale, infatti, la scarsità di cibo ad elevato contenuto energetico può spingere le Nutrie a frequentare più assiduamente le trappole; mentre in maggio – giugno la maggior mobilità dovuta all'intensificarsi dell'attività riproduttiva rende più probabile la cattura.

C'è una relazione significativa tra numero di animali catturati e temperature medie, questo dato è in apparente contrasto con quanto affermato qui sopra. Bisogna comunque notare che, a differenza di altri luoghi in cui la Nutria è stata introdotta (Gosling, 1981), le temperature minime in Italia non scendono mai a livelli tali da produrre una significativa riduzione dell'attività dei roditori. Cocchi (1997) per un intervento di eradicazione in Provincia di Ferrara, non ha rilevato alcun rapporto tra numero di nutrie catturate e temperature medie.

3.2. Analisi morfologica

L'analisi morfologica ha messo in luce la notevole variabilità delle biometrie della Nutria.

E' stata riscontrata una differenza significativa tra i pesi dei maschi catturati nella sessione del 1999 – 2000 e quelli dei maschi catturati nel 2003 – 2005. La significatività non si è avuta per i pesi delle femmine: probabilmente questo è dovuto all'effetto "livellante" delle gravidanze. Per le femmine è risultata invece significativa la differenza tra le lunghezze testa – tronco.

Per quanto riguarda l'indice di condizione K non è stata rilevata alcuna differenza significativa tra i sessi, così come tra i valori mensili. Il fatto che non vi sia una correlazione tra indice K e temperature mensili contrasta con quanto osservato in ambiente non mediterraneo (Willner *et al.*: 1979), ma appare in linea con quanto riportato per il nostro paese (Velatta, 1994; Cocchi, 1997).

Da un lato questo si può spiegare con la mitezza del clima mediterraneo, ma probabilmente gioca un ruolo importante anche la possibilità di reperire fonti di cibo in inverno avanzato, soprattutto nei campi seminati con i cereali autunno – vernini.

Si nota però una diminuzione dell'indice K a partire dai mesi autunnali, per poi riprendere a salire a partire da marzo, con un andamento simile sia per i maschi che per le femmine. Per i maschi questo può essere dovuto allo stress dovuto alla competizione per conquistare nuove femmine mentre, per quanto riguarda le femmine, la cattura di individui non gravidi, e quindi meno pesanti, può aver causato un abbassamento dell'indice K medio mensile.

La forte differenza riscontrata tra i valori di IK delle nutrie catturate nel Padule di Fucecchio e quelle catturate a Campotto nel 2003 può essere un effetto del trappolamento.

A Campotto le catture vanno avanti da anni ed è probabile che questo abbia causato un generale peggioramento delle condizioni fisiche degli animali. E' noto infatti che gli individui dominanti, e quindi più sani, hanno per primi accesso alle gabbie.

3.3. Dinamica di popolazione

L'età media delle nutrie catturate è circa due anni. E' interessante notare come, a differenza di studi analoghi, la classe di età inferiore all'anno sia molto poco rappresentata (Cocchi, 2001). Si trattava, infatti, di ricerche condotte su popolazioni soggette a controllo da diversi anni: è noto che catture prolungate ricadono principalmente sulle classi di età adulte, il che può, a lungo andare, causare una destrutturazione della popolazione a favore delle classi più giovani. Il fatto che, in un anno di catture, si siano preferenzialmente intaccate le classi di età attorno ai due anni è un'ulteriore conferma di questo ringiovanimento delle popolazioni soggette a contenimento numerico.

Solo pochi individui sono annoverati alle classi di età più vecchie, in particolare sono molto pochi gli individui che superano i tre anni di età. Questo dato appare in linea con quanto riportato in bibliografia: Gosling e Baker (1981) hanno infatti stabilito la longevità massima di Nutrie in cattività in 6,3 anni, mentre in letteratura non si riscontrano notizie su animali in natura più vecchi di 5 anni.

Si ha quindi un quadro di una popolazione stazionaria ma molto vitale, con le classi di età più riproduttive meglio rappresentate all'interno della popolazione stessa.

L'analisi delle gravidanze (fig. 2.4.), condotta prescindendo dal grado di riassorbimento degli embrioni, mostra come ci siano due picchi riproduttivi: il primo a novembre e il secondo a marzo. Tale andamento fa probabilmente parte di una strategia volta a favorire la *fitness* riproduttiva della popolazione. Infatti le femmine gravide con embrioni di tipo A di novembre partoriranno verosimilmente tra gennaio e la fine dell'inverno, dando così alla luce figliate che saranno già in grado di riprodursi all'inizio dell'estate. Mentre le femmine gravide di marzo potranno partorire nella stagione più favorevole allo sviluppo dei cuccioli. Vale la pena di ricordare che, se non fosse intervenuta la cattura, le femmine gravide di novembre sarebbero state nuovamente ricettive proprio tra febbraio e marzo.

Resta comunque ferma la possibilità da parte della Nutria di sfruttare ogni periodo dell'anno per la riproduzione. La potenzialità riproduttiva (16,56 neonati/femmine/ anno) conferma le grandi capacità di rinnovamento della popolazione.

Non si è riscontrata alcuna differenza significativa tra la numerosità delle figliate di tipo A ($N_{\text{medio}} = 5,53$) e quella delle figliate di tipo B ($N_{\text{medio}} = 5,55$). Questo potrebbe provare come la popolazione insista in condizioni ambientali favorevoli, con abbondanti disponibilità trofiche. E' probabile, inoltre, che il riassorbimento selettivo, a differenza dell'aborto di intere figliate, non sia dovuto alle condizioni ambientali, ma sia un vero e proprio meccanismo di selezione dei nascituri, basato principalmente sul sesso. Seguendo quanto affermato da altri studiosi (Chapman *et al.*, 1980; Gosling, 1986) e ricordando quanto previsto da Trivers & Willard nel 1973 nella loro teoria della *Fitness* inclusiva, è probabile che nelle figliate con riassorbimento parziale ci sia una prevalenza di maschi. Tale affermazione è avallata dall'analisi del grasso inguinale delle femmine con riassorbimento parziale: esse appartengono tutte alle classi 2 e 3. Gosling (1986) nota che le femmine in buona salute danno alla luce figliate prevalentemente maschili, per garantirsi un maggior numero di discendenti.

Le femmine che hanno più probabilità di riprodursi sono quelle della classe di età 22-26 (tab. 2.34.). Si nota che i valori di K e l'età, se presi separatamente, non costituiscono una discriminante per il successo riproduttivo delle femmine, ma la loro interazione sì. Gli individui più sani e più giovani, infatti, hanno più probabilità di dare alla luce figli maschi e

di riuscire ad allevarli in modo che diventino dominanti e quindi di migliorare la *fitness* della popolazione (tab. 2.36.).

La figura 2.8. mostra come l'intervallo di tempo in cui si concentra l'attività riproduttiva, intesa come periodo in cui è più probabile avere accoppiamenti, parti o nutrie in lattazione, copre gli ultimi mesi della primavera e i primi dell'estate. Questa ultima considerazione appare coerente con quanto detto a proposito dell'analisi dei picchi di gravidanza, perché è proprio in questo periodo che i giovani concepiti a novembre vengono reclutati tra i riproduttori.

La tabella 2.37. mostra alcuni dati riguardanti le femmine in lattazione. In linea con quanto osservato da Gosling (1981), la tabella sembrerebbe dimostrare che le femmine allattanti subiscono un grave decremento delle riserve di grasso.

L'analisi delle gravidanze e dei CRS sembra mostrare come vi sia una risposta adattativa alle variazioni ambientali, in particolare si nota che è maggiore l'incidenza del riassorbimento totale nei mesi più freddi (Gosling, 1981; 1986).

Gli effetti dell'aborto di intere figliate si ripercuotono nei mesi a venire: il grafico in fig. 2.3. mostra come il numero dei nati diminuisca progressivamente a partire da gennaio per poi riprendere a salire dopo aprile (in aprile si ha un picco minimo). Questo è spiegabile con la progressiva soppressione dell'attività riproduttiva a partire da gennaio.

E' da notare, inoltre, come non siano stati riscontrati embrioni di tipo B fino al mese di giugno. Questi embrioni sono stati quindi concepiti dopo la metà di marzo, quando l'incidenza dei giorni di freddo è minima. Nei mesi di aprile e maggio non si sono trovate figliate di tipo B perché esse sono andate incontro a riassorbimento totale, ma può anche essere che gli animali abbiano rinunciato ad accoppiarsi. In effetti la percentuale di femmine non riproduttive è massima nei mesi più freddi.

I risultati ottenuti sono analoghi a quanto osservato in altri studi, anche a latitudini più basse (D'Antoni, 2002) e sembrano dimostrare che l'andamento invernale delle nascite appare indipendente dalla rigidità del clima. Gosling (1981) ha rilevato, in risposta agli inverni rigidi, una totale sospensione delle gravidanze che egli metteva in relazione con la minore disponibilità di cibo nelle stagioni fredde e con la conseguente perdita di riserve di grasso.

Come si è visto, in Italia centrale, il cibo non viene mai a mancare: è probabile quindi che il riassorbimento embrionale e la sospensione dell'attività riproduttiva facciano parte di una strategia generale per sincronizzare le nascite nella bella stagione, quando la disponibilità di cibo è massima.

3.4. Analisi veterinarie

Essenzialmente le analisi sembrano confermare quanto riportato in studi analoghi.

La Nutria si conferma infatti come una portatrice secondaria di *Leptospira interrogans*. Questi parassiti sono molto legati all'ecologia dei portatori ed il fatto che la ricerca colturale sia risultata positiva solo sui ratti, che condividono ambiente e molte abitudini con la Nutria, può far pensare che vi sia una differenza sostanziale di comportamenti tra i due animali.

Il ratto ha, in effetti, comportamenti alimentari più orientati all'onnivoria che sicuramente lo espongono di più all'infezione.

Per i dermatofiti si sono ottenuti risultati contrastanti. Mentre *Mycrosporium gypseum* e *Trichophyton terrestre* si sono riscontrati con più facilità sui ratti, si è osservata una occorrenza di *Trichophyton mentagrophytes* più alta sulle nutrie. Queste osservazioni non sono supportate dall'analisi statistica, ma, volendo ipotizzare una spiegazione per una tale differenza nelle occorrenze delle parassitosi, essa dovrebbe essere principalmente ricercata nell'epidemiologia delle differenti specie di lieviti. Bisogna comunque dire che la

Nutria dedica buona parte del tempo riservato al riposo diurno all'igiene della pelliccia, comportamento che in qualche modo limita il manifestarsi di micosi o altri disturbi.

Si è invece riscontrata una forte esposizione a *T. Gondii*. Si tratta di un protozoo fortemente legato all'ambiente acquatico e quindi la Nutria è particolarmente esposta all'infezione.

Non si sono riscontrati casi di *Salmonella* sp e di *Trichinella* sp. a riprova della sostanziale salubrità dell'ambiente in cui insistono le popolazioni animali oggetto dello studio. Anche la ricerca di *Neospora caninum* ha dato esito negativo. D'altra parte non si sono notizie di infezioni negli allevamenti bovini prossimi al Padule.

In generale i risultati sembrano in linea con la *Enemy release Hypothesis* (Torchin, 2003), teoria che spiega il successo di una specie invasiva con la perdita dei parassiti che invece aveva nell'areale di origine. In particolare si direbbe che le popolazioni di Nutria siano solo delle riserve secondarie di *Leptospira* sp.

3.5. Impatto sulla vegetazione

L'azione della Nutria sulle comunità vegetali presenta degli aspetti contrastanti. Da un lato, infatti, limita l'espansione del canneto e quindi ne riduce la concorrenza sulle altre specie mentre da un altro provoca un impoverimento specifico della comunità vegetale.

Nei controlli il pascolamento della Nutria determina una diminuzione della densità degli steli per m², e si ha un maggiore sviluppo delle specie annuali (*Bidens* sp., *Abutilon theophrasti*), che si avvantaggiano maggiormente di questa riduzione di concorrenza. E' interessante notare come la Nutria, da sola, annulli l'effetto di strategie contenitive, come allagamento prolungato, praticate nel Padule sulle infestanti annuali.

I recinti costruiti nell'area "Righetti – La Monaca" mostrano come le carici godano di un migliore sviluppo se non vengono in contatto con la Nutria, mentre sembra che il roditore non svolga alcuna azione di controllo su *Amorpha fruticosa*, i cui polloni hanno un ritmo di proliferazione tale da annullare l'effetto della predazione dell'animale.

Nel controllo, non sono stati riscontrati danni alle cortecce di *Populus alba* ed *Alnus glutinosa*, ciò suggerisce che la Nutria si rivolga a tali alimenti solo in caso di mancanza di fonti di cibo alternative.

3.6. Analisi dei segni di presenza

Le Tabelle 257. 2.58. mostrano come ci sia una evidente diminuzione degli scivoli scarsamente erosi e di quelli molto erosi, almeno fin quando non si sono interrotte le catture. Il conteggio degli scivoli poco e molto erosi contiene in se un ulteriore dato rispetto alla semplice conta degli scivoli utilizzati o di quelli ascrivibili alla categoria "erosione media". Ricordando infatti che la Nutria utilizza preferenzialmente scivoli già utilizzati, si possono considerare gli scivoli aperti da poco (erosione scarsa) come un indice dell'attività sugli argini. E' infatti probabile che argini frequentati da un elevato numero di individui presentino un più elevato numero di scivoli "nuovi", non utilizzati per accedere all'acqua o per montare sull'argine, ma per spostamenti occasionali.

D'altra parte, un ragionamento analogo si può fare per gli scivoli "a grave erosione". La loro progressiva scomparsa dall'argine sembrerebbe dimostrare che un sempre minor numero di Nutrie li ha frequentati, al punto di potere permettere alla vegetazione di tornare a coprirli.

Il fatto che il test t per campioni indipendenti condotti sul numero degli scivoli conteggiati nelle diverse categorie dia risultati significativi potrebbe confermare l'esistenza di una effettiva differenza numerica tra la sub popolazione dell'area Righetti – La Monaca e

quella delle Morette. Il test t, quindi, potrebbe indirettamente evidenziare come le catture abbiano prodotto una progressiva riduzione degli individui ad intensità costante per le due zone. Il fatto che non sia riscontrata una differenza significativa tra le zone per la variabile "scivoli utilizzati" sembrerebbe avallare quest'ultima ipotesi: sembrerebbe che l'attività sugli argini abbia subito un decremento progressivo indipendentemente dalla distribuzione degli scivoli nelle varie categorie.

Risultati analoghi risono ottenuti dai test t effettuati sugli IKA (= N° scivoli / perimetro aree umide in Km) degli scivoli.

E' interessante notare come, per l'area Righetti, ci sia una forte correlazione tra IKA e IC, a riprova dell' effettivo successo delle catture. Per "Le Morette" non si ha una correlazione così forte. Questo è spiegabile con il minor isolamento idraulico, che rende questa zona più soggetta a fenomeni migratori.

Tuttavia, non sembra che la semplice conta degli scivoli possa essere sufficiente per descrivere sinteticamente la densità di Nutria in una certa zona. Si tratta infatti di un parametro che dipende da troppe variabili. E' evidente che, in aree soggette a fenomeni migratori, come "Le Morette" il numero di passelli è fortemente inficiato dalla mobilità dei nuovi individui.

Oltretutto, il fatto che il censimento dei segni di presenza sia stato effettuato sugli stessi argini in cui erano poste le gabbie è sicuramente un ulteriore fattore di errore, in quanto non si conosce l'effetto di un elemento di disturbo come le trappole sul comportamento degli animali.

4. CONCLUSIONI

I dati raccolti sembrano dimostrare come le catture abbiano causato un indebolimento della popolazione. Si nota infatti una progressiva riduzione dell'indice IK con l'avanzare della sessione di cattura, inoltre, è appurato che gli individui più riproduttivi sono quelli che hanno più probabilità di essere catturati. Di questi, oltretutto, la maggior parte è costituita da maschi. Si può quindi dire che le catture annullano l'effetto delle strategie riproduttive delle Nutria.

Tuttavia, non sembra che catture su aree ed intervalli di tempo limitati siano in grado di contrastare il tasso di incremento della popolazione, favorito dall'elevato potenziale riproduttivo e dai processi migratori. Sarebbero quindi necessari sforzi di cattura imponenti e prolungati nel tempo, i quali, però, comporterebbero uno sforzo economico difficilmente sostenibile dalla Pubblica Amministrazione, soprattutto considerando la difficile congiuntura economica.

Si pone quindi il problema della reale opportunità degli interventi di eradicazione. Allo stato attuale solo in Gran Bretagna si è ottenuta l'estinzione totale della specie, ma ad un costo estremamente superiore a quanto originariamente previsto. Bisogna inoltre ricordare che nel Regno Unito la Nutria presentava un areale puntiforme con popolazioni facilmente individuabili su aree ristrette. In Italia, invece, la distribuzione della specie è molto più uniforme, se si eccettuano le piccole popolazioni isolate del Magra, in Liguria, del fiume Irminio, in Sicilia e del lago Mulargia in Sardegna. Per di più le aree umide dell'Italia centrale, ed in special modo quelle del Bacino del Po, sono strettamente interconnesse da diversi corsi d'acqua difficilmente controllabili.

La rimozione della Nutria su scala nazionale, quindi, appare di difficile attuazione; sembrano invece molto più praticabili interventi mirati su aree umide di pregio, atti a contenere l'espansione numerica dell'animale e contemporaneamente ridurre la vitalità.

Anziché concentrare grandi sforzi di trappolamento su intervalli di tempo limitati è preferibile programmare le catture in modo che ricadano nei periodi in cui la Nutria è maggiormente riproduttiva, ovvero in novembre e all'inizio della primavera.

E' inoltre evidente che, a differenza di quanto è accaduto in Inghilterra, alle nostre latitudini non si ha un rigore invernale tale da causare una mortalità significativa. In Italia si ha semplicemente una sospensione dell'attività riproduttiva che non giustifica il proseguimento delle catture in inverno, anche perché la soppressione dell'individuo non avrebbe effetto sul potenziale riproduttivo della popolazione.

Il controllo delle popolazioni di Nutria favorirebbe una ripresa delle specie vegetali maggiormente selezionate dal roditore, in primo luogo delle Ninfee. Sicuramente ne trarrebbero beneficio anche le specie animali che competono con la Nutria per lo spazio o per il cibo.

Allo stato attuale, tuttavia, mancano prove sperimentali che chiariscano le interazioni tra le popolazioni di Nutria e le comunità vegetali e animali. In particolar modo è auspicabile che si prosegua nello studiare gli effetti sulla vegetazione in indagini di lungo periodo. Rimangono ancora per lo più oscuri gli effetti dell'azione combinata di *Myocastor coypus* e *Procambarus clarkii*.

Vista l'importanza di intervenire tempestivamente con interventi correttivi, può essere utile proseguire con la validazione di un indice di densità sintetico, come la conta degli scivoli utilizzati, che permetta di quantificare velocemente l'effettiva presenza del roditore. Si suggerisce quindi di affiancare al censimento dei segni di presenza quello degli animali, da portarsi avanti tramite radiotelemetria o, in mancanza di fondi, con faro da punti di vantaggio o lungo gli argini.

Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Padule di Fucecchio: valutazione dell'impatto sulla comunità e possibilità di controllo

Patrizia Acquistapace - Francesca Gherardi

Introduzione

Le introduzioni di specie alloctone sono uno dei quattro fattori antropici (insieme a sfruttamento, distruzione e frammentazione dell'habitat) che portano alla perdita della biodiversità (Diamond 1984) e all'impoverimento e banalizzazione degli ecosistemi locali (IUCN 2000) con il conseguente rischio di "omogeneizzare" gli ecosistemi mondiali. L'introduzione in un nuovo ambiente di specie non indigene apporta inoltre numerosi problemi all'economia (Daehler & Gordon 1997).

Gli ecosistemi acquatici sono maggiormente vulnerabili ai cambiamenti rispetto a quelli terrestri, a causa della loro fluttuazione e sensibilità all'inquinamento. Inoltre le introduzioni che avvengono in questi ambienti sono favorite da un numero minore di barriere presenti, dai movimenti delle correnti e da un sistema di collegamento fra laghi, fiumi e canali (Grosholz & Ruiz 1996). Il gambero dulcacquicolo *Procambarus clarkii* fu importato per la prima volta in Europa nel 1972, in Spagna. In Italia ha fatto la sua prima comparsa agli inizi del '90 in Piemonte e in Toscana. In Toscana compare a Massarosa, ai limiti del Parco Regionale di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli e da queste aree si è poi irradiato in numerose regioni italiane. Le ragioni principali del successo dell'invasione di ambienti naturali, come il Padule di Fucecchio, vanno ricercate nel fatto che *P. clarkii* è una specie colonizzatrice di grande successo (Lindqvist & Huner 1997). Presenta infatti le caratteristiche di specie rselezionata (MacArthur & Wilson 1967; Adams 1980) che, in ambienti imprevedibili, direzionano l'energia verso le attività riproduttive: tasso di accrescimento molto rapido, maturità anticipata (individui di soli 10 gr. possono già essere maturi) (Henttonen & Huner 1997), progenie abbondante, alti tassi di mortalità, ciclo vitale breve e sfruttamento opportunistico delle risorse. Inoltre, manifesta una spiccata tolleranza a estremi ambientali, quali disseccamento, inquinamento termico e chimico delle acque e bassi livelli di ossigeno disciolto (Huner & Lindqvist 1995; Payne 1997), e si dimostra resistente a parassiti e malattie (Huner & Lindqvist 1995).

Purtroppo, in Europa il problema delle introduzioni di specie alloctone è stato trattato in passato con molta superficialità con un quadro normativo di riferimento scarso o del tutto assente. Oggi, prendendo in considerazione la situazione italiana, il quadro normativo nazionale italiano si è arricchito di Leggi e Decreti fino al più recente Decreto del Presidente della Repubblica n. 120 del 12 Marzo 2003 (di modifica ed integrazione del DPR 357/97), il quale ha introdotto notevoli cambiamenti nel regolamentare le immissioni di specie animali e vegetali.

Area di studio – La Riserva Naturale del Padule di Fucecchio

Il Padule di Fucecchio è una zona umida, che rappresenta la più estesa palude interna d'acqua dolce dell'Italia peninsulare. Come altre zone umide è da ritenere, su scala mondiale, tra le più ricche di biodiversità animale e vegetale, la cui tutela è oggi una priorità. Negli ultimi anni, purtroppo, molte specie di macrofite e di macroinvertebrati acquatici hanno subito una drastica riduzione e/o scomparsa.

Una delle possibili cause di tale riduzione può essere ricondotta alla presenza di un forte inquinamento antropico legato ad attività urbane, industriali e agricole (che riversano nei corsi notevoli quantità di sostanze organiche, tra cui nitrati e fosfati, e di metalli

pesanti). Il Padule di Fucecchio è stato inoltre interessato dall'introduzione del gambero *Procambarus clarkii* che può esercitare effetti negativi sulla comunità biocenotica della Riserva. Oltre ad avere un impatto diretto e indiretto sulla comunità acquatica a causa dell'attività alimentare (Nyström 1999), questa specie invasiva può causare seri danni ai terreni agricoli (in particolare a colture di riso) e ai sistemi naturali mediante l'attività di scavo di tane che determina il collasso degli argini (Correia & Ferreira 1995).

Scopi del progetto

Gli scopi del seguente progetto erano cinque:

- 1) studiare l'effetto dell'attività alimentare del gambero su macrofite acquatiche, macroinvertebrati e vertebrati in modo da verificare l'eventuale impatto che *Procambarus clarkii* può avere avuto sulla comunità acquatica della Riserva (Allegato 1);
- 2) studiare i cambiamenti quantitativi e qualitativi di phytoneuston e phytoplankton in relazione all'impatto diretto e indiretto di *P. clarkii* in modo da stimare l'eventuale effetto sulla comunità microalgale presente all'interno della Riserva (Allegato 1);
- 3) analizzare alcuni aspetti relativi al pattern di costruzione delle tane da parte di questa specie invasiva e verificare l'impatto dell'attività di scavo sulla vegetazione riparia (Allegato 2);
- 4) stimare la dimensione e la struttura di popolazioni presenti all'interno dell'area oggetto di studio (Allegato 3);
- 5) condurre un'analisi qualitativa dei macroinvertebrati acquatici all'interno della Riserva, che negli ultimi anni si sono ridotti in numero e ricchezza di specie (Allegato 4).

Conclusioni (in sintesi, per ulteriori dettagli vedere gli Allegati relativi)

1) La presenza di *P. clarkii* ha causato la riduzione di biomassa delle idrofite radicate al suolo (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp. e *Potamogeton crispus*) ma non quella della macrofita flottante *Utricularia australis*. Inoltre, tra le tre specie impattate negativamente, le idrofite *N. peltata* e *Potamogeton* sp. erano maggiormente ingerite rispetto a *P. crispus*. Pur essendo una pianta flottante, *U. australis* era facilmente raggiungibile dagli animali per cui il diverso grado di impatto sulle quattro specie analizzate è probabilmente da mettere in relazione con la struttura, chimica, valore nutritivo e/o presenza di composti deterrenti (Cronin et al. 2002). Diversi esperimenti condotti in laboratorio (Lodge 1991; Olsen et al. 1991; Nyström & Strand 1996) e sul campo (Dean 1969; Lodge & Lorman 1987; Hazlett et al. 1992) hanno mostrato infatti la selettività dei gamberi nei confronti di diverse specie di macrofite acquatiche.

Procambarus clarkii ha esercitato un impatto negativo sul gasteropode *Physa acuta* ma non sugli avannotti di *Gambusia affinis*. La dieta di *P. clarkii* è infatti spesso costituita prevalentemente da molluschi (Rickett 1974; Covich et al. 1981; Goddard 1988; Hanson et al. 1990; Olsen et al. 1991; Ilhéu & Bernardo 1993ab) tanto che, in alcune aree come il Parco Nazionale di Doñana in Spagna, questa specie invasiva ha determinato l'estinzione di alcuni gasteropodi (Montes et al. 1993). Studi effettuati sulla capacità di predazione da parte dei gamberi su diverse specie di pesci hanno invece evidenziato che prede mobili sono difficilmente catturabili (D'Abramo & Robinson 1989; Ilhéu & Bernardo 1993ab) e che i cambiamenti riscontrati nelle comunità di pesci a causa dell'introduzione di gamberi non indigeni (Lodge et al. 1994) sono associati alla capacità di queste specie di predare uova (Dean, 1969; Magnuson et al. 1975; Savino & Miller 1991; Miller et al. 1992; Ilhéu & Bernardo 1993ab; Love & Savino 1993; Rubin & Svensson 1993; Guan & Wiles 1997) e di alterare l'habitat attraverso il consumo selettivo di macrofite (Serol & Coler 1975; Lodge & Lorman 1987).

I risultati ottenuti indicano quindi che la presenza del gambero rosso della Louisiana costituisce una minaccia per la struttura e composizione delle comunità animali e vegetali che popolano habitat dulcacquicoli, e, nel caso particolare, può avere contribuito alla scomparsa di specie all'interno della Riserva.

2) I risultati indicano che il phytoneuston rappresenta una fonte di cibo per *P. clarkii* in quanto, durante il periodo di alta attività, la quantità di Chla è risultata significativamente minore nelle aree ad alta densità di gamberi; inoltre, l'attività di pascolo era evidenziata da una più alta percentuale di feopigmenti presenti, indice di una degradazione in atto delle alghe neustoniche. Molti individui sono stati infatti visti mentre si alimentavano sulle alghe presenti sulla superficie dell'acqua. La quantità e la qualità del phytoplankton, invece, non erano significativamente diverse tra le aree e questo risultato non sorprende in quanto i gamberi non sono specie propriamente filtratrici. Nessuno dei parametri chimico-fisici misurati è risultato diverso tra le aree ed è quindi probabile che per individuare eventuali effetti indiretti di *P. clarkii* sulla comunità microalgale siano necessari studi a lungo termine o almeno di un intero ciclo stagionale.

Quando l'attività dei gamberi era bassa, non è stata riscontrata una differenza significativa tra aree nella quantità e nello stato della Chla. Quindi, l'impatto diretto di *P. clarkii* sul phytoneuston è risultato essere a breve termine, senza conseguenze sulla permanenza microalgale nel tempo. Di nuovo, non è risultata alcuna differenza significativa tra aree nella quantità e qualità del phytoplankton. La comunità microalgale planctonica e neustonica è comunque aumentata rispetto al periodo precedente di circa tre volte, probabilmente in relazione ai cambiamenti dei parametri chimico-fisici dell'area studiata (abbassamento della temperatura dell'acqua, dell'altezza della colonna d'acqua, della percentuale di ossigeno disciolto, del pH, della concentrazione di ammonio, ed innalzamento della torbidità e della concentrazione del calcio). La variazione di alcuni dei parametri può essere avvenuta anche in conseguenza dell'aumento della comunità microalgale.

Da questo studio preliminare, è stato quindi evidenziato che *P. clarkii* si alimenta sul phytoneuston presente nel Padule di Fucecchio ma non sembra avere effetti a lungo termine né sulla dimensione né sulla composizione della comunità presente. Ulteriori studi sono comunque necessari al fine di approfondire la nostra conoscenza sulle interazioni tra *P. clarkii* e le comunità microalgali in relazione ai cambiamenti dei fattori abiotici e biotici, quali ad es. la variazione delle concentrazioni di zooplankton nelle diverse stagioni.

3) Questo studio ha fornito dei risultati che possono far presupporre una relazione negativa tra attività di scavo e stato di alcune specie vegetali riparie nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. In particolare, specie quali *Phragmites australis* e *Carex elata* sembrano essere impattate maggiormente dalla presenza di *P. clarkii*.

Le tane hanno raggiunto densità elevate in entrambe le sponde analizzate (una a dominanza di *C. riparia* e l'altra a dominanza di *P. australis*) probabilmente perché caratterizzate da suoli con caratteristiche granulometriche favorevoli, con un sedimento costituito da frazioni di dimensioni inferiori a 2 mm (Grow & Merchant 1979; Grow 1982; Richardson 1983; Rogers & Huner 1985; Hobbs & Whiteman 1991). Il numero di tane scavate è aumentato nel tempo in entrambe le sponde ed è risultato correlato con l'aumento della temperatura dell'acqua. Il numero finale di tane è risultato maggiore nella sponda a dominanza di *C. riparia*; la preferenza mostrata dai gamberi per tale sponda può essere legata a fattori quali la diversa pendenza del terreno (meno ripida per la sponda a dominanza di *C. riparia*), la differente densità di piante presenti (minore nella sponda a dominanza di *C. riparia*; una bassa densità di piante e quindi la minore presenza di radici potrebbe rendere il terreno particolarmente adatto allo scavo) ed eventualmente la diversa composizione del terreno (la cui analisi non è stata condotta in questo studio). Anche la distanza dall'acqua a cui venivano costruite le tane risultava diversa tra le due sponde (< 30 cm nella sponda a dominanza di *C. riparia* e < 60 cm nella sponda a dominanza di *P.*

australis). Questa differenza potrebbe essere messa in relazione con la diversa composizione del suolo, ma è più probabile che sia legata a una differenza nella concentrazione di acqua libera presente nel terreno (Gherardi 2002; Ilhéu et al. 2003). Infatti, il grado di umidità del suolo costituisce una condizione fondamentale per la costruzione delle tane (Burras et al. 1995).

L'attività di scavo di *P. clarkii* nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio è intensa. Il pattern di costruzione di tane è legato a diverse caratteristiche ambientali (es. tipo di sedimento, densità vegetazionale, condizioni climatiche) e può influenzare negativamente lo stato della vegetazione riparia. E' da sottolineare la necessità di studiare l'impatto dell'attività di scavo di *P. clarkii* sui processi di erosione degli argini dei canali presenti all'interno della Riserva. Negli ultimi anni; infatti, i canali hanno subito un aumento in larghezza e una diminuzione di profondità con conseguente diminuzione di quantità di acqua presente (comunicazione personale).

4) Il monitoraggio effettuato all'interno dell'Area Righetti-La Monaca ha evidenziato la notevole dimensione della popolazione della specie oggetto di studio. I risultati ottenuti e precedentemente esposti rientrano in un quadro sostanzialmente noto, sia a livello generale (Huner & Barr 1984) sia a livello italiano (Gherardi et al. 1997ab). Anche se studi della popolazione di gamberi è già stato effettuato nel Padule di Fucecchio (Gherardi et al. 1999), questo studio si può considerare basato su un numero di individui catturati molto elevato. La popolazione è caratterizzata da un maggior numero di individui di taglia medio piccola (20–30 e 30–40 mm) e la sex ratio risulta bilanciata nella maggiore parte delle aree analizzate. In entrambi i sessi, gli individui mutilati erano in numero maggiore nelle classi di taglia minori e questi può riflettere la presenza di una maggiore competizione intraspecifica tra individui immaturi per risorse quali le tane.

Da sottolineare che per tre delle aree monitorate, la cattura mediante nasse è stata protratta per più di tre mesi con una periodicità bisettimanale (fine Maggio-inizio Settembre 2004) per un totale di 26 catture. Il numero di individui catturati per area variava da 1665 a 1745 esemplari. Questi risultati preliminari indicano la presenza di alte densità di popolazioni di *P. clarkii* all'interno della Riserva e sottolineano la necessità dell'idealizzazione di più metodiche di contenimento della specie poiché l'uso delle nasse come strumento di cattura risulta efficiente ma richiede una presenza continua e dispendiosa in termini di sforzo.

5) L'analisi qualitativa dei macroinvertebrati acquatici ha evidenziato la presenza di un basso numero di taxa spesso con elevate abbondanze, identificativo di una comunità scarsamente diversificata. Il Padule di Fucecchio può quindi essere visto come un ecosistema perturbato, caratterizzato da un calo o scomparsa di specie sensibili, a favore di specie resistenti agli inquinanti o con un maggiore grado di adattabilità a situazioni poco naturali.

Fattori come la presenza del gambero *P. clarkii*, inquinamento e variazione del livello dell'acqua hanno probabilmente esercitato un impatto diretto sulle comunità di macroinvertebrati. Inoltre, questi fattori hanno probabilmente determinato la scomparsa delle macrofite sommerse e il danneggiamento e la diminuzione di quelle emerse che andavano a formare la cintura vegetazionale nella zona litorale dei canali e dei chiari. L'assenza delle idrofite ha senza dubbio contribuito alla diminuzione degli habitat e delle risorse trofiche per lo zooplankton e gli invertebrati. Di conseguenza, lo sconvolgimento di questa zona litorale, di primaria importanza per l'economia di un ecosistema lenticò, ha determinato effetti negativi a cascata su tutta la comunità animale bentonica.

Bibliografia

- Adams P.B., 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fishery Bulletin* 78: 1-12.
- Burras L., Blakewood G., Richard T. & Huner J.V., 1995. Laboratory observations on burrowing in different soils by commercially important procambarid crayfish. *Freshwater Crayfish* 10: 427-434.
- Correia A.M. & Ferreira Ó., 1995. Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 15: 248-257.
- Covich A.P., Dye L.L. & Maticce J.S., 1981. Crayfish predation on *Corbicula* under laboratory conditions. *American Midland Naturalist* 105: 181-188.
- D'Abramo L.R. & Robinson E.H., 1989. Nutrition of crayfish. *Reviews in Aquatic Science* 1: 711-728.
- Daehler C.C. & Gordon D.R., 1997. To introduce or not to introduce: trade-offs of nonindigenous organism. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 424-425.
- Dean J.L., 1969. Biology of the crayfish *Orconectes causeyi* and its use for control of aquatic weeds in trout lakes. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Technical Paper 24.
- Diamond J.M., 1984. "Normal" extinction of isolated populations. M. H. Nietecki (ed) *Extinctions*: 191-246.
- Diehl S., 1993. Relative consumer sizes and the strengths of direct and indirect interactions in omnivorous feeding relationships. *Oikos* 68: 151-157.
- Gherardi F., 2002. Chpt. 7. Behaviour. In: D. M. HOLDICH (Ed.) *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp. 258-290.
- Gherardi F., Barbaresi S. & Acquistapace P., 1999a. Terzo rapporto tecnico per il progetto "Distribuzione, diffusione ed impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procambarus clarkii*", Regione Toscana.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S. & Salvi G., 1999b. Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. *Crustacean Issues* 12: 99-108.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A. & Salvi G., 1997a. Distribuzione, diffusione, impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procambarus clarkii*. Technical Report N° 1. Regione Toscana.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A. & Salvi G., 1997b. Alien crayfish in Europe: The situation of Italy. In: *The introduction of alien species of crayfish in Europe – How to make the best of a bad situation?*. International Workshop. Firenze.
- Goddard J.S., 1988. Food and feeding. In: *Freshwater Crayfish Biology, Management & Exploitation* (eds D.M. Holdich & R.S. Lowery), pp. 145-166. Croom-Helm Timber Press, London.
- Grosholz E.D. & Ruiz G., 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus menas*. *Biological Conservation* 78: 59-66.
- Grow L., 1982. Burrowing/soil-texture relationships in the crayfish *Cambarus diogenes diogenes* Girard (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana* 42: 150-159.
- Grow L. & Merchant H., 1979. The burrow habitat of the crayfish, *Cambarus diogenes diogenes* (Girard). *American Midland Naturalist* 103: 231-237.
- Guan R. & Wiles P.R., 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11: 641-647.

- Hanson J.M., Chambers P.A. & Prepas F.F., 1990. Selectives foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 24: 69-80.
- Hazlett B.A., Anderson F.E., Esman L.A., Stafford C. & Munro E., 1992. Interspecific behavioral ecology of the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 69-76.
- Henttonen P. & Huner O.V., 1997. The introduction of alien species of crayfish in Europe: A Historical introduction. In: *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* F. Gherardi & D.M. Holdich, eds. Pp 13-21. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1999.
- Hobbs H.H. & Whiteman D.M., 1991. Notes on the burrows, behavior, and color of the crayfish *Fallicambarus (F.) devastator* (Decapoda: Cambaridae). *Southwest Naturalist* 36: 127-135.
- Huner J.V. & Barr J.E., 1984. Red swamp crayfish: biology and exploitation. Baton Rouge, Louisiana, USA, Louisiana Sea Grant College Program, Center for Wetland Resources, Louisiana State Univ. pp. 136.
- Huner J.V. & Lindqvist O.V., 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural enterprises. *American Zoologist* 35.
- Ilhéu M. & Bernardo J.M., 1993a. Experimental evaluation of food preferences of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshwater crayfish* 9: 359-364.
- Ilhéu M. & Bernardo J.M., 1993b. Aspects of trophic ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard) in Alentejo, South Portugal. *Actas VI Congreso Español de Limología*, pp. 417-423.
- Ilhéu M., Acquistapace P., Benvenuto C. & Gherardi F., 2003. Shelter use of the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a dry-season stream of South Portugal. *Archiv für Hydrobiologie* 157: 535-546.
- Lindqvist O.V. & Huner R.P., 1997. Life history characteristics of crayfish: Wath makes some of them good colonizers? In: *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* F. Gherardi & D.M. Holdich eds. Pp. 23-30. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1999.
- Lodge D.M., 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195-224.
- Lodge D.M. & Lorman L.G., 1987. Reductions in submerged macrophyte biomass and species richness by the crayfish *Orconectes rusticus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 591-597.
- Lodge D.M., Kershner M.W. & Aloï J.E., 1994. Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology* 75: 1265-1281.
- Love J. & Savino J.F., 1993. Crayfish (*Orconectes virilis*) predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Journal of Freshwater Ecology* 8: 253-259.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, USA: Princeton University Press.
- Magnuson J.J., Capelli G.M., Lorman J.G. & Stein R.A., 1975. Consideration of crayfish for macrophyte control. In: *The Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*, (eds P.L. Brezonik & J.L. Fox), pp. 66-74. Report No ENV. 07-75-1.
- Miller J.E., Savino J.F. & Neely R.K., 1992. Competition for food between crayfish (*Orconectes virilis*) and the slimy sculpin (*Cottus cognatus*). *Journal of Freshwater Ecology* 7: 127-136.
- Nyström P., 1999. Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. *Alien crayfish in Europe: the situation in Italy. Crustacean Issues* 11.

- Nyström P. & Strand J.A., 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36: 673-682.
- Olsen T.M., Lodge D.M., Capelli G.M. & Houlihan R.H., 1991. Mechanism of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails and macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1853-1861.
- Payne R.T., 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100: 65-75.
- Richardson A.M.M., 1983. The effect of the burrows of a crayfish on the respiration of the surrounding soil. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 239-242.
- Rickett J.D., 1974. Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. *The Progressive Fish-Culturist* 36: 207-211.
- Rogers R. & Huner J.V., 1985. Comparison of burrows and burrowing behavior of five species of cambarid crawfish (Crustacea, Decapoda) from the Southern University Campus, Baton Rouge, Louisiana. *Proceedings of the Louisiana Academy of Science* 48: 23-29.
- Rubin J.F. & Svensson M., 1993. Predation by the noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), on emerging fry of sea trout, *Salmo trutta* (L.). *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 100-104.
- Savino J.F. & Miller J.E., 1991. Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young lake trout (*Salvelinus namaycush*); effect of rock size. *Journal of Freshwater Ecology* 6: 161-169.
- Seroll A. & Coler R.A., 1975. Demonstrated food preferences of *Orconectes immunis* (Hagen) (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana* 29: 319-320.

Allegato 1- Attività alimentare

Introduzione

Molti studi hanno mostrato che i gamberi rivestono il ruolo di specie chiave in ambienti dulcacquicoli, in quanto partecipano in modo massivo alla trasformazione dell'energia nelle catene alimentari (Momot et al. 1978; Momot 1995; Covich et al. 1999), inducendo effetti trofici diretti e indiretti. Possono inoltre rappresentare fonte di energia per predatori terrestri, come mammiferi e uccelli (Fleury & Sherry 1995; Beja 1996).

Sebbene la maggior parte delle specie studiate sembri avere preferenze alimentari simili, l'impatto esercitato dai gamberi sulle reti alimentari è specie-dipendente (Nyström et al. 1999) e può differire notevolmente tra specie native e specie aliene. Informazioni sugli effetti dei gamberi invasivi nella catena alimentare dell'ambiente invaso possono essere fornite dallo studio della loro dieta e delle loro preferenze alimentari. Essi possono essere descritti come erbivori, detritivori o predatori (Momot 1995). Si cibano di macrofite acquatiche e semiacquatiche, di alghe o di detrito (Huryn & Wallace 1987) e predano invertebrati e vertebrati (Momot 1995). In letteratura sono inoltre riportati casi di cannibalismo, soprattutto nei confronti di individui immaturi (Capelli 1980; Ilhèu & Bernardo 1993ab). In particolare, studi condotti su *Procambarus clarkii* hanno dimostrato che questa specie perde la selettività verso particolari fonti di cibo quando le risorse sono limitate (Magnuson et al. 1975; Gaudè 1984). La relazione tra disponibilità di diverse risorse di cibo e il loro consumo differenziale evidenzia il carattere opportunista di *P. clarkii*. L'eurifagia è infatti uno dei principali fattori del successo del gambero rosso, che ha permesso la sua diffusione in ampie varietà di habitat.

Macrofite

Numerosi studi hanno dimostrato che i gamberi hanno un forte impatto sulle macrofite acquatiche (Lodge 1991). In natura, la scelta delle macrofite è spesso determinata dalla struttura della pianta e dalla sua localizzazione; le macrofite robuste, con più alti livelli di deterrenti chimici, quali acido tannico, sono le meno preferite (Boyd 1968; Kerfoot 1989; Lodge 1991). D'altra parte, le piante sommerse, di più facile manipolazione, sono preferite alle emerse (Lodge et al. 1994; Charlebois & Lamberti 1996; Nyström et al. 1996).

Oltre al consumo diretto operato dai gamberi, una sostanziale perdita di biomassa da parte delle macrofite deriva dall'azione di taglio (Momot 1995). Per esempio, giovani germogli di macrofite sommerse possono essere recisi dai gamberi all'altezza del substrato, per poi flottare sulla superficie dell'acqua o essere trascinati via dalla corrente (Lodge & Lorman 1987). In esperimenti condotti in laboratorio, la distruzione operata dal taglio delle macrofite senza consumo da parte di *Orconectes rusticus* ammontava al 30-95% della biomassa delle macrofite (Lodge 1991).

Macroinvertebrati

I macroinvertebrati di acqua dolce costituiscono un'importante fonte di cibo per i gamberi (Söderbäck et al. 1988; Hill et al. 1993; Momot 1995) e gli effetti di questi decapodi sulla biomassa e sulla ricchezza di specie di invertebrati risulta negativa sia in ambienti lentici (Lodge et al. 1994; Nyström et al. 1996) sia in ambienti lotici (Charlebois & Lamberti 1996; Parkyn et al. 1997).

In generale, i gamberi hanno effetti negativi diretti su invertebrati bentonici poco mobili (Nyström 1999). Taxa che vivono nel sedimento e invertebrati con buona abilità di fuga e di nuoto sono meno soggetti alla predazione da parte dei gamberi (Abrahamsson 1966; Lodge et al. 1994; Nyström et al. 1996; Nyström & Graneli 1996; Parkyn et al. 1997; Perry et al. 1997; Nyström 1999).

L'impatto sulle comunità di macroinvertebrati da parte di specie di gamberi invasivi è complesso e difficile da prevedere (Nyström et al. 1999) in quanto spesso la biomassa degli invertebrati è influenzata indirettamente dalla riduzione di macrofite e macroalghe

associata all'attività alimentare dei gamberi (Carpenter & Lodge 1986; Hart 1992; Lodge et al. 1994; Charlebois & Lamberti 1996; Nyström et al. 1996). La diversificazione degli habitat e, in particolare, la presenza di macrofite assicura la sopravvivenza di molte specie di prede (Menge & Sutherland 1976), garantendo rifugi e riducendo l'efficienza di foraggiamento da parte dei predatori (Peckarsky & Dodson 1980; Sih 1987; Thompson 1987; Brown et al. 1988). Inoltre, le idrofite assicurano la presenza di substrati per la deposizione delle uova, forniscono detrito come fonte l'alimentazione e agiscono da substrato per il periphyton, che costituisce un'importante risorsa alimentare per molte specie (Carpenter & Lodge 1986; Newman 1991).

Molluschi

I molluschi di acqua dolce costituiscono un'importante fonte di cibo per i gamberi (Nyström 1999). In particolare, la forte selettività mostrata nei confronti della taglia (Alexander & Covich 1991; Warner et al. 1995; Nyström et al. 1999) e dello spessore della conchiglia (Covich et al. 1981; Lodge et al. 1994; Nyström et al. 1999) influenza la composizione delle specie presenti nelle comunità (Covich 1977). Inoltre, uno studio ha dimostrato che i gamberi risultano essere selettivi anche nei confronti della forma della conchiglia che, insieme alla dimensione e allo spessore, influenza il tempo di manipolazione della preda (Brown 1990).

La predazione da parte dei gamberi ha un effetto anche sulla biologia dei molluschi (Crowl & Covich 1990). Infatti, le prede più vulnerabili manifestano spesso comportamenti e adattamenti difensivi (Weber & Lodge 1990; Alexander & Covich 1991; Covich et al. 1994) quali cambiamenti in alcune fasi del ciclo biologico (es. aumento del tasso di crescita a spese della riproduzione, Crowl & Covich 1990).

Pesci e anfi

I gamberi possono potenzialmente avere effetti negativi sui vertebrati come pesci e anfi, attraverso la diretta predazione di uova, larve e individui adulti (Renai & Gherardi 2004), ma anche attraverso la competizione per il cibo, ripari e la distruzione di macrofite indispensabili per la riproduzione di alcune specie (Carpenter & Lodge 1986; Rubin & Svensson 1993; Momot 1995; Nyström 1999).

Specie di gamberi invasivi hanno effetti negativi su uova e girini di anfi in quanto spesso le difese anti-predatorie adottate da alcuni (es. involucri gelatinosi e repellenti chimici) risultano inefficaci nei confronti di queste specie (Nyström 1999).

I gamberi non sono abili predatori nei confronti di pesci adulti ma hanno un forte impatto negativo su uova (Dean 1969; Magnuson et al. 1975; Savino & Miller 1991; Miller et al. 1992; Love & Savino 1993) e avannotti (Rubin & Svensson 1993). Effetti negativi su pesci adulti si possono comunque esercitare in particolari habitat come pozze temporanee in cui il basso livello dell'acqua rende tali individui vulnerabili alla predazione (Ilhèu & Bernardo 1993ab).

Alghe

Dimensioni e struttura delle comunità microalgali sono regolate da complesse interazioni tra fattori biotici e abiotici (Fairchild et al. 1989). Parametri quali ad es. la concentrazione di nutrienti regolano la quantità di phytoplankton presente in un determinato ambiente (Muylaert et al. 2003); acque particolarmente eutrofizzate, con un basso rapporto N:P, sono spesso ricche in alghe azzurre che includono diverse specie azoto fissatrici (Paterson et al. 2002).

L'attività alimentare di specie animali bentoniche può esercitare un impatto indiretto sulla quantità e la qualità delle alghe presenti (Lodge et al. 1994; Muylaert et al. 2003). La riduzione di idrofite e di macroinvertebrati acquatici che si cibano di alghe da parte di diverse specie di gamberi può infatti causare un aumento del periphyton nell'ambiente (Lodge et al. 1994; Charlebois & Lamberti 1996; Luttenton et al. 1998; Stenroth & Nyström 2003). La riduzione di macrofite acquatiche determina inoltre una instabilità del substrato con conseguente aumento di sospensione di sedimento e di nutrienti nella colonna

d'acqua (Braig & Johnson 2003); a sua volta questo può essere causa dell'aumento di phytoplankton e di phytoneuston nell'ambiente. La torbidità può anche aumentare in relazione all'attività di alimentazione di specie bentoniche su detrito e sedimento (Pringle et al. 1993; Paterson et al. 2002). Specie planctoniche, quali i crostacei del genere *Daphnia*, sono importanti regolatori della quantità e qualità delle comunità microalgali. Uno studio condotto su laghi a bassa concentrazione di nutrienti ma fortemente torbidi, ha evidenziato che l'alta concentrazione di microalghe presente era legata alla bassa proporzione tra zooplankton e phytoplankton, indice della pressione predatoria sulle alghe (Muylaert et al. 2003).

L'impatto diretto dell'attività alimentare dei gamberi dulcacquicoli sulla comunità microalgale è stato evidenziato in studi condotti soprattutto in laboratorio (Fuller et al. 1998; Luttenton et al. 1998). Se è ormai noto che queste specie possono cibarsi di alghe (Vasconcelos et al. 2001), studi condotti in natura hanno dato risultati contrastanti riguardo l'effetto dei gamberi sulla popolazione di microalghe presenti (Lodge et al. 1994; Charlebois & Lamberti 1996; Fuller et al. 1998; Keller & Ruman 1998; Stelzer & Lamberti 1999; Stenroth & Nyström 2003). Infatti, il reale impatto che l'attività di alimentazione può avere sulle comunità microalgali in condizioni naturali (sia in termini di quantità che di qualità) è difficile da evidenziare poiché qui vengono a interagire diversi fattori, sia biotici (predazione/competizione) che abiotici (Lodge et al. 1994; Fuller et al. 1998).

Scopo del lavoro

Sono stati condotti tre esperimenti, due dei quali avevano lo scopo (1) di valutare l'impatto esercitato da *P. clarkii* su alcune specie vegetali e animali una volta caratteristiche della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio ma ormai quasi del tutto scomparse, e (2) di stimare eventuali preferenze mostrate da questa specie invasiva nei confronti di alcune macrofite acquatiche. Il terzo studio si è incentrato sulla stima quantitativa e qualitativa di phytoplankton e di phytoneuston in un'area all'interno della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio con lo scopo di valutare eventuali effetti diretti e indiretti esercitati da *P. clarkii* sulla comunità microalgale; l'ambiente preso in esame è infatti fortemente deteriorato in quanto le idrofite e i macroinvertebrati bentonici sono totalmente assenti e le uniche risorse di cibo per *P. clarkii* sono rappresentate dal detrito e dalle comunità microalgali presenti sotto forma di phytoplankton e di phytoneuston.

a) Impatto su flora e fauna locale

Materiali e metodi

L'esperimento volto a studiare l'impatto trofico di *Procambarus clarkii* su macrofite acquatiche, macroinvertebrati e vertebrati acquatici, è stato condotto presso il Lago della Doccia, situato a Sud-Ovest della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. La scelta di tale area è stata fatta principalmente in relazione alla presenza di specie vegetali e animali, caratteristiche un tempo della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio ma che attualmente sono soggette a riduzione e/o scomparsa.

Il lago della Doccia è un lago eutrofico-mesotrofico caratterizzato dalla presenza, in sequenza, di una cintura di canne (fragmiteto), di *Scirpus*, di ninfeacee e di potamogeti fino alla profondità di un metro. La sua conformazione, con profondità dell'acqua non superiore ai quattro metri, garantisce la presenza di un'unica zona superficiale fotica (illuminata) e l'assenza di una zona afotica (non illuminata). Nel lago dominano la macrofita acquatica *Nymphaea alba* e praterie sommerse a planofite flottanti di *Utricularia australis*. Altre idrofite presenti sono *Nymphoides peltata* (caratteristica di acque poco profonde e quindi vicina alla riva) e diverse specie appartenenti al genere *Potamogeton*, tra cui *P. crispus*.

L'esperimento è stato condotto nel mese di Agosto 2003 mediante l'utilizzo di 12 gabbie in rete metallica zincata a maglie grandi rivestite di zanzariera in alluminio con

maglie di dimensioni 1 x 1 mm circa (dimensioni delle gabbie: larghezza 0.60 m, lunghezza 0.78 m, altezza 0.80 m; area di base di circa 0.46 m²). La base di ciascuna gabbia era provvista di un foglio metallico sopra il quale è stato deposto del sedimento (circa 10 cm) proveniente dal lago (precedentemente setacciato). Le gabbie erano dotate di aperture superiori removibili.

Il disegno sperimentale seguiva uno schema a blocchi randomizzati per un totale di quattro blocchi, ciascuno con tre trattamenti (Controllo: assenza di gamberi; densità 5/m²: presenza di due gamberi; densità 10/m²: presenza di quattro gamberi) assegnati in modo casuale alle tre gabbie all'interno di ciascun blocco. Le gabbie sono state adagiate su un'area del lago con fondale pianeggiante ad una distanza dalla sponda di circa 4 metri ed erano sottoposte alle stesse condizioni fisiche e chimiche (es. profondità dell'acqua, condizioni di illuminazione). La distanza tra i blocchi era di circa due metri, mentre la distanza tra le gabbie all'interno dello stesso blocco era di circa un metro.

Vasi di terracotta (in numero di due o di quattro in base al numero di gamberi presenti) sono stati inseriti all'interno delle gabbie e utilizzati come riparo dai gamberi.

Tre specie di macrofite acquatiche (*N. peltata*, *U. australis* e *Potamogeton* sp.), una specie di macroinvertebrato (il gasteropode *Physa acuta*), e una specie di vertebrato (il pesce *Gambusia affinis*), sono state aggiunte all'interno di ciascuna delle dodici gabbie e lasciate recuperare per una settimana prima dell'inizio dell'esperimento. Tutte le specie utilizzate sono state prelevate direttamente dal lago. Numero e caratteristiche, quali il peso, le dimensioni etc, delle specie vegetali e animali erano simili per ciascuna gabbia (Tab. 1, 2, 3, 4 e 5).

L'inizio dell'esperimento è coinciso con l'inserimento nelle gabbie di un numero diverso di esemplari di *Procambarus clarkii*. Gli esemplari utilizzati per l'esperimento erano di sesso maschile, sessualmente maturi, con entrambe le chele e una lunghezza media del cefalotorace di 47 mm. Prima dell'inserimento all'interno delle gabbie, i gamberi sono stati misurati e marcati con etichette numerate incollate sopra il cefalotorace. I soggetti sperimentali erano stati prelevati dallo stesso lago.

La misura di tutti i parametri presi in esame, sia per le specie vegetali sia per quelle animali, è stata fatta in un laboratorio del Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio presso Larciano (PT). Le misure dei pesi sono state fatte mediante bilancia ORMA Italy modello BC 250 Capacità 500,000 g e le misure di lunghezza (es. cefalotorace dei gamberi) sono state condotte con calibro di precisione con visualizzatore a LCD.

Lo scopo dell'esperimento è stato quello di valutare sia l'impatto finale sia quello nel tempo esercitato da diverse densità di *P. clarkii* sulle specie analizzate.

L'impatto finale esercitato da diverse densità di gamberi è stato valutato sia per le specie vegetali sia per quelle animali. Per valutare lo stato finale delle idrofite, del gasteropode, e del pesce, gli esemplari rimanenti sono stati prelevati alla fine dell'esperimento e i pesi freschi e secchi degli individui sono stati misurati per ogni specie (Tab. 1, 2, 3, 4 e 5).

L'impatto nel tempo è stato valutato esclusivamente per le tre specie di idrofite. Per valutare lo stato delle piante nel tempo, diversi parametri relativi alle tre specie vegetali sono stati misurati con frequenza bisettimanale durante tutta la fase sperimentale (Tab. 6a,b,c; Tab 7a,b,c; Tab. 8) della durata di tre settimane (07/08/2003- 26/08/2003). Contemporaneamente alla valutazione di tali parametri, si controllava lo stato dei gamberi all'interno delle gabbie in modo da assicurarne la presenza per tutta la durata dell'esperimento. I gamberi che venivano trovati morti erano sostituiti da altri esemplari.

Analisi statistica

Impatto finale. Per stimare l'effetto delle diverse densità di gamberi sul peso secco totale finale/m² delle variabili considerate (*N. peltata*, *Potamogeton* sp., *U. australis*, *G. affinis*, *P. acuta*) è stata applicata una MANOVA per disegni sperimentali a blocchi randomizzati. Da

sottolineare che la presenza di una sola replica per trattamento all'interno di ciascun blocco non permette di valutare quale sia l'effetto dell'interazione tra trattamento e blocco sulle variabili considerate. Prima dell'analisi, i pesi secchi sono stati sottoposti a una trasformazione log naturale ($x+1$). Per illustrare i risultati ottenuti dalla MANOVA, sono state poi condotte singole ANOVA per disegni a blocchi randomizzati in modo da valutare l'effetto delle diverse densità di gamberi su ogni variabile dipendente. Nel caso di differenze significative evidenziate dalla ANOVA, è stato applicato il Tukey test per valutare le differenze tra i singoli trattamenti.

Impatto nel tempo. Per stimare l'effetto delle diverse densità di gamberi nel tempo sulle tre specie di idrofite sono state applicate ANOVA a misure ripetute per disegni a blocchi randomizzati su ogni variabile dipendente (*N. peltata*: variazione della densità di foglie superficiali, densità di nuove foglie superficiali, densità di foglie superficiali rotte; *Potamogeton* sp.: densità di piante; *U. australis*: % di copertura).

Risultati

Impatto finale

Differenze nei pesi iniziali tra Controllo, Bassa e Alta densità. I risultati della MANOVA evidenziano una differenza significativa complessiva nelle condizioni iniziali dei tre trattamenti (Tab. 9). Le singole ANOVA mostrano che, mentre le quantità iniziali delle macrofite acquatiche *Potamogeton* sp. e *U. australis*, e delle specie animali *P. acuta* e *G. affinis* sono simili nei tre trattamenti (Tab. 10), il peso iniziale di *N. peltata* risulta essere maggiore nelle gabbie in cui i gamberi sono assenti rispetto a quelle in cui sono presenti ad alta densità (Tab. 10; Controllo: 2.86 ± 0.01 , Alta densità: 2.75 ± 0.02).

Differenze nei pesi finali tra Controllo, Bassa e Alta densità. L'impatto finale esercitato da *P. clarkii* sulla comunità acquatica è negativo e simile per le due densità prese in esame. I risultati della MANOVA non indicano chiaramente una differenza complessiva tra i pesi finali delle singole specie nei tre trattamenti ($P = 0.070$, vicino alla significatività, Tab. 11). Le singole ANOVA invece mostrano che i pesi finali delle idrofite *N. peltata* e *Potamogeton* sp., e del mollusco gasteropode *P. acuta* sono ridotti significativamente dalla presenza sia di basse sia di alte densità di gamberi (Tab. 12 e Fig. 1, 2). *Procambarus clarkii* non sembra avere effetti negativi sulla macrofita *U. australis* e sul vertebrato *G. affinis* (Tab. 12 e Fig. 1, 2).

Impatto nel tempo. Analizzando l'effetto esercitato nel tempo sulle tre specie di idrofite, i risultati mostrano come diverse densità di gamberi hanno un impatto differente già durante la prima settimana di esperimento su *N. peltata* e *Potamogeton* sp. I risultati delle singole ANOVA a misure ripetute mostrano una interazione significativa tra trattamento e giorno sulla variazione delle foglie totali, delle foglie nuove e delle foglie staccate di *N. peltata* (Tab. 13 e Fig. 3). Mentre in assenza di gamberi si assiste ad un aumento nel tempo della densità di foglie superficiali, la presenza di *P. clarkii* risulta impattare negativamente la morfologia di *N. peltata* già durante la prima settimana. La presenza di 10 individui/m² determina la quasi totale scomparsa di foglie già nella prima settimana di esperimento, mentre l'effetto esercitato da basse densità di gamberi risulta meno forte con la totale scomparsa di foglie solo durante l'ultima settimana di esperimento. I risultati evidenziano una interazione significativa tra trattamento e giorno anche sulla variazione della densità di piante di *Potamogeton* sp. (Tab. 14 e Fig. 4). Mentre il numero di piante risulta essere costante nel tempo in assenza di gamberi, alte densità di *P. clarkii* hanno impatto negativo già durante la prima settimana, impatto che risulta essere meno forte e più protratto nel tempo in presenza di basse densità di gamberi. I risultati non mostrano invece alcuna differenza significativa nei giorni nella variazione della copertura di *U. australis* tra trattamenti (Tab. 14 e Fig. 5).

b) Macrofite acquatiche e preferenze alimentari

Materiali e metodi

L'esperimento volto a studiare le preferenze alimentari di *Procambarus clarkii* nei confronti di alcune specie di idrofite è stato condotto presso il Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi" dell'Università di Firenze.

L'esperimento è stato condotto nel mese di Settembre 2003 mediante l'utilizzo di 9 piscine circolari di plastica provviste di acqua priva di cloro (dimensioni delle piscine: diametro 1.50 m, altezza 0.35 m, area di base di circa 1.77 m²). La base e le pareti circolari di ciascuna piscina erano ricoperte di fogli di plastica rigida; la base di ciascuna piscina era inoltre provvista di 10 cm di sedimento proveniente dal Lago della Doccia (Pt). Lo strato di sedimento era inoltre ricoperto di un sottile strato di ghiaia di media granulometria con la funzione di limitare una eccessiva torbidità dell'acqua altrimenti causata da una sospensione di particelle di sedimento legata al movimento dei gamberi. Ciascuna piscina era inoltre provvista di un aeratore in modo da fornire condizioni favorevoli per la sopravvivenza sia dei gamberi sia delle idrofite. In ciascuna gabbia, la profondità dell'acqua era di 25 cm mentre la temperatura era di circa 30 °C.

Tre trattamenti (Controllo: 0 gamberi/m², Bassa densità: 4 gamberi/m² e alta densità: 8 gamberi/m²) sono stati assegnati in modo casuale alle 9 piscine per un totale di tre repliche per trattamento. Ogni piscina era provvista di vasi di terracotta numerati utilizzati come tana dai gamberi.

Circa una settimana prima dell'inizio dell'esperimento, quattro specie di idrofite (*N. peltata*, *U. australis*, *Potamogeton crispus* e *Potamogeton* sp.) sono state prelevate dal Lago della Doccia (Pt) e piantate all'interno delle nove piscine. Disposizione all'interno delle piscine, numero e caratteristiche quali il peso e le dimensioni di ciascuna specie erano simili per ogni piscina (Tab. 15, 16, 17, 18).

L'inizio dell'esperimento è coinciso con l'introduzione nelle piscine di un numero diverso di esemplari di *P. clarkii*. Gli esemplari utilizzati erano di sesso maschile, sessualmente maturi, con entrambe le chele e lunghezza media del cefalotorace di 45 mm. Prima dell'inserimento all'interno delle piscine, tutti gli individui sono stati misurati, marcati con etichette numerate incollate sul cefalotorace. I gamberi utilizzati per l'esperimento sono stati prelevati dal Lago di Massaciuccoli (PI).

Tutte le misurazioni, della componente vegetale ed animale utilizzate nell'esperimento sono state effettuate in un laboratorio del Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi" dell'Università di Firenze. Gli strumenti utilizzati erano una bilancia ORMA Italy modello BC 250 Capacità 500,000 g e un calibro di precisione a LCD.

Lo scopo dell'esperimento, della durata di 10 giorni (2/9 -12/9/2003), è stato quello di valutare: 1) l'impatto finale esercitato da diverse densità di gamberi sulle quattro specie di idrofite, e 2) l'eventuale presenza di preferenze da parte di *P. clarkii* verso una o più idrofite.

Impatto finale. Per valutare lo stato finale delle idrofite, tutti gli esemplari rimanenti sono stati raccolti alla fine dell'esperimento e pesati (Tab. 15, 16, 17, 18). Poiché tutte e quattro le idrofite, anche in condizioni di controllo (e cioè in assenza di gamberi), erano soggette a una perdita di peso legata a un leggero deterioramento delle macrofite stesse, l'impatto finale è stato valutato sulla differenza tra peso secco iniziale e peso secco finale di ciascuna specie.

Preferenze alimentari. La preferenza mostrata da *P. clarkii* verso particolari idrofite è stata valutata calcolando i grammi di ogni pianta effettivamente ingeriti dai gamberi (Tab. 15, 16, 17, 18). Poiché le quantità iniziali delle quattro idrofite offerte ai gamberi erano diverse, la percentuale ingerita di ciascuna idrofita è stata stimata in relazione alla quantità di pianta data all'inizio dell'esperimento (Tab. 15, 16, 17, 18), calcolata secondo l'equazione:

% Ingerito = (peso secco iniziale - peso secco detrito) / peso secco iniziale * 100

Ogni due giorni, veniva raccolto e pesato il detrito di ciascuna idrofita (parti di pianta staccate ma non ingerite) (Tab. 15, 16, 17, 18) e, contemporaneamente, veniva valutato lo stato dei gamberi nelle piscine in modo da assicurarne la presenza per tutta la durata dell'esperimento. I gamberi trovati morti venivano sostituiti con altri esemplari.

Analisi statistica

Impatto finale. L'impatto di diverse densità di gamberi è stato valutato mediante la MANOVA ad un fattore sulla differenza tra il peso secco iniziale e quello finale delle variabili considerate (*N. peltata*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton* sp. e *U. australis*). Sono state inoltre applicate ANOVA ad un fattore su ogni singola variabile per chiarire ulteriormente l'effetto delle diverse densità di gamberi sulle idrofite. Nel caso di differenze significative evidenziate dalla ANOVA, sono stati condotti dei Tukey test per valutare le differenze tra i singoli trattamenti.

Preferenze alimentari. L'analisi sulle preferenze alimentari è stata condotta mediante il Friedman test per variabili dipendenti su tre specie di idrofite (*N. peltata*, *Potamogeton crispus*, e *Potamogeton* sp.) in quanto, per *U. australis*, l'impatto esercitato da *P. clarkii* è risultato nullo. Nel caso di differenze significative evidenziate dal Friedman test, è stato condotto un test per confronti multiple tra trattamenti per valutare le differenze tra i singoli trattamenti.

Risultati

Impatto finale. L'impatto finale esercitato da *P. clarkii* sulle quattro macrofite acquatiche è negativo e simile per le due densità prese in esame. I risultati della MANOVA non indicano chiaramente una differenza complessiva di impatto sulle idrofite tra i tre trattamenti ($P = 0.06$, vicino alla significatività, Tab. 19). Le singole ANOVA, invece, mostrano come basse e alte densità di *P. clarkii* presentano un impatto negativo su *Potamogeton* sp. e *P. crispus* (Tab. 20 e Fig. 6). L'impatto su *N. peltata* risulta significativo nel caso di basse densità di *P. clarkii* mentre non risulta significativamente diverso tra alte densità di gamberi e gli altri due trattamenti (Fig. 6). *Procambarus clarkii* non sembra avere effetti negativi sulla macrofita *U. australis* (Fig. 6).

Preferenze alimentari. L'analisi sulle preferenze alimentari nei confronti delle idrofite che hanno subito un impatto negativo da parte di *P. clarkii* mostra che *N. peltata* e *Potamogeton* sp. sono ingerite in maggior quantità rispetto a *P. crispus* (Fig. 7).

c) Impatto sulla comunità algale

Materiali e metodi

Per la stima di eventuali effetti diretti e indiretti su phytoplankton e phytoneuston da parte di *Procambarus clarkii*, è stato scelto un canale all'interno dell'area "Righetti-La Monaca" della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio.

Per l'esperimento, condotto nell'Agosto-Settembre 2004, è stata delimitata un'area di circa 60 metri di lunghezza e 7 metri di larghezza comprendendo all'interno il tratto di canale, le sponde e una parte di terreno adiacente. Per la delimitazione esterna è stata utilizzata rete di plastica con maglie di 4 mm alta 1.20 metri. La rete è stata fissata a tondini di ferro da costruzione lunghi 1.60 metri precedentemente interrati per circa 0.50 metri e agli alberi di pioppo bianco (*Populus alba*) presenti per tutta la lunghezza del canale. La rete è stata inoltre interrata ad una profondità di 15 – 20 cm. L'area così delimitata è stata suddivisa in 6 transetti di lunghezza 10 metri e larghezza 7 metri. Questo è stato possibile utilizzando due strati sovrapposti dello stesso tipo di rete legata ai due lati estremi alla recinzione esterna. Lo strato inferiore di rete è stato interrato per tutta la sua lunghezza ad una profondità di 20-30 cm circa. La costruzione di tale recinzione, avvenuta nel Settembre 2003, è stata possibile grazie all'assenza di acqua all'interno del canale.

Dei sei transetti delimitati, tre erano caratterizzati da una bassa densità di gamberi e gli altri tre da un'alta densità di gamberi. Due mesi prima dell'inizio dell'esperimento (Maggio-Giugno 2004), sono state effettuate delle catture intensive di gamberi mediante nasse in ognuno dei sei transetti con lo scopo di valutare lo stato iniziale delle dimensioni della popolazione di gamberi (per ulteriori chiarimenti vedi Allegato 3- Struttura di popolazione). La cattura intensiva dei gamberi nei tre transetti definiti a bassa densità, si è protratta per tutta la durata dell'esperimento (fino a fine Settembre 2004). Nei transetti definiti ad alta densità di gamberi, la cattura intensiva è stata interrotta a fine Giugno 2004. Questi ultimi tre transetti sono stati ripopolati con un eguale numero di individui di *P. clarkii* e di eguale dimensione di quelli prelevati.

L'esperimento volto a valutare l'impatto diretto e indiretto di *P. clarkii* su phytoplankton e phytoneuston è stato condotto nei mesi di Agosto e Settembre 2004. All'interno di ciascun transetto, per ogni mese, sono stati effettuati quattro campionamenti random lungo la linea centrale del canale. Per la componente fitoplanctonica, ogni campionamento era effettuato immergendo una bottiglia di plastica a 20 centimetri di profondità. Per la componente fitoneustonica, ogni campionamento era effettuato delimitando un'area di 316 cm² con un campionatore piatto e raccogliendo lo strato algale superficiale mediante un recipiente di plastica. La quantità raccolta veniva poi travasata in una bottiglia di plastica. Le bottiglie erano riposte in un frigorifero da viaggio e portate in laboratorio per essere analizzate.

Analisi in laboratorio: metodo spettrofotometrico per la stima dei pigmenti fotosintetici (Lazzara et al. 1990)

Filtrazione, estrazione e conservazione dei campioni

La filtrazione, l'estrazione e la conservazione di ciascun campione sono state effettuate entro 12 ore dal campionamento ed ottenute secondo il seguente schema:

- 1) disposizione del filtro di fibra di vetro Whatman GF/C da 25 mm di diametro negli alloggiamenti dell'apparato di filtrazione;
- 2) attivazione della pompa da vuoto con una differenza di pressione fra la parte inferiore e superiore del filtro non superiore a - 25 Kpa (circa 150 mm Hg), al fine di evitare la rottura delle cellule vegetali con il conseguente passaggio di pigmenti attraverso il filtro;
- 3) versamento di un volume noto di campione (100 cc per i campionamenti di phytoplankton e 50 cc per quelli di phytoneuston), misurato col cilindro, nell'imbuto dell'apparato di filtrazione;
- 4) disposizione del filtro in una provetta da centrifuga con chiusura ermetica e aggiunta di un volume noto di acetone al 100% (2 cc per ogni campione) tale da garantire la completa immersione del filtro;
- 5) conservazione del materiale filtrato a una temperatura di + 4 °C.

Omogeneizzazione dei filtri

Tale procedura è stata effettuata secondo il seguente schema:

- 1) triturazione manuale del filtro in provetta, conservato in acetone al 100%, per un massimo di 2 minuti mediante un pestello di vetro;
- 2) aggiunta di un volume noto (2 cc per ogni campione) di acetone all'80%;
- 3) centrifugazione della provetta per 20 minuti a 3600 giri/min (Centrifuga ALC 4235 Centrifuge).

Lecture allo spettrofotometro

Per la stima dei pigmenti fotosintetici, il soprannatante di ciascun campione centrifugato è stato prelevato mediante una pipetta e disposto nella cuvetta per la lettura allo spettrofotometro. Per i campioni molto concentrati (campioni di phytoneuston) è stata utilizzata una cuvetta da 1 cm di cammino, per i campioni meno concentrati (campioni di phytoplankton) è stata utilizzata una cuvetta da 5 cm di cammino. Allo spettrofotometro

(BECKMAN DU 64), sono state quindi eseguite, per ciascun campione, letture di assorbanza a diverse lunghezze d'onda per determinare la concentrazione delle clorofille a, b, c, e quella dei feopigmenti (Tab. 21, Tab. 22, Tab. 23, Tab. 24).

Stima della concentrazione della clorofilla: a, b, c

Il metodo si basa sulla presenza di massimi di assorbimento nel rosso per le tre diverse forme di clorofilla, più esattamente a 664 nm per la clorofilla a, a 647 nm per la clorofilla b e a 630 nm per la clorofilla c. Per ogni campione, le diverse concentrazioni di clorofilla sono state determinate mediante il seguente protocollo:

1) lettura dell'assorbanza dell'estratto in acetone al 90% alle lunghezze d'onda di 630, 647, 664 e 750 nm. Ciascuna misura è stata preceduta dalla lettura alle stesse lunghezze d'onda di un bianco (acetone al 90%). La lettura a 750 nm dà una stima della torbidità del campione e non deve superare il valore di 0.035 per cellette da 5 cm di cammino e 0.020 per quelle da 1 cm di cammino; in caso di valori maggiori, i campioni sono stati centrifugati nuovamente;

2) determinazione dell'assorbanza netta dell'estratto a ciascuna lunghezza d'onda $[A(?)]$ secondo la formula: $[A(?)] = [A(s,?,i) - A(b,?,i)] - [A(s,750,i) - A(b,750,i)]$ dove:

$A(s,?,i)$ = assorbanza del campione a ? nm

$A(b,?,i)$ = assorbanza del bianco a ? nm

$A(s,750,i)$ = assorbanza del campione a 750 nm

$A(b,750,i)$ = assorbanza del bianco a 750 nm;

3) calcolo delle concentrazioni delle clorofille (Chl) secondo le seguenti formule:

$Chla \text{ JH } (\mu\text{g}/\text{dm}^3) = [11,85 * A(664) - 1,54 * A(647) - 0,08 * A(630)] * v * 10^3 / (CO * V)$

$Chlb (\mu\text{g}/\text{dm}^3) = [-5,43 * A(664) + 21,03 * A(647) - 2,66 * A(630)] * v * 10^3 / (CO * V)$

$Chlc_{1+c_2} (\mu\text{g}/\text{dm}^3) = [-1,67 * A(664) - 7,60 * A(647) + 24,52 * A(630)] * v * 10^3 / (CO * V)$

Dove:

$A(?)$ = assorbanza netta del campione come definita al punto precedente

CO = cammino ottico delle cuvette (cm)

v = volume dell'estratto (cm³); 4cc per tutti i campioni di phytoplankton e phytoneuston

V = volume di campione filtrato (cm³)

Quando i valori delle clorofilla b e c risultano negativi significa che sono presenti in quantità molto bassa, vicina allo zero.

Stima della concentrazione della clorofilla a e dei feopigmenti

La procedura analitica prevede l'aggiunta di 50 mm³ di HCl (0,66 mol/dm³) per ogni 5 cm³ di campione in modo da trasformare tutta la clorofilla a in feofitina a, principale prodotto di degradazione della clorofilla a. Per ogni campione, le concentrazioni di clorofilla a e dei feopigmenti sono state determinate mediante il seguente protocollo:

lettura dell'assorbanza dell'estratto in 90% di acetone prima dell'acidificazione $[A(665_0)]$ e dopo acidificazione $[A(665_a)]$.

3) calcolo delle concentrazioni delle clorofilla a (Chla Lor) e dei feopigmenti secondo le seguenti formule:

$Chla \text{ Lor } (\mu\text{g}/\text{dm}^3) = 26,7 * [A(665_0) - A(665_a)] * v * 10^3 / (CO * V)$

$\text{Feopigmenti } (\mu\text{g}/\text{dm}^3) = 26,7 * [1,7 * A(665_a) - A(665_0)] * v * 10^3 / (CO * V)$

Dove:

$A(665_0)$ = assorbanza netta del campione a 665 nm prima dell'acidificazione

$A(665_a)$ = assorbanza netta del campione a 665 nm dopo acidificazione

CO = cammino ottico delle cellette (cm)

v = volume dell'estratto (cm³); 4cc per tutti i campioni di phytoplankton e phytoneuston

V = volume di campione filtrato (cm³)

Lo studio si è incentrato su queste variabili in quanto: (1) i valori della concentrazione di Chla danno una stima quantitativa delle microalghe presenti nell'ambiente, (2) la concentrazione di feopigmenti permette una valutazione qualitativa dello stato delle alghe (la feofitina a è infatti il principale prodotto di degradazione della clorofilla a), e (3) la stima delle clorofille b e c permettono una valutazione qualitativa della composizione algale in esame.

Analisi statistica

Per ogni periodo di campionamento (Agosto e Settembre) e per ogni tipo di comunità algale (phytoneuston e phytoplankton), le eventuali differenze tra trattamenti (bassa e alta densità di gamberi) nelle quantità di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e di Chlb, Chlc e feopigmenti (%) sono state valutate mediante l'applicazione di una ANOVA gerarchica. Per valutare le differenze nei parametri chimico-fisici tra i due periodi di campionamento sono state utilizzate ANOVA a 1 fattore.

Risultati

AGOSTO

Phytoneuston. I risultati della ANOVA gerarchica evidenziano una differenza significativa tra trattamenti nella concentrazione di Chla, dei feopigmenti e della percentuale di Chlb presenti (Tab. 25 e Tab. 26). La Chla risulta più bassa nelle aree in cui sono presenti alte densità di gamberi mentre la Chlb e i feopigmenti sono più rappresentati nelle aree ad elevata densità di gamberi (Fig. 8 e 9). Non è stata invece riscontrata una differenza significativa nella quantità di Chlc presente tra trattamenti (Tab. 26 e Fig. 9).

Phytoplankton. Le concentrazioni di Chla e di feopigmenti e le quantità di Chlb e Chlc non sono risultate diverse tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi (Tab. 25,26 e Fig. 8, 9).

SETTEMBRE

Phytoneuston. I risultati della ANOVA gerarchica non evidenziano una differenza significativa tra trattamenti nella concentrazione di Chla, dei feopigmenti e della percentuale di Chlc presenti (Tab. 27, 28 e Fig. 10, 11). Una differenza significativa è stata invece riscontrata nella quantità di Chlb presente che risulta più elevata nelle aree a alta densità di gamberi (Tab. 28 e Fig. 11).

Phytoplankton. Le concentrazioni di Chla e di feopigmenti e la percentuale di Chlc non sono risultate diverse tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi (Tab. 27,28 e Fig. 10, 11) mentre la percentuale di Chlb è risultata maggiore nelle aree a alta densità di gamberi (Tab. 28 e Fig. 11).

Parametri chimico-fisici. I parametri chimico-fisici misurati non sono diversi tra trattamenti a bassa e a alta densità di gamberi per ogni giorno di campionamento (Tab. 29). A Settembre, i valori della temperatura dell'acqua ($F_{1,10} = 897.846$, $P < 0.001$), la profondità dell'acqua ($F_{1,10} = 5.671$, $P = 0.039$), la percentuale di ossigeno ($F_{1,10} = 220.568$, $P < 0.001$) e la concentrazione di ammonio ($F_{1,10} = 7.353$, $P = 0.022$) erano minori rispetto a quelli di Agosto. La torbidità è risultata maggiore a Settembre rispetto a Agosto ($F_{1,10} = 30.353$, $P < 0.001$) (Tab. 29).

Discussione

I risultati ottenuti indicano che la presenza del gambero rosso della Louisiana costituisce una minaccia per la struttura e composizione delle comunità animali e vegetali che popolano habitat dulcacquicoli.

Macrofite

Basse e alte densità di *P. clarkii* hanno ridotto la biomassa di idrofite radicate al suolo (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp. e *Potamogeton crispus*) ma non quella della macrofita flottante *Utricularia australis*. Inoltre, tra le tre specie impattate negativamente, le idrofite *N. peltata* e *Potamogeton* sp. erano maggiormente ingerite rispetto a *P. crispus*. Pur essendo una pianta flottante, *U. australis* era facilmente raggiungibile dagli animali per cui il diverso grado di impatto sulle quattro specie analizzate è probabilmente da mettere in relazione con la struttura, chimica, valore nutritivo e/o presenza di composti deterrenti (Cronin et al. 2002). Diversi esperimenti condotti in laboratorio (Lodge 1991; Olsen et al. 1991; Nyström & Strand 1996) e sul campo (Dean 1969; Lodge & Lorman 1987; Hazlett et al. 1992) hanno mostrato infatti la selettività dei gamberi nei confronti di diverse specie di macrofite acquatiche.

Se la concentrazione di proteine, cellulosa, e lignina e il contenuto alcaloide nei tessuti delle macrofite non sembrano influenzare la scelta dei gamberi (Lodge 1991; Chambers et al. 1991), i composti fenolici sono negativamente correlati con la preferenza di pascolo nelle due specie *Orconectes rusticus* (Lodge 1991) e *P. clarkii* (Cirujano et al. 2004). In *O. virilis* e *P. clarkii* la scelta è indirizzata non verso piante con alto contenuto in fibre ma verso quelle con basso livello nutrizionale (Chambers et al. 1991; Cirujano et al. 2004). In *P. clarkii*, è stato inoltre dimostrato che la preferenza nei confronti di diverse idrofite è influenzata dalla presenza o meno di composti deterrenti (Cronin et al. 2002).

La preferenza di *P. clarkii* verso tre delle quattro piante analizzate può essere stata determinata dalla loro struttura morfologica, oltre che dalle loro caratteristiche chimiche. Infatti, precedenti studi hanno mostrato che i gamberi preferiscono forme con un unico stelo rispetto a forme molto ramificate o a rosetta (Lodge & Lorman 1987; Chambers et al. 1991).

La grande quantità di detrito raccolto nell'esperimento in laboratorio indica che *P. clarkii* danneggia le idrofite non necessariamente in conseguenza ad un'attività di alimentazione e questo non sorprende dato che la distruzione di idrofite non associata al consumo è stata già osservata in altre specie di gambero (Lorman & Magnuson 1978; Lodge & Lorman 1987; Chambers et al. 1990; Lodge et al. 1994).

In conclusione, *P. clarkii* esercita un impatto negativo intenso sulla maggior parte di macrofite analizzate già nei primi giorni di attività, soprattutto a densità elevate, risultato conforme con quello ottenuto da Dean (1969), secondo cui i gamberi erano in grado di ridurre o eliminare in breve tempo diverse specie di idrofite sommerse.

Molluschi

I risultati indicano che basse e alte densità di *P. clarkii* esercitano un impatto negativo sul gasteropode *Physa acuta*. La dieta di *P. clarkii* è infatti spesso costituita prevalentemente da molluschi (Rickett 1974; Covich et al. 1981; Goddard 1988; Hanson et al. 1990; Olsen et al. 1991; Ilhéu & Bernardo 1993ab) tanto che, in alcune aree come il Parco Nazionale di Doñana in Spagna, questa specie invasiva ha determinato l'estinzione di alcuni gasteropodi (Montes et al. 1993). Ovviamente, tale risultato è stato influenzato anche dalla riduzione di macrofite dalle quali i molluschi dipendono (Rickett 1974; Lorman & Magnuson 1978; Gaudé 1984; Lodge & Lorman 1987; Olsen et al. 1991). La preferenza mostrata nei confronti di queste prede animali è associata alla presenza di calcio che risulta fondamentale per la produzione di esoscheletro nei gamberi (Goddard 1988; Hanson et al. 1990; Ilhéu & Bernardo 1993ab).

Il forte impatto esercitato da *P. clarkii* su *P. acuta* è in linea con l'osservazione che la specie di gasteropode utilizzato non presenta contro-adattamenti alla predazione da parte del gambero. Infatti, spesso i gasteropodi sviluppano adattamenti difensivi per ostacolare i predatori, come gusci più spessi, spire basse e aperture strette (Zipster & Vermeij 1978; Brown 1990). Tali adattamenti anti-predatori si sono evoluti in risposta a

un lungo processo di co-evoluzione tra prede e specie indigene di gamberi ma non hanno ovviamente il tempo di evolversi quando gamberi non-indigeni colonizzano rapidamente un'area e specialmente nel caso in cui gli invasori sono dotati di strutture e comportamenti del tutto diversi da quelli dei predatori naturali.

Pesci

Dagli studi effettuati in condizioni semi-naturali è emerso che il numero di avannotti di *Gambusia affinis* non sembra diminuire in presenza di *P. clarkii*, probabilmente perché prede mobili e quindi difficilmente catturabili (D'Abramo & Robinson 1989; Ilhéu & Bernardo 1993ab).

In base a quanto affermato da Ilhéu & Bernardo (1993ab) e Lowery & Mendes (1977), *P. clarkii* cattura più velocemente i pesci morti e, in alcuni casi, i gamberi possono causare danni sub-letali agli avannotti. In generale, comunque, i cambiamenti riscontrati nelle comunità di pesci a causa dell'introduzione di gamberi non indigeni (Lodge et al. 1994) sono associati alla capacità di queste specie di predare uova (Dean, 1969; Magnuson et al. 1975; Savino & Miller 1991; Miller et al. 1992; Ilhéu & Bernardo 1993ab; Love & Savino 1993; Rubin & Svensson 1993; Guan & Wiles 1997) e di alterare l'habitat attraverso il consumo selettivo di macrofite (Serol & Coler 1975; Lodge & Lorman 1987).

Alghe

I risultati indicano che il phytoneuston può rappresentare una fonte di cibo per *P. clarkii*. Quando l'attività degli animali era alta, la quantità di Chla è risultata significativamente minore nelle aree ad alta densità di gamberi; inoltre, l'attività di pascolo era evidenziata da una più alta percentuale di feopigmenti presenti, indice di una degradazione in atto delle alghe neustoniche. Molti individui sono stati infatti visti mentre si alimentavano sulle alghe presenti sulla superficie dell'acqua. La quantità e la qualità del phytoplankton, invece, non erano significativamente diverse tra le aree e questo risultato non sorprende in quanto i gamberi non sono specie propriamente filtratrici. Nessuno dei parametri chimico-fisici misurati è risultato diverso tra le aree ed è quindi probabile che per individuare eventuali effetti indiretti di *P. clarkii* sulla comunità microalgale siano necessari studi a lungo termine o almeno di un intero ciclo stagionale.

Quando l'attività dei gamberi era bassa, non è stata riscontrata una differenza significativa tra aree nella quantità e nello stato della Chla. Quindi, l'impatto diretto di *P. clarkii* sul phytoneuston è risultato essere a breve termine, senza conseguenze sulla permanenza microalgale nel tempo. Di nuovo, non è risultata alcuna differenza significativa tra aree nella quantità e qualità del phytoplankton. La comunità microalgale planctonica e neustonica è comunque aumentata rispetto al periodo precedente di circa tre volte, probabilmente in relazione ai cambiamenti dei parametri chimico-fisici dell'area studiata (abbassamento della temperatura dell'acqua, dell'altezza della colonna d'acqua, della percentuale di ossigeno disciolto, del pH, della concentrazione di ammonio, ed innalzamento della torbidità e della concentrazione del calcio). La variazione di alcuni dei parametri può essere avvenuta anche in conseguenza dell'aumento della comunità microalgale.

Per quanto riguarda la struttura della comunità microalgale, i risultati indicano che Chrysophyta, Dinophyta e Chlorophyta erano ben rappresentate nel phytoplankton e nel phytoneuston di agosto mentre a settembre si assiste a un aumento di alghe verdi e a una diminuzione di dinoflagellati e di alghe dorate. Nel periodo di alta attività dei gamberi, mentre la presenza di diatomee e di dinoflagellati non variava tra aree, la quantità di cloroficee sembrava maggiore nel phytoneuston in aree ad alte densità di gamberi. Ancora, questo effetto è stato di breve termine poiché a settembre non è stata trovata alcuna differenza significativa tra aree. Cambiamenti nella composizione algale sono stati evidenziati anche in un altro studio condotto sul gambero *O. propinquus* (Keller & Ruman

1998). La probabilità che *P. clarkii* possa esercitare un effetto diretto sulla composizione microalgale appare improbabile poiché la selettività nelle interazioni preda-predatore dipende dalla relativa taglia delle specie interagenti (Lowe & Hunter 1988). E' molto più probabile che tali cambiamenti siano legati a un effetto indiretto dell'attività alimentare di *P. clarkii* sui filamenti di cianobatteri, la cui predominanza nel phytoneuston è stata evidenziata da un'analisi preliminare dei campioni prelevati. Alcuni studi hanno infatti evidenziato che i gamberi possono essere selettivi verso le alghe azzurre (Steinman et al. 1987; Tuchman & Stevenson 1991; Hart, 1992).

Da questo studio preliminare, è stato evidenziato che *P. clarkii* si alimenta sul phytoneuston presente nel Padule di Fucecchio ma non sembra avere effetti a lungo termine né sulla dimensione né sulla composizione della comunità presente. Ulteriori studi sono comunque necessari al fine di approfondire la nostra conoscenza sulle interazioni tra *P. clarkii* e le comunità microalgali in relazione ai cambiamenti dei fattori abiotici e biotici, quali ad es. la variazione delle concentrazioni di zooplancton nelle diverse stagioni.

Tab. 1 - Peso fresco e peso secco totale di *Nymphoides peltata* per replica di ogni trattamento (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Le misure sono riportate in grammi, grammi/m² e con trasformazione logaritmica naturale (Peso secco iniziale log e Peso secco finale log).

Trattamento	Gabbia	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso secco iniziale (g/m ²)	Peso secco finale (g/m ²)	Peso secco iniziale log	Peso secco finale log
Controllo	2	73.39	51.97	7.96	5.68	17.30	12.34	2.84	2.52
	3	74.90	71.78	8.12	7.82	17.65	17.01	2.86	2.82
	6	73.16	75.36	7.93	8.21	17.24	17.85	2.84	2.87
	12	78.13	75.30	8.47	8.21	18.41	17.84	2.90	2.87
Bassa densità	1	66.89	26.93	7.25	2.96	15.77	6.44	2.76	1.94
	5	63.14	22.43	6.85	2.47	14.88	5.38	2.70	1.79
	8	64.30	11.21	6.97	1.26	15.16	2.73	2.72	1.26
Alta densità	10	76.25	3.90	8.27	0.46	17.97	1.01	2.88	0.65
	4	72.77	0.00	7.89	0.04	17.15	0.09	2.83	0.06
	7	62.07	0.00	6.73	0.04	14.63	0.09	2.69	0.06
	9	66.67	0.00	7.23	0.04	15.71	0.09	2.75	0.06
	11	65.42	13.33	7.09	1.49	15.42	3.23	2.73	1.38

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 30 campioni:
 $y = 0.0416042 + 0.1084205 x$

Tab. 2 - Peso fresco e peso secco totale di *Potamogeton sp.* per replica di ogni trattamento (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Le misure sono riportate in grammi, grammi/m², e con trasformazione logaritmica naturale (Peso secco iniziale log e Peso secco finale log).

Trattamento	Gabbia	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso secco iniziale (g/m ²)	Peso secco finale (g/m ²)	Peso secco iniziale log	Peso secco finale log
Controllo	2	63.91	75.46	6.05	5.99	13.15	13.03	2.58	2.73
	3	65.21	69.36	6.17	5.12	13.41	11.12	2.59	2.65
	6	87.25	86.60	8.26	8.71	17.95	18.94	2.87	2.86
	12	50.21	48.44	4.75	3.71	10.32	8.07	2.35	2.32
Bassa densità	1	61.17	3.53	5.79	0.22	12.58	0.49	2.53	0.52
	5	74.72	0.00	7.07	0.00	15.37	0.00	2.72	0.00
	8	87.80	0.00	8.31	0.00	18.07	0.00	2.87	0.00
Alta densità	10	47.62	0.00	4.50	0.00	9.79	0.00	2.31	0.00
	4	50.21	0.00	4.75	0.00	10.32	0.00	2.35	0.00
	7	87.68	0.00	8.30	0.00	18.04	0.00	2.87	0.00
	9	48.78	0.00	4.61	0.00	10.03	0.00	2.33	0.00
	11	68.16	0.00	6.45	0.00	14.02	0.00	2.63	0.00

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 55 campioni:
 $y = -0.009175 + 0.0947635 x$

Tab. 3 - Peso fresco e peso secco totale di *Utricularia australis* per replica di ogni trattamento (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Le misure sono riportate in grammi, grammi/m², e con trasformazione logaritmica naturale (Peso secco iniziale log e Peso secco finale log).

Trattamento	Gabbia	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso secco iniziale (g/m ²)	Peso secco finale (g/m ²)	Peso secco iniziale log	Peso secco finale log
Controllo	2	157.50	288.17	7.90	14.46	17.18	31.44	2.17	2.72
	3	145.84	189.83	7.32	9.53	15.91	20.71	2.10	2.34
	6	142.99	173.69	7.17	8.72	15.60	18.95	2.09	2.26
	12	135.92	196.93	6.82	9.88	14.82	21.48	2.04	2.37
Bassa densità	1	147.32	216.56	7.39	10.87	16.07	23.62	2.11	2.46
	5	179.55	230.12	9.01	11.55	19.59	25.10	2.29	2.52
	8	185.29	183.70	9.30	9.22	20.21	20.04	2.32	2.31
Alta densità	10	183.55	203.98	9.21	10.24	20.02	22.25	2.31	2.40
	4	178.04	151.84	8.93	7.62	19.42	16.56	2.28	2.14
	7	162.17	107.38	8.14	5.39	17.69	11.71	2.20	1.84
	9	142.88	249.51	7.17	12.52	15.58	27.22	2.08	2.59
	11	170.98	214.36	8.58	10.76	18.65	23.38	2.24	2.45

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 25 campioni:
 $y = -0.003528 + 0.0501983 x$

Tab. 4 - Peso fresco e peso secco totale di *Physa acuta* per replica di ogni trattamento (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Le misure sono riportate in grammi, grammi/m², e con trasformazione logaritmica naturale (Peso secco iniziale log e Peso secco finale log).

Trattamento	Gabbia	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso secco iniziale (g/m ²)	Peso secco finale (g/m ²)	Peso secco iniziale log	Peso secco finale log
Controllo	2	2.52	2.67	0.79	0.84	1.71	1.82	1.00	1.03
	3	2.54	0.98	0.79	0.30	1.72	0.66	1.00	0.52
	6	2.80	3.96	0.87	1.22	1.89	2.65	1.06	1.30
	12	3.18	2.23	0.99	0.71	2.15	1.54	1.15	0.92
Bassa densità	1	2.48	0.44	0.77	0.17	1.68	0.37	0.99	0.28
	5	2.87	0.26	0.89	0.10	1.94	0.22	1.08	0.19
	8	2.50	1.02	0.78	0.30	1.69	0.65	0.99	0.54
	10	3.18	0.07	0.99	0.02	2.15	0.05	1.15	0.08
Alta densità	4	2.28	0.01	0.71	0.02	1.55	0.04	0.94	0.04
	7	2.27	0.02	0.71	0.05	1.54	0.11	0.93	0.05
	9	3.33	0.01	1.03	0.01	2.25	0.02	1.18	0.04
	11	2.43	0.00	0.76	0.00	1.65	0.00	0.97	0.00

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 12 campioni:
 $y = 0.0140353 + 0.3060477 x$

Tab. 5 - Peso fresco e peso secco totale di *Gambusia affinis* per replica di ogni trattamento (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Le misure sono riportate in grammi, grammi/m², e con trasformazione logaritmica naturale (Peso secco iniziale log e Peso secco finale log).

Trattamento	Gabbia	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso secco iniziale (g/m ²)	Peso secco finale (g/m ²)	Peso secco iniziale log	Peso secco finale log
Controllo	2	9.83	5.80	0.99	0.51	1.52	0.78	1.18	0.81
	3	16.12	4.66	1.68	0.30	2.58	0.46	1.58	0.67
	6	17.55	4.56	1.83	0.47	2.82	0.73	1.65	0.66
	12	16.05	5.35	1.67	0.53	2.57	0.81	1.58	0.75
Bassa densità	1	7.82	3.93	0.77	0.30	1.19	0.46	1.01	0.57
	5	13.04	5.79	1.34	0.59	2.06	0.91	1.40	0.80
	8	5.12	3.14	0.48	0.26	0.74	0.39	0.72	0.45
	10	15.79	4.29	1.64	0.46	2.52	0.70	1.56	0.62
Alta densità	4	15.88	4.20	1.65	0.34	2.54	0.52	1.57	0.60
	7	15.90	5.19	1.65	0.62	2.54	0.96	1.57	0.73
	9	12.49	6.16	1.28	0.50	1.97	0.77	1.37	0.85
	11	13.79	5.61	1.42	0.56	2.19	0.86	1.45	0.78

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 12 campioni:
 $y = -0.078933 + 0.1088479 x$

Tab. 6a - *Nymphoides peltata*. Controllo: variazione del numero di foglie superficiali (numero totale, numero di foglie nuove, numero di foglie staccate) nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione $v(x + 0.5)$.

Trattamento	Gabbia	Giorno	Foglie totali/m ²	Foglie staccate/m ²	Foglie staccate/m ² Trasf	Foglie nuove/m ²	Foglie nuove/m ² Trasf
Controllo	2	0	11	0	1	0	1
		2	20	0	1	9	3
		5	20	0	1	0	1
		8	18	2	2	0	1
		12	20	0	1	2	2
		15	22	0	1	2	2
		20	26	0	1	4	2
	3	0	11	0	1	0	1
		2	15	0	1	4	2
		5	15	0	1	0	1
		8	17	0	1	2	2
		12	22	0	1	5	2
		15	24	0	1	2	2
		20	30	0	1	6	3
	6	0	11	0	1	0	1
		2	20	0	1	9	3
		5	24	0	1	4	2
		8	28	0	1	4	2
		12	39	0	1	11	3
		15	46	0	1	7	3
		20	52	0	1	6	3
	12	0	15	0	1	0	1
		2	24	0	1	9	3
		5	26	0	1	2	2
		8	28	0	1	2	2
		12	37	0	1	9	3
		15	39	0	1	2	2
		20	48	0	1	9	3

Tab. 6b - *Nymphoides peltata*. Bassa densità: variazione del numero di foglie superficiali (numero totale, numero di foglie nuove, numero di foglie staccate) nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione $v(x + 0.5)$.

Trattamento	Gabbia	Giorno	Foglie totali/m ²	Foglie staccate/m ²	Foglie staccate/m ² Trasf	Foglie nuove/m ²	Foglie nuove/m ² Trasf
Bassa densità	1	0	13	0	1	0	1
		2	20	0	1	7	3
		5	15	7	3	2	2
		8	9	6	3	0	1
		12	7	2	2	0	1
		15	7	0	1	0	1
		20	7	4	2	4	2
	5	0	13	0	1	0	1
		2	15	2	2	4	2
		5	15	0	1	0	1
		8	17	0	1	2	2
		12	22	2	2	7	3
		15	24	0	1	2	2
		20	11	13	4	0	1
	8	0	11	0	1	0	1
		2	7	6	3	2	2
		5	4	3	2	0	1
		8	4	0	1	0	1
		12	7	0	1	3	2
		15	7	0	1	0	1
		20	2	5	2	0	1
	10	0	11	0	1	0	1
		2	17	0	1	6	3
		5	15	2	2	0	1
		8	13	2	2	0	1
		12	13	2	2	2	2
		15	15	2	2	4	2
		20	2	13	4	0	1

Tab. 6c - *Nymphoides peltata*. Alta densità: variazione del numero di foglie superficiali (numero totale, numero di foglie nuove, numero di foglie staccate) nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione v (x + 0.5).

Trattamento	Gabbia	Giorno	Foglie totali/m ²	Foglie staccate/m ²	Foglie staccate/m ² Trasf	Foglie nuove/m ²	Foglie nuove/m ² Trasf
Alta densità	4	0	11	0	1	0	1
		2	20	0	1	9	3
		5	7	13	4	0	1
		8	2	5	2	0	1
		12	2	0	1	0	1
		15	0	2	2	0	1
		20	0	0	1	0	1
	7	0	11	0	1	0	1
		2	11	4	2	4	2
		5	7	4	2	0	1
		8	4	3	2	0	1
		12	2	2	2	0	1
		15	2	0	1	0	1
		20	0	2	2	0	1
	9	0	11	0	1	0	1
		2	7	6	3	2	2
		5	4	3	2	0	1
		8	0	4	2	0	1
		12	0	0	1	0	1
		15	0	0	1	0	1
		20	0	0	1	0	1
	11	0	11	0	1	0	1
		2	20	0	1	9	3
		5	4	6	3	0	1
		8	4	0	1	0	1
		12	4	0	1	0	1
		15	4	0	1	0	1
		20	4	0	1	0	1

Tab. 7a - *Potamogeton sp.* Controllo: variazione del numero di piante nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione v (x + 0.5).

Trattamento	Gabbia	Giorno	Numero piante	Numero piante/m ²	Numero piante/m ² Trasf
Controllo	2	0	204	443	21
		2	204	443	21
		5	204	443	21
		8	204	443	21
		12	204	443	21
		15	204	443	21
		20	137	299	17
	3	0	162	351	19
		2	162	351	19
		5	162	351	19
		8	162	351	19
		12	162	351	19
		15	162	351	19
		20	128	279	17
	6	0	189	411	20
		2	189	411	20
		5	189	411	20
		8	189	411	20
		12	189	411	20
		15	189	411	20
		20	180	391	20
	12	0	143	313	18
		2	143	310	18
		5	143	310	18
		8	143	310	18
		12	143	310	18
		15	143	310	18
		20	114	247	16

Tab. 7b - *Potamogeton* sp. Bassa densità: variazione del numero di piante nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione $v(x + 0.5)$.

Trattamento	Gabbia	Giorno	Numero piante	Numero piante/m ²	Numero piante/m ² Trasf
Bassa densità	1	0	200	435	21
		2	174	378	19
		5	119	259	16
		8	98	214	15
		12	98	214	15
		15	30	66	8
	5	20	7	15	4
		0	191	414	20
		2	191	414	20
		5	191	414	20
		8	181	393	20
		12	79	172	13
	8	15	58	126	11
		20	0	0	1
		0	203	441	21
		2	147	319	18
		5	97	210	15
		8	66	142	12
	10	12	53	114	11
		15	42	90	10
		20	0	0	1
		0	117	253	16
		2	117	253	16
		5	52	113	11
		8	19	41	6
		12	10	22	5
	15	0	0	1	
	20	0	0	1	

Tab. 7c - *Potamogeton* sp. Alta densità: variazione del numero di piante nel tempo. Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi. Trasf= dopo trasformazione $v(x + 0.5)$.

Trattamento	Gabbia	Giorno	Numero piante	Numero piante/m ²	Numero piante/m ² Trasf
Alta densità	4	0	143	310	18
		2	94	204	14
		5	56	122	11
		8	0	0	1
		12	0	0	1
		15	0	0	1
	7	20	0	0	1
		0	213	463	22
		2	11	24	5
		5	0	0	1
		8	0	0	1
		12	0	0	1
	9	15	0	0	1
		20	0	0	1
		0	149	324	18
		2	32	70	8
		5	0	0	1
		8	0	0	1
	11	12	0	0	1
		15	0	0	1
		20	0	0	1
		0	208	453	21
		2	36	78	9
		5	0	0	1
	8	0	0	1	
	12	0	0	1	
	15	0	0	1	
	20	0	0	1	

Tab. 8 - *Utricularia australis* . Variazione della copertura (%) nel tempo per replica dei tre trattamenti (Controllo, Bassa densità, Alta densità). Giorni 8-20: dopo introduzione dei gamberi.

Trattamento	Gabbia	Giorno	Copertura (%)
Controllo	2	8	50
		12	30
		15	70
		20	10
	3	8	50
		12	90
		15	90
		20	70
	6	8	10
		12	30
		15	50
		20	10
12	8	10	
	12	30	
	15	50	
	20	30	
Bassa densità	1	8	10
		12	10
		15	30
		20	30
	5	8	50
		12	70
		15	50
		20	50
	8	8	30
		12	40
		15	40
		20	40
10	8	70	
	12	70	
	15	50	
	20	30	
Alta densità	4	8	30
		12	70
		15	70
		20	50
	7	8	10
		12	10
		15	10
		20	10
	9	8	70
		12	70
		15	70
		20	90
11	8	30	
	12	30	
	15	30	
	20	70	

Tab. 9 - Risultati della MANOVA a blocchi randomizzati sulla differenza in peso secco iniziale (dopo trasformazione logaritmica) tra trattamenti (Controllo, Bassa e Alta densità) di *Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Utricularia australis*, *Physa acuta*, *Gambusia affinis*.

	df	Pillai	F	P
Blocco	3, 12	2.431	3.420	0.019
Trattamento	2, 6	1.769	4.593	0.038
Errore	6			

Tab. 10 - Risultati della ANOVA a blocchi randomizzati sulla differenza in peso secco iniziale (dopo trasformazione logaritmica) tra trattamenti (Controllo, Bassa e Alta densità) di *Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Utricularia australis*, *Physa acuta*, *Gambusia affinis*.

	df	MS	F	P
<i>Nymphoides peltata</i>				
Blocco	3	0.0063	2.712	0.138
Trattamento	2	0.0144	6.174	0.035
Errore	6	0.0023		
<i>Potamogeton</i> sp.				
Blocco	3	0.1574	27.628	<0.001
Trattamento	2	0.0043	0.755	0.511
Errore	6	0.0057		
<i>Utricularia australis</i>				
Blocco	3	0.0047	0.631	0.621
Trattamento	2	0.0252	3.381	0.104
Errore	6	0.0074		
<i>Physa acuta</i>				
Blocco	3	0.0202	10.269	0.009
Trattamento	2	0.0029	1.457	0.305
Errore	6	0.0020		
<i>Gambusia affinis</i>				
Blocco	3	0.0203	0.227	0.874
Trattamento	2	0.1346	1.504	0.299
Errore	6	0.0895		

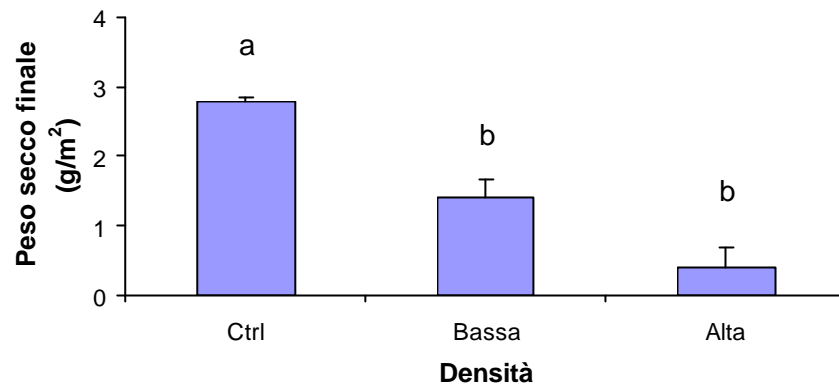
Tab. 11 - Risultati della MANOVA a blocchi randomizzati sugli effetti di tre densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla comunità acquatica (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Utricularia australis*, *Physa acuta*, *Gambusia affinis*) .

	df	Pillai	F	P
Blocco	3, 12	1.990	1.576	0.216
Trattamento	2, 6	1.700	3.393	0.074
Errore	6			

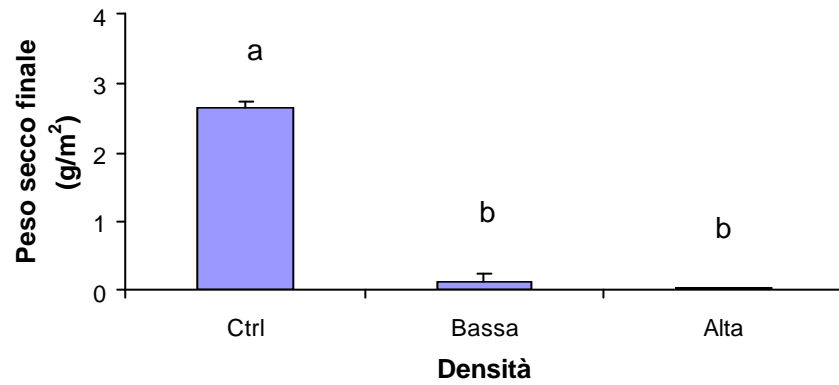
Tab. 12 - Risultati della ANOVA a blocchi randomizzati sugli effetti di tre densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla comunità acquatica (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Utricularia australis*, *Physa acuta*, *Gambusia affinis*) .

	df	MS	F	P
<i>Nymphoides peltata</i>				
Blocco	3	0.272	1.024	0.446
Trattamento	2	11.355	21.398	0.002
Errore	6	1.592	0.265	
<i>Potamogeton</i> sp.				
Blocco	3	0.040	1.047	0.437
Trattamento	2	8.824	228.589	< 0.001
Errore	6	0.039	0.265	
<i>Utricularia australis</i>				
Blocco	3	0.103	3.457	0.092
Trattamento	2	0.038	1.272	0.346
Errore	6	0.030		
<i>Physa acuta</i>				
Blocco	3	0.067	1.799	0.247
Trattamento	2	0.875	23.451	0.001
Errore	6	0.037		
<i>Gambusia affinis</i>				
Blocco	3	0.067	1.799	0.247
Trattamento	2	0.875	23.451	0.001
Errore	6	0.037		

Nymphoides peltata



Potamogeton sp.



Utricularia australis

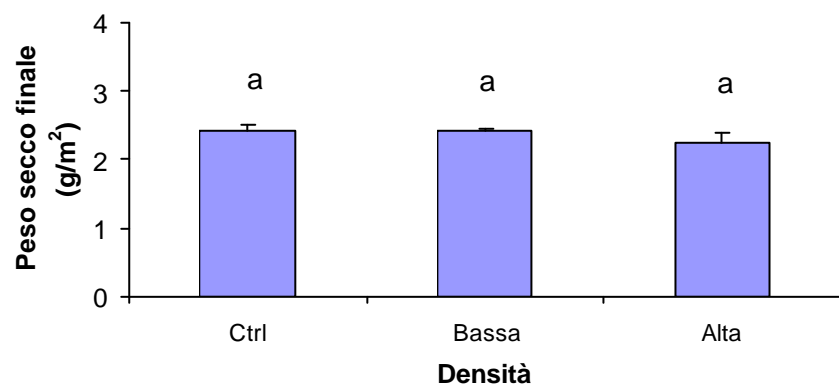
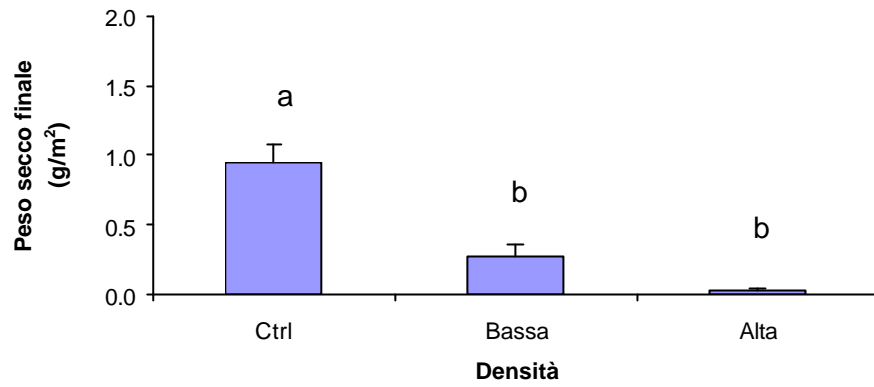


Fig. 1 - Impatto di diverse densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) su tre macrofite acquatiche. L'impatto è valutato sul peso secco finale di ciascuna pianta (dopo trasformazione logaritmica naturale).

Physa acuta



Gambusia affinis

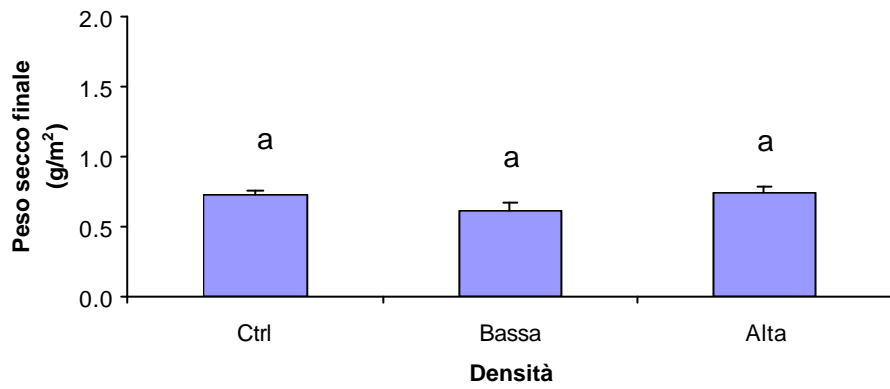


Fig. 2 - Impatto di diverse densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) su due specie animali. L'impatto è valutato sul peso secco finale di ciascuna specie (dopo trasformazione logaritmica naturale).

Tab. 13 - Risultati della ANOVA per misure ripetute sugli effetti di diverse densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla densità di foglie totali, foglie nuove e foglie staccate di *Nymphoides peltata*.

<i>Nymphoides peltata</i>				
	df	MS	F	P
Variazione foglie				
Between cages				
Trattamento	2	2885.2	2.60	0.007
Blocco	3	42.5		
Trattamento x blocco	6	223.3		
Within cages				
Giorno	6	42.5	6.18	0.031
Trattamento x giorno	12	216.4	12.36	< 0.001
Blocco x giorno	18	14.0		
Tratt. x blocco x giorno	36	16.4		
Foglie nuove				
Between cages				
Trattamento	2	7.523	2.60	< 0.05
Blocco	3	0.041		
Trattamento x blocco	6	0.705		
Within cages				
Giorno	6	4.455	6.18	< 0.001
Trattamento x giorno	12	0.664	12.36	< 0.05
Blocco x giorno	18	0.154		
Tratt. x blocco x giorno	36	0.232		
Foglie rotte				
Between cages				
Trattamento	2	5.092	2.60	< 0.01
Blocco	3	0.119		
Trattamento x blocco	6	0.246		
Within cages				
Giorno	6	1.580	6.18	< 0.01
Trattamento x giorno	12	1.140	12.36	< 0.05
Blocco x giorno	18	0.313		
Tratt. x blocco x giorno	36	0.400		

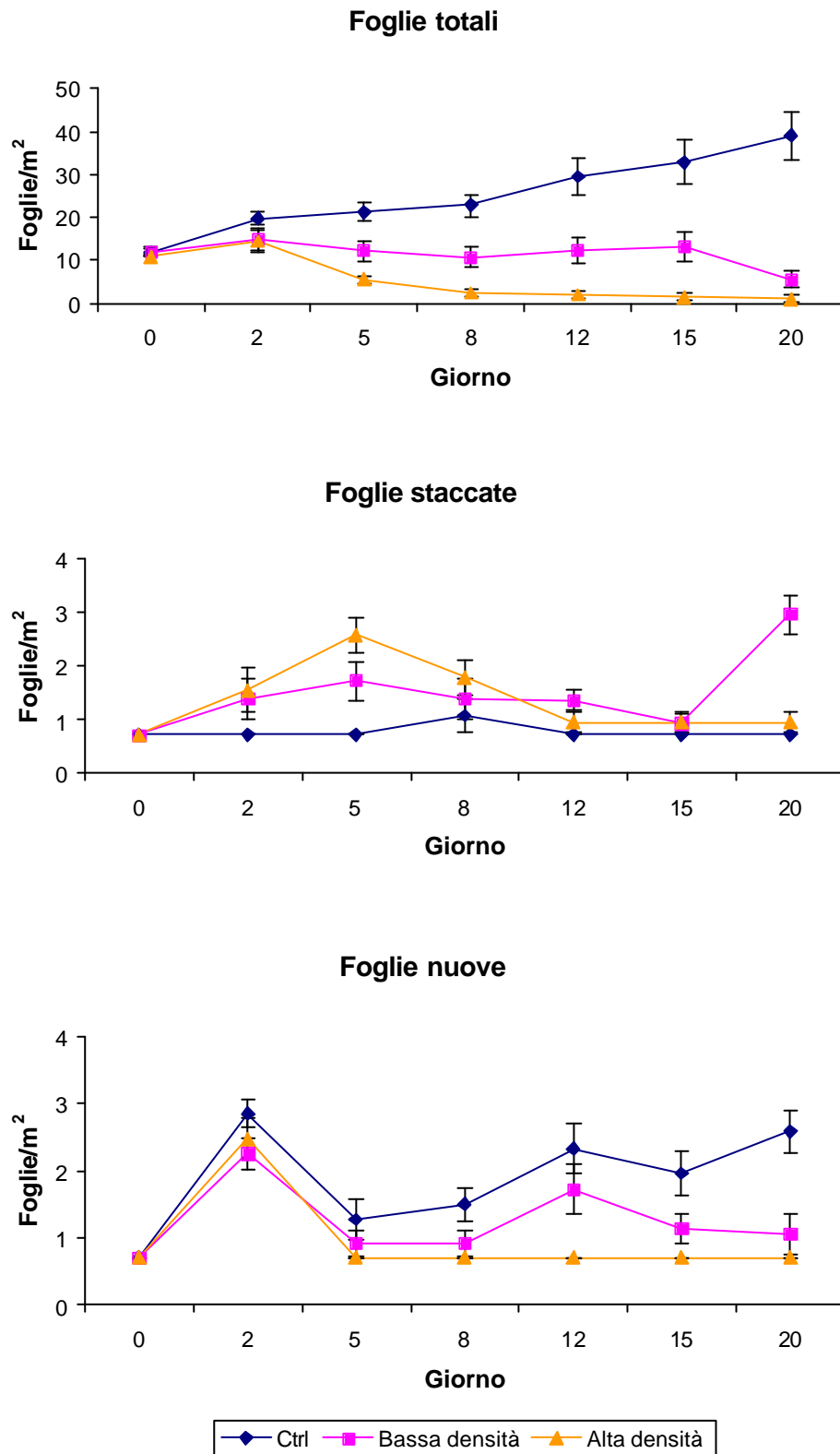


Fig. 3 - *Nymphoides peltata*: variazione (media + ES) del numero di foglie totali/m², staccate/m² e nuove/m² nel tempo per i diversi trattamenti (Controllo, Bassa e Alta densità). Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi.

Tab. 14 - Risultati della ANOVA per misure ripetute sugli effetti di diverse densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla densità di *Potamogeton* sp..e sulla copertura (%) di *Utricularia australis* .

	df	MS	F	P
<i>Potamogeton</i> sp.				
Between cages				
Trattamento	2	131.120	2.60	< 0.001
Blocco	3	3.178		
Trattamento x blocco	6	1.448		
Within cages				
Giorno	6	20.493	6.18	< 0.001
Trattamento x giorno	12	8.802	12.36	< 0.001
Blocco x giorno	18	0.459		
Tratt x blocco x giorno	36	0.613		
<i>Utricularia australis</i>				
Between cages				
Trattamento	2	100.0	2.60	> 0.05
Blocco	3	7366.7		
Trattamento x blocco	6	11533.3		
Within cages				
Giorno	6	616.7	3.90	0.033
Trattamento x giorno	12	483.3	6.18	0.096
Blocco x giorno	18	135.2		
Tratt x blocco x giorno	36	224.1		

Potamogeton sp.

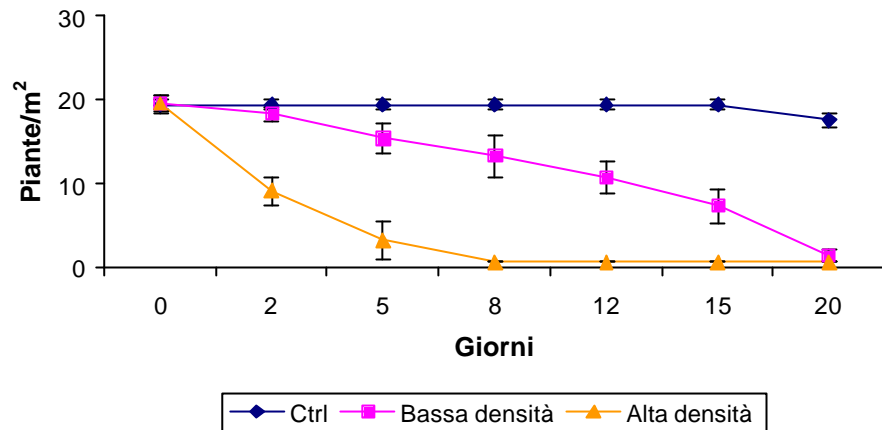


Fig. 4 - *Potamogeton sp.*: variazione (media + ES) del numero di piante/m² nel tempo per i diversi trattamenti (Controllo, Bassa e Alta densità). Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi.

Utricularia australis

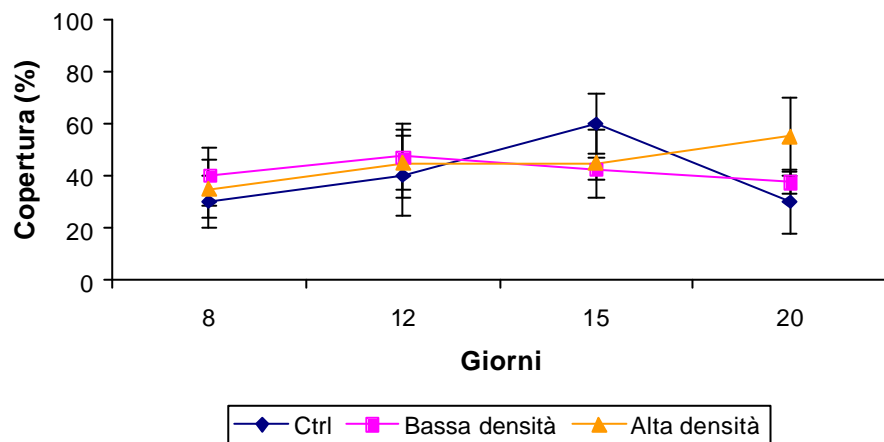


Fig. 5 - *Utricularia australis*: variazione (media + ES) della copertura (%) per i diversi trattamenti (Controllo, Bassa e Alta densità). Giorno 0: previa introduzione dei gamberi. Giorni 2-20: dopo introduzione dei gamberi.

Tab. 15 - *Nymphoides peltata*: pesi freschi e secchi delle variabili misurate (grammi iniziali e finali, detrito raccolto, impatto sulla differenza tra peso iniziale e peso finale) e percentuale ingerita per ciascuna replica dei tre trattamenti (Controllo, Bassa densità e Alta densità).

Trattamento	Piscina	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso fresco detrito (g)	Peso secco detrito (g)	Peso secco ingerito (g)	Ingerito (%)	Impatto (g secco)
Controllo	2	35.98	0	7.02	5.32	4.25	0.18	1.52	21.7	1.70
	4	55.69	33.77	9.84	4.46	8.77	0.19	5.19	52.7	5.38
	6	74.52	0	12.54	6.96	10.31	0.38	5.20	41.5	5.58
Bassa densità	1	54.24	39.18	9.64	0.00	35.23	2.08	7.56	78.4	9.64
	5	51.31	10.68	9.22	1.08	21.57	1.26	6.88	74.6	8.14
	8	62.99	69.9	10.89	0.00	32.45	2.13	8.77	80.5	10.89
Alta densità	3	37.07	0	7.18	0.00	28.27	1.07	6.11	85.1	7.18
	7	56.92	0	10.02	0.00	26.02	1.61	8.41	83.9	10.02
	9	29.60	0	6.11	0.00	19.46	1.23	4.88	79.9	6.11

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 30 campioni:

$$y = 0.0416042 + 0.1084205 x$$

Tab.16 - *Potamogeton sp.*: pesi freschi e secchi delle variabili misurate (grammi iniziali e finali, detrito raccolto, impatto sulla differenza tra peso iniziale e peso finale) e percentuale ingerita per ciascuna replica dei tre trattamenti (Controllo, Bassa densità, Alta densità).

Trattamento	Piscina	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso fresco detrito (g)	Peso secco detrito (g)	Peso secco ingerito (g)	Ingerito (%)	Impatto (g secco)
Controllo	2	68.11	57.11	10.13	8.79	0.14	0.02	1.33	13.1	1.35
	4	46.13	48.95	7.27	3.98	0.00	0.00	3.29	45.2	3.29
	6	39.79	47.83	6.44	4.18	0.01	0.00	2.26	35.1	2.26
Bassa densità	1	68.94	0	10.24	0.00	39.16	3.28	6.96	68.0	10.24
	5	60.58	0	9.15	0.00	29.66	2.30	6.86	74.9	9.15
	8	38.18	0	6.23	0.00	28.07	3.04	3.19	51.2	6.23
Alta densità	3	59.05	0	8.95	0.00	38.40	3.11	5.84	65.3	8.95
	7	48.36	0	7.56	0.00	38.35	2.55	5.01	66.2	7.56
	9	59.04	0	8.95	0.00	35.23	3.04	5.91	66.0	8.95

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 55 campioni:

$$y = -0.009175 + 0.0947635 x$$

Tab. 17 - *Potamogeton crispus* : pesi freschi e secchi delle variabili misurate (grammi iniziali e finali, detrito raccolto, impatto sulla differenza tra peso iniziale e peso finale) e percentuale ingerita per ciascuna replica dei tre trattamenti (Controllo, Bassa densità, Alta densità).

Trattamento	Piscina	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso fresco detrito (g)	Peso secco detrito (g)	Peso secco ingerito (g)	Ingerito (%)	Impatto (g secco)
Controllo	2	22.33	15.25	1.96	1.03	4.36	0.37	0.56	28.4	0.92
	4	22.08	16.99	1.94	1.18	6.11	0.11	0.64	33.2	0.76
	6	17.69	17.04	1.61	1.17	2.36	0.18	0.26	16.1	0.44
Bassa densità	1	18.42	0	1.67	0.00	12.83	0.90	0.77	46.0	1.67
	5	17.26	0	1.58	0.00	14.35	1.24	0.34	21.4	1.58
	8	17.55	0	1.60	0.00	16.27	0.98	0.62	38.8	1.60
Alta densità	3	27.29	0	2.33	0.00	19.19	1.36	0.97	41.7	2.33
	7	23.04	0	2.01	0.00	18.18	1.44	0.56	28.0	2.01
	9	13.99	0	1.35	0.00	14.71	1.02	0.33	24.5	1.35

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 41 campioni:

$$y = 0.0065343 + 0.0586584 x$$

Tab. 18 - *Utricularia australis* : pesi freschi e secchi delle variabili misurate (grammi iniziali e finali, detrito raccolto, impatto sulla differenza tra peso iniziale e peso finale) per ciascuna replica dei tre trattamenti (Controllo, Bassa densità, Alta densità).

Trattamento	Piscina	Peso fresco iniziale (g)	Peso fresco finale (g)	Peso secco iniziale (g)	Peso secco finale (g)	Peso fresco detrito (g)	Peso secco detrito (g)	Impatto (g secco)
Controllo	2	59.56	55.18	5.98	3.46	0.88	0.03	3.95
	4	95.09	66.87	7.03	3.08	2.83	0.55	1.49
	6	42.98	63.41	5.33	3.15	4.36	0.00	3.87
Bassa densità	1	48.08	67.48	5.49	4.01	10.9	0.00	2.52
	5	49.11	64.02	5.52	3.08	12.76	0.00	2.45
	8	62.73	45.79	5.97	2.10	14.61	0.65	3.89
Alta densità	3	92.57	82.03	6.95	7.46	12.95	0.02	2.18
	7	39.67	24.45	5.22	1.33	22.87	0.00	0.00
	9	84.19	49.59	6.67	2.53	17.86	1.07	4.15

Per estrapolare i pesi secchi è stata elaborata una retta di regressione tra peso secco (y) e peso fresco (x) su 25 campioni:

$$y = - 0.003528 + 0.0501983 x$$

Tab. 19 - Risultati della MANOVA a 1 fattore sugli effetti di tre densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla comunità acquatica (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Potamogeton crispus* e *Utricularia australis*).

	df	Wilks' Lambda	F	P
Trattamento	8, 8	0.028	3.767	0.062
Errore				

Tab. 20 - Risultati della ANOVA a 1 fattore sugli effetti di tre densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) sulla comunità acquatica (*Nymphoides peltata*, *Potamogeton* sp., *Potamogeton crispus* e *Utricularia australis*).

	df	MS	F	P
<i>Nymphoides peltata</i>				
Trattamento	2	22.1370	6.177	0.035
Errore	6			
<i>Potamogeton</i> sp.				
Trattamento	2	38.6370	19.661	0.002
Errore	6			
<i>Potamogeton crispus</i>				
Trattamento	2	1.1530	11.073	0.01
Errore	6			
<i>Utricularia australis</i>				
Trattamento	2	0.0640	0.025	0.976
Errore	6			

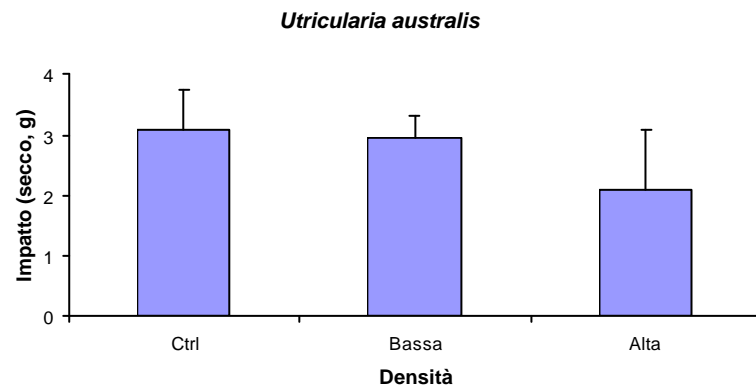
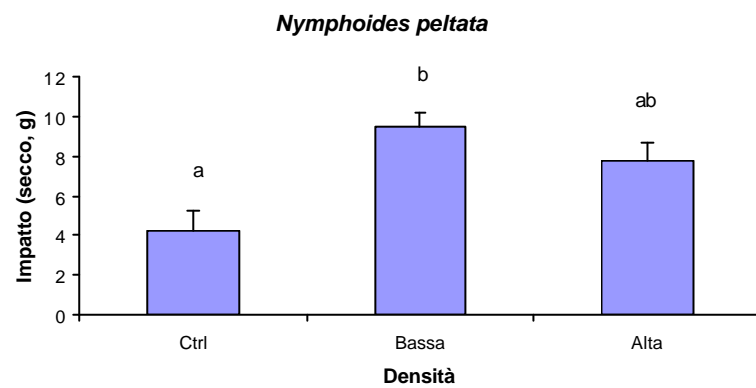
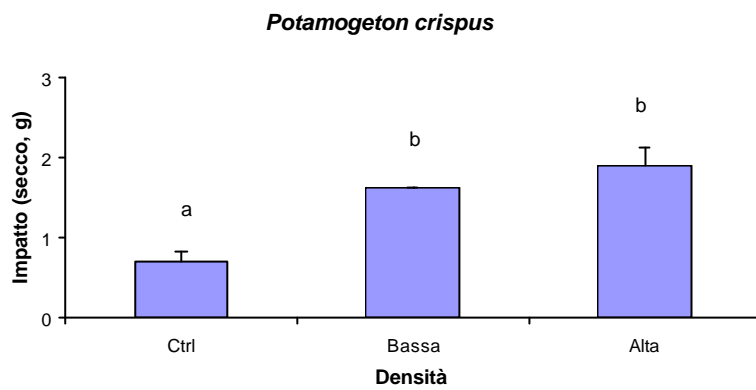
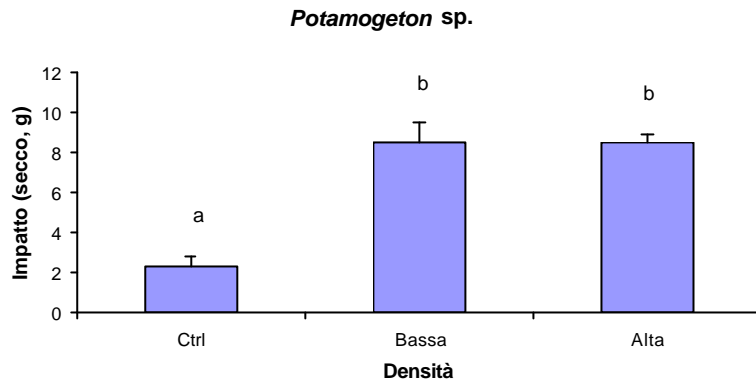


Fig. 6 - Impatto (media + ES sulla differenza tra peso secco iniziale e peso secco finale) di differenti densità di gamberi (Controllo, Bassa e Alta densità) su *Nymphoides peltata*, *Potamogeton sp.*, *Potamogeton crispus* e *Utricularia australis*.

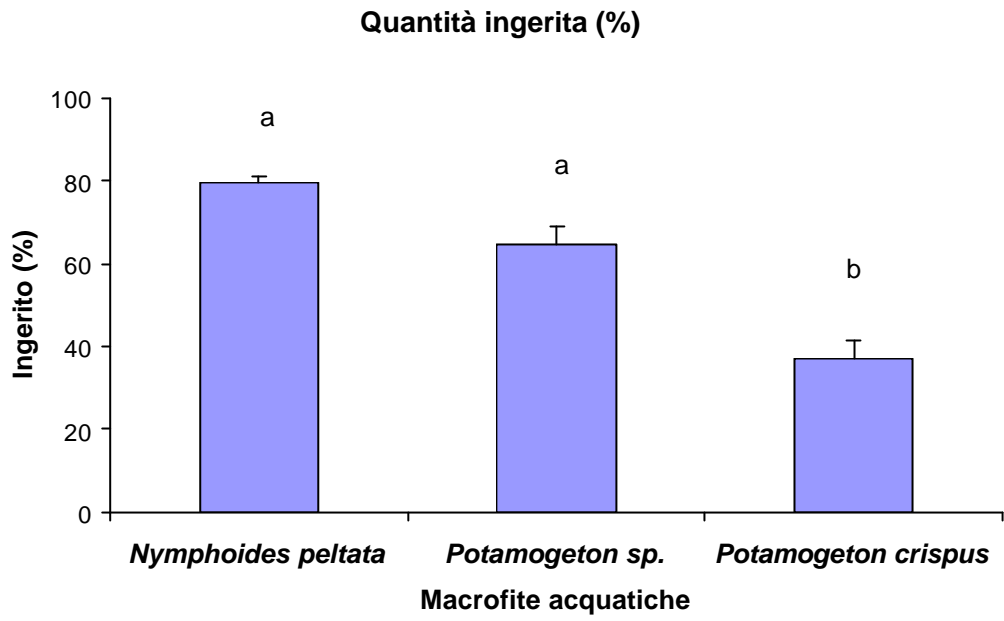


Fig. 7 - Quantità ingerita (% , media + ES) da parte di *P. clarkii* di tre macrofite acquatiche.

Tab. 21 - Valori della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e della percentuale di feopigmenti, Chlb e Chlc dei quattro campionamenti effettuati a Agosto sulla componente fitoneustonica delle aree a bassa e alta densità di gamberi. Sono riportati media e ES per ogni campionamento.

PHYTONEUSTON di AGOSTO

AREA 1

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	157.78	3.76	0.57	0.00
2	154.47	7.05	0.00	2.09
3	100.58	6.88	0.00	4.76
4	215.80	8.84	0.00	0.00
Media	157.16	6.63	0.14	1.71
ES	20.38	0.91	0.12	0.98

AREA 2

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	105.32	5.94	0.00	0.00
2	177.52	8.08	0.00	0.00
3	155.66	8.97	0.00	0.00
4	107.09	6.86	0.00	0.00
Media	136.40	7.46	0.00	0.00
ES	15.59	0.58	0.00	0.00

AREA 3

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	93.49	9.07	0.00	0.00
2	139.69	6.41	0.00	11.49
3	126.35	7.40	0.00	0.00
4	175.30	9.05	0.00	0.00
Media	133.71	7.98	0.00	2.87
ES	14.66	0.57	0.00	2.49

AREA 4

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	124.46	7.73	0.00	3.53
2	122.82	5.85	0.00	0.00
3	54.97	4.53	0.00	14.29
4	82.14	5.07	0.00	7.41
Media	96.10	5.79	0.00	6.30
ES	14.59	0.61	0.00	2.65

AREA 5

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	88.95	10.35	5.72	0.00
2	123.35	3.32	7.76	26.91
3	100.66	4.42	7.78	15.69
4	108.31	4.48	13.80	12.09
Media	105.32	5.64	8.76	13.67
ES	6.24	1.38	1.51	4.80

AREA 6

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	67.92	6.14	9.19	8.16
2	62.62	4.62	6.79	16.38
3	79.68	8.38	23.54	21.28
4	88.80	1.87	22.18	19.05
Media	74.75	5.25	15.42	16.22
ES	5.10	1.18	3.75	2.48

Tab. 22 - Valori della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e della percentuale di feopigmenti, Chlb e Chlc dei quattro campionamenti effettuati a Agosto sulla componente fitoplanctonica delle aree a bassa e alta densità di gamberi. Sono riportati media e ES per ogni campionamento.

PHYTOPLANKTON di AGOSTO

AREA 1

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	16.94	9.40	21.96	37.64
2	13.44	8.22	4.97	35.34
3	3.89	15.56	37.69	56.04
4	2.65	0.00	0.84	10.71
Media	9.23	8.29	16.37	34.93
ES	3.05	2.77	7.32	8.06

AREA 2

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	3.48	63.61	50.19	
2	5.24	3.15	11.55	34.69
3	4.19	13.26	0.00	45.81
4	6.14	0.00	0.00	0.00
Media	4.76	20.01	15.43	26.84
ES	0.51	12.82	10.31	9.76

AREA 3

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	4.52	22.90	8.55	17.05
2	5.34	2.85	10.55	28.57
3	6.41	10.34	12.06	27.05
4	3.65	0.00	0.00	0.00
Media	4.98	9.02	7.79	18.17
ES	0.51	4.43	2.33	5.69

AREA 4

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	6.52	33.93	0.00	0.00
2	4.28	2.10	3.34	2.86
3	11.58	2.02	0.80	25.99
4	3.99	3.24	6.82	13.27
Media	6.59	10.32	2.74	10.53
ES	1.52	6.82	1.33	5.10

AREA 5

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	6.78	2.39	11.96	54.29
2	6.52	0.00	10.29	70.85
3	5.80	0.00	9.25	39.68
4	9.51	2.05	9.63	22.27
Media	7.15	1.11	10.28	46.77
ES	0.70	0.56	0.52	8.97

AREA 6

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	5.57	0.00	0.72	32.54
2	3.72	0.00	7.44	0.00
3	4.19	0.00	5.97	0.00
4	4.71	4.92	8.19	0.00
Media	4.55	1.23	5.58	8.13
ES	0.34	1.06	1.46	7.05

Tab. 23 - Valori della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e della percentuale di feopigmenti, Chlb e Chlc dei quattro campionamenti effettuati a Settembre sulla componente fitoneustonica delle aree a bassa e alta densità di gamberi. Sono riportati media e ES per ogni campionamento.

PHYTONEUSTON di SETTEMBRE

AREA 1

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	481.83	2.49	23.96	16.56
2	517.52	3.16	22.00	12.77
3	250.70	2.48	19.74	26.62
4	239.47	1.08	22.34	28.57
Media	372.38	2.30	22.01	21.13
ES	63.99	0.38	0.75	3.32

AREA 2

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	140.90	0.00	37.71	23.72
2	187.16	1.03	36.33	7.03
3	178.38	1.07	41.89	50.14
4	266.43	3.72	17.43	4.49
Media	193.22	1.46	33.34	21.35
ES	22.85	0.69	4.71	9.10

AREA 3

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	368.55	0.00	44.08	36.73
2	539.48	3.50	31.40	32.44
3	398.43	0.00	50.15	44.44
4	454.05	1.22	43.89	36.10
Media	440.13	1.18	42.38	37.43
ES	32.53	0.71	3.41	2.18

AREA 4

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	349.54	0.00	67.67	41.95
2	292.85	0.00	76.81	54.19
3	283.88	0.00	59.57	38.14
4	272.51	0.00	90.59	40.91
Media	299.70	0.00	73.66	43.80
ES	14.83	0.00	5.76	3.08

AREA 5

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	509.91	2.89	29.77	13.56
2	648.92	0.17	49.07	25.80
3	568.06	0.00	66.57	37.08
4	560.97	0.00	76.37	41.53
Media	571.96	0.77	55.45	29.49
ES	24.89	0.61	8.88	5.42

AREA 6

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	289.49	1.16	34.91	34.42
2	147.64	0.00	69.98	50.86
3	131.30	0.53	44.67	43.40
4	212.47	4.11	27.77	21.57
Media	195.22	1.45	44.33	37.56
ES	31.16	0.80	7.99	5.46

Tab. 24 - Valori della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e della percentuale di feopigmenti, Chlb e Chlc dei quattro campionamenti effettuati a Settembre sulla componente fitoplanctonica delle aree a bassa e alta densità di gamberi. Sono riportati media e ES per ogni campionamento.

PHYTOPLANKTON di SETTEMBRE

AREA 1

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	45.76	6.76	20.93	34.19
2	64.74	3.88	21.00	18.70
3	32.76	3.25	16.81	0.48
4	43.67	4.31	21.32	22.21
Media	46.73	4.55	20.01	18.90
ES	5.75	0.67	0.93	6.04

AREA 2

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	24.13	3.76	18.61	0.56
2	49.14	0.00	16.20	28.57
3	24.81	6.79	19.80	0.00
4	28.82	1.99	11.72	22.62
Media	31.73	3.14	16.59	12.94
ES	5.11	1.25	1.55	6.42

AREA 3

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	20.89	1.12	15.68	19.94
2	19.13	0.00	16.06	100.00
3	26.25	0.00	11.02	40.48
4	27.58	0.00	17.73	15.79
Media	23.46	0.28	15.12	44.05
ES	1.77	0.24	1.24	16.81

AREA 4

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	23.67	11.34	17.97	70.78
2	24.37	0.00	7.61	39.85
3	21.95	3.87	14.69	21.94
4	39.76	0.00	8.08	41.59
Media	27.44	3.80	12.09	43.54
ES	3.58	2.31	2.20	8.75

AREA 5

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	21.82	0.00	0.00	0.00
2	27.64	0.00	6.34	34.58
3	26.84	1.11	12.72	8.81
4	18.36	1.56	11.72	18.52
Media	23.66	0.67	7.69	14.90
ES	1.89	0.34	2.53	6.77

AREA 6

Campionamento	Chla JH	Chlc (%)	Chlb (%)	feo/tot (%)
1	13.20	5.87	20.06	18.37
2	58.02	0.56	15.45	34.59
3	18.72	4.93	8.84	50.89
4	15.53	0.00	15.33	40.09
Media	26.37	2.84	14.92	35.99
ES	9.19	1.29	2.00	5.87

Tab. 25 - Agosto: risultati della ANOVA gerarchica sulle differenze tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e di feopigmenti (%) nel phytoneuston e nel phytoplankton.

Agosto - Phytoneuston

	df	MS	F	P
Chla				
Trattamento	1	15220.0	15.432	< 0.001
Transetto (Trattamento)	4	820.8	0.802	0.539
Errore	18	1023.1		
Feopigmenti				
Trattamento	1	18.114	17.798	< 0.001
Transetto (Trattamento)	4	1.030	1.015	0.426
Errore	18	1.015		

Agosto - Phytoplankton

	df	MS	F	P
Chla				
Trattamento	1	0.310	0.025	0.875
Transetto (Trattamento)	4	16.450	1.451	0.258
Errore	18	11.337		
Feopigmenti				
Trattamento	1	0.011	0.380	0.545
Transetto (Trattamento)	4	0.108	3.714	0.022
Errore	18	0.029		

Tab. 26 - Agosto: risultati della ANOVA gerarchica sulle differenze tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi della percentuale di Chlb e Chlc nel phytoneuston e nel phytoplankton.

Agosto - Phytoneuston

	df	MS	F	P
Chlb				
Trattamento	1	0.039	26.495	< 0.001
Transetto (Trattamento)	4	0.012	8.228	< 0.001
Errore	18	0.001		
Chlc				
Trattamento	1	0.002	4.915	0.054
Transetto (Trattamento)	4	0.000	0.236	0.914
Errore	18	0.000		

Agosto - Phytoplankton

	df	MS	F	P
Chlb				
Trattamento	1	0.047	0.012	0.9131
Transetto (Trattamento)	4	3.652	0.943	0.462
Errore	18	3.874		
Chlc				
Trattamento	1	0.041	2.026	0.185
Transetto (Trattamento)	4	0.014	0.666	0.624
Errore	18	0.021		

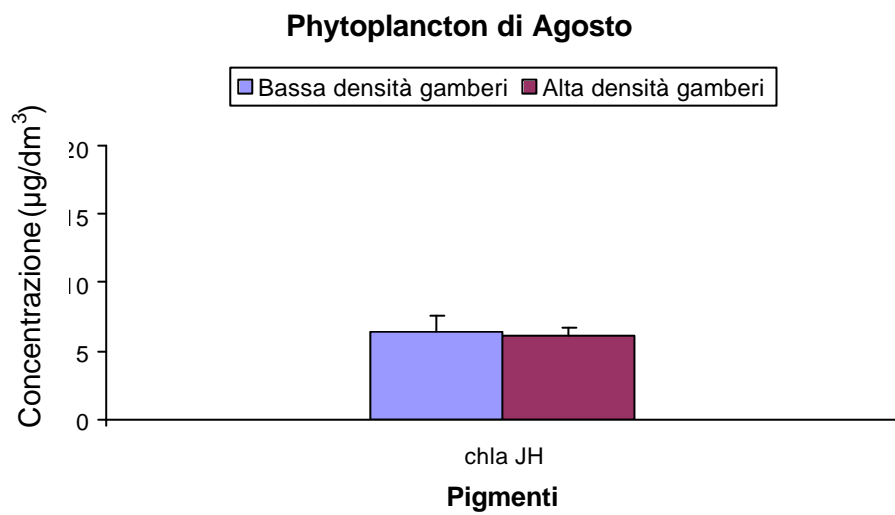
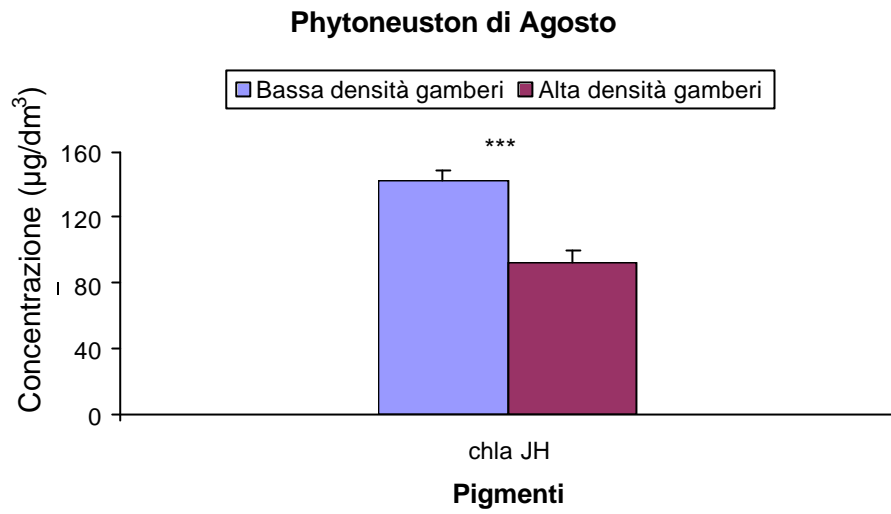


Fig. 8 - Confronto della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) delle componenti fitoneustonica e fitoplanctonica tra le aree a bassa e alta densità di gamberi nel mese di Agosto.

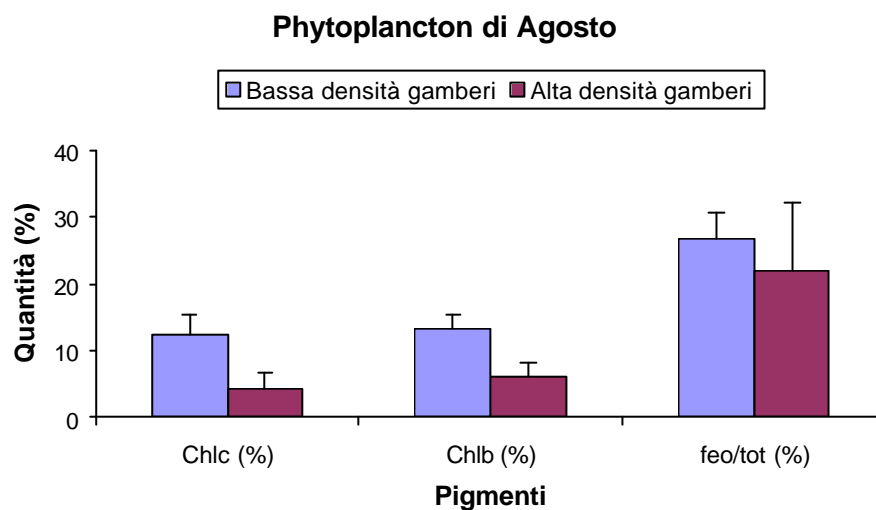
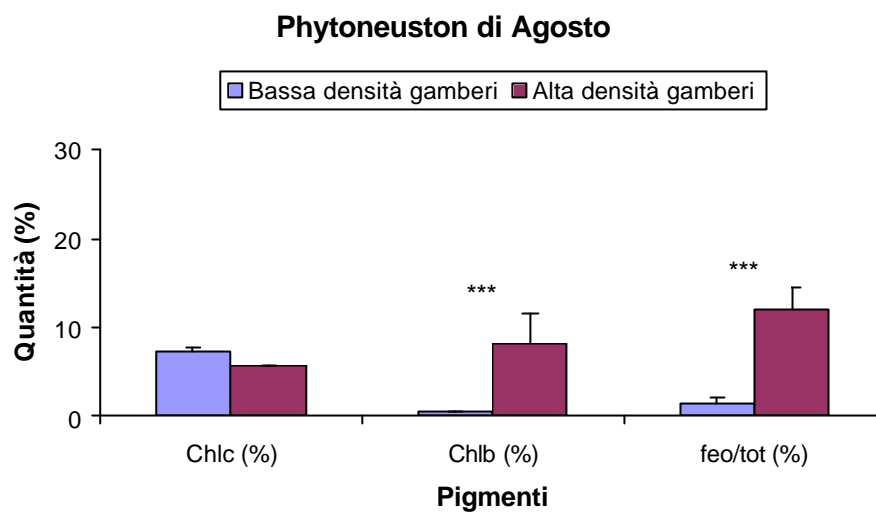


Fig. 9 - Confronto delle quantità (%) di Chlc, Chlb e feopigmenti delle componenti fitoneustonica e fitoplanctonica tra le aree a bassa e alta densità di gamberi del mese di Agosto.

Tab. 27 - Settembre: risultati della ANOVA gerarchica sulle differenze tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) e di feopigmenti ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) nel phytoneuston e nel phytoplankton.

Settembre - Phytoneuston

	df	MS	F	P
Chla				
Trattamento	1	2493.0	0.023	0.887
Transetto (Trattamento)	4	108211.0	16.264	< 0.001
Errore	18	6654.0		
Feopigmenti				
Trattamento	1	0.1	2.303	0.204
Transetto (Trattamento)	4	0.0	1.865	0.159
Errore	18	0.0		

Settembre - Phytoplankton

	df	MS	F	P
Chla				
Trattamento	1	398.590	1.394	0.303
Transetto (Trattamento)	4	285.880	1.971	0.142
Errore	18	145.070		
Feopigmenti				
Trattamento	1	0.024	0.252	0.642
Transetto (Trattamento)	4	0.097	2.123	0.120
Errore	18	0.045		

Tab. 28 - Settembre: risultati della ANOVA gerarchica sulle differenze tra aree a bassa e ad alta densità di gamberi della percentuale di Chlb e Chlc nel phytoneuston e nel phytoplankton.

Settembre - Phytoneuston

	df	MS	F	P
Chlb				
Trattamento	1	0.4	20.451	< 0.001
Transetto (Trattamento)	4	0.1	3.461	0.029
Errore	18			
Chlc				
Trattamento	1	0.000	26.380	0.125
Transetto (Trattamento)	4	0.000	0.911	0.478
Errore	18	0.000		

Settembre - Phytoplankton

	df	MS	F	P
Chlb				
Trattamento	1	0.019	10.842	0.004
Transetto (Trattamento)	4	0.004	2.197	0.110
Errore	18	0.002		
Chlc				
Trattamento	1	0.000	0.034	0.854
Transetto (Trattamento)	4	0.001	1.784	0.176
Errore	18	0.001		

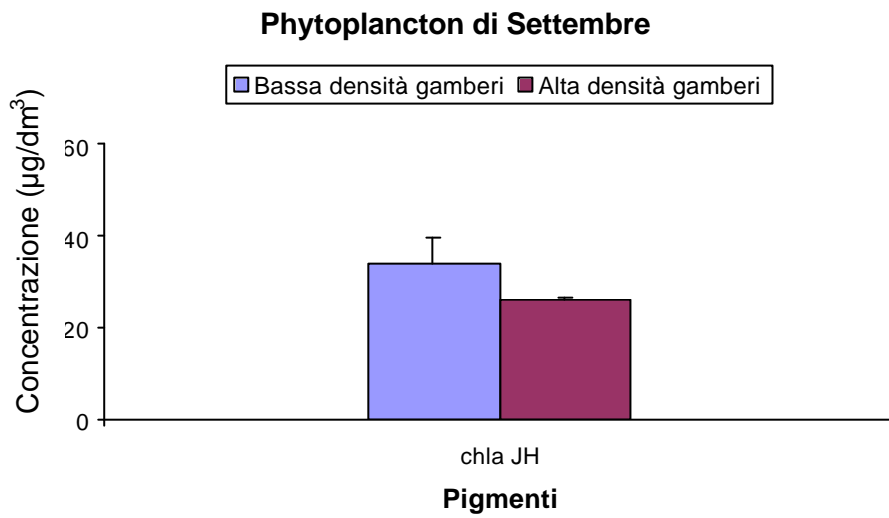
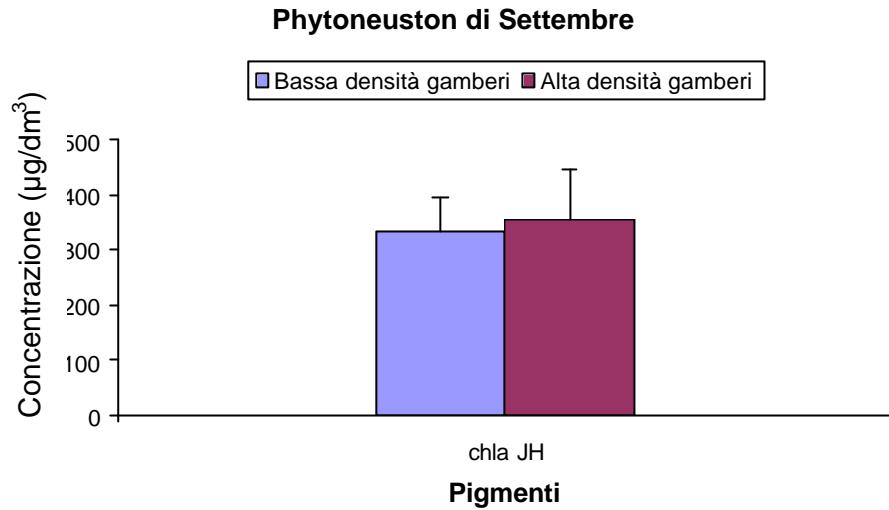


Fig. 10 - Confronto della concentrazione di Chla ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) delle componenti fitoneustonica e fitoplanctonica tra le aree a bassa e alta densità di gamberi nel mese di Settembre.

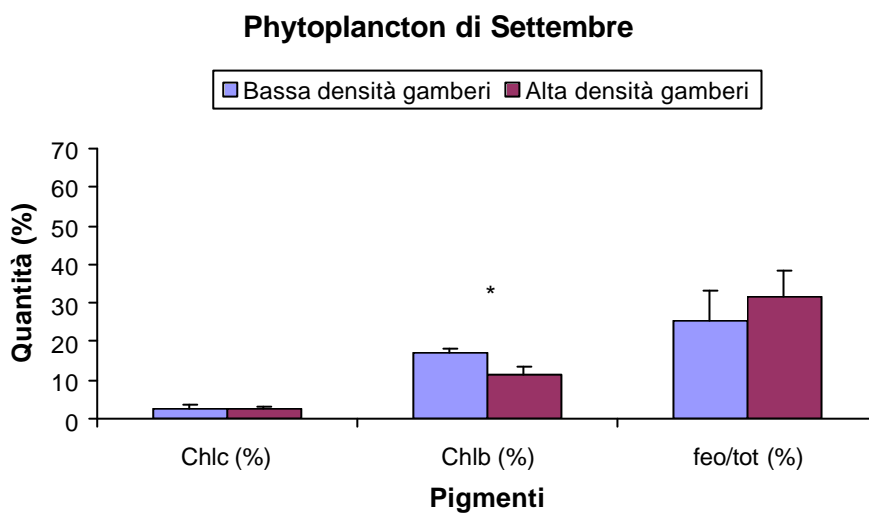
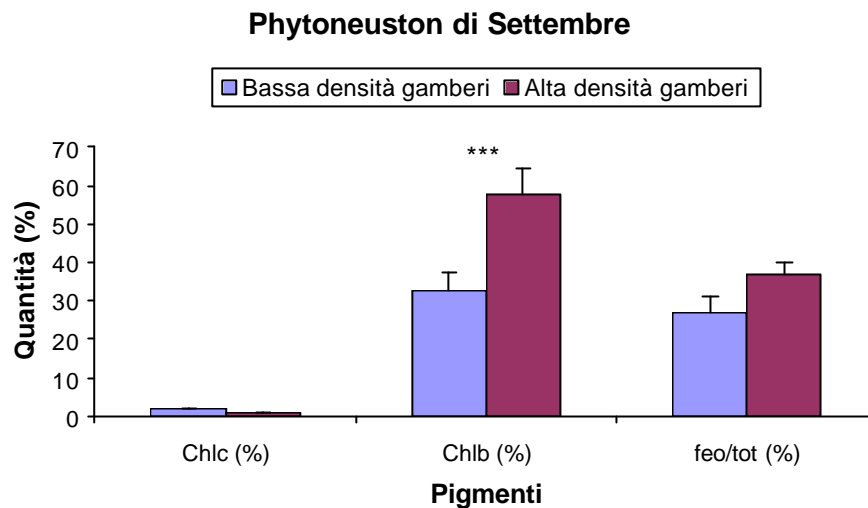


Fig. 11 - Confronto delle quantità (%) di Chlc, Chlb e feopigmenti delle componenti fitoneustonica e fitoplanctonica tra le aree a bassa e alta densità di gamberi del mese di Settembre.

Tab. 29 - Parametri chimico-fisici misurati nei giorni di campionamento.

Temperatura aria (°C)

Data	
9ago	20set
31.1	25

Temperatura acqua (°C)

Data	
9ago	20set

Profondità acqua (cm)

Data	
9ago	20set

Area 1	24.5	19.6	Area 1	70	55
Area 2	24.0	20.2	Area 2	50	40
Area 3	24.0	19.9	Area 3	50	40
Area 4	24.1	19.6	Area 4	50	40
Area 5	24.1	19.3	Area 5	50	40
Area 6	24.3	19.7	Area 6	45	35

Torbidità (cm visibilità)

Data	
9ago	20set

pH

Data	
9ago	20set

Area 1	20	10	Area 1	6.5	6
Area 2	20	10	Area 2	6.5	6
Area 3	25	10	Area 3	6.5	6
Area 4	25	10	Area 4	6.5	6
Area 5	15	10	Area 5	6.5	6
Area 6	15	10	Area 6	6.5	6

% Ossigeno

Data	
9ago	20set

NO₂⁻

Data	
9ago	20set

Area 1	42.09	16.32	Area 1	0.05	0.00
Area 2	55.10	14.15	Area 2	0.05	0.00
Area 3	53.22	17.41	Area 3	0.05	0.00
Area 4	53.69	11.97	Area 4	0.05	0.00
Area 5	55.57	15.23	Area 5	0.05	0.00
Area 6	46.89	14.15	Area 6	0.05	0.00

NO₃⁻

Data	
9ago	20set

Calcio (mg/l)

Data	
9ago	20set

Area 1	10	10	Area 1	80	90
Area 2	10	10	Area 2	80	90
Area 3	10	10	Area 3	80	90
Area 4	10	10	Area 4	80	90
Area 5	10	25	Area 5	80	90
Area 6	10	10	Area 6	80	90

NH₄⁺

Data	
9ago	20set

Area 1	1.6	1.2
Area 2	1.6	0.8
Area 3	1.6	1.2
Area 4	1.6	1.6
Area 5	1.6	1.6
Area 6	1.6	1.2

Allegato 2- Attività di scavo

Introduzione

In base al comportamento legato alla tana, i gamberi sono classificati come scavatori primari, secondari e terziari. *Procambarus clarkii* viene normalmente considerato uno scavatore secondario/terziario: questa specie vive infatti in acque libere e si ritira nelle tane durante condizioni ambientali sfavorevoli (fasi di disseccamento e di gelo) e durante fasi vulnerabili del ciclo biologico (es. femmine in prossimità di ovodeposizione, individui appena mutati) (Huner & Barr 1984)

Hobbs (1981) ha fornito un'eccellente descrizione del comportamento di scavo di *P. clarkii*, oltre che una classificazione delle diverse categorie di tane. La tana più semplice è una struttura sub-verticale completamente sommersa, raramente più lunga di 15 cm e serve come rifugio temporaneo (Barbaresi et al. 2004a). Tane sub-verticali leggermente più complesse sono frequentemente associate a radici e grovigli di vegetazione, lunghe da 40 a 90 cm e talvolta occluse da tappi di fango. Queste tane possono accogliere da 4 a 10 gamberi. Tane ancora più complesse sono orizzontali a forma di "U" (Parker 1974; Huner e Barr 1984), che presentano molti rami e camere laterali e dove si possono trovare fino a 50 gamberi.

L'attività di scavo si realizza prevalentemente di notte, ma alcune specie di gambero, incluso *P. clarkii*, possono scavare anche durante le ore diurne (Gherardi & Barbaresi 2000). Un elevato numero di studi (Grow & Merchant 1979; Grow 1982; Richardson 1983; Rogers & Huner 1985; Hobbs & Whiteman 1991) ha mostrato che i gamberi sono incapaci di costruire tane permanenti in suoli in cui il sedimento è costituito da frazioni di dimensioni maggiori di quelle della sabbia (superiori cioè a 2 mm) e in cui non vi sia acqua libera (Gherardi 2002; Ihéu et al. 2003). In condizioni favorevoli di terreno e umidità, i gamberi possono smuovere fino a 40.000 Kg ha⁻¹ yr⁻¹ di suolo, migliorando l'ossigenazione dei terreni ma portando spesso alla distruzione degli argini. *Procambarus clarkii* è infatti considerato una vera calamità in molti paesi, a causa dei danni delle attività di scavo che produce alle coltivazioni agricole (Hobbs et al. 1989). Quando lo scavo delle tane è intenso, può causare seri danni ai terreni agricoli (in particolare a colture di riso) e sistemi naturali, causando il collasso degli argini (Correia & Ferreira 1995). L'impatto delle tane di questa specie sull'habitat è scarsamente studiato, eccetto per l'incremento della torbidità dell'acqua con la successiva riduzione della penetrazione della luce e produzione delle piante (Anastácio & Marques 1997; Angeler et al. 2001).

Lo scopo del lavoro è stato quello di (1) valutare l'impatto esercitato a lungo termine dalla presenza delle tane su alcune specie della vegetazione riparia presente all'interno della Riserva, e (2) analizzare diversi aspetti relativi al pattern di costruzione delle tane nel tempo (es. morfologia, distribuzione spaziale, relazione con parametri abiotici etc).

Materiali e metodi

L'esperimento è stato condotto in un canale all'interno dell'area "Righetti-La Monaca" della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. La scelta di tale canale è stata fatta per la sua favorevole conformazione fisica rappresentativa di gran parte dei canali all'interno del Padule (come forma dell'alveo e caratteristiche granulometriche del terreno) e per la presenza di elementi vegetazionali oggetto dell'esperimento. Per l'esperimento, condotto da Giugno a Settembre 2004, è stata delimitata un'area di circa 60 metri di lunghezza e 7 metri di larghezza comprendendo all'interno il tratto di canale, le sponde e una parte di terreno adiacente (per ulteriori informazioni riguardo alla recinzione vedi Materiali e metodi del paragrafo c) Impatto diretto e indiretto sulla comunità algale dell'Allegato 1- Attività di alimentazione). L'area così delimitata è stata suddivisa in 6 transetti di lunghezza 10 metri e larghezza 7 metri. Dei sei transetti delimitati, tre erano caratterizzati da una bassa densità di gamberi e gli altri tre da un'alta densità di gamberi. Un mese prima dell'inizio dell'esperimento (Maggio-Giugno 2004), sono state effettuate delle catture intensive di gamberi mediante nasse in ognuno dei sei transetti con lo scopo di valutare lo stato

iniziale delle dimensioni della popolazione di gamberi (per ulteriori chiarimenti vedi Allegato 3- Struttura di popolazione) e di tenere tre dei transetti sotto controllo nel numero di gamberi presenti. La cattura intensiva dei gamberi nei tre transetti definiti a bassa densità, si è protratta per tutta la durata dell'esperimento (fino a fine Settembre 2004). Nei transetti definiti ad alta densità di gamberi, la cattura intensiva è stata interrotta a fine Giugno 2004. Questi ultimi tre transetti sono stati ripopolati con un eguale numero di individui di *P. clarkii* che presentavano una dimensione mediamente uguale a quelli prelevati.

Il primo scopo dell'esperimento era quello di valutare l'impatto esercitato dalla costruzione di tane su alcune specie vegetali riparie. All'interno di ogni transetto sono state delimitate sei aree di 1 m², tre per ciascuna sponda del canale. La scelta di tale suddivisione è stata fatta per due motivi: (1) la necessità di avere delle aree simili per caratteristiche vegetazionali (per numero e specie di piante), e (2) la necessità di ovviare all'alta densità di piante lungo ciascuna sponda del canale che avrebbe causato un impedimento al lavoro e un maggiore disturbo all'attività degli animali da parte degli sperimentatori. Per ovviare a questo problema, gli sperimentatori utilizzavano le aree limitrofe a quelle delimitate per monitorare lo stato delle piante e delle tane nel tempo.

Le due sponde del canale sono state trattate come due unità sperimentali diverse per differenze nelle specie di piante presenti, nella densità di piante presenti e nella pendenza del terreno. La sponda a dominanza di cannuce (SPONDA CN) era caratterizzata da un'alta densità di *Phragmites australis* e aveva una pendenza più ripida del terreno rispetto alla sponda a dominanza di *Carex riparia* (SPONDA CR) con più bassa densità vegetazionale.

Una settimana prima dell'inizio dell'esperimento, tre specie di piante sono state marcate e numerate, con l'utilizzo di cartellini di plastica, come sotto specificato:

- SPONDA CN: dieci piante di *Phragmites australis* sono state marcate all'interno di ognuna delle 3 aree di ciascun transetto;
- SPONDA CR: dieci piante di *Carex riparia* sono state marcate all'interno di ognuna delle 3 aree di ciascun transetto;
- SPONDA CN e SPONDA CR: sono stati marcati tutti gli elementi di *Carex elata* presenti in ciascuna sponda.

Lo stato delle specie vegetali utilizzate era valutato con un giudizio personale da 0 a 3 in base ad una stima visiva della secchezza delle foglie e della pianta in generale (stato 0: secco; stato 1: buono-secco; stato 2: buono; stato 3: ottimo). Lo stato delle piante è stato registrato una settimana prima dell'inizio dell'esperimento (22 Giugno 2004), alla fine dell'esperimento (20 Settembre 2004) e ogni due settimane per tutta la sua durata.

Il secondo scopo dell'esperimento era quello di studiare i pattern di costruzione di tane nei transetti definiti ad alta densità di gamberi. Le aree utilizzate per questo studio erano le stesse di quelle utilizzate per la valutazione dello stato delle piante. Anche in questo caso, le due sponde del canale sono state trattate come due unità sperimentali differenti.

Una settimana prima dell'inizio dell'esperimento (22 Giugno 2004), alla fine dell'esperimento (20 Settembre 2004) e per tutta la durata dell'esperimento, con cadenza settimanale, le tane venivano marcate con etichette di plastica. I seguenti parametri venivano registrati per tutte le tane, di nuova o di vecchia costruzione:

- Data di scavo: nuova o vecchia;
- Numero di ingressi;
- Distanza dall'acqua;
- Localizzazione spaziale: costruzione in aree prive o con piante, tipo di pianta e suo stato nel tempo;
- Stato delle vecchie tane: buone condizioni, crollo, rielaborazione (se si evidenziavano segni di scavo recente).

Durante tutta la fase sperimentale, con cadenza settimanale e per ciascun transetto, sono stati registrati vari parametri chimico-fisici, quali la temperatura dell'acqua, la profondità dell'acqua, il grado di torbidità (mediante l'utilizzo di un Disco Secchi di 20 cm di diametro), la percentuale di O₂ disciolto nell'acqua (strumento digitale dotato di sonda marca ORION, modello 810) (Tab. 1). E' stata inoltre misurata la temperatura dell'aria (Tab. 1).

Analisi statistica

Per analizzare dati quantitativi (distanze in cm) sono stati condotti il t di Student (t) e l'ANOVA a 1 fattore (F), seguito da un test di Tukey per verificare le differenze tra singoli campioni. Il test di Wilks (G) e il chi quadro (χ^2) sono stati utilizzati per il confronto, rispettivamente, di frequenze osservate verso osservate e di frequenze osservate verso attese. La correlazione di Spearman (r_s) è stata utilizzata per verificare eventuali correlazioni tra le variabili di interesse.

Risultati

a. Impatto sulla vegetazione riparia

L'impatto dell'attività di scavo sulla vegetazione riparia è stato valutato sulla differenza tra stato iniziale e stato finale delle piante considerate; le piante definite "intatte" sono quelle che non hanno subito un cambiamento dello stato dall'inizio alla fine dell'esperimento, mentre le piante definite "alterate" sono quelle che cambiano lo stato (da un grado di 1 a 3) dall'inizio alla fine dell'esperimento.

Tra transetti a bassa e a alta densità di gamberi, è stata riscontrata una differenza significativa tra il numero di piante intatte e il numero di piante alterate tra transetti sia per *Carex riparia* (G = 19.445, df = 5, P = 0.002) sia per *Phragmites australis* (G = 30.764, df = 5, P < 0.001) (Fig. 1). Le piante di *C. riparia* non risultano essere danneggiate dalla presenza di alte densità di gamberi, infatti se per il transetto 3 il numero di piante intatte è maggiore ($\chi^2 = 4.800$, df = 1, P = 0.043) e per i transetti 2 e 5 è minore rispetto alle piante alterate (Transetto 2: $\chi^2 = 4.800$, df = 1, P = 0.043; Transetto 5: $\chi^2 = 10.800$, df = 1, P = 0.002), la proporzione tra i due stati è identica per i rimanenti 3 transetti (Transetto 1: $\chi^2 = 0.034$, df = 1, P ns; Transetto 4: $\chi^2 = 2.133$, df = 1, P ns; Transetto 6: $\chi^2 = 1.200$, df = 1, P ns). Le piante di *P. australis* sono invece danneggiate nei transetti con alte densità di gamberi, che presentano sempre un numero maggiore di piante alterate rispetto a quelle intatte (Transetto 4: $\chi^2 = 19.200$, df = 1, P < 0.001; Transetto 5: $\chi^2 = 10.800$, df = 1, P = 0.002; Transetto 6: $\chi^2 = 8.533$, df = 1, P = 0.006). Nei transetti a bassa densità di gamberi, la proporzione tra piante intatte e piante alterate non è diversa (Transetto 1: $\chi^2 = 2.133$, df = 1, P ns; Transetto 2: $\chi^2 = 1.200$, df = 1, P ns; Transetto 3: $\chi^2 = 1.200$, df = 1, P ns). Visto l'esiguo numero di piante di *Carex elata* in ciascuna area all'interno dei transetti, l'analisi è stata condotta sui dati unificati dei tre transetti appartenenti ad uno stesso trattamento (bassa o alta densità di gamberi). In questo caso, la proporzione tra piante intatte e alterate è risultato diverso nei due trattamenti (G = 12.977, df = 1, P = 0.002), con un numero maggiore di piante intatte in presenza di basse densità di gamberi (Fig. 1).

b. Pattern di costruzione delle tane

Differenza tra transetti a bassa e ad alta densità di gamberi

I risultati mostrano una distribuzione diversa delle tane tra i sei transetti nelle due sponde, con un maggiore numero di tane nelle sponde dove sono presenti gamberi ad alta densità (e di taglia maggiore) sia per la sponda a *Phragmites australis* ($\chi^2 = 60.259$, df = 5, P < 0.001) sia per quella a *Carex riparia* ($\chi^2 = 39.634$, df = 5, P < 0.001) (Fig. 2).

c. Sponda a dominanza di *Phragmites australis*

Tane di nuova costruzione

Nell'area di studio, sono state marcate 73 tane e nel corso dei tre mesi di studio, la densità delle tane è aumentata da 1.1 per m² a 8.1 per m². Dalla osservazione della struttura superficiale è emerso che delle 73 tane marcate, il 91.7% aveva una sola apertura e l'8.3% ne presentava due. Il numero di tane è ovviamente aumentato significativamente nel tempo ($r_s = 0.996$, $P < 0.001$, $N = 12$) (Fig. 3).

In particolare, è stata evidenziata una differenza dell'attività di scavo nelle settimane ($\chi^2 = 61.243$, $df = 11$, $P < 0.001$) (Fig. 4), più intensa durante la seconda, la quarta, la sesta e l'ottava settimana di studio. L'attività di scavo risultava essere correlata significativamente con l'aumento di temperatura dell'acqua ($r_s = 0.653$, $P = 0.021$, $N = 12$) ma non con la profondità dell'acqua ($r_s = 0.249$, P ns, $N = 12$) e la percentuale di ossigeno disciolto ($r_s = 0.598$, P ns, $N = 11$).

La maggior parte delle tane era costruita a una distanza inferiore ai 60 cm dalla sponda ($\chi^2 = 28.753$, $df = 3$, $P < 0.001$). Nelle diverse settimane, le tane neo-costruite avevano la stessa distanza dall'acqua di quelle vecchie ($F_{1,16} = 4.207$, P ns) (Fig. 5).

Delle 73 tane marcate, il 67.2% era costruito su terreno privo di piante, il 20.5% era scavato tra le radici di *Carex elata*, e il 12.3% si trovava tra elementi di *Phragmites australis* (Fig. 6). L'attività di scavo, presente su 6 elementi di *C. elata* (con 1-3 tane per pianta), ha portato al danneggiamento della metà delle piante. Nel caso di *P. australis*, solo 3 dei 9 gruppi di piante intaccati ha subito un danno dovuto alla presenza delle tane.

Tane restaurate

Il 30.1% delle tane è stato restaurato nel corso dei tre mesi di studio. Il 68.2% di queste tane è stato restaurato una volta sola e il 27.3% due volte. Le tane non hanno manifestato un cambiamento nel numero di entrate durante il periodo di studio.

Il numero delle tane restaurate nelle settimane non era correlato con alcuno dei parametri abiotici misurati (temperatura dell'acqua: $r_s = 0.303$, $P =$ ns, $N = 12$; profondità dell'acqua: $r_s = -0.077$, P ns, $N = 12$; percentuale di ossigeno disciolto: $r_s = 0.164$, P ns, $N = 11$). Le tane restaurate durante l'ultima fase avevano una distanza maggiore dall'acqua rispetto a quelle restaurate nelle settimane precedenti ($F_{5,24} = 4.347$, $P = 0.006$).

Anche se la proporzione tra tane restaurate e tane vecchie (escluse le tane crollate e quelle di nuovo scavo) variava nelle settimane ($G = 20.343$, $df = 6$, $P = 0.004$), il numero di tane restaurate era sempre significativamente minore di quello delle vecchie tane (per ogni giorno: $\chi^2 > 11.764$, $df = 1$, $P < 0.001$) (Fig. 7). La proporzione tra tane restaurate e tane neo-costruite non è cambiato nelle settimane ($G = 13.946$, $df = 6$, P ns); il numero di tane restaurate è risultato infatti sempre uguale a quello delle tane neo-costruite (χ^2 non calcolati per N bassi) (Fig. 8). Per ogni settimana in cui si sono trovate tane lavorate, queste distavano dall'acqua quanto quelle vecchie (non lavorate e non crollate) e quelle nuove ($F_{2,15} = 0.919$, P ns) (Fig. 9).

Tane crollate

Delle 73 tane scavate nei tre mesi di studio, il 43.8% è crollato. Nel corso delle settimane, il numero delle tane crollate non era correlato con la temperatura dell'aria ($r_s = -0.116$, $P =$ ns, $N = 12$); queste tane non presentavano una distanza differente dall'acqua nelle settimane ($F_{3,28} = 2.564$, P ns).

Nelle diverse settimane, la proporzione tra tane crollate e tane vecchie non crollate (escluse quelle di nuovo scavo) variava ($G = 37.447$, $df = 6$, $P < 0.001$); le tane vecchie intatte erano sempre maggiori rispetto a quelle crollate (χ^2 non calcolati per N bassi) (Fig. 10). Per ogni settimana in cui si sono trovate tane crollate, queste avevano una distanza dall'acqua simile a quelle vecchie non crollate ($F_{1,6} = 0.620$, P ns) (Fig. 11).

d. Sponda a dominanza di *Carex riparia*

Tane di nuova costruzione

Nell'area di studio, sono state marcate 84 tane e nel corso dei tre mesi di studio, la densità delle tane è aumentata da 0.7 per m² a 9.4 per m². Dalla osservazione della struttura

superficiale è emerso che delle 84 tane marcate, il 94% aveva una sola apertura e il 6% ne presentava due. Il numero di tane è infatti aumentato significativamente nel tempo ($r_s = 0.998$, $P < 0.001$, $N = 12$) (Fig. 12).

In particolare, è stata evidenziata una differenza nell'attività di scavo nelle settimane ($\chi^2 = 53.210$, $df = 11$, $P < 0.001$) (Fig. 13), più intensa durante la seconda, la quarta, la sesta, e l'ottava settimana di studio. L'attività di scavo risulta correlata significativamente con l'aumento di temperatura dell'acqua ($r_s = 0.594$, $P = 0.042$, $N = 12$) ma non con la profondità dell'acqua ($r_s = 0.037$, P ns, $N = 12$) e la percentuale di ossigeno disciolto ($r_s = 0.261$, P ns, $N = 11$).

La maggior parte delle tane era costruita a una distanza inferiore ai 30 cm dalla sponda ($\chi^2 = 95.366$, $df = 3$, $P < 0.001$). Nelle diverse settimane, le tane neo-costruite avevano una distanza minore dall'acqua di quelle vecchie ($F_{1,16} = 6.216$, $P = 0.024$) (Fig. 14).

Delle 84 tane marcate, l'84.5% era costruito su terreno privo di piante, il 13.1% tra elementi di *Phragmites australis*, e il 2.4% tra elementi di *Carex riparia* (Fig. 15). Nel caso di *P. australis*, 6 di 11 gruppi di piante intaccati ha subito un danno dovuto alla presenza delle tane.

Tane restaurate

Il 25% delle tane è stato restaurato nel corso dei tre mesi di studio. Il 61.9% di queste tane è stato restaurato una volta sola e il 38.1% due volte. Le tane non hanno manifestato un cambiamento nel numero di entrate durante il periodo di studio.

Il numero delle tane restaurate nelle settimane non era correlato con i parametri abiotici misurati (temperatura dell'acqua: $r_s = 0.185$, $P =$ ns, $N = 12$; profondità dell'acqua: $r_s = -0.368$, P ns, $N = 12$; percentuale di ossigeno disciolto: $r_s = -0.100$, P ns, $N = 11$). Le tane restaurate presentavano un'alta variabilità in relazione alla distanza di scavo dall'acqua nelle settimane ($F_{5,25} = 3.960$, $P = 0.009$).

Anche se la proporzione tra tane restaurate e tane vecchie (escluse le tane crollate e quelle di nuovo scavo) variava nelle settimane ($G = 25.583$, $df = 8$, $P = 0.001$), il numero di tane restaurate era sempre significativamente minore di quello delle vecchie tane (per ogni settimana: $\chi^2 > 6.545$, $df = 1$, $P < 0.018$; χ^2 non calcolabile per la terza e la decima settimana) (Fig. 16). La proporzione tra tane restaurate e tane neo-costruite variava nelle settimane ($G = 27.717$, $df = 8$, $P = 0.001$); il numero di tane restaurate è risultato essere minore o uguale a quello delle tane neo-costruite nelle diverse settimane (χ^2 non calcolati per n troppo bassi) (Fig. 17). La distanza dall'acqua di tane lavorate, di nuovo e di vecchio scavo (escluso le tane crollate) era simile nei diversi giorni ($F_{2,9} = 2.154$, P ns) (Fig. 18).

Tane crollate

Delle 84 tane scavate nei tre mesi di studio, il 21.4% è crollato. Il numero delle tane crollate non era correlato con la temperatura dell'aria nei giorni ($r_s = -0.566$, $P =$ ns, $N = 12$). Nelle due settimane in cui c'è stato un notevole aumento di tane crollate, la distanza dall'acqua è risultata diversa ($t = -6.028$, $df = 13$, $P < 0.001$).

Nelle diverse settimane, la proporzione tra tane crollate e tane vecchie non crollate (escluse quelle di nuovo scavo) variava ($G = 35.507$, $df = 6$, $P < 0.001$); le tane vecchie intatte erano sempre maggiori rispetto a quelle crollate (χ^2 non calcolati per N bassi) (Fig. 19). Per ogni settimana in cui si sono trovate tane crollate, queste avevano una distanza dall'acqua simile a quelle vecchie non crollate ($F_{1,4} = 0.651$, P ns) (Fig. 20).

Discussione

L'impatto sulla vegetazione riparia legato alla costruzione di tane da parte di *P. clarkii* è stato oggetto di un numero esiguo di lavori (es. Richardson & Wrong 1995), probabilmente perché sono necessari studi di lunga durata e perché è difficile poter analizzare separatamente l'effetto esercitato dalle tane da quello esercitato da fattori ambientali (es. piogge, temperature elevate e quindi aridità del terreno). Questo studio ha fornito dei risultati che possono far presupporre una relazione negativa tra attività di scavo e stato di alcune specie vegetali riparie nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. I risultati

inerenti la marcatura delle piante, mostrano una differenza nello stato finale delle specie *Phragmites australis* e *Carex elata* ma non in quello della specie *C. riparia* tra aree in cui sono presenti una bassa e un'alta attività di scavo. I risultati inerenti l'impatto diretto esercitato dall'attività di scavo di *P. clarkii* non evidenziano una differenza nel numero di piante intatte o alterate ma comunque mostrano che circa la metà delle specie *C. elata* e *P. australis*, su cui sono costruite le tane, subiscono un danno. Questo è legato a una maggiore esposizione delle radici all'aria di *C. elata*, e a uno stato di secchezza maggiore sia per *C. elata* sia per *P. australis*. Le tane non sono state trovate su *C. riparia*, probabilmente perché questa specie si trova a una distanza superiore a 1 m dall'acqua, area in cui non è stata trovata un'alta attività di scavo. Ulteriori studi a lungo termine sono necessari per valutare gli effetti sinergici nel tempo dell'attività di scavo e dell'attività alimentare di *P. clarkii* nei confronti di queste specie di macrofite. È stato infatti notato che l'attività alimentare di *P. clarkii* può provocare danni sulle specie *P. australis* (con taglio alla base delle piante) e *Carex elata* (con consumo delle radici) (R. Petrini, comunicazione personale).

La densità delle tane nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio risulta elevata, probabilmente perché l'area è caratterizzata da suoli costituiti prevalentemente da sabbia e argilla. Le tane vengono infatti costruite in habitat che presentano suoli con caratteristiche granulometriche favorevoli, con un sedimento costituito da frazioni di dimensioni inferiori a 2 mm (Grow & Merchant 1979; Grow 1982; Richardson 1983; Rogers & Huner 1985; Hobbs & Whiteman 1991).

Nell'area di studio analizzata, le tane hanno raggiunto densità elevate in entrambe le sponde dove era presente un numero elevato di gamberi appartenenti a classi di taglia maggiori (cefalotorace > di 35 mm) (8.1 tane/m² nella sponda a dominanza di *P. australis* e 9.4 tane/m² nella sponda a dominanza di *C. riparia*). Un risultato simile è stato evidenziato in uno studio precedente (Correia & Ferreira 1995), in cui gli individui di *P. clarkii* che costruivano tane avevano un cefalotorace compreso tra 35 e 43 mm.

Il numero di tane scavate è aumentato nel tempo in entrambe le sponde ed è risultato correlato con l'aumento della temperatura dell'acqua. Questo non sorprende dato che uno dei ruoli svolto dalle tane è proprio quello di offrire un habitat la cui temperatura è minore rispetto a quella dell'ambiente circostante. È da sottolineare che nei mesi estivi, la temperatura dell'acqua nel Padule di Fucecchio può raggiungere valori elevati, anche a causa della carenza e del basso ricambio di acqua a cui sono soggetti i canali. Il numero di tane costruite nel tempo non è risultato invece essere correlato né con la percentuale di ossigeno disciolto in acqua né con la profondità dell'acqua, probabilmente perché questi due parametri hanno subito frequenti variazioni in relazione alle piogge che si sono verificate a intermittenza di due settimane. È interessante notare che l'attività di scavo è risultata intensa durante luglio e agosto, soprattutto quando nel corso della settimana non era piovuto, e come la temperatura dell'acqua è aumentata nel tempo e gli altri due parametri sono invece oscillati.

Il numero finale di tane è risultato maggiore nella sponda a dominanza di *C. riparia*; la preferenza mostrata dai gamberi per tale sponda può essere legata a fattori quali la diversa pendenza del terreno (meno ripida per la sponda a dominanza di *C. riparia*), la differente densità di piante presenti (minore nella sponda a dominanza di *C. riparia*; una bassa densità di piante e quindi la minore presenza di radici potrebbe rendere il terreno particolarmente adatto allo scavo) ed eventualmente la diversa composizione del terreno (la cui analisi non è stata condotta in questo studio). Inoltre, la maggiore tendenza al crollo delle tane nella sponda a dominanza di *P. australis* (43.8% verso 21% nella sponda a dominanza di *C. riparia*) può indurre *P. clarkii* a preferire un'area rispetto all'altra. Infatti, se la percentuale di tane restaurate era simile nelle due sponde (30.1% nella sponda a dominanza di *P. australis* e 25% nella sponda a dominanza di *C. riparia*), nella sponda a dominanza di *P. australis*, il numero di tane restaurate risultava minore o uguale al numero

di tane nuove nelle settimane mentre nell'altra sponda questo era sempre minore. Questa differenza sembra quindi da mettere in relazione al numero di tane neo-costruite, maggiore nella sponda a dominanza di *C. riparia*, piuttosto che a un numero diverso di tane restaurate. Anche la distanza dall'acqua a cui venivano costruite le tane risultava diversa tra le due sponde (< 30 cm nella sponda a dominanza di *C. riparia* e < 60 cm nella sponda a dominanza di *P. australis*). Questa differenza potrebbe essere messa in relazione con la diversa composizione del suolo, ma è più probabile che sia legata a una differenza nella concentrazione di acqua libera presente nel terreno (Gherardi 2002; Ilhéu et al. 2003). Infatti, il grado di umidità del suolo costituisce una condizione fondamentale per la costruzione delle tane (Burras et al. 1995). Uno studio precedente condotto sull'attività di scavo di *P. clarkii* ha evidenziato come la maggiore presenza di tane neo-costruite entro 10 cm dall'acqua fosse legato non alla composizione del suolo (identica nello spazio) ma al grado di umidità (Barbaresi et al. 2004a).

La tendenza al crollo delle tane e alla loro ristrutturazione da parte dei gamberi è legata al grado di umidità del suolo (Barbaresi et al. 2004a), e quindi, in generale, alla loro vicinanza all'acqua. Nel mio studio, in entrambe le sponde, le tane restaurate e le tane crollate si trovavano a una distanza minore dall'acqua rispetto alle non restaurate e alle crollate, rispettivamente, ma non è risultata alcuna differenza significativa. Una causa di tale risultato può essere messa in relazione con le piogge verificatesi nel corso dello studio che possono avere reso il suolo maggiormente umido anche a distanze maggiori dall'acqua.

In conclusione, l'attività di scavo di *P. clarkii* nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio è intensa. Il pattern di costruzione di tane è legato a diverse caratteristiche ambientali (es. tipo di sedimento, densità vegetazionale, condizioni climatiche) e può influenzare negativamente lo stato della vegetazione riparia. E' da sottolineare la necessità di studiare l'impatto dell'attività di scavo di *P. clarkii* sui processi di erosione degli argini dei canali presenti all'interno della Riserva. Negli ultimi anni; infatti, i canali hanno subito un aumento in larghezza e una diminuzione di profondità con conseguente diminuzione di quantità di acqua presente (comunicazione personale).

Tab. 1 - Parametri chimico-fisici misurati durante le dodice settimane di esperimento per le aree a bassa densità e a alta densità di gamberi.

Temperatura acqua (°C)													Densità
Area	Settimana												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1	24.8	21.7	21.0	22.8	22.3	25.0	24.5	26.5	21.9	21.1	19.5	19.6	Bassa
2	24.8	21.4	21.4	22.9	23.3	25.0	24.0	25.5	21.8	21.2	19.2	20.2	
3	25.2	21.4	21.3	22.7	23.3	25.0	24.0	25.2	21.9	21.4	19.0	19.9	
4	25.4	21.4	21.6	22.9	23.6	25.1	24.1	25.9	22.9	21.6	19.2	19.6	Alta
5	25.5	21.6	22.1	23.5	22.8	25.4	24.1	25.3	22.6	21.1	19.2	19.3	
6	25.2	21.7	21.3	22.8	22.9	25.4	24.3	25.4	22.1	21.0	19.1	19.7	

Profondità acqua (cm)													Densità
Area	Settimana												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1	70	65	65	60	65	60	70	50	45	40	30	55	Bassa
2	50	45	45	40	45	40	50	35	30	25	15	40	
3	50	45	45	40	45	40	50	35	30	25	15	40	
4	50	40	45	40	45	40	50	35	30	25	15	40	Alta
5	45	40	45	40	45	40	50	35	30	25	15	40	
6	40	40	40	35	40	35	45	30	25	20	10	35	

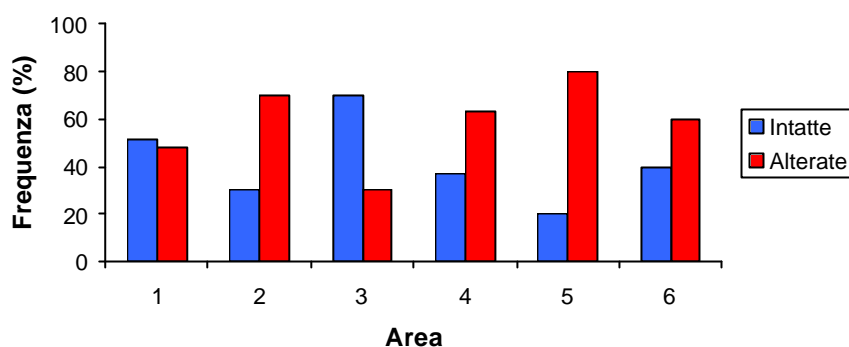
Torbidità (cm visibilità)													Densità
Area	Settimana												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1	45	40	35	25	25	25	20	40	20	20	25	10	Bassa
2	40	45	35	20	30	30	20	35	25	20	15	10	
3	40	40	35	20	25	25	25	30	15	20	15	10	
4	20	20	15	15	10	10	25	15	15	10	10	10	Alta
5	30	25	15	15	10	10	15	20	15	10	10	10	
6	25	25	10	15	15	15	15	20	15	10	10	10	

Concentrazione ossigeno (%)													Densità
Area	Settimana												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1	27.51	39.84	23.57	19.54	27.30	/	42.09	32.61	39.43	8.93	9.67	16.32	Bassa
2	43.54	39.28	24.13	20.69	27.07	/	55.10	42.27	56.02	6.70	9.67	14.15	
3	37.08	39.06	26.71	22.99	23.85	/	53.22	31.40	59.20	5.58	8.59	17.41	
4	40.67	37.60	26.26	22.99	16.94	/	53.69	31.40	47.84	4.46	10.74	11.97	Alta
5	45.33	36.14	23.23	25.29	18.32	/	55.57	28.99	33.75	4.46	6.44	15.23	
6	36.12	38.38	24.92	17.24	20.62	/	46.89	36.23	45.34	7.81	7.52	14.15	

Temperatura aria (°C)												
Settimana												
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
29.7	27.5	25.9	28.5	27.1	30.2	31.1	31.8	27	28.1	24	25	

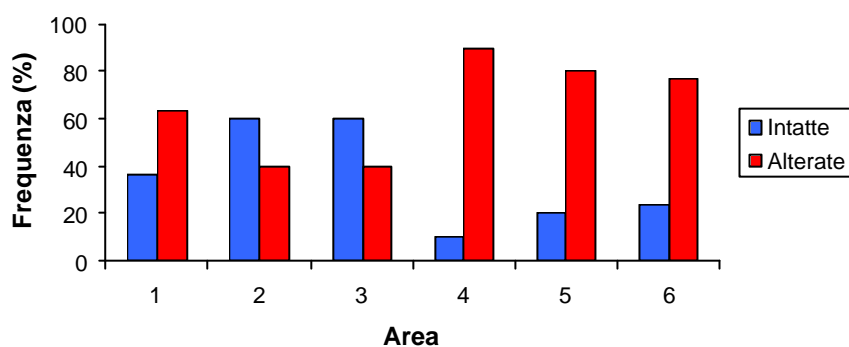
Carex riparia

G=19.445, df=5, P=0.002



Phragmites australis

G=30.764, df=5, P<0.001



Carex elata

G=12.977, df=1, P=0.002

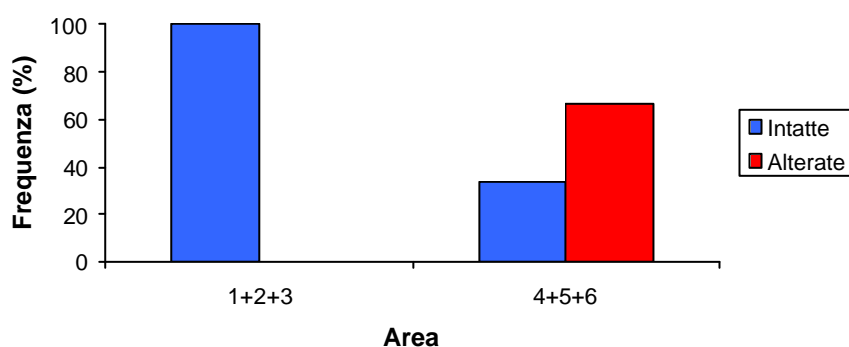
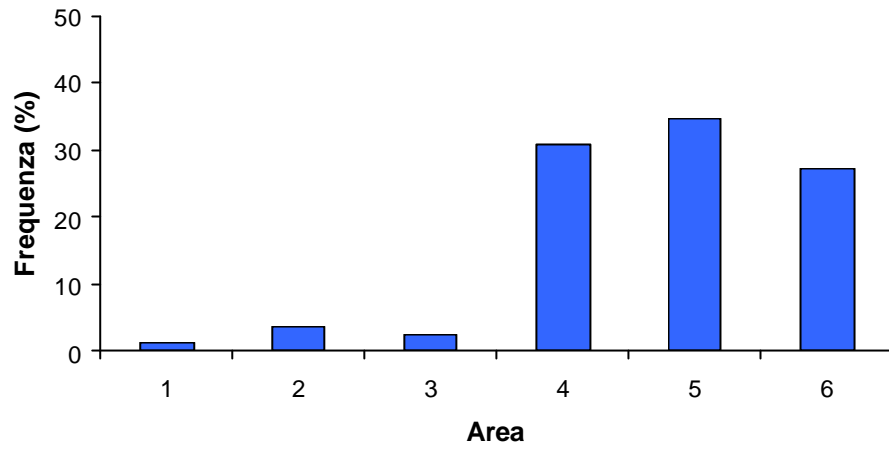


Fig. 1 - Distribuzione (%) delle piante intatte e alterate nei sei transetti di studio. 1,2,3 = Bassa densità di gamberi; 4,5,6 = Alta densità di gamberi.

Sponda CN

$\chi^2=60.259$, $df=5$, $P<0.001$



Sponda CR

$\chi^2=39.634$, $df=5$, $P<0.001$

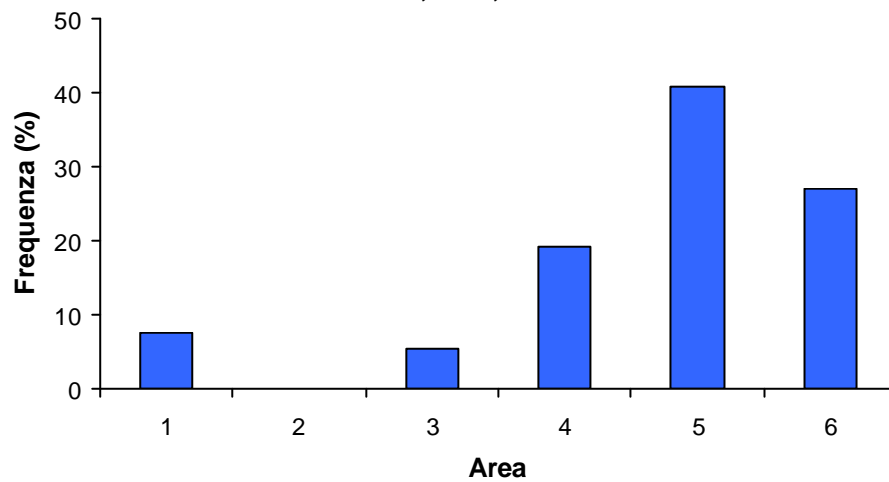


Fig. 2 - Distribuzione (%) delle tane nelle sponde a dominanza di *Phragmites australis* (CN) e di *Carex riparia* (CR) nei sei transetti di studio.

Sponda CN

$r_s=0.996$, $P<0.001$, $N=12$

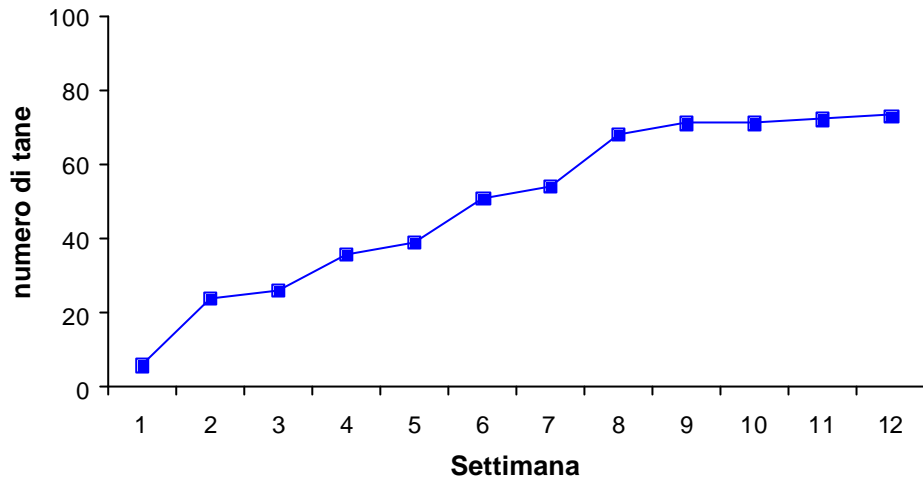
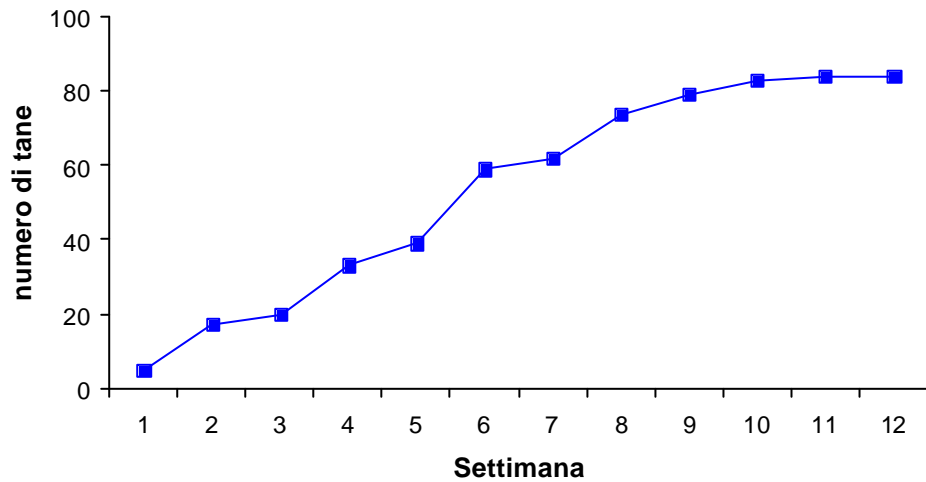


Fig. 3 - Incremento del numero di tane durante le dodici settimane di studio nella sponda a dominanza di *Phragmites australis*.

Sponda CR

$r_s=0.998$, $P<0.001$, $N=12$



Tab. 12 - Incremento del numero di tane durante le dodici settimane nella sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR).

Sponda CN

$\chi^2=61.243$, $df=11$, $P<0.001$

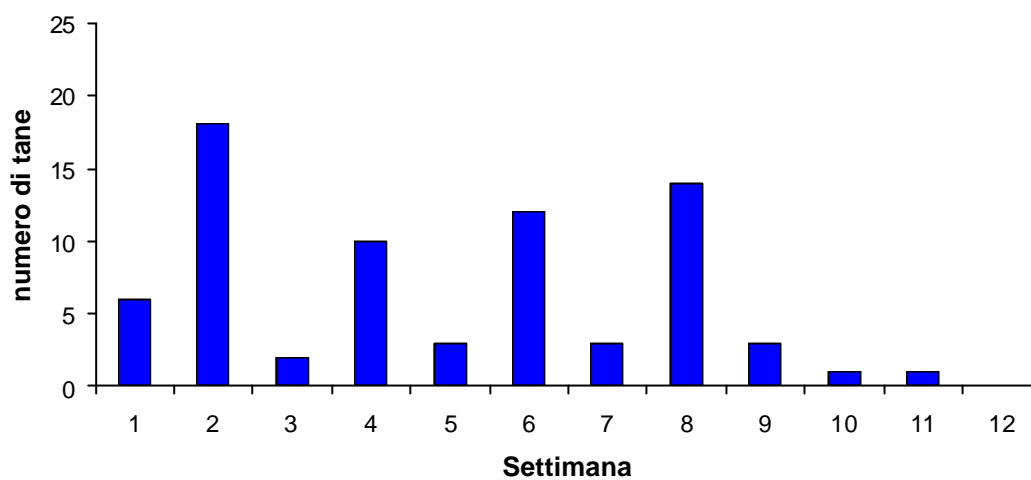


Fig. 4 - Distribuzione (%) del numero di delle tane neo-costruite nelle settimane nella sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN).

Sponda CR

$\chi^2=53.210$, $df=11$, $P<0.001$

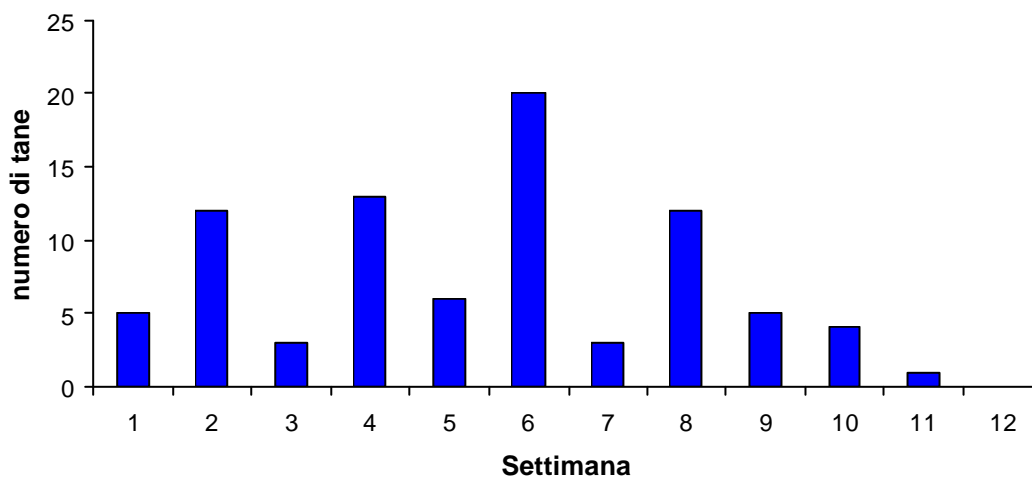


Fig. 13 - Distribuzione (%) del numero di delle tane neo-costruite nelle settimane nella sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR).

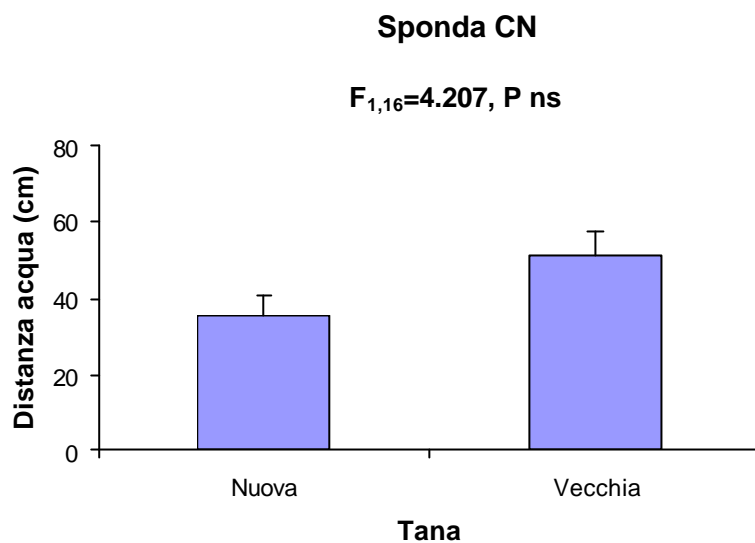


Fig. 5 - Confronto nella distanza media dall'acqua tra tane nuove e vecchie nelle settimane. CN = sponda a dominanza di *Phragmites australis*. Non si considerano i 3 giorni finali per il numero esiguo di tane neo-costruite.

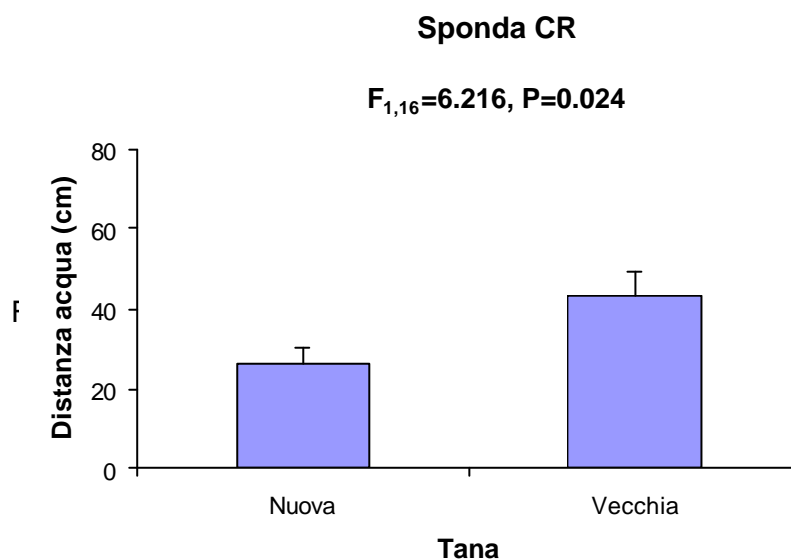


Fig. 14 - Confronto nella distanza media dall'acqua tra tane nuove e vecchie nelle settimane. CR = sponda a dominanza di *Carex riparia*. Non si considerano i 3 giorni finali per il numero esiguo di tane neo-costruite.

Sponda CN

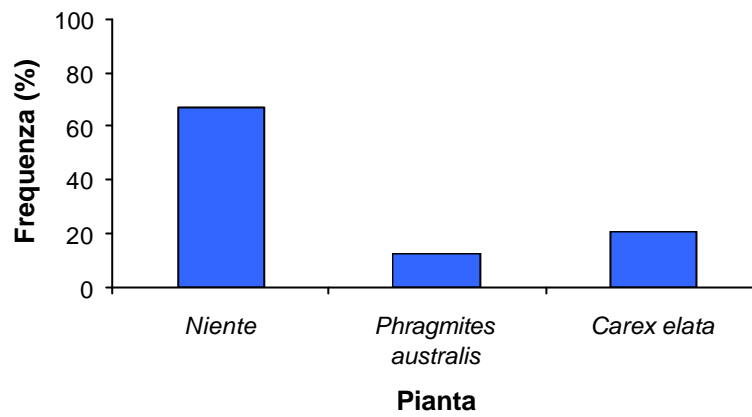


Fig. 6 - Sponda a dominanza di *Phragmites australis* : distribuzione delle tane neo-costruite.

Sponda CR

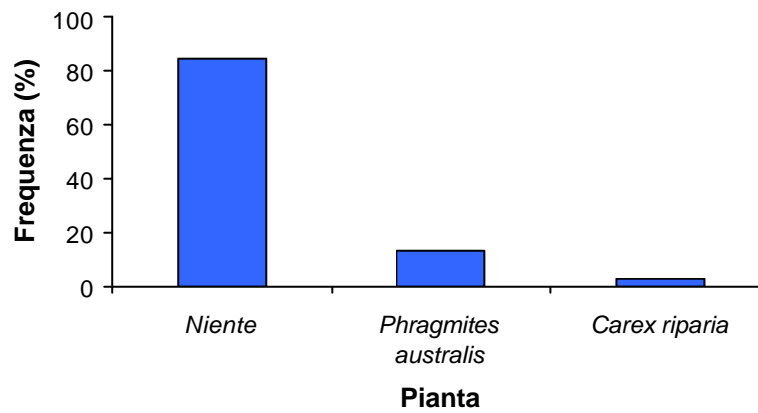


Fig. 15 - Sponda a dominanza di *Carex riparia* : distribuzione delle tane neo-costruite.

Sponda CN

$X^2 > 11.764$, $df=1$, $P < 0.001$

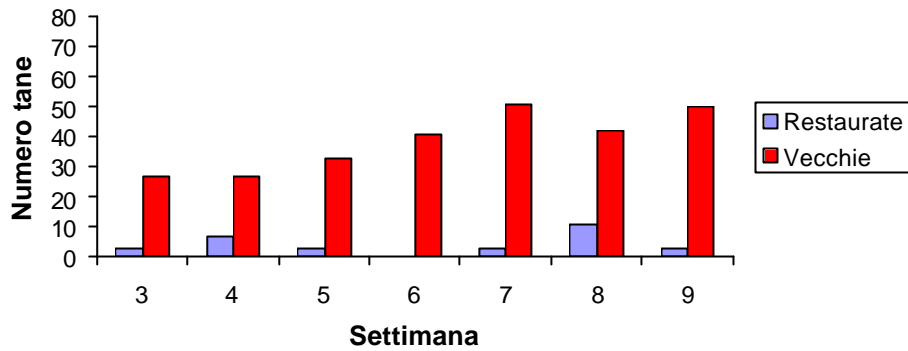


Fig. 7 - Confronto tra il numero di tane restaurate e vecchie nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN). I giorni 1, 2, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

Sponda CR

$X^2 > 6.545$, $df=1$, $P < 0.018$

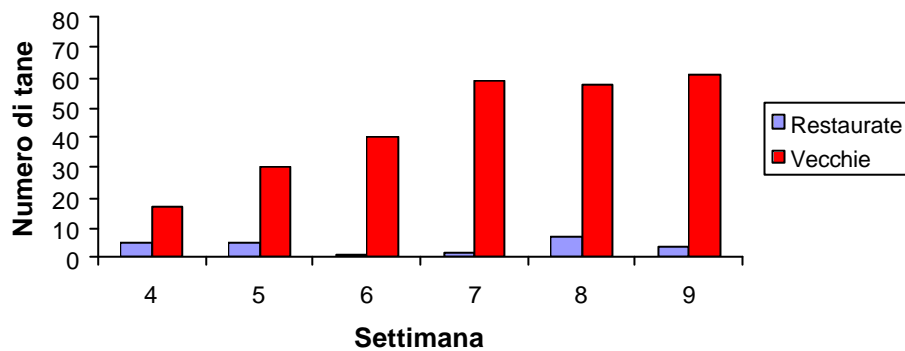


Fig. 16 - Confronto tra il numero di tane restaurate e vecchie nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR). I giorni 1, 2, 3, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

Sponda CN

G=13.946, df=6, P ns

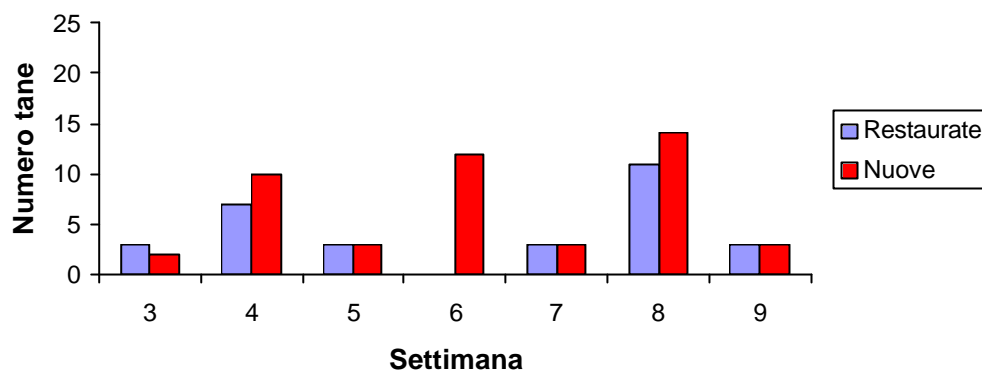


Fig. 8 - Confronto tra il numero di tane restaurate e nuove nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN). I giorni 1, 2, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

Sponda CR

G=27.717, df=8, P=0.001

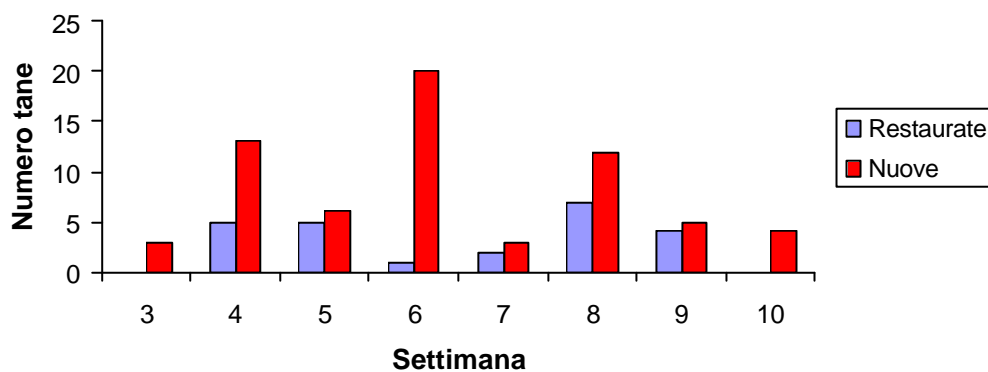


Fig. 17 - Confronto tra il numero di tane restaurate e nuove nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR). I giorni 1, 2, 3, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

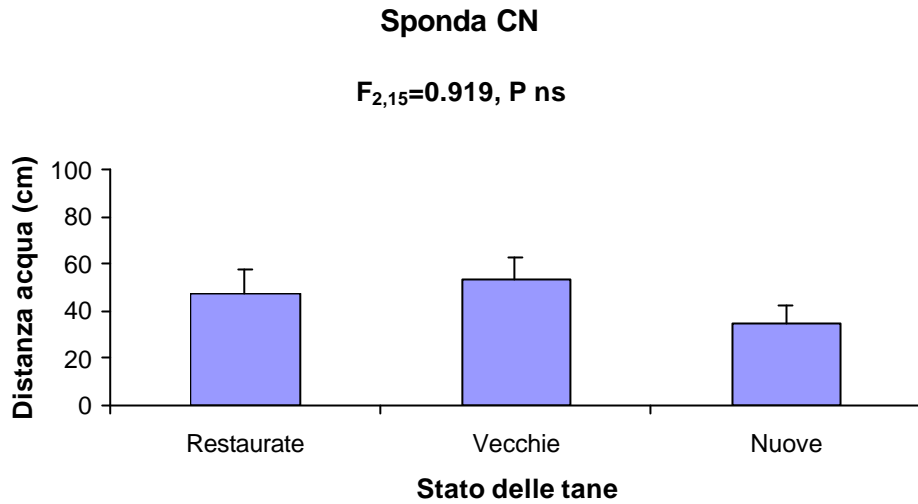


Fig. 9 - Sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN): confronto della distanza media dall'acqua di tane restaurate, vecchie e nuove per le settimane in cui sono state trovate tane restaurate.

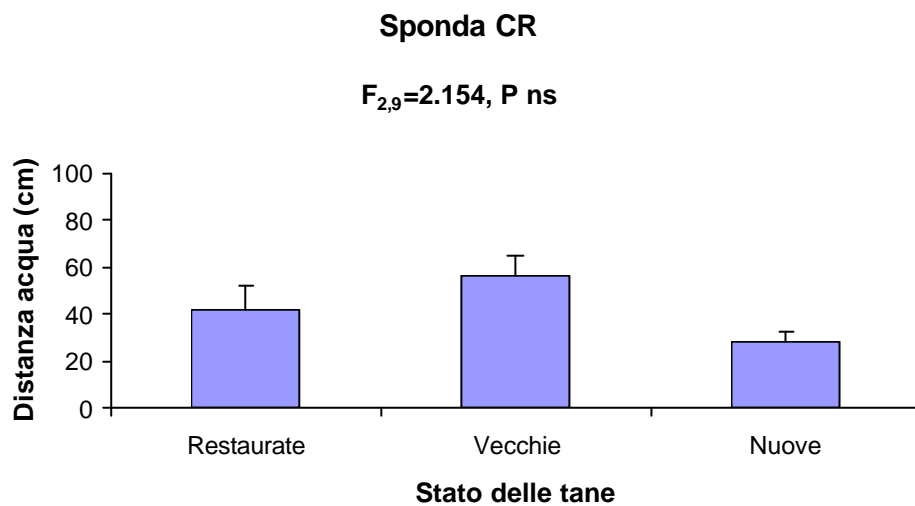


Fig. 18 - Sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR): confronto della distanza media dall'acqua di tane restaurate, vecchie e nuove per le settimane in cui sono state trovate tane restaurate.

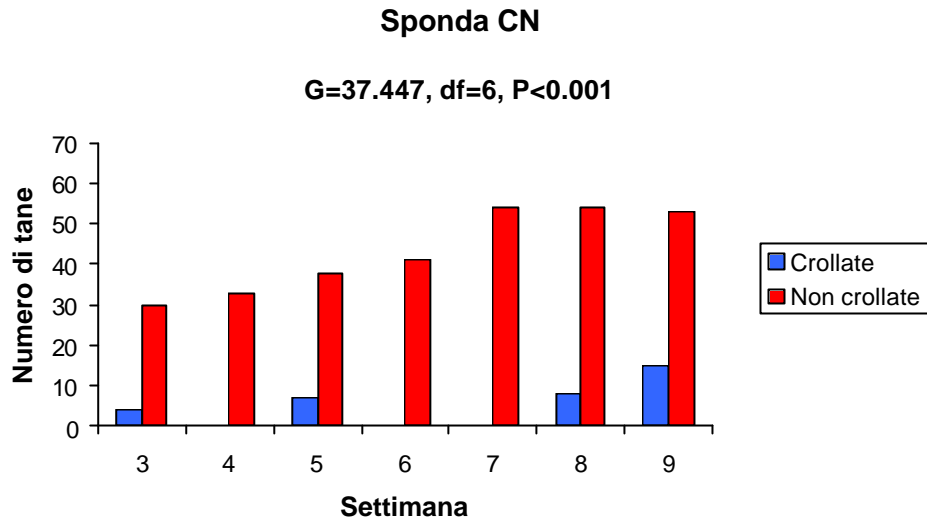


Fig. 10 - Confronto tra il numero di tane crollate e non crollate nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN). I giorni 1, 2, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

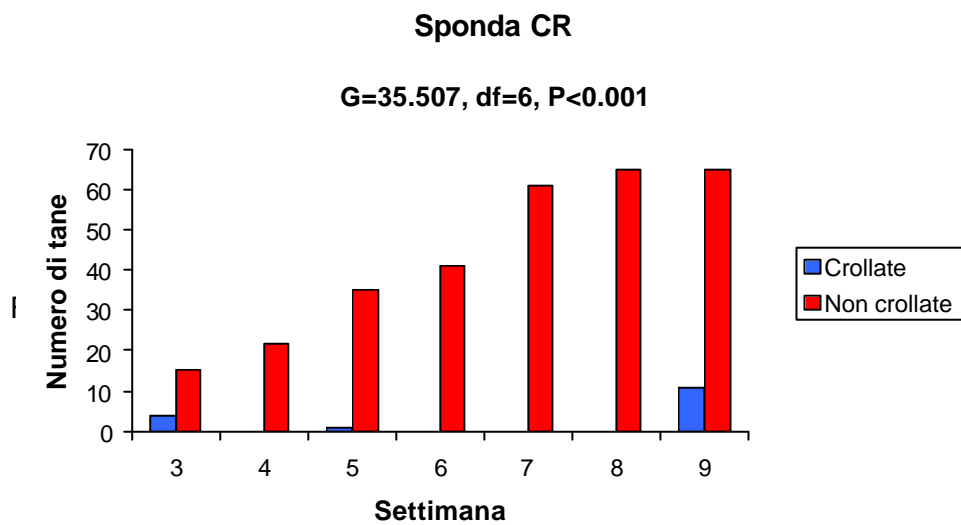


Fig. 19 - Confronto tra il numero di tane crollate e non crollate nei giorni 3 - 9 nella sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR). I giorni 1, 2, 3, 10, 11, 12 non sono inclusi per mancanza di tane restaurate.

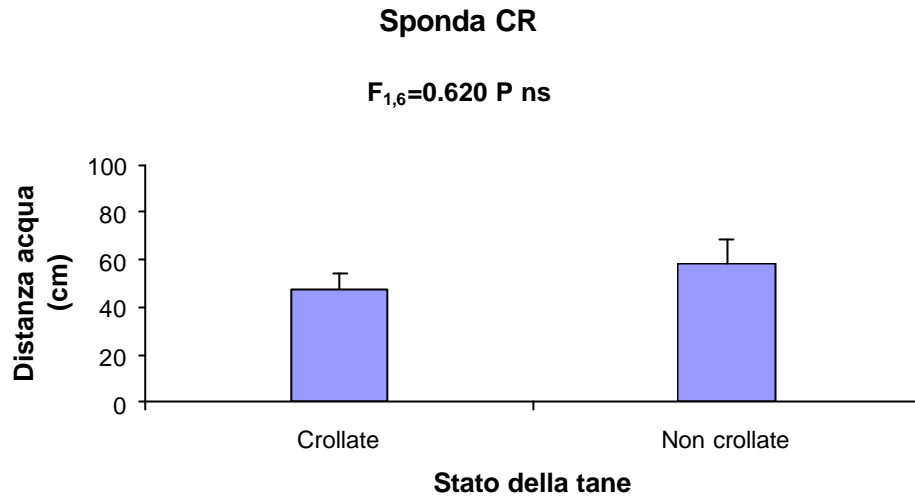


Fig. 11 - Sponda a dominanza di *Phragmites australis* (CN): confronto della distanza media dall'acqua di tane crollate e non crollate.

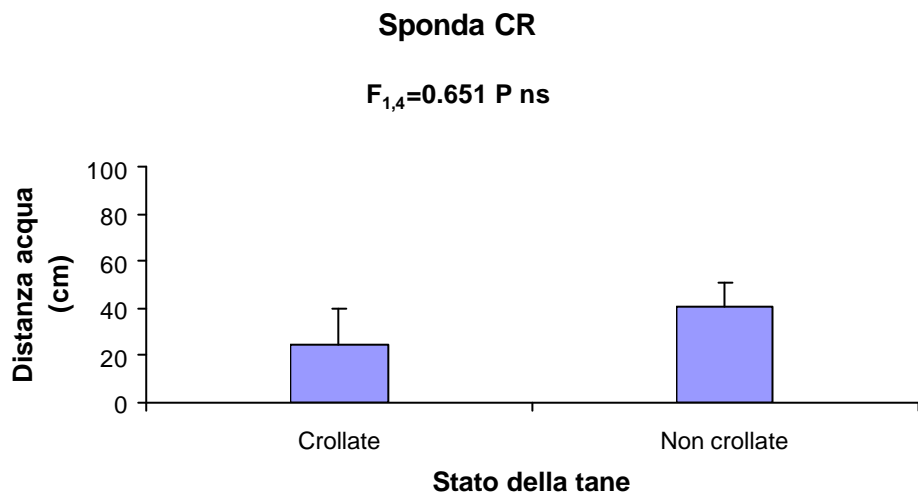


Fig. 20 - Sponda a dominanza di *Carex riparia* (CR): confronto della distanza media dall'acqua di tane crollate e non crollate.

Allegato 3. Struttura di popolazione

Introduzione

In letteratura, si è più volte tentato di individuare le caratteristiche morfologiche, fisiologiche e biologiche che possono costituire indicatori affidabili della probabilità che una specie, animale o vegetale, si trasformi in un invasore di successo una volta che sia stata introdotta in una nuova area (Williamson 1996). Anche se appare chiaro che non è possibile operare generalizzazioni, studi dettagliati, condotti sulle singole specie e sui loro habitat potenziali, possono comunque permettere previsioni accurate sul loro potenziale “invasivo” (Ruesink et al. 1995).

Uno degli approcci più informativi per sviluppare previsioni sull’impatto di specie invasive è costituito dal confronto tra popolazioni della stessa specie che hanno invaso ambienti diversi. Questo approccio permette di verificare la reperibilità delle caratteristiche invasive della specie in diversi contesti biotici e abiotici in cui è stata introdotta (Grosholz & Ruiz 1996) e aiuta a operare previsioni su potenziali altre invasioni. I risultati ottenuti da ricerche condotte utilizzando questo approccio hanno permesso di evidenziare alcune tra le caratteristiche eco-etologiche della specie *Procambarus clarkii* che ne favoriscono una rapida diffusione in natura:

- Ciclo biologico altamente plastico, che riflette il ciclo idrogeologico e le variazioni della temperatura dell’acqua delle aree invase (Gutierrez -Yurrita et al. 1999);
- Resistenza a stress ambientali, quali temperature estreme (Gherardi & Holdich 1999; Paglianti & Gherardi 2002), assenza di acqua superficiale, salinità, basse concentrazioni di ossigeno e presenza di agenti inquinanti (Gherardi et al. 2002a);
- Uso di tane, come risorsa fondamentale in alcuni momenti delicati del ciclo vitale (muta e riproduzione) e in condizioni ambientali estreme (disseccamento ed elevate temperature);
- Elevata capacità di dispersione attiva (Gherardi et al. 2000; Gherardi et al. 2002b; Gherardi & Barbaresi 2000; Gherardi et al. 2002c, Barbaresi et al. 2004b);
- Abitudini alimentari generaliste (Gherardi et al. in prep.);
- Superiorità competitiva rispetto alle specie indigene per maggiori dimensioni, chele più grandi ed efficienti e maggiore aggressività (Gherardi & Cioni 2004).

Quando la specie alloctona diventa invasiva in un nuovo ambiente, risulta importante lo studio approfondito della popolazione e del ciclo biologico della specie in oggetto, che in seguito potrà diventare un prezioso e indispensabile strumento, qualunque sia l’intervento richiesto.

Una popolazione naturale può essere studiata attraverso l’analisi delle sue dimensioni, della sua struttura (intesa come distribuzione degli individui per classi di taglia e per sessi) e della sua dinamica (intesa come variazione della struttura nel corso annuale e pluriennale).

In linea generale, esistono tre metodi principali di campionamento per i gamberi: l’uso di nasse, la cattura a mano e la pesca con elettrostorditori; ognuno di questi metodi presenta limiti e vantaggi, ma l’utilizzo di nasse è spesso quello preferito soprattutto quando la popolazione di gamberi da studiare è ben insediata e di elevata dimensione numerica.

Uno studio effettuato da Gherardi et al. (1999) ha mostrato la presenza in tutta l’area del Padule di Fucecchio di una popolazione ben insediata e consistente di *P. clarkii*, la cui comparsa risale probabilmente al 1996. Da questo studio è emerso che la popolazione di *P. clarkii* era particolarmente abbondante e/o che gli individui erano dotati di un’elevata capacità dispersiva.

Lo scopo principale di questo studio è stato quello di valutare la struttura di popolazione di *P. clarkii* proveniente da sei aree all’interno della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. Il secondo scopo era quello di stimare la dimensione delle

popolazioni delle sei aree di studio utilizzando la tecnica di rimozione, a cui è stata applicata la formula di Leslie (Caughley 1977). I risultati non sono riportati poiché la alta variabilità nel numero di animali catturati nel tempo, probabilmente in relazione ai cambiamenti dei parametri ambientali, ha reso tale formula poco attendibile.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto lungo un transetto di un canale all'interno dell'area "Righetti-La Monaca" della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio. Tale transetto, lungo 60 metri, è stato recintato e suddiviso in 6 aree di uguali dimensioni (ciascuno di 10 m di lunghezza e 7m di larghezza) (per maggiori informazioni vedi Materiali e metodi del paragrafo c) Impatto diretto e indiretto sulla comunità algale dell'Allegato 1- Attività alimentare).

Lo studio è stato condotto su sei popolazioni "chiuse" di gamberi. Infatti, la presenza della recinzione non permetteva né ingresso né uscita di individui dalle aree recintate.

In condizioni semi-naturali, è stato possibile studiare eventuali differenze nei parametri di struttura di popolazioni tra popolazioni diverse.

Tale studio è stato condotto mediante l'utilizzo di dodici nasse da pesca disposte in numero di due ed egualmente distribuite all'interno di ognuno delle sei aree. Le nasse erano a forma di prisma con base a triangolo equilatero; il lato del triangolo misurava 0.33 metri e l'altezza del prisma misurava 0.78 metri. La struttura delle nasse è stata costruita con rete metallica zincata e rivestita da rete di plastica con maglie di dimensioni 4 x 4 mm. La rete nella faccia di base del prisma è stata fissata in modo tale da poter accedere all'interno della nassa per l'inserimento dell'esca o per la rimozione dei gamberi. Sull'altra faccia di base del prisma è stato inserito, fissato e teso, l'inganno di rete plastica che permetteva l'ingresso dei gamberi (ma non la loro uscita). All'interno delle nasse erano collocate, quali esche, scatolette di cibo per gatto, opportunamente forate. Le nasse erano poste in acqua la sera verso le 17 h e prelevate la mattina seguente verso le 12 h.

La stima della struttura delle popolazioni è stata fatta utilizzando i dati raccolti per le sei aree. Le catture sono state fatte da Maggio a Giugno 2004 per un totale di 11 catture. I seguenti parametri venivano misurati per ciascuna cattura (Tab. 1, Tab. 2, Tab. 3a,b):

- 1) numero totale;
- 2) sesso;
- 3) classe di taglia (lunghezza del cefalotorace in mm, misurato con l'ausilio di un calibro di precisione a LCD); le classi di taglia (in mm) sono state distinte in: < 20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60 e 60-70;
- 4) stadio (maturità/imaturità a seconda della presenza o meno di protuberanze e sporgenze sulla superficie della chela, unitamente ad una colorazione più scura); i risultati mostrano che gli individui maturi sono risultati avere un cefalotorace > 30 mm;
- 5) stato (sani/mutilati a seconda della presenza di entrambe le chele o dell'assenza di almeno una delle chele);
- 6) per i maschi maturi: stadio di forma I e di forma II (attività o inattività sessuale, rispettivamente, a seconda della presenza di uncini alla base del terzo o quarto paio di pereopodi).

Analisi statistica

Per le sei aree analizzate, sono riportati i risultati relativi a:

- 1) distribuzione di frequenza tra classi di taglia dei due sessi e 2) distribuzione di frequenza nelle classi di taglia per i due sessi: sono stati confrontati gli animali appartenenti a tutte e sei le classi di taglia, utilizzando il test di Wilks (G) per l'analisi di frequenze osservate verso osservate e il chi quadro (χ^2) per l'analisi di frequenze osservate verso attese;
- 3) sex ratio: per il confronto tra la percentuale di maschi su tutta la popolazione è stato utilizzato il chi quadro (χ^2) per l'analisi di frequenze osservate verso attese;

- 4) distribuzione di frequenza tra classi di taglia dei maschi Forma I e Forma II: sono stati confrontati gli animali appartenenti a tre classi di taglia corrispondenti agli individui maturi, utilizzando il test di Wilks (G) per l'analisi di frequenze osservate verso osservate; la classe di taglia 60-70 mm non è stata inclusa nell'analisi per il numero esiguo di individui catturati;
- 5) distribuzione di frequenza di individui sani e mutilati tra le classi di taglia nei due sessi: sono stati confrontati gli animali appartenenti a quattro classi di taglia, utilizzando il test di Wilks (G) per l'analisi di frequenze osservate verso osservate; gli individui appartenenti alla classe di taglia < 20 mm non sono stati considerati perché soggetti a mutilazione durante la cattura da parte degli sperimentatori, quelli appartenenti alla classe di taglia 60-70 mm perché in numero esiguo.

Risultati

1) Il confronto delle distribuzioni di frequenza tra classi di taglia dei due sessi non ha mostrato una differenza significativa per le aree 1, 2, 3, 4 e 6 (Area 1: $G = 4.434$, $df = 5$, P ns; Area 2: $G = 3.678$, $df = 5$, P ns; Area 3: $G = 8.158$, $df = 5$, P ns; Area 4: $G = 5.098$, $df = 5$, P ns; Area 6: $G = 8.494$, $df = 5$, P ns) (Fig. 1a,b,c). Per l'Area 5, i risultati evidenziano una differenza significativa, con i maschi che raggiungono taglie maggiori nella classe di taglia 30-40 mm e le femmine in quelle < 20, 40-50, e 50-60 mm ($G = 19.770$, $df = 5$, $P = 0.001$) (Fig. 1c).

2) Per entrambi i sessi, l'analisi della distribuzione nelle classi di taglia ha mostrato che gli individui sono presenti in numero maggiore nelle classi di taglia 20-30 e 30-40 mm (Maschi: Area 1: $\chi^2 = 675.673$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 2: $\chi^2 = 576.279$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 3: $\chi^2 = 274.403$, $df = 4$, $P < 0.001$; Area 4: $\chi^2 = 308.208$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 5: $\chi^2 = 547.867$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 6: $\chi^2 = 167.767$, $df = 4$, $P < 0.001$; Femmine: Area 1: $\chi^2 = 555.480$, $df = 4$, $P < 0.001$; Area 2: $\chi^2 = 564.065$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 3: $\chi^2 = 492.781$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 4: $\chi^2 = 262.678$, $df = 4$, $P < 0.001$; Area 5: $\chi^2 = 407.989$, $df = 5$, $P < 0.001$; Area 6: $\chi^2 = 169.798$, $df = 4$, $P < 0.001$) (Fig. 1a,b,c).

3) La sex ratio (il rapporto in percentuale dei maschi sull'intera popolazione) risulta sbilanciata verso un numero maggiore di femmine nell'Area 1 ($\chi^2 = 4.130$, $df = 1$, $P = 0.045$) mentre non risulta diversa nelle altre aree (Area 2: $\chi^2 = 1.514$, $df = 1$, P ns; Area 3: $\chi^2 = 0.385$, $df = 1$, P ns; Area 4: $\chi^2 = 0.203$, $df = 1$, P ns; Area 5: $\chi^2 = 0.035$, $df = 1$, P ns; Area 6: $\chi^2 = 0.628$, $df = 1$, P ns).

4) Nei maschi maturi, la distribuzione delle Forme I e II risulta sbilanciata in tutte le aree; la Forma I è più rappresentata nelle classi di taglia maggiori (40-50 e 50-60 mm) e la Forma II in quella di taglia minore (30-40 mm) (Area 1: $G = 125.122$, $df = 2$, $P < 0.001$; Area 2: $G = 89.760$, $df = 2$, $P < 0.001$; Area 3: $G = 139.895$, $df = 2$, $P < 0.001$; Area 4: $G = 124.517$, $df = 2$, $P < 0.001$; Area 5: $G = 88.093$, $df = 2$, $P < 0.001$; Area 6: $G = 104.026$, $df = 2$, $P < 0.001$) (Fig. 2a,b,c).

5) Nei maschi, la distribuzione di individui sani e mutilati risulta differente per le Aree 1 e 5 (Area 1: $G = 12.379$, $df = 3$, $P = 0.007$; Area 5: $G = 11.201$, $df = 3$, $P = 0.014$) con un maggiore numero di individui sani nelle classi di taglie 20-30, 40-50 e 50-60 mm. Per le altre aree, il numero di individui sani risulta maggiore per ogni classe di taglia (Area 2: $G = 2.433$, $df = 3$, P ns; Area 3: $G = 5.846$, $df = 3$, P ns; Area 4: $G = 4.852$, $df = 3$, P ns, Area 6: $G = 9.813$, $df = 3$, P ns) (Fig. 3a,b,c).

Nelle femmine, un numero maggiore di individui sani rispetto a quelli mutilati è presente nelle classi di taglia 40-50 e 50-60 mm per le Aree 1, 2, 4 e 6, e nella classe di taglia 50-60 mm per l'Area 3 (Area 1: $G = 25.945$, $df = 3$, $P < 0.001$; Area 2: $G = 11.292$, $df = 3$, $P = 0.010$; Area 3: $G = 13.988$, $df = 3$, $P = 0.003$; Area 4: $G = 12.065$, $df = 3$, $P = 0.007$; Area 6: $G = 14.458$, $df = 3$, $P = 0.002$). Nell'Area 5, il numero di individui sani è maggiore per ogni classe di taglia (Area 5: $G = 6.766$, $df = 3$, P ns) (Fig. 4a,b,c).

Discussione

Il monitoraggio effettuato all'interno dell'Area Righetti-La Monaca ha evidenziato la notevole dimensione della popolazione della specie oggetto di studio. *Procambarus clarkii* possiede infatti alcune caratteristiche che lo rendono un colonizzatore di successo. In particolare, questa specie è capace di invadere ambienti con variazioni elevate del livello stagionale della temperatura e delle acque, con salinità fino a 10 ppm e contaminate da agenti inquinanti.

La presenza di popolazioni di *P. clarkii*, soprattutto se ad alta densità, può avere, sull'ambiente invaso, un impatto sia biologico sia strutturale come evidenziato negli allegati 1 e 2. Dal punto di vista biologico, infatti, la presenza di popolazioni naturalizzate di gamberi non indigeni, che spesso raggiungono densità maggiori rispetto a quelli nativi, può produrre diversi cambiamenti. In particolare, il loro comportamento alimentare, soprattutto su molluschi, insetti, anfibi, pesci e macrofite, può indurre modificazioni nella rete trofica e perfino l'eliminazione di alcune specie (Nyström 1999). Per esempio, come descritto nell'allegato 4, specie di macroinvertebrati estremamente diffusi nel Padule di Fucecchio sono diventati oggi estremamente rare (es. gasteropodi del genere *Limnea* e *Planorbis*). Anche le macrofite acquatiche, di notevole interesse foristico e abbondanti nelle acque del padule fino a pochi anni fa sono oggi scomparse o ridotte a pochi esemplari.

Dal punto di vista strutturale, invece, l'attività di scavo operata da questa specie nella costruzione delle tane può produrre ingenti effetti negativi ad aree agricole e ricreative, danneggiando ad esempio piantagioni di riso, dighe, argini di canali di irrigazione, di fiumi e di laghi (Huner 1988; Correia & Ferriera 1995; Anastácio & Marques 1997). Inoltre, quale effetto indiretto dell'attività di scavo, si può verificare un aumento della torbidità dell'acqua, con riduzione della penetrazione della luce e quindi della produzione primaria (Anastácio & Marques 1997).

I risultati ottenuti e precedentemente esposti rientrano in un quadro sostanzialmente noto, sia a livello generale (Huner & Barr 1984) sia a livello italiano (Gherardi et al. 1997ab). Anche se studi della popolazione di gamberi è già stato effettuato nel Padule di Fucecchio (Gherardi et al. 1999a,b), questo studio si può considerare basato su un numero di individui catturati molto elevato. La popolazione è caratterizzata da un maggior numero di individui di taglia medio piccola (20–30 e 30–40 mm). È importante considerare che l'anno 2003 è stato caratterizzato da una stagione estiva poco piovosa. Gran parte dei canali all'interno dell'Area Naturale sono rimasti secchi per un periodo prolungato e questo può aver causato la morte di individui meno resistenti a fenomeni di siccità. Per questo motivo, il ritorno della stagione favorevole all'attività riproduttiva dei gamberi maturi (Marzo, Aprile 2004) può aver causato un aumento di individui piccoli, che nel periodo della cattura possono essere stati rappresentati da classi di taglia 20-30 e 30-40 mm. La sex ratio risulta sbilanciata verso un numero maggiore di femmine solo nella prima area, ma bilanciata nelle altre cinque. Una più corretta descrizione della frequenza dei sessi può essere ricavata dalla conoscenza della sex ratio primaria. In realtà, i dati e gli studi risultano limitati relativi a questo parametro: solo in *Cherax destructor* è noto che la sex ratio dei piccoli alla schiusa era di circa due maschi per ogni femmina (Mills 1980).

La frequenza di mutilazioni e ferite costituisce un buon indice per descrivere la competizione intraspecifica. Nel caso del gambero indigeno *Austropotamobius italicus* (Villanelli 1996), non esiste una differenza significativa tra classi di taglia in entrambi i sessi, né una differenza nella sex ratio. Al contrario, i maschi e in modo particolare quelli di grossa taglia, presentano un numero elevato di ferite rispetto alle femmine e questo suggerisce la presenza di una forte competizione agonistica nell'instaurazione di gerarchie sociali. I risultati di questo studio non concordano con quelli di Villanelli (1996) e non è stata generalmente riscontrata una differenza significativa tra sessi nella distribuzione delle mutilazioni a livello delle chele. Inoltre, per entrambi i sessi, gli individui mutilati erano

in numero maggiore nelle classi di taglia minori. Questi risultati possono riflettere la presenza di una maggiore competizione intraspecifica per risorse quali le tane. Inoltre, nel Padule di Fucecchio, come in molte altre aree della Toscana, alla comparsa di popolazioni ad alta densità di *P. clarkii* è associata la sempre più diffusa utilizzazione di questa specie come preda da parte di uccelli: resti di gamberi sono spesso rinvenuti intorno alle garzaie durante il periodo riproduttivo di uccelli quali le Ardeidi (osservazione personale). La diversa distribuzione di individui mutilati nelle classi di taglia potrebbe riflettere la presenza di un maggiore comportamento difensivo nei confronti di predatori da parte di animali più piccoli.

Nelle popolazioni di studio, è risultata una diversa distribuzione di individui della fase I (sessualmente attivi) e individui della fase II (sessualmente inattivi) tra classi di taglia nei maschi maturi. Il passaggio dalla fase I alla fase II e viceversa avviene attraverso una muta, ma non sono chiari i fattori che inducono maschi maturi a non esplicare la propria attività riproduttiva, almeno per un dato periodo. I risultati indicano chiaramente che la forma I è più rappresentata nelle classi di taglia maggiori e la forma II in quelle di taglia minore, come già evidenziato in altri studi (es. Barbaresi et al. 2004).

Da sottolineare che per tre delle aree monitorate, la cattura mediante nasse è stata protratta per più di tre mesi con una periodicità bisettimanale (fine Maggio-inizio Settembre 2004) per un totale di 26 catture. Il numero di individui catturati per area variava da 1665 a 1745 esemplari. Questi risultati preliminari indicano la presenza di alte densità di popolazioni di *P. clarkii* all'interno della Riserva e sottolineano la necessità dell'idealizzazione di più metodiche di contenimento della specie poiché l'uso delle nasse come strumento di cattura risulta efficiente ma richiede una presenza continua e dispendiosa in termini di sforzo.

Tab. 1 - Distribuzione di maschi e femmine di *Procambarus clarkii* per classi di taglia nelle sei aree di studio.

Area	Sesso	Classe di taglia (mm)						Totale area	
		<20	20-30	30-40	40-50	50-60	>60		
1	Maschi	32	261	120	16	19	1	449	961
	Femmine	34	302	125	29	22	0	512	
2	Maschi	37	224	164	19	12	2	458	954
	Femmine	39	240	165	29	21	2	496	
3	Maschi	15	178	116	25	33	0	367	751
	Femmine	16	211	98	34	24	1	384	
4	Maschi	8	135	99	28	22	1	293	597
	Femmine	9	152	102	17	24	0	304	
5	Maschi	7	197	117	15	15	2	353	711
	Femmine	21	188	91	31	26	1	358	
6	Maschi	0	95	102	31	19	2	249	516
	Femmine	3	111	97	31	25	0	267	

Tab. 2 - Distribuzione delle Forme I e II (per individui maschi maturi di *Procambarus clarkii*) per classi di taglia nelle sei aree di studio.

Area	Maschi maturi	Classe di taglia (mm)			Totale area	
		30-40	40-50	50-60		
1	Forma I	2	12	19	33	155
	Forma II	119	3	0	122	
2	Forma I	7	13	12	32	185
	Forma II	147	6	0	153	
3	Forma I	7	17	33	57	173
	Forma II	110	6	0	116	
4	Forma I	6	24	22	52	149
	Forma II	93	4	0	97	
5	Forma I	4	9	15	28	147
	Forma II	113	6	0	119	
6	Forma I	4	20	19	43	147
	Forma II	93	11	0	104	

Tab. 3a - Distribuzione di maschi di *Procambarus clarkii* sani e mutilati per classi di taglia nelle sei aree di studio.

Area	Individui	Classe di taglia (mm)						Totale area	
		<20	20-30	30-40	40-50	50-60	>60		
1	Sani	17	154	52	12	13	1	249	449
	Mutilati	15	107	68	4	6	0	200	
2	Sani	24	143	108	15	9	1	300	458
	Mutilati	13	81	56	4	3	1	158	
3	Sani	13	119	68	20	24	0	244	367
	Mutilati	2	59	48	5	9	0	123	
4	Sani	4	83	58	21	17	0	183	293
	Mutilati	4	52	41	7	5	1	110	
5	Sani	5	144	68	13	12	2	244	353
	Mutilati	2	53	49	2	3	0	109	
6	Sani	0	62	76	24	19	1	182	249
	Mutilati	0	33	26	7	1	1	67	

Tab. 3b - Distribuzione di femmine di *Procambarus clarkii* sane e mutilate per classi di taglia nelle sei aree di studio.

Area	Individui	Classi di taglia (mm)						Totale area	
		<20	20-30	30-40	40-50	50-60	>60		
1	Sani	20	190	55	24	18	0	307	512
	Mutilati	14	112	70	5	4	0	205	
2	Sani	24	164	122	24	20	1	355	496
	Mutilati	15	76	43	5	1	1	141	
3	Sani	10	134	69	24	23	1	261	384
	Mutilati	6	77	29	10	1	0	123	
4	Sani	7	86	58	13	21	0	185	304
	Mutilati	2	66	44	4	3	0	119	
5	Sani	17	128	58	22	23	1	249	358
	Mutilati	4	60	33	9	3	0	109	
6	Sani	3	76	73	29	23	0	204	267
	Mutilati	0	35	24	2	2	0	63	

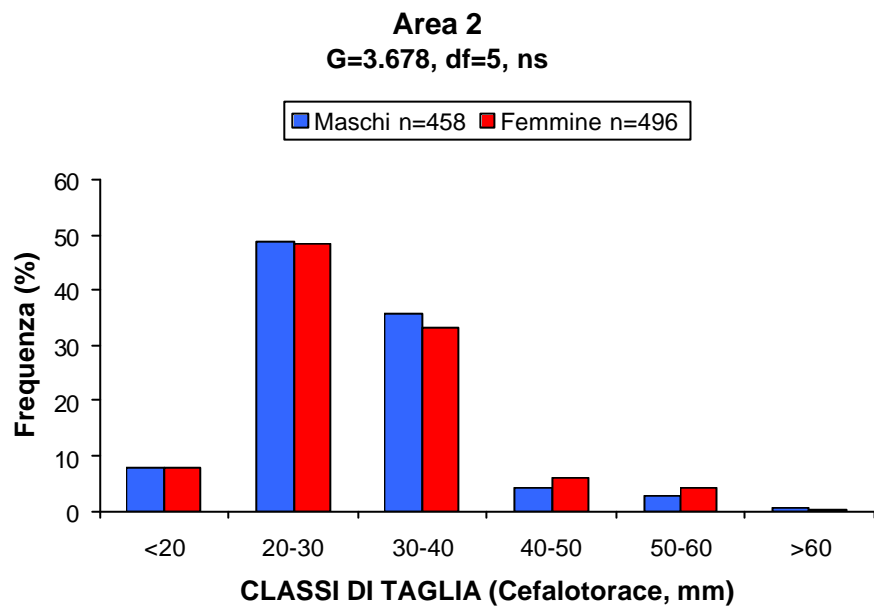
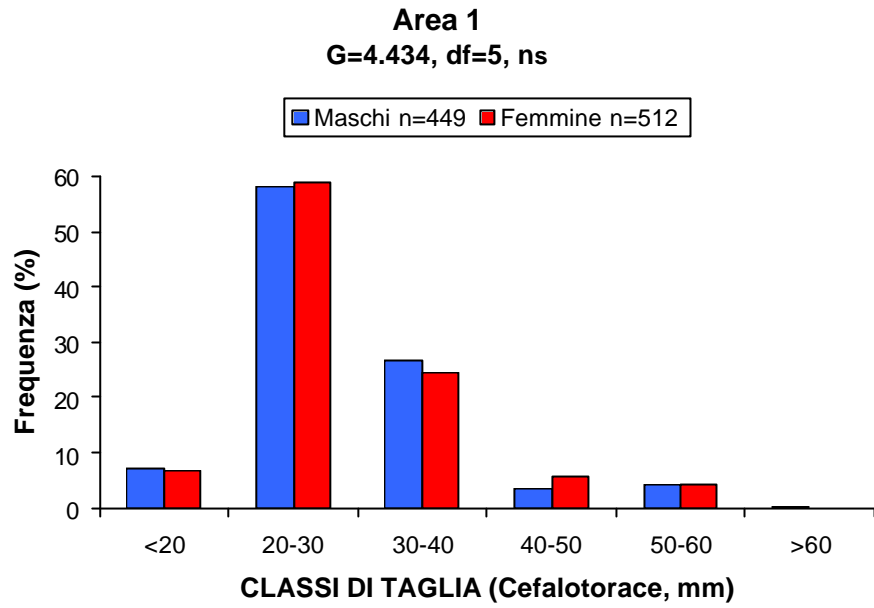


Fig. 1a - *Procambarus clarkii*: distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi e femmine.

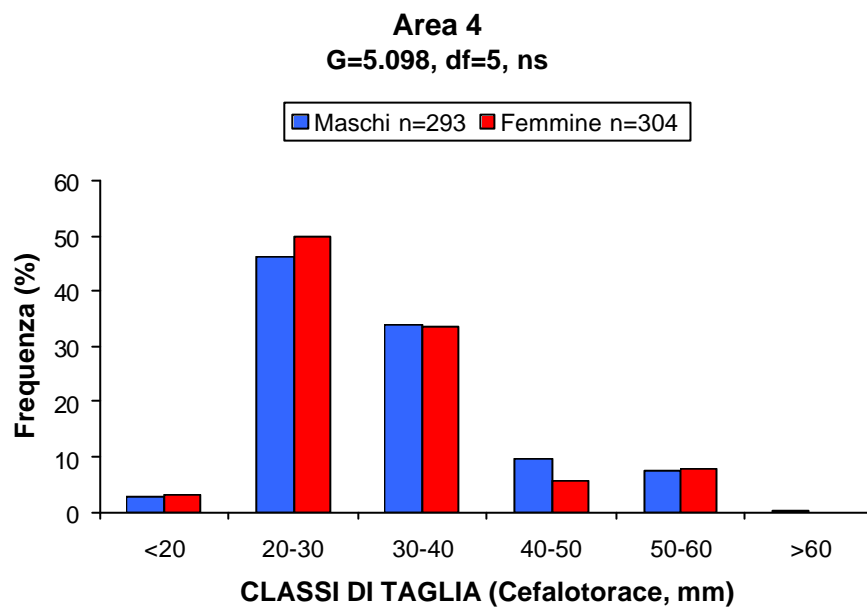
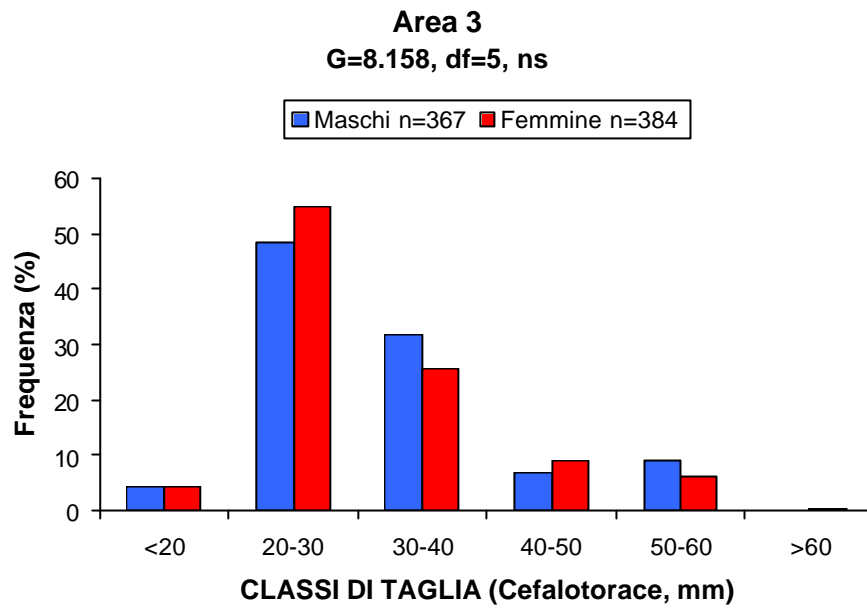


Fig. 1b - *Procambarus clarkii*: distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi e femmine.

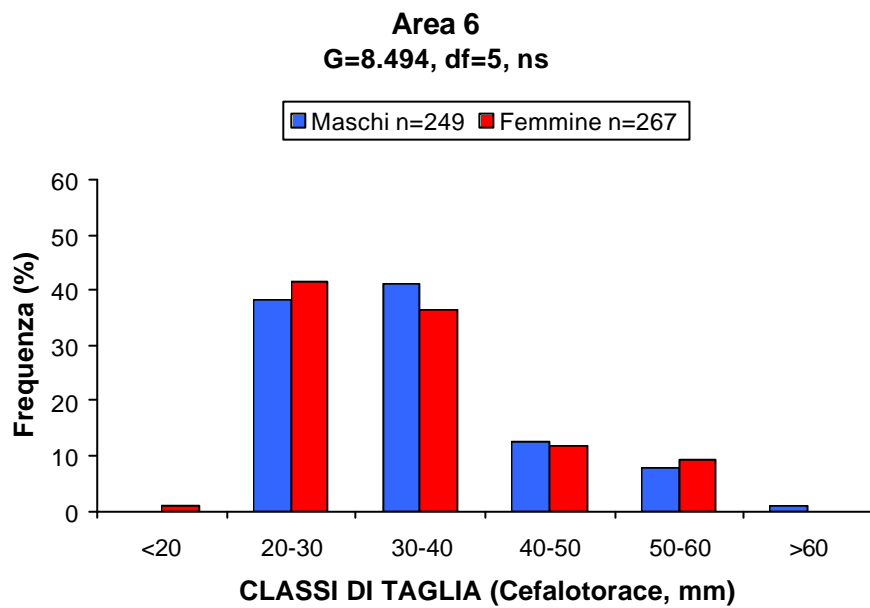
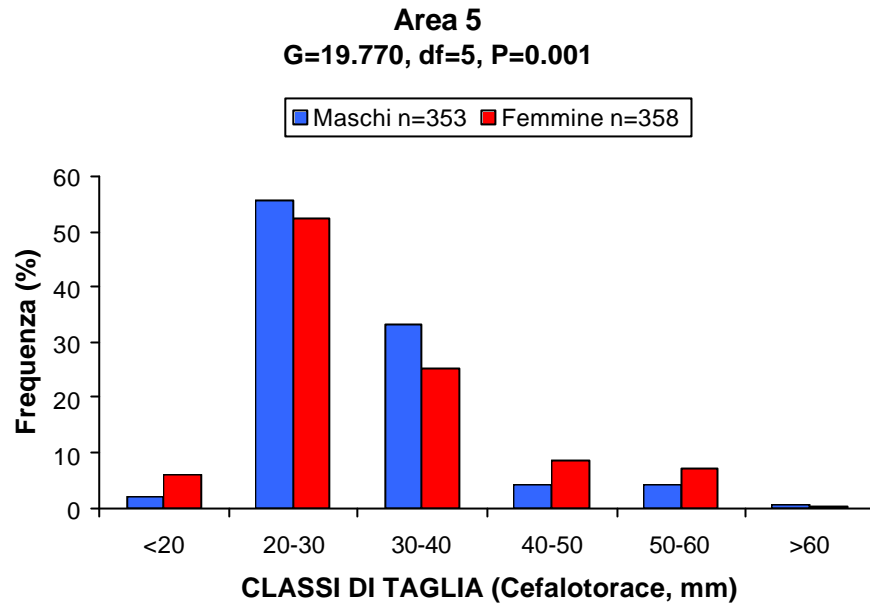


Fig. 1c - *Procambarus clarkii*: distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi e femmine.

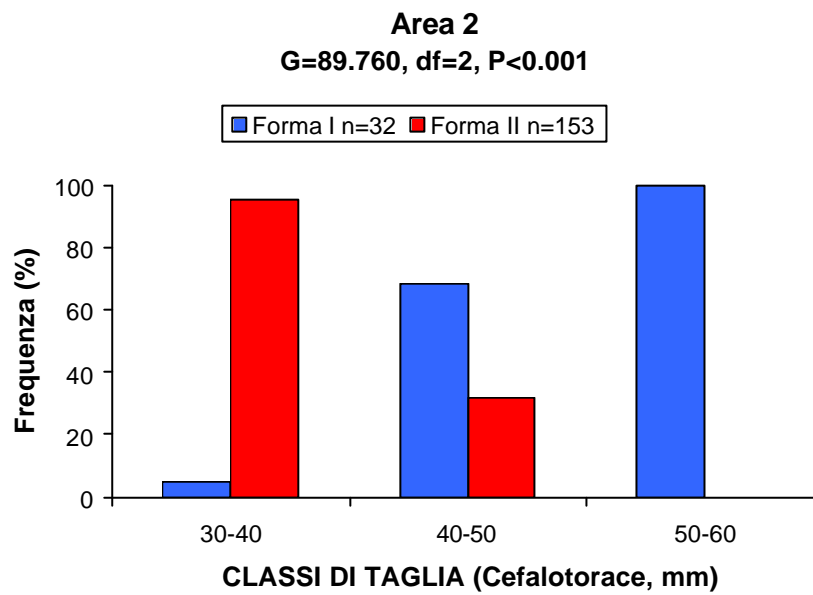
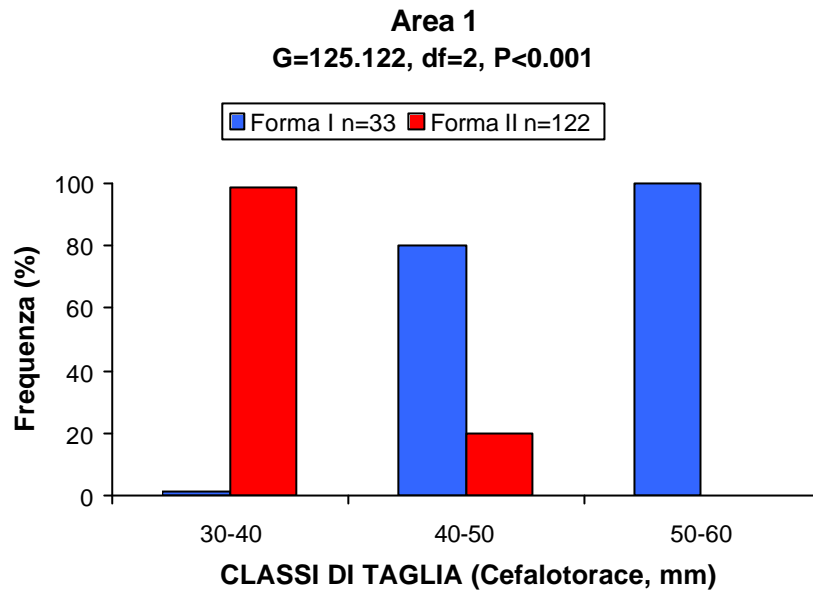


Fig. 2a - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi di forma I e forma II.

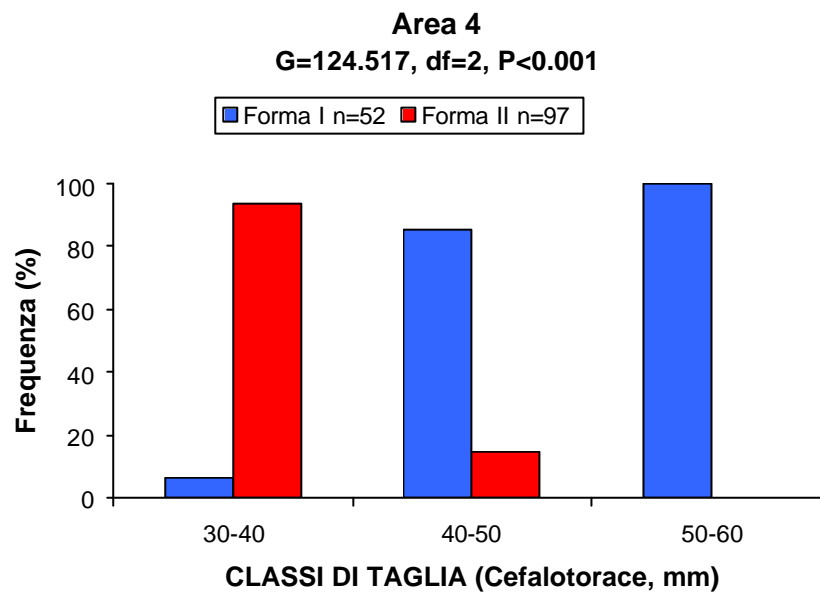
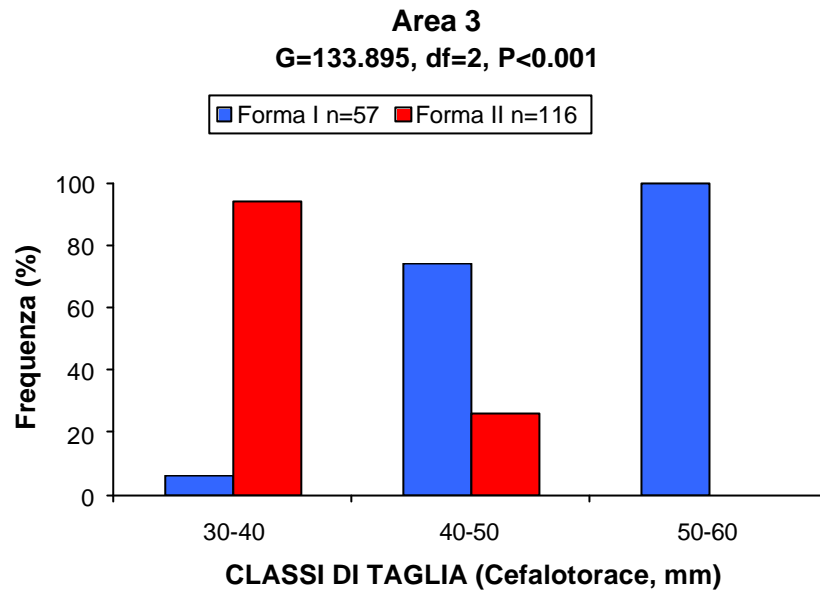


Fig. 2b - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi di forma I e forma II.

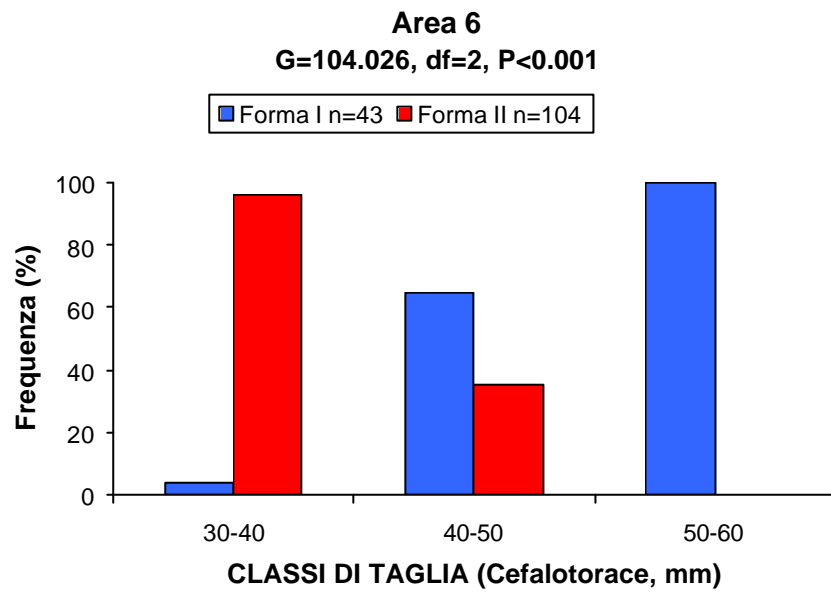
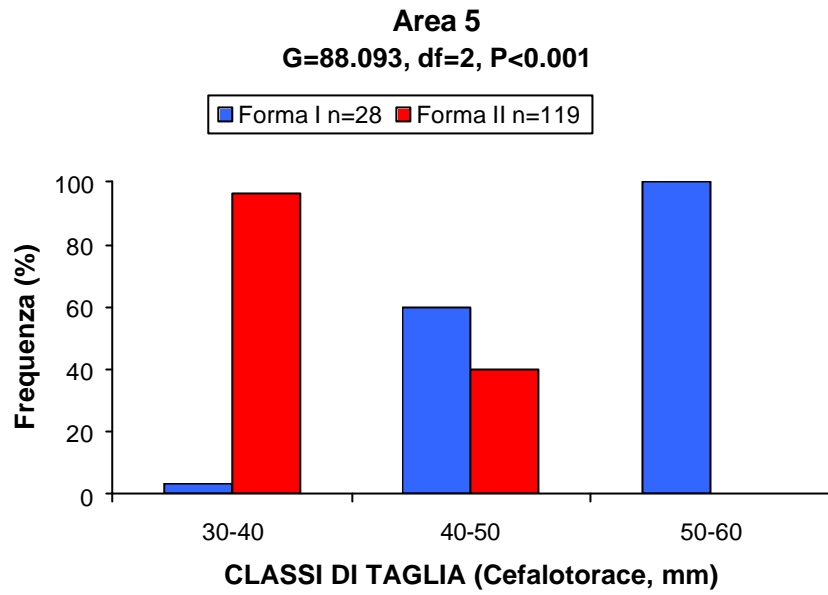


Fig. 2c - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi di forma I e forma II.

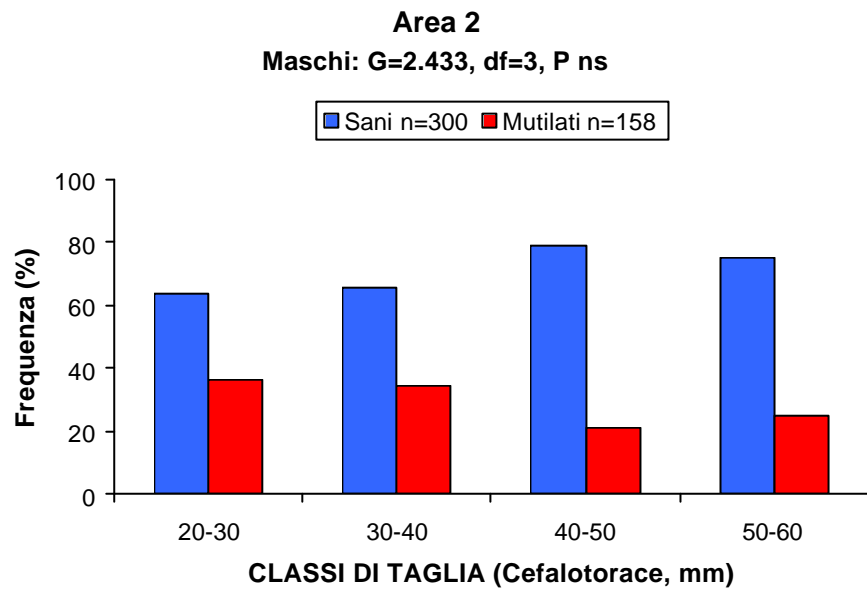
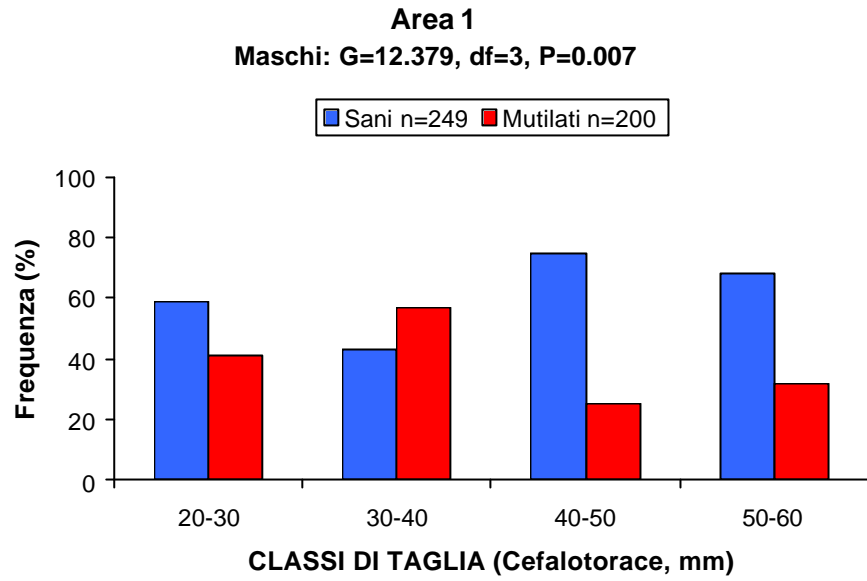


Fig. 3a - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi sani e mutilati.

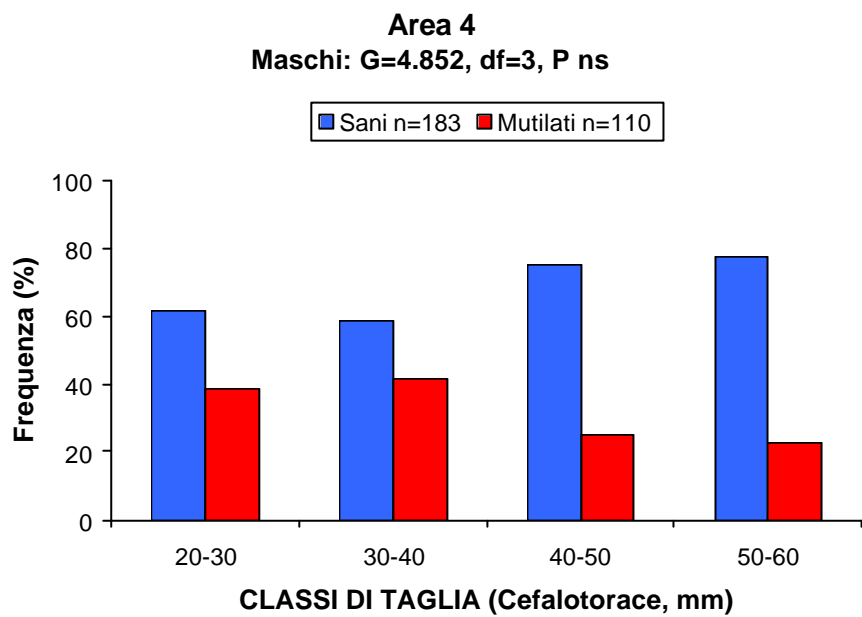
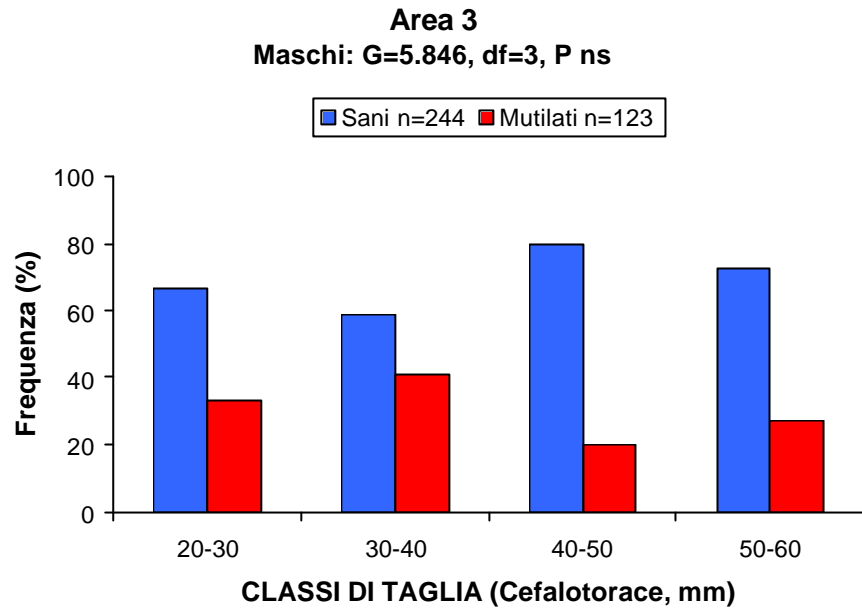


Fig. 3b - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi sani e mutilati.

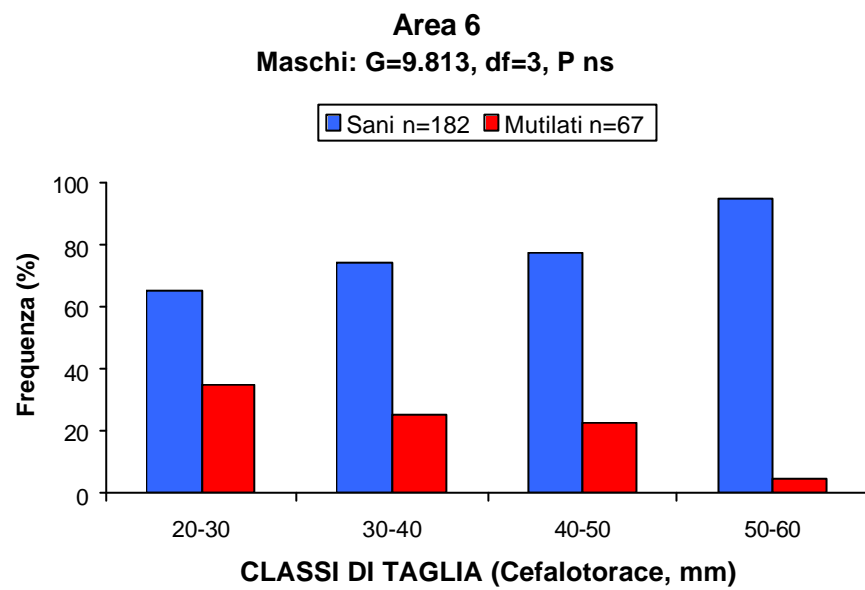
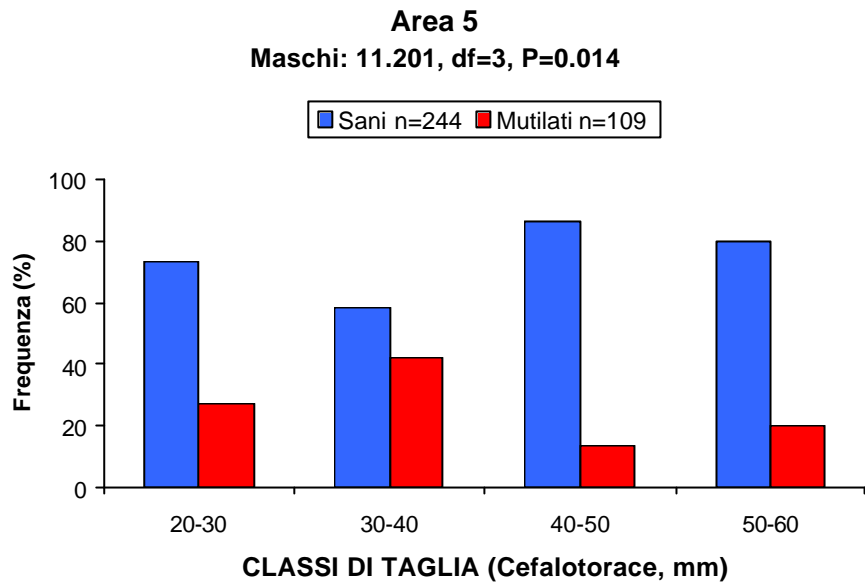


Fig. 3c - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di individui maschi sani e mutilati.

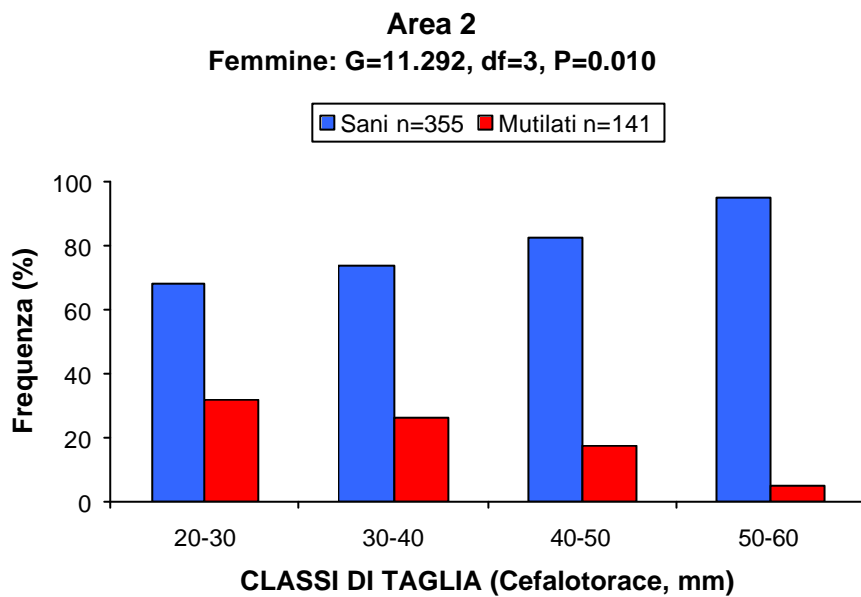
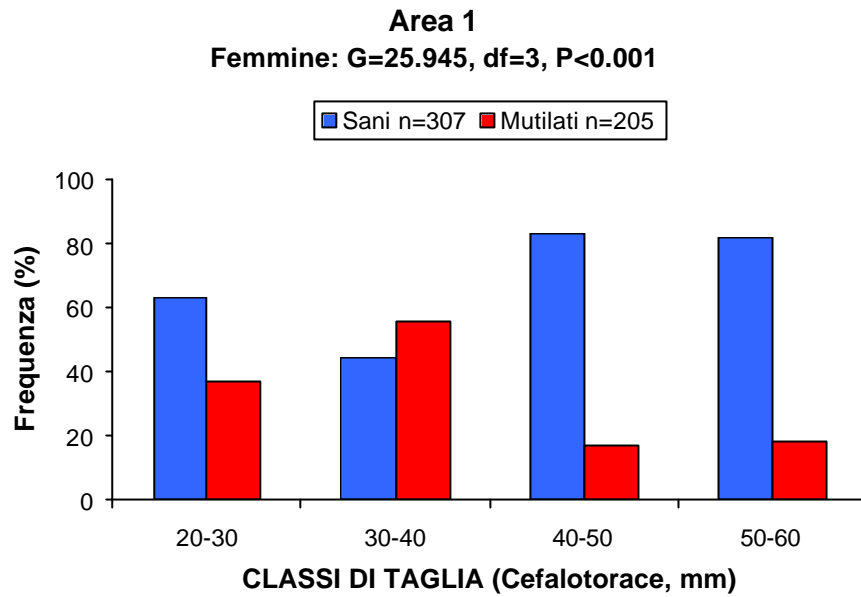


Fig. 4a - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di femmine sane e mutilate.

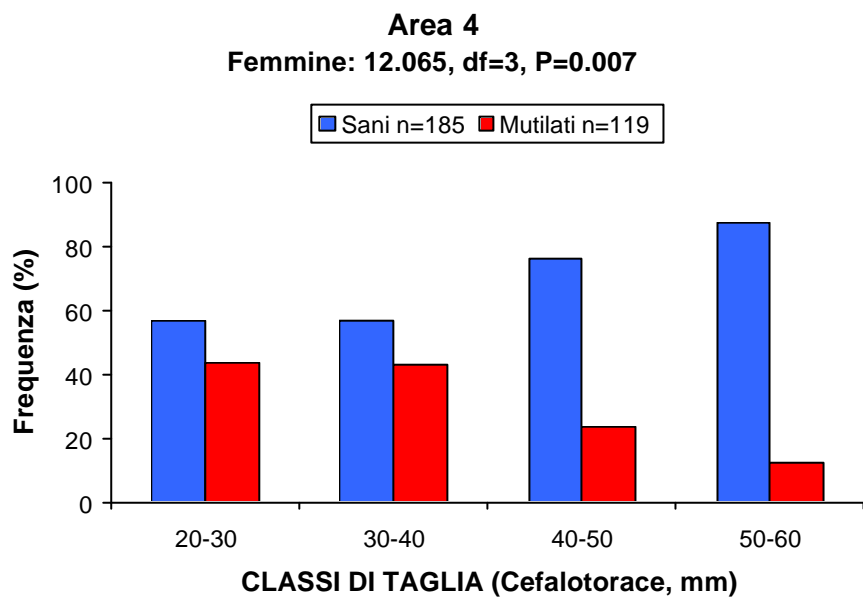
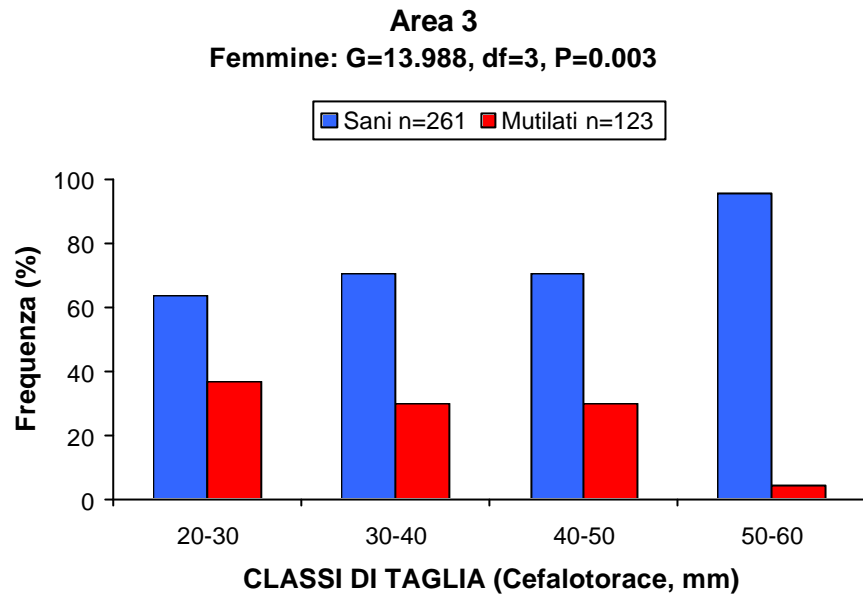


Fig. 4b - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di femmine sane e mutilate.

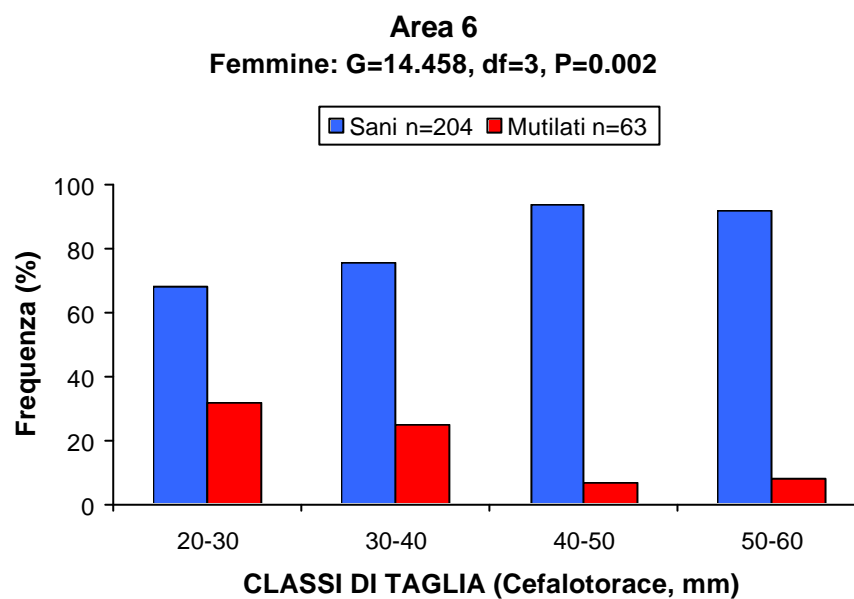
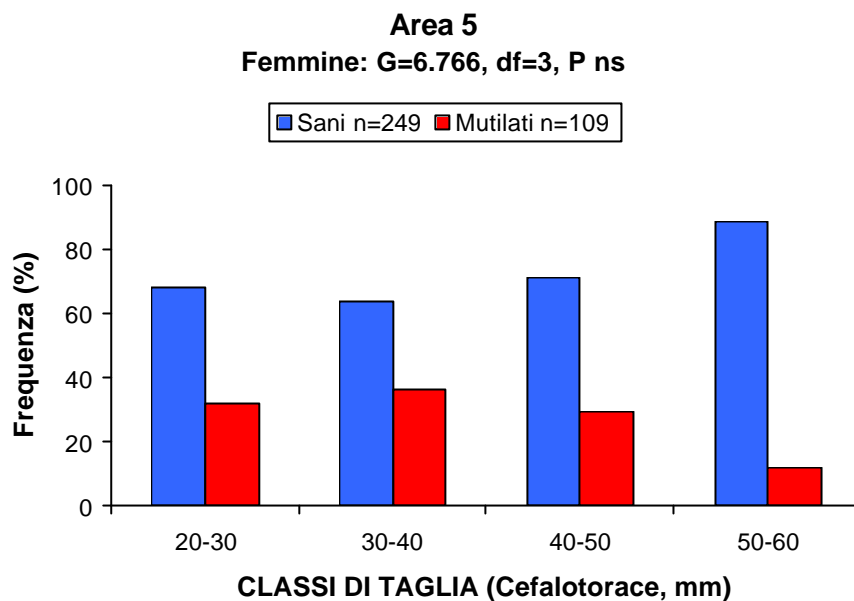


Fig. 4c - Distribuzione di frequenza per classi di taglia di femmine sane e mutilate.

Allegato 4- Stima dei macroinvertebrati

Introduzione

I macroinvertebrati vivono, almeno una parte della loro vita, su substrati disponibili in un corpo d'acqua. Ogni tipo di substrato può fornire un habitat adatto: sedimento del fondo, sponde, piante acquatiche vascolari, alghe filamentose e altri oggetti sommersi. Occupano praticamente tutti i livelli dei consumatori nella struttura trofica degli ambienti acquatici e quindi rivestono un'importanza fondamentale dal punto di vista trofico poiché costituiscono uno dei primi anelli di una lunga e complessa catena che interessa anfibi, rettili, pesci, uccelli e mammiferi.

Numerosi invertebrati, durante la fase larvale o per tutta la durata della loro vita, vivono nelle acque stagnanti o poco correnti. In linea generale, si può dire che tutti gli stagni e le paludi hanno una topografia comune, dove si possono distinguere due zone: una centrale (zona pelagica), ove l'acqua è più profonda e pressoché priva di vegetazione con plancton (vegetali e animali di taglia microscopica, come crostacei, protozoi, rotiferi), e una periferica o litoranea, poco profonda, ricca di vegetazione che ospita il benthos (insieme di vegetali e animali che vivono sul fondo e attorno ai vegetali acquatici, come vermi, crostacei, insetti, molluschi, protozoi).

La palude può essere considerata come un'unità biologica, il cui equilibrio è il risultato di una delicata e complessa interdipendenza tra numerosi fattori fisici e chimici e fra vegetali e animali. Alterare uno di queste componenti significa danneggiare l'equilibrio e quindi compromettere ambienti di particolare valore naturalistico e scientifico. Per quanto concerne le aree palustri della Toscana centrale e il Padule di Fucecchio in particolare, i contributi bibliografici in tema di invertebrati acquatici sono carenti (Bordoni 1995). Alcuni studi, tra cui quello condotto dall'ARPAT di Pistoia nel 2001 in alcuni canali rappresentativi del Padule di Fucecchio (Canale del Terzo-Ponte Rigetti, Canale del Terzo-Case Morette, Canale Maestro-Ponte di Cavallaia, Fosso del Capannone-Porto di Salanova, Fosso Sibilla-Argine strada, Pescia di Collodi-Argine strada, Pescia di Pescia-Ponte Gallicani, Canale interno Riserva Biagiotti, Canale interno Riserva Righetti) hanno comunque evidenziato una diminuzione delle popolazioni di macroinvertebrati acquatici in termini di ricchezza di specie.

Lo scopo del seguente studio è stato quindi quello di condurre un'indagine qualitativa delle specie di macroinvertebrati acquatici presenti in modo da approfondire la conoscenza sullo stato della comunità di macroinvertebrati all'interno della Riserva Naturale di Fucecchio.

Materiali e metodi

Sono state scelte come aree di studio per la stima dei macroinvertebrati, un chiaro artificiale e un canale all'interno dell'area Le Morette. Inoltre sono state effettuate stime di macroinvertebrati in alcuni canali, in un chiaro e in un lago all'interno dell'area Righetti-La Monaca.

Tutte le aree scelte per i campionamenti erano caratterizzate dall'assenza di vegetazione acquatica ma ricche di vegetazione riparia, caratteristica della fascia di transizione tra terra e acqua e dai fragmiteti, un'associazione costituita prevalentemente da cannuce palustri (*Phragmites australis*) e un basso numero di altre specie botaniche. In particolare, il chiaro artificiale all'interno dell'area Le Morette era caratterizzato dalla presenza di acqua di falda e assenza di gamberi dovuta alla sua recente costruzione e alla sua collocazione lontano da canali e da chiari con presenza di *P. clarkii*. La vegetazione era caratterizzata essenzialmente da giovani piante di *P. australis*. Invece, per l'area Righetti-La Monaca, i canali, il chiaro e il lago presentavano, oltre alla vegetazione descritta prima, un'associazione vegetale a magnocariceto caratterizzata prevalentemente da

formazioni cespitose dei grandi carici (es. *Carex elata* e *Carex maximale*) raggruppati in modo più o meno continuo ai bordi dei canali oggetto di campionamento. Tutti gli ambienti campionati all'interno delle due Aree della Riserva Naturale, con esclusione del chiaro artificiale in Area Le Morette, erano caratterizzate dalla presenza di popolazioni ben insediate e numerose di *P. clarkii*.

Le raccolte dei macroinvertebrati sono state effettuate in vari periodi: Settembre 2003 (chiaro artificiale, Area Le Morette), Maggio – Settembre 2004 (canali, chiaro e lago Area Righetti-La Monaca e Area Le Morette).

Chiaro artificiale Area Le Morette. I prelievi sono stati effettuati utilizzando un carotatore a “tubo di stufa” costituito da un oggetto tubulare di diametro 30 cm e lungo 100 cm. Un'estremità era piantata sul fondo e l'altra estremità era tenuta al di sopra della superficie dell'acqua. Il materiale all'interno del tubo era ripetutamente mescolato per formare una sospensione e rimosso con una pompa aspirante manuale. Il materiale così ricavato veniva filtrato usando un setaccio con 21 maglie a centimetro lineare con telaio in legno, era lavato con acqua dopo avere rimosso i frammenti più grossi e i sassi che, dopo essere stati puliti attentamente, venivano scartati. Il materiale era poi adagiato su bacinelle di plastica rettangolari di colore chiaro per una migliore individuazione di eventuali organismi. L'analisi del materiale raccolto era effettuata parte in campo e parte in laboratorio, al microscopio. A causa delle piccole superfici campionate sono state effettuate più repliche distanziate di circa 10 metri su tutta la superficie del chiaro, dal momento che il tempo di trattamento del campione era ridotto.

Canali Area Le Morette, chiaro, canali e lago Area Righetti-La Monaca. I prelievi sono stati effettuati utilizzando un retino immanicato con reti a monofilo di nylon con 21 maglie per centimetro lineare, la cui imboccatura misurava 30x40 cm. Il retino immanicato consisteva di un manico e di un telaio su cui era fissata la rete per la raccolta degli organismi. Il manico era di alluminio ed era corredato di prolunghe, mentre il telaio, anch'esso in alluminio, aveva forma rettangolare, che permetteva una sistemazione in stretto contatto con il fondo. Lo strumento veniva trascinato sul fondo penetrando per circa 1-5 cm nel sedimento. Sono state effettuate più repliche lungo il canale, distanziate dai 10 ai 25 metri (in relazione alla lunghezza del tratto campionato, da 100 a 1000 m) all'interno di una fascia costiera dove la profondità dell'acqua variava da 20 cm a un massimo di 80 cm. Il materiale così ricavato era filtrato usando un setaccio con 21 maglie a centimetro lineare e era ripetuta la stessa tecnica usata per il chiaro artificiale dell'area Le Morette. L'analisi del materiale raccolto era effettuata parte in campo e parte in laboratorio, al microscopio.

In tutte le aree, chiaro artificiale, canali e lago, gli organismi raccolti su campo erano trasferiti in contenitori di plastica contenenti alcool al 70% ottenuto con alcool etilico 95% diluito con acqua distillata secondo questa proporzione: 25 ml di acqua per ogni 70 ml di alcool 95%. Il materiale così trattato era posto entro sacchi di nylon di dimensioni 50x30 cm assieme all'acqua prelevata in posto. Successivamente, in laboratorio, venivano separati gli organismi dal materiale raccolto tenendo presente che, quando gli organismi si muovevano, era più facile distinguerli dal materiale inerte.

Per tutte le aree considerate e oggetto di campionamento sono state effettuate analisi dei fattori chimico-fisici delle acque (Tab. 1) con la misurazione della temperatura e della concentrazione in percentuale di ossigeno disciolto utilizzando uno strumento digitale dotato di sonda (ORION, modello 810) e misurazioni del pH, ammonio, nitriti, nitrati e calcio utilizzando il metodo colorimetrico (Aquamerck).

Risultati e discussione

Dalle analisi effettuate è emersa la presenza di una popolazione di macroinvertebrati molto povera in ricchezza di specie. Si possono riassumere i risultati dei campionamenti dei macroinvertebrati e le analisi chimico-fisiche delle acque suddividendo gli ambienti

campionati in aree come sotto specificato:
AREA 1: chiaro artificiale Area Le Morette;
AREA 2: chiaro Area Righetti-La Monaca;
AREA 3: canale interno area Righetti-La Monaca;
AREA 4: canale interno area Righetti-La Monaca;
AREA 5: lago interno area Righetti-La Monaca;
AREA 6: canale interno area Righetti-La Monaca;
AREA 7: canale interno area Le Morette.

AREA 1: chiaro artificiale area Le Morette.

I macroinvertebrati campionati il giorno 10-09-2003 appartengono alla classe degli Insetti con 5 ordini differenti e al subphylum dei Crostacei con un'unica classe:

Insetti

Ordine Efemerotteri (famiglia Baetidae: genere *Centroptilum*).

Ordine Coleotteri (famiglia Dytiscidae: specie *Hydroglyphus geminus*).

Ordine Odonati (famiglia Libellulidae: genere *Sympetrum*).

Ordine Ditteri (famiglia Chironomidae, famiglia Tabanidae e famiglia Anthomyidae).

Ordine Emitteri Eterotteri (famiglia Corixidae: generi *Micronecta* e *Corixinae*; famiglia Notonectidae: genere *Notonecta*).

Crostacei

Classe Branchiopoda: ordine Cladocera: famiglia Daphniidae.

In riferimento a questa area vorrei fare una riflessione inerente l'assenza di gamberi accertata e presenza di acqua apparentemente pulita (di cui purtroppo non ho i parametri fisico-chimici). La presenza di invertebrati, in ricchezza di specie e numero maggiore alle altre zone campionate, fa presupporre un possibile rapido ripopolamento soprattutto per le specie che passano parte della loro vita in acqua.

AREA 2: chiaro area Righetti-La Monaca.

I macroinvertebrati campionati i giorni 10-05 e 08-06-2004 appartengono alla classe degli Insetti con tre ordini differenti e al subphylum dei Crostacei con due classi:

Insetti

Ordine Coleotteri (famiglia Dytiscidae: specie *Hydroglyphus geminus*).

Ordine Emitteri Eterotteri (famiglia Corixidae, famiglia Notonectidae: genere *Notonecta*).

Ordine Ditteri (famiglia Chironomidae).

Crostacei

Classe Branchiopoda: ordine Cladocera: famiglia Daphniidae.

Classe Maxillopoda: sottoclasse Copepode.

AREA 3: canale interno area Righetti-La Monaca.

I macroinvertebrati campionati il giorno 09-06-2004 appartengono al subphylum dei Crostacei con due classi:

Crostacei

Classe Branchiopoda: ordine Cladocera: famiglia Daphniidae.

Classe Maxillopoda, sottoclasse Copepode.

AREA 4: canale interno area Righetti-La Monaca.

I macroinvertebrati campionati il giorno 10-06-2004 appartengono al subphylum dei Crostacei con due classi:

Crostacei

Classe Branchiopoda, ordine Cladocera: famiglia Daphniidae.

Classe Maxillopoda: sottoclasse Copepode.

AREA 5: lago interno area Righetti-La Monaca.

I macroinvertebrati campionati il giorno 15-06-2004 appartengono alla classe degli Insetti con due ordini:

Insetti

Ordine Coleotteri (famiglia Dytiscidae: specie *Hydroglyphus geminus*).

Ordine Emitteri Eterotteri (famiglia Corixidae).

AREA 6: canale interno area Righetti-La Monaca.

I macroinvertebrati campionati il giorno 20-06-2004 appartengono al subphylum dei Crostacei con una classe:

Crostacei

Classe Branchiopoda, ordine Cladocera: famiglia Daphniidae.

AREA 7: canale interno area Le Morette.

Il campionamento effettuato il giorno 01-09-2004 non ha fornito alcuna specie di macroinvertebrato.

I risultati ottenuti possono essere comparati con quelli ricavati dallo studio dell'ARPAT di Pistoia nel corso dell'anno 2001. Entrambi testimoniano l'assenza di taxa più sensibili all'inquinamento, mentre in generale dominano quei macroinvertebrati tipici d'ambienti inquinati, ricchi di sostanza organica e con scarsità d'ossigeno, come per esempio i Ditteri Chironomidae. Abbiamo quindi un generale basso numero di taxa spesso con elevate abbondanze, identificativo di una comunità scarsamente diversificata.

Il Padule di Fucecchio può quindi essere visto come un ecosistema perturbato, caratterizzato da un calo o scomparsa di specie sensibili, a favore di specie resistenti agli inquinanti o con un maggiore grado di adattabilità a situazioni poco naturali (Bentivogli & Boschi, 1997).

La diminuzione e in molti casi la scomparsa dei macroinvertebrati, una volta presenti ed abbondanti, può essere ricercata nella contemporanea presenza di diverse cause che hanno portato alla riduzione o distruzione degli habitat da cui dipendono.

Il monitoraggio effettuato dall'ARPAT di Pistoia nel corso dell'anno 2001 dei parametri chimico-fisici delle acque di diversi alcuni canali, alcuni dei quali oggetto di campionamento di questo studio, ha infatti evidenziato un inquinamento dovuto a reflui di origine civile e industriale, che chiaramente incidono sulle concentrazioni di nutrienti, quali fosforo, nitrati e sulla presenza di ammoniaca, sostanza altamente tossica ad alte concentrazione. I risultati del presente studio indicano un'alta variabilità tra aree monitorate dei parametri chimico-fisici misurati (Tab. 1). La presenza di tali sostanze in ambiente acquatico superficiale produce effetti negativi sulla qualità chimico-fisica delle acque e conseguentemente sulla componente biotica.

All'inquinamento collabora la carenza idrica nel periodo estivo, associata a fenomeni di captazione per uso soprattutto produttivo; che diminuisce la portata dei corsi d'acqua, aumentando in proporzione gli effetti relativi agli scarichi, i quali non trovano una adeguata diluizione e depurazione una volta rilasciati.

Fattori come la presenza del gambero *P. clarkii*, inquinamento e variazione del livello dell'acqua hanno probabilmente esercitato un impatto diretto sulle comunità di macroinvertebrati. Inoltre, questi fattori hanno probabilmente determinato la scomparsa delle macrofite sommerse e il danneggiamento e la diminuzione di quelle emerse che andavano a formare la cintura vegetazionale nella zona litorale dei canali e dei chiari. L'assenza delle idrofite ha senza dubbio contribuito alla diminuzione degli habitat e delle risorse trofiche per lo zooplancton e gli invertebrati. Di conseguenza, lo sconvolgimento di questa zona litorale, di primaria importanza per l'economia di un ecosistema lenticò, ha determinato effetti negativi a cascata su tutta la comunità animale bentonica.

Tab. 1 - Dati chimico-fisici rilevati nei periodi di campionamento all'interno della Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (Pt). Per le date 10/09/03 e 1/09/04 non sono stati effettuati campionamenti.

Località	Data	Temp. acqua (°C)	Ossigeno (%)	pH	Ammonio (mg/l)	Nitriti (mg/l)	Nitrati (mg/l)	Calcio (mg/l)	Temp. Aria (°C)
AREA 1 Chiaro interno area Le Morette	10/9/03	/	/	/	/	/	/	/	/
AREA 2 Chiaro interno area Righetti-La Monaca	10/5/04	19.4	51.62	6	0	0,05 - 0,1	10 - 25	60	18
	8/6/04	31.4	67.29	6.5	0	0.05	10	70	30
AREA 3 Canale interno area Righetti-La Monaca	9/6/04	22.7	/	6.5	2 - 3	0.25	25	70	30
AREA 4 Canale interno area Righetti-La Monaca	10/6/04	29.4	88.2	7.5	0	0 - 0,05	10	70	28.6
AREA 5 Lago interno area Righetti-La Monaca	15/6/04	29.3	27.3	7	0	0	25	65	26.7
AREA 6 Chiaro interno area Righetti-La Monaca	20/6/04	22.0	30.8	7	0,5 - 0,8	0,05 - 0,1	10	90	29.3
AREA 7 Canale interno area Le Morette	1/9/04	/	/	/	/	/	/	/	/

Bibliografia

- Abrahamsson S.A.A., 1966. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. *Oikos* 17: 96-107.
- Alexander J.E. & Covich A.P., 1991. Predation risk and avoidance behaviour in two freshwater snails. *Biological Bulletin* 180: 387-393.
- Anastácio P.M. & Marques J.C., 1997. Crayfish, *Procambarus clarkii*, effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River Valley (Portugal). *Freshwater Crayfish* 11: 608-617.
- Angeler D.G., Sanchez-Carillo S., Garcia G. & Alvarez-Cobelas M., 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) on water quality and sediment characteristics in Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464: 89-98.
- Barbaresi S., Tricarico E. & Gherardi F., 2004a. Factors inducing the intense burrowing activity by the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Naturwissenschaften* 91: 342-345.
- Barbaresi S., Tricarico E., Santini G. & Gherardi F., 2004b. Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *Journal of Natural History* 38: 2821-2832.
- Beja P.R., 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology* 33: 1156-1170.
- Bordoni A., 1995. I coleotteri del Padule di Fucecchio (Coleotterofauna di una biocenosi palustre dell'Italia centrale, Toscana). Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio. Tipografia Artigiana, Pistoia.
- Boyd C.E., 1968. Freshwater plants: a potential source of protein. *Economic Botany* 22: 359-368.
- Braig E.C. & Johnson D.L., 2003. Impact of black bullhead (*Ameiurus melas*) on turbidity in a diked wetland. *Hydrobiologia* 490: 11-21.
- Brown C.L., Poe T.P., French III J.R.P. & Schlosser D.W., 1988. Relationships of phytomacroph fauna to surface area in naturally occurring macrophyte stands. *Journal of the North Benthological Society* 7: 129-139.
- Brown P.B., 1990. Review of crayfish nutrition. *Crustacean Nutrition Newsletter* 6: 68-69.
- Burras L., Blakewood G., Richard T. & Huner J.V., 1995. Laboratory observations on burrowing in different soils by commercially important procambarid crayfish. *Freshwater Crayfish* 10: 427-434.
- Capelli G.M., 1980. Seasonal variation in the food habits of the crayfish *Orconectes propinquus* (Girard) in Trout Lake, Vilas, County, Wisconsin USA (Decapoda, Astacidae, Cambaridae). *Crustaceana* 38: 82-86.
- Carpenter S.R. & Lodge D.M., 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341-370.
- Caughley G., 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons.
- Chambers P.A., Hanson J.M., Burke J.M. & Prepas E.E., 1990. The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 24: 81-91.
- Chambers P.A., Hanson J.M. & Prepas E.E., 1991. The effect of aquatic plant chemistry and morphology on feeding selectivity by the crayfish, *Orconectes virilis*. *Freshwater Biology* 25: 339-348.
- Charlebois P.M. & Lamberti G.A., 1996. Invading crayfish in a Michigan stream: direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 551-563.
- Cirujano S., Camargo J.A. & Gómez-Cordovés C., 2004. Feeding preference of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) on living macrophytes in a Spanish wetland. *Journal of Freshwater Ecology* 19: 219-226.

- Correia A.M. & Ferreira Ó., 1995. Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 15: 248-257.
- Covich A.P., 1977. How do crayfish respond to plants and Mollusca as alternate food resources? *Freshwater crayfish* 3: 165-179.
- Covich A.P., Dye L.L. & Maticce J.S., 1981. Crayfish predation on *Corbicula* under laboratory conditions. *American Midland Naturalist* 105: 181-188.
- Covich A.P., Palmer M.A., & Crowl T.A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystem. *BioScience* 49: 119-27.
- Covich A.P., Crowl T.A.Jr., Alexander J.E. & Vaughn C.C., 1994. Predator-avoidance responses in freshwater decapod-gastropod interactions mediated by chemical stimuli. *Journal of the North Benthological Society* 13: 283-290.
- Cronin G., Lodge D.M., Hay M.E., Miller M., Hill A.M., Horvath T., Bolser R.C., Lindquist N. & Wahl M., 2002. Crayfish feeding preferences for freshwater macrophytes: the influence of plant structure and chemistry. *Journal of Crustacean Biology* 22: 708-718.
- Crowl T.A. & Covich A.P., 1990. Predator-induced life-history shifts in a freshwater snail. *Science* 241: 949-951.
- D'Abramo L.R. & Robinson E.H., 1989. Nutrition of crayfish. *Reviews in Aquatic Science* 1: 711-728.
- Dean J.L., 1969. Biology of the crayfish *Orconectes causeyi* and its use for control of aquatic weeds in trout lakes. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Technical Paper 24.
- Fairchild G.W., Sherman J.W. & Acker F.W., 1989. Effects of nutrient (N, P, C) enrichment, grazing and depth upon littoral periphyton of a softwater lake. *Hydrobiologia* 173: 69-83.
- Fleury B.E. & Sherry T.W., 1995. Long-term population trends of colonial wading birds in the southern United States: the impact of crayfish aquaculture on Louisiana populations. *The Auk* 112: 613-32.
- Fuller R.L., Ribile C., Kelley A. & Gaenzle E., 1998. Impact of stream grazers on periphyton communities: a laboratory and field manipulation. *Journal of Freshwater Ecology* 13: 105-114.
- Gaudè P., 1984. Ecology and production of Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in southern Spain. *Freshwater Crayfish* 6: 111-130.
- Gherardi F., 2002. Chpt. 7. Behaviour. In: D. M. HOLDICH (Ed.) *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp. 258-290.
- Gherardi F. & Holdich D.M. 1999. Crayfish in Europe s alien species. How to make the best of a bad situation? A.A. Balkema, Rotterdam.
- Gherardi F. & Barbaresi S., 2000. Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice field of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 150: 153-168.
- Gherardi F. & Cioni A., 2004. Agonism and interference competition in freshwater decapods. *Behaviour* 141: 1297-1324.
- Gherardi F., Barbaresi S. & Acquistapace P., 1999a. Terzo rapporto tecnico per il progetto "Distribuzione, diffusione ed impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procambarus clarkii*", Regione Toscana.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S. & Salvi G., 1999b. Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. *Crustacean Issues* 12: 99-108.
- Gherardi F., Barbaresi S., & Salvi G., 2000. Spatial and temporal patterns in the movement of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Acquatic Sciences* 62: 179-193.

- Gherardi G., Tricarico E., & Ilh u M., 2002c. Spatial behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a Mediterranean temporary stream. *Ethology Ecology & Evolution*.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A. & Salvi G., 1997a. Distribuzione, diffusione, impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procambarus clarkii*. Technical Report N° 1. Regione Toscana.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A. & Salvi G., 1997b. Alien crayfish in Europe: The situation of Italy. In: The introduction of alien species of crayfish in Europe – How to make the best of a bad situation?. International Workshop. Firenze.
- Gherardi F., Acquistapace P., Tricarico E., & Barbaresi S., 2002b. Ranging behaviour of the red swamp crayfish in an invaded habitat: the onset of hibernation. *Freshwater Crayfish* 13: 330-337.
- Gherardi F., Barbaresi S., Vaselli O. & Bencini A., 2002a. A comparison of trace metal accumulation in indigenous and alien freshwater macro-decapods. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35: 179-188.
- Goddard J.S., 1988. Food and feeding. In: *Freshwater Crayfish Biology, Management & Exploitation* (eds D.M. Holdich & R.S. Lowery), pp. 145-166. Croom-Helm Timber Press, London.
- Grosholz E.D. & Ruiz G., 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus menas*. *Biological Conservation* 78: 59-66.
- Grow L., 1982. Burrowing/soil-texture relationships in the crayfish *Cambarus diogenes diogenes* Girard (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana* 42: 150-159.
- Grow L. & Merchant H., 1979. The burrow habitat of the crayfish, *Cambarus diogenes diogenes* (Girard). *American Midland Naturalist* 103: 231-237.
- Guan R. & Wiles P.R., 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11: 641-647.
- Gutiérrez-Yurrita P.J., Martinez J.M., Bravo-Utrera M. ., Montes C., Ilh u M. & Bernardo J.M., 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. *Crustacean Issues* 11: 161-192.
- Hanson J.M., Chambers P.A. & Prepas F.F., 1990. Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 24: 69-80.
- Hart D.D., 1992. Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance. *Oecologia* 91: 220-228.
- Hazlett B.A., Anderson F.E., Esman L.A., Stafford C. & Munro E., 1992. Interspecific behavioral ecology of the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 69-76.
- Hill A.M., Sinars D.M. & Lodge D.M., 1993. Invasion of an occupied niche by the crayfish *Orconectes rusticus*: potential importance of growth and mortality. *Oecologia* 94: 303-306.
- Hobbs H.H. Jr., 1981. The crayfishes of Georgia. *Smithsonian Contributions to Zoology*: 318.
- Hobbs H.H. & Whiteman D.M., 1991. Notes on the burrows, behavior, and color of the crayfish *Fallicambarus* (F.) *devastator* (Decapoda: Cambaridae). *Southwest Naturalist* 36: 127-135.
- Hobbs H.H., Jass J.J. & Huner J.V., 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridi). *Crustaceana* 56.
- Huner J.V., 1988. *Procambarus* in North America and elsewhere, pp. 239-261. In: Holdich D.M. & Lowery R.S., Edits. *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Huner J.V. & Barr J.E., 1984. Red swamp crayfish: biology and exploitation. Baton Rouge, Louisiana, USA, Louisiana Sea Grant College Program, Center for Wetland Resources, Louisiana State Univ. pp. 136.
- Hurny A.D. & Wallace J.B., 1987. Production and litter processing by crayfish in a Appalachian mountain stream. *Freshwater Biology* 18:277-286.
- Ilhéu M. & Bernardo J.M., 1993a. Experimental evaluation of food preferences of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshwater crayfish* 9: 359-364.
- Ilhéu M. & Bernardo J.M., 1993b. Aspects of trophic ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard) in Alentejo, South Portugal. *Actas VI Congreso Español de Limología*, pp. 417-423.
- Ilhéu M., Acquistapace P., Benvenuto C. & Gherardi F., 2003. Shelter use of the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a dry-season stream of South Portugal. *Archiv für Hydrobiologie* 157: 535-546.
- Keller T.A. & Ruman L.C., 1998. Short-term crayfish effects on stream algae and invertebrates. *Journal of Freshwater Ecology* 13: 97-104.
- Kerfoot W.C., 1989. Glucosinolates and phenolics in aquatic macrophytes: implications for allelopathy studies and suggested practical uses for metabolic blocking agents. Proceeding of 23rd Annual Meeting, pp. 178-87. Final Report, Aquatic plant Control Research Program, US Army Corps of Engineers, 14-17 November 1988, West Palm Beach, Fl. Environmental Laboratory, US Army Engineer Experiment Station, Vicksburg, MS.**
- Lodge D.M., 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195-224.
- Lodge D.M. & Lorman L.G., 1987. Reductions in submerged macrophyte biomass and species richness by the crayfish *Orconectes rusticus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 591-597.
- Lodge D.M., Kershner M.W. & Aloï J.E., 1994. Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology* 75: 1265-1281.
- Lorman J.C. & Magnuson J.J., 1978. The role of crayfish in aquatic ecosystems. *Fisheries* 3: 8-19.
- Love J. & Savino J.F., 1993. Crayfish (*Orconectes virilis*) predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Journal of Freshwater Ecology* 8: 253-259.
- Lowe R.L. & Hunter R.D., 1988. Effect of grazing by *Physa integra* on periphyton community structure. *Journal of the North Benthological Society* 7: 29-36.
- Lowery R.S. & Mendes A.J., 1977. *Procambarus clarkii* in lake Naivasha, Kenya, and its effects on established and potential fisheries. *Aquaculture* 11: 111-121.
- Luttenton M.R., Horgan M.J. & Lodge D.M. 1998. Effects of three *Orconectes* crayfishes on epilithic microalgae: a laboratory experiment. *Crustaceana* 71: 845-855.
- Magnuson J.J., Capelli G.M., Lorman J.G. & Stein R.A., 1975. Consideration of crayfish for macrophyte control. In: *The Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*, (eds P.L. Brezonik & J.L. Fox), pp. 66-74. Report No ENV. 07-75-1.**
- Menge B.A. & Sutherland J.P., 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *American Naturalist* 110: 351-369.
- Miller J.E., Savino J.F. & Neely R.K., 1992. Competition for food between crayfish (*Orconectes virilis*) and the slimy sculpin (*Cottus cognatus*). *Journal of Freshwater Ecology* 7: 127-136.
- Momot W.T., 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystem. Review in Fisheries Science. 3: 33-63.**
- Momot W.T., Gowing H. & Jones P.D., 1978. The dynamics of crayfish and their role in ecosystems. American Midland Naturalist 99: 10-35.**

- Muyllaert K., Declerck S., Geenens V., Van Wichelen J., Degans H., Vandekerckhove J., Van der Gucht K., Vloemans N., Rommens W., Rejas D., Urrutia R., Sabbe K., Gillis M., Declerck K., De Meester L. & Vyverman W., 2003. Zooplankton, phytoplankton and the microbial food web in two turbid and two clearwater shallow lakes in Belgium. *Aquatic Ecology* 37: 137-150.
- Newman R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 89-114.
- Nyström P., 1999. Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. Alien crayfish in Europe: the situation in Italy. Crustacean Issues 11.**
- Nyström P. & Granéli W., 1996. The effect of food availability on survival, growth activity and the number of mature females in crayfish populations. Freshwater crayfish 11: 170-181.**
- Nyström P. & Strand J.A., 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. Freshwater Biology 36: 673-682.**
- Nyström P., Brönmark C. & Granéli W., 1996. Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? Freshwater Biology 36: 631-646.**
- Nyström P., Brönmark C. & Granéli, 1999. Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. Oikos 85: 545-553.**
- Olsen T.M., Lodge D.M., Capelli G.M. & Houlihan R.H., 1991. Mechanism of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails and macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1853-1861.**
- Paglianti A. & Gherardi F., 2002. Combined effects of temperature and diet on growth and survival of YOY crayfish: a comparison between indigenous and invasive species. Journal of Crustacean Biology.**
- Parker I.S.C., 1974. The Status of the Louisiana Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard) in lake Naivasha. Report of the Fisheries Department of the Kenya Government. Wildlife Services Limited, P.O. Box 30678, Nairobi, Kenya.**
- Parkyn S.M., Rabeni C.F. & Collier K.J., 1997. Effects of crayfish (*Paranephrops planifrons*: Parastacidae) on in-stream processes and benthic faunas: a density manipulation experiment. New Zealand Journal Of Marine and Freshwater Research 31: 685-92.**
- Paterson M.J., Findlay D.L., Salki A.G., Hendzel L.L. & Hesslein R.H., 2002. The effects of *Daphnia* on nutrient stoichiometry and filamentous cyanobacteria: a mesocosm experiment in a eutrophic lake. *Freshwater Biology* 47: 1217-1233.
- Peckarsky B.L. & Dodson S.I., 1980. Do stonefly predators influence benthic distributions in streams? Ecology 61: 1275-1282.**
- Perry W.L., Lodge D.M. & Lamberti G.A., 1997. Impact of crayfish predation on exotic zebra mussels and native invertebrates in a lake-outlet stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 120-125.
- Pringle C.M., Blake G.A., Covich A.P., Buzby K.M. & Finley A., 1993. Effects of omnivorous shrimp in montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecologia* 93: 1-11.
- Richardson A.M.M., 1983. The effect of the burrows of a crayfish on the respiration of the surrounding soil. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 239-242.
- Richardson A.M.M. & Wrong V., 1995. The effect of a burrowing crayfish, *Parastacoides* sp., on the vegetation of Tasmanian wet heathlands. *Freshwater Crayfish* 10: 174-182.
- Rickett J.D., 1974. Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. *The Progressive Fish-Culturist* 36: 207-211.

- Rogers R. & Huner J.V., 1985. Comparison of burrows and burrowing behavior of five species of cambarid crayfish (Crustacea, Decapoda) from the Southern University Campus, Baton Rouge, Louisiana. *Proceedings of the Louisiana Academy of Science* 48: 23-29.
- Rubin J.F. & Svensson M., 1993. Predation by the noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), on emerging fry of sea trout, *Salmo trutta* (L.). *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 100-104.
- Ruesink J.L., Parker I.M., Groom M.J. & Karieva P.M., 1995. Reducing the risk of nonindigenous species introductions. *Bioscience* 45: 465-477.
- Savino J.F. & Miller J.E., 1991. Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young lake trout (*Salvelinus namaycush*); effect of rock size. *Journal of Freshwater Ecology* 6: 161-169.
- Seroll A. & Coler R.A., 1975. Demonstrated food preferences of *Orconectes immunis* (Hagen) (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana* 29: 319-320.
- Sih A., 1987. Predators and prey lifestyles: an evolutionary and ecological overview. Pp 203-224 in C.W. Kerfoot and A. Sih, editors. *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*. University Press of New England, Hanover and London, New Hampshire, USA.
- Söderbäck B., Appelberg M., Odelström T. & Lindqvist U., 1988. Food consumption and growth of the crayfish *Astacus astacus* L. in laboratory experiments. *Freshwater Crayfish* 7: 145-53.**
- Steinman A.D., McIntire C.D., Gregory S.V., Lamberti G.A. & Ashkenas L.R., 1987. Effects of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. *Journal of the North Benthological Society* 6: 175-188.
- Stelzer R.S. & Lamberti G.A., 1999. Independent and interactive effects of crayfish and darters on a stream benthic community. *Journal of the North Benthological Society* 18: 524-532.
- Stenroth P. & Nyström P., 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology* 48: 466-475.**
- Thompson D.J., 1987. Regulation of damselfly populations: the effects of weed density on larval mortality due to predation. *Freshwater Biology* 17: 367-371.**
- Tuchman N.C. & Stevenson R.J., 1991. Effects of selective grazing by snails on benthic algal succession. *Journal of the North Benthological Society* 10: 430-443.
- Vasconcelos V., Oliveira S. & Teles F.O., 2001. Impact of a toxic and a non-toxic strain of *Microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*. *Toxicon* 39: 1461-1470.
- Villanelli F., 1996. Eco-etologia del gambero di fiume, *Austropotamobius pallipes*. Tesi di Laurea, Università di Firenze.**
- Warner G.F., Wood J.C. & Orr-Erwing R.H., 1995. Signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) feeding on pond snails : Optimal foraging? *Freshwater Crayfish* 8 : 352-359.**
- Weber L.M. & Lodge D.M., 1990. Periphytic food and predatory crayfish: relative roles in determining snail distribution. *Oecologia* 82: 33-39.
- Williamson M., 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, Uk.
- Zipster E. & Vermeij, G.J., 1978. Crushing behaviour of tropical and temperate crabs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 31: 155-172.

Indagine sull'impatto della Nutria (*Myocastor coypus*) sulle formazioni a *Carex elata* nella Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (area "Le Morette")

Mariella Franzese - Alessio Bartolini

1. Introduzione

L'indagine, condotta nella stagione primaverile 2004, ha avuto lo scopo di monitorare l'entità e la tipologia dei danni arrecati dalla Nutria alle formazioni a *Carex elata* presenti lungo le sponde di alcuni dei canali perimetrali che delimitano la Riserva Naturale (Area Le Morette).

La scelta della specie indicatrice (*C. elata*) e delle aree campione è stata motivata da un lato dalla sensibilità mostrata da *C. elata* nelle condizioni ambientali considerate, dall'altro dalla disponibilità di dati omogenei rilevati con analoga metodologia l'anno precedente.

2. Rilievi

Nella fase di rilevamento, effettuato da mezzo natante, sono stati individuati tutti i "gerbi" di carice presenti nelle aree campione e, per ciascuno di essi, si è constatata la presenza o meno di danni, valutandone l'entità. Di seguito riportiamo tipologie e parametri adottati:

Tipologia di danno	Entità del danno
I Integro	0 Assenza di danno
S Schiacciato	1 0-33% del gerbo danneggiato
B Con foglie brucate	2 34-66% " "
SBSchiacciato con foglie brucate	3 67-99% " "
De Deperiente:	
D Divelto	

Le aree rilevate sono state distinte in: canale perimetrale n°1, canale perimetrale n°2 (sino alla calla di alimentazione dell'area) e canale perimetrale n°3 (Fig. 1).

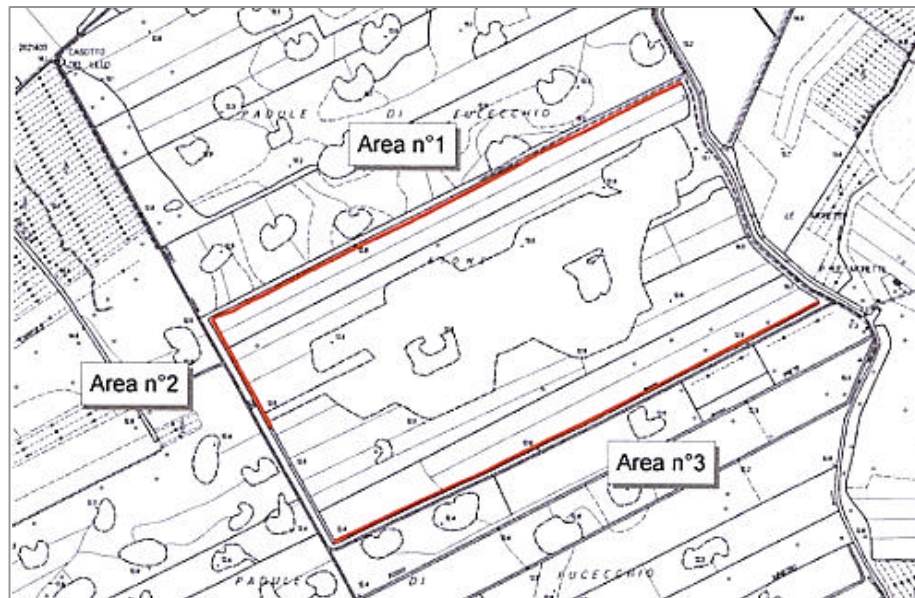
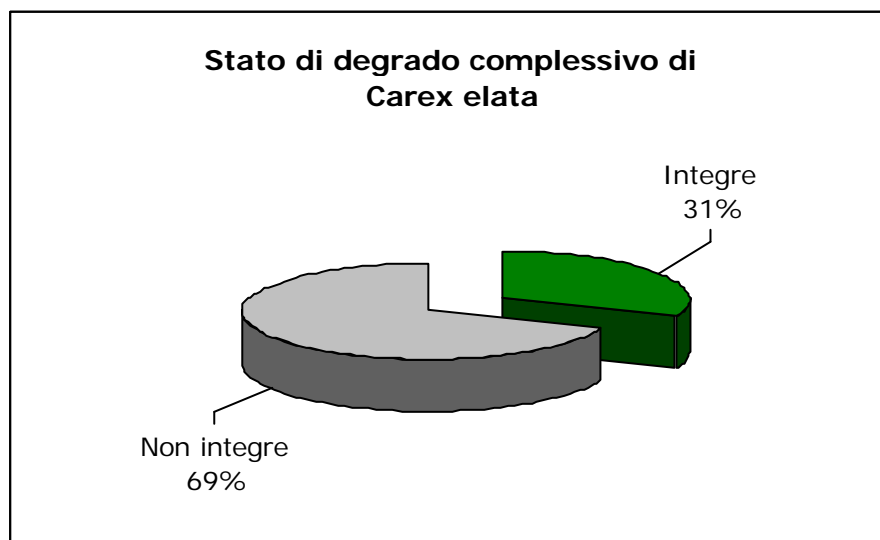


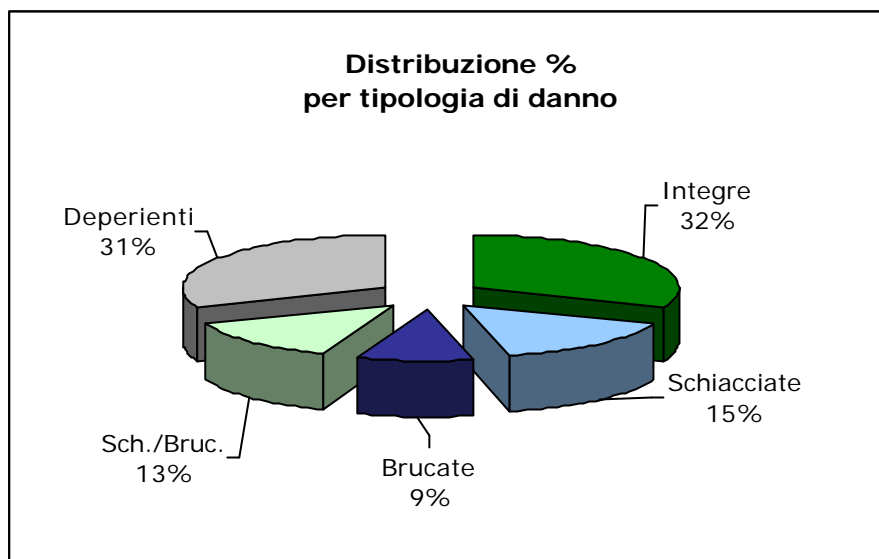
Fig. 1
Aree di rilevamento indicate dalle linee rosse.

3. Elaborazione dei dati e discussione

Dall'elaborazione dei dati emerge una condizione di degrado di buona parte degli aggruppamenti a *Carex elata* presenti nelle aree oggetto di indagine; solo il 31% presenta, diversamente, un buono stato di conservazione (Graf.1).



Graf.1
Distribuzione % tra forme integre e non integre presenti nell'area complessiva d'indagine



Graf.2

Distribuzione % per tipologia di danno nell'area complessiva d'indagine

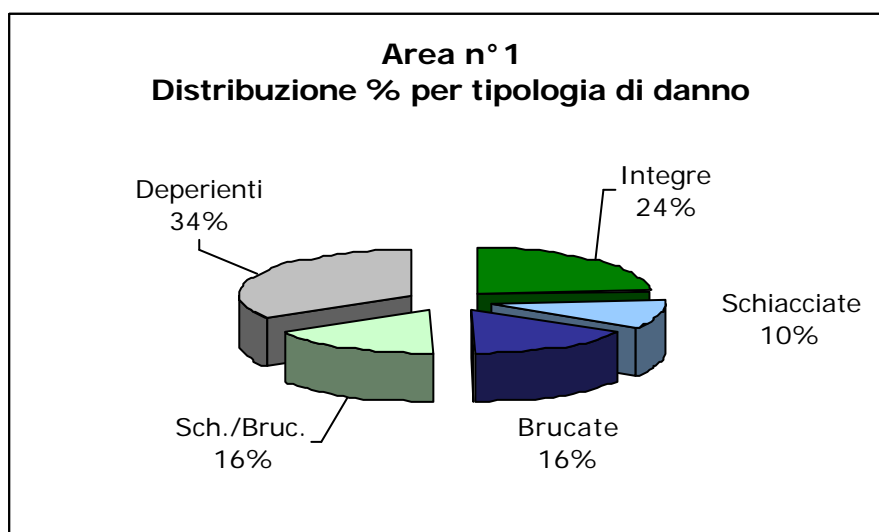
Risulta evidente, inoltre, come tra le forme di degrado prevalga, con il 31%, la categoria delle carici deperienti, ovvero, delle piante che non mostrano tracce di danni recenti ma un rinnovo vegetativo assai esiguo.

Diversamente, circa il 15 % degli aggruppamenti mostra evidenti segni di schiacciamento, il 9% di brucatura e circa il 13% presenta sia brucatura che schiacciamento del fogliame.

Si tratta di forme di degrado attribuibili, in prevalenza, all'azione impattante della nutria (*Myocastor coypus*) presente nell'area palustre, alla quale si attribuiscono la brucatura del fogliame e lo schiacciamento dei gerbi di carice che utilizza come piattaforme di sosta.

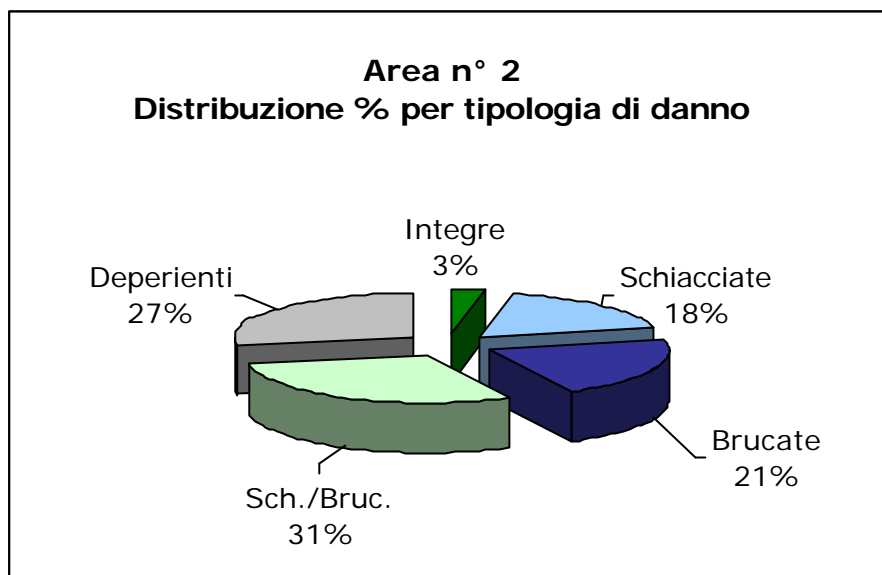
Circa il 32 % dei gerbi di carici presenta condizioni di integrità ovvero, le piante non mostrano forme di degrado e mantengono un buon stato di conservazione.

Come risulta dal confronto dei grafici 3, 4 e 5, il maggior numero di aggruppamenti integri di *Carex elata* è localizzato nell'area n°3, lungo il canale perimetrale meridionale della riserva naturale.

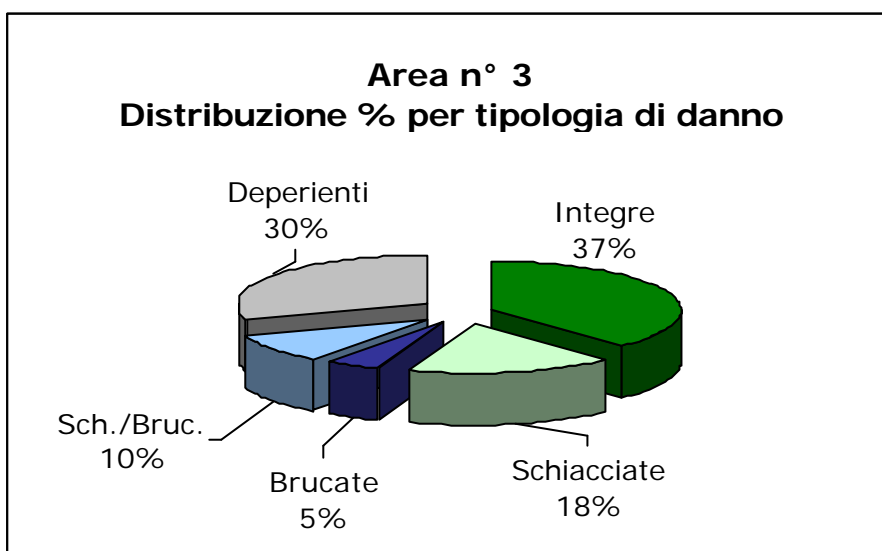


Graf.3

Distribuzione % per tipologia di danno nell'area di rilievo n°1



Graf.4
Distribuzione % per tipologia di danno nell'area di rilievo n°2



Graf.5
Distribuzione % per tipologia di danno nell'area di rilievo n°3

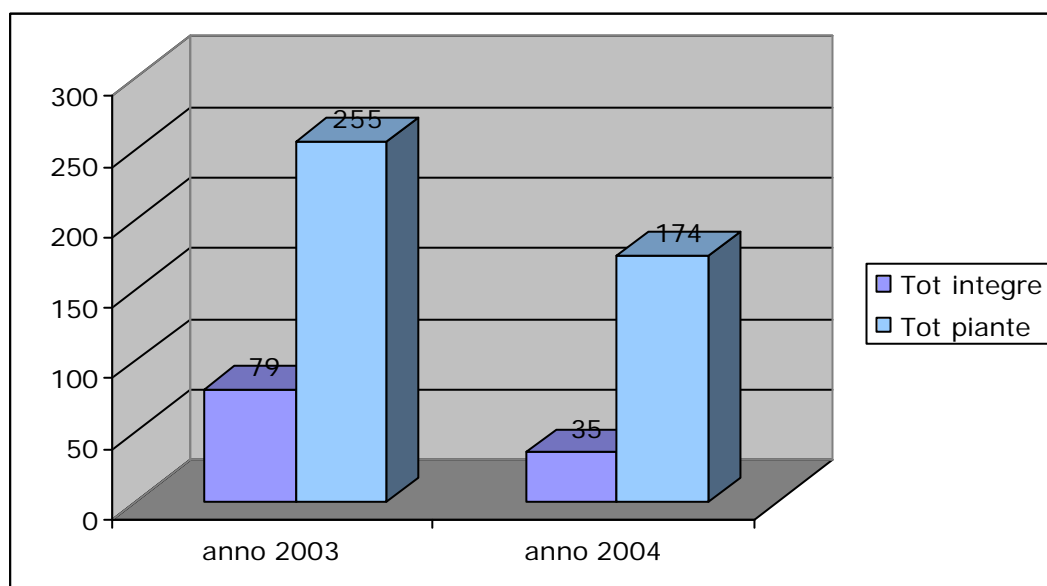
3.1 Confronto dati primavera 2003 e primavera 2004

Nella stagione primaverile del 2003 sono stati eseguiti i medesimi rilievi nell'area n°1 e nell'area n°2 della riserva naturale; mentre, nella scorsa stagione, l'area rilevata e identificata come n°3 nel presente studio, non è stata oggetto d'indagine.

Di seguito riportiamo la tabella dove sono stati posti a confronto i dati rilevati nelle aree n°1 e n°2 nelle stagioni primaverili 2003 e 2004:

Anno	Tot	Deperienti	Integre	Schiacciate	Brucate	Sch./Bru	Divelte
Dati 2003	255	0	79	15	70	85	5
Dati 2004	174	57	35	20	29	33	0

Dopo un intervallo di tempo di circa un anno, si registra un trend negativo per le comunità a *Carex elata*: evidente lo stato di malessere, con riduzione del numero complessivo dei gerbi di carice e delle forme integre, nonché l'affermazione della tipologia di danno indicato come "deperiente".



Graf.6

Confronto dati 2003 e 2004: n° tot di gerbi di carice e n° tot di gerbi integri

4. Appendice

4.1 Tabella area di rilievo n°1

Data rilievi: 08-giu-04
 Area rilievo: n°1
 Localizzazione: Direzione NE-SW
 Rilevatori: Alessio Bartolini, Mariella Franzese

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°1				2		
n°2			1			
n°3					2	
n°4	0					
n°5		3				
n°6	0					
n°7	0					
n°8					3	
n°9					3	
n°10	0					
n°11	0					
n°12	0					
n°13					2	
n°14				2		
n°15					3	
n°16					1	
n°17		1				
n°18	0					
n°19	0					
n°20					1	
n°21					1	
n°22		2				
n°23	0					
n°24	0					
n°25	0					
n°26					2	
n°27	0					
n°28		3				
n°29					3	
n°30					3	
n°31					3	
n°32					3	
n°33					3	
n°34					3	
n°35		2				
n°36			2			
n°37					3	
n°38	0					
n°39	0					

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°40				2		
n°41					3	
n°42				2		
n°43			2			
n°44		2				
n°45			2			
n°46					3	
n°47	0					
n°48			2			
n°49					3	
n°50	0					
n°51	0					
n°52					3	
n°53					3	
n°54		3				
n°55			1			
n°56			1			
n°57					3	
n°58					3	
n°59				2		
n°60			1			
n°61	0					
n°62	0					
n°63			2			
n°64				2		
n°65				2		
n°66			1			
n°67	0					
n°68					2	
n°69				2		
n°70			1			
n°71					3	
n°72				1		
n°73					3	
n°74			1			
n°75				2		
n°76			1			
n°77				2		
n°78	0					
n°79				2		
n°80	0					
n°81	0					
n°82				3		
n°83					3	
n°84			1			
n°85				2		
n°86					3	
n°87					3	
n°88					3	
n°89					3	
n°90					3	
n°91				2		

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°92					3	
n°93		3				
n°94					3	
n°95	0					
n°96	0					
n°97	0					
n°98	0					
n°99				1		
n°100		1				
n°101	0					
n°102			1			
n°103	0					
n°104	0					
n°105		2				
n°106					3	
n°107				2		
n°108				1		
n°109					2	
n°110			2			
n°111		3				
n°112					3	
n°113			3			
n°114			2			
n°115				2		
n°116					3	
n°117					3	
n°118				2		
n°119			1			
n°120					3	
n°121					3	
n°122	0					
n°123			1			
n°124					3	
n°125					3	
n°126					2	
n°127				1		
n°128			1			
n°129					2	
n°130			2			
n°131					2	
n°132					3	
n°133				3		
n°134	0					
n°135				3		
n°136					2	
n°137		2				
n°138	0					
n°139		3				
n°140		3				
n°141	0					

4.2 Tabella area n°2

Data rilievi: 08-giu-04
 Area rilievo: n°2, , sino alla calla
 Localizzazione: Direzione NW-SE
 Rilevatori: Alessio Bartolini, Mariella Franzese

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°1			3			
n°2		3				
n°3					1	
n°4					1	
n°5		3				
n°6		3				
n°7				3		
n°8			2			
n°9				2		
n°10				2		
n°11				2		
n°12					3	
n°13					3	
n°14					3	
n°15					3	
n°16			2			
n°17		3				
n°18		3				
n°19					2	
n°20		3				
n°21			3			
n°22				3		
n°23				3		
n°24				2		
n°25				1		
n°26			2			
n°27					3	
n°28			3			
n°29				2		
n°30	0					
n°31				2		
n°32					3	
n°33			1			

4.3 Tabella area n°3

Data rilievi: 08-giu-04
 Area di rilievo: n°3
 Localizzazione: Direzione SW-NE
 Rilevatori: Alessio Bartolini, Mariella Franzese

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°1	0					
n°2	0					
n°3	0					
n°4				1		
n°5	0					
n°6	0					
n°7		1				
n°8			1			
n°9				1		
n°10		1				
n°11	0					
n°12	0					
n°13				1		
n°14		1				
n°15	0					
n°16			1			
n°17			1			
n°18			2			
n°19				2		
n°20					3	
n°21	0					
n°22				2		
n°23				2		
n°24		3				
n°25				2		
n°26				3		
n°27	0					
n°28				2		
n°29	0					
n°30				2		
n°31	0					
n°32		1				
n°33				2		
n°34				2		
n°35		3				
n°36	0					
n°37			2			
n°38				2		
n°39				2		
n°40			1			
n°41				2		
n°42					2	
n°43					2	

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°44				2		
n°45				2		
n°46					3	
n°47	0					
n°48	0					
n°49	0					
n°50	0					
n°51				1		
n°52				1		
n°53		2				
n°54	0					
n°55		1				
n°56	0					
n°57	0					
n°58	0					
n°59	0					
n°60			1			
n°61		3				
n°62	0					
n°63	0					
n°64		1				
n°65	0					
n°66	0					
n°67		1				
n°68	0					
n°69					2	
n°70					2	
n°71	0					
n°72		2				
n°73		2				
n°74	0					
n°75		2				
n°76					1	
n°77	0					
n°78	0					
n°79	0					
n°80	0					
n°81	0					
n°82	0					
n°83	0					
n°84		2				
n°85	0					
n°86	0					
n°87	0					
n°88	0					
n°89	0					
n°90	0					
n°91	0					
n°92	0					
n°93	0					
n°94		3				
n°95					1	

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°96	0					
n°97					1	
n°98		2				
n°99	0					
n°100	0					
n°101	0					
n°102					1	
n°103	0					
n°104	0					
n°105	0					
n°106	0					
n°107					1	
n°108	0					
n°109					3	
n°110					1	
n°111					2	
n°112					3	
n°113	0					
n°114	0					
n°115					1	
n°116					2	
n°117		2				
n°118						3
n°119		2				
n°120		2				
n°121		2				
n°122	0					
n°123	0					
n°124		1				
n°125	0					
n°126					2	
n°127		2				
n°128		2				
n°129		2				
n°130		2				
n°131	0					
n°132					2	
n°133					2	
n°134					3	
n°135	0					
n°136	0					
n°137					3	
n°138					3	
n°139					3	
n°140					3	
n°141					3	
n°142	0					
n°143					2	
n°144					3	
n°145					3	
n°146					2	
n°147				2		

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°148					3	
n°149					2	
n°150				2		
n°151	0					
n°152					3	
n°153					3	
n°154					2	
n°155					2	
n°156	0					
n°157					2	
n°158	0					
n°159	0					
n°160	0					
n°161					3	
n°162	0					
n°163					2	
n°164	0					
n°165					1	
n°166	0					
n°167					3	
n°168		2				
n°169					3	
n°170	0					
n°171		2				
n°172			3			
n°173	0					
n°174		1				
n°175					3	
n°176		3				
n°177	0					
n°178	0					
n°179		2				
n°180					3	
n°181	0					
n°182		1				
n°183					3	
n°184					2	
n°185					2	
n°186	0					
n°187					1	
n°188	0					
n°189					1	
n°190	0					
n°191					3	
n°192					3	
n°193	0					
n°194		1				
n°195	0					
n°196					2	
n°197					2	
n°198					1	
n°199	0					

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°200	0					
n°201					3	
n°202					3	
n°203	0					
n°204	0					
n°205		1				
n°206					2	
n°207		1				
n°208					2	
n°209		1				
n°210	0					
n°211		2				
n°212					2	
n°213	0					
n°214	0					
n°215					1	
n°216	0					
n°217					3	
n°218					2	
n°219		2				
n°220					2	
n°221	0					
n°222		2				
n°223					2	
n°224		1				
n°225		3				
n°226					2	
n°227					2	
n°228	0					
n°229	0					
n°230		2				
n°231	0					
n°232	0					
n°233	0					
n°234			2			
n°235			2			
n°236	0					
n°237					2	
n°238					2	
n°239		2				
n°240					3	
n°241					3	
n°242		2				
n°243	0					
n°244		2				
n°245	0					
n°246	0					
n°247					1	
n°248	0					
n°249					3	
n°250		2				
n°251	0					

Gerbi di carice	Integro	Schiacciato	Brucato	Sch./Bruc.	Deperiente	Divelto
n°252	0					
n°253		2				
n°254					1	
n°255			1			
n°256					3	
n°257					2	
n°258	0					
n°259					3	
n°260					1	
n°261	0					
n°262		2				
n°263					3	
n°264					3	
n°265	0					
n°266	0					
n°267					3	
n°268					3	
n°269					3	
n°270				2		
n°271				2		
n°272					3	
n°273					3	
n°274			1			
n°275				2		
n°276				2		
n°277		3				
n°278				1		
n°279				2		
n°280			2			

Monitoraggio della colonia di Ciconiformi del Padule di Fucecchio (anno 2004)

Federica Briganti - Francesca Valdiserri - Andrea Vezzani

1. Censimento delle specie nidificanti (stagione riproduttiva 2004)

1.1 Introduzione

Questa indagine costituisce l'ultimo aggiornamento dei censimenti iniziati 22 anni fa, con i primi insediamenti di colonie di ciconiformi nel Padule di Fucecchio. In particolare l'evoluzione della colonia è stata monitorata con precisione e continuità a partire dal 1998.

La popolazione nidificante di ardeidi del Padule di Fucecchio rappresenta la colonia più importante dell'Italia peninsulare. L'area è interessata dalla nidificazione di Garzetta (*Egretta garzetta*), Nitticora (*Nycticorax nycticorax*), Airone guardabuoi (*Bubulcus ibis*), Sgarza ciuffetto (*Ardeola ralloides*), Airone cenerino (*Ardea cinerea*), Airone rosso (*Ardea purpurea*), Airone bianco maggiore (*Egretta alba*).

1.2 Area di studio e metodi

I siti riproduttivi dell'anno 2004 coincidono con quelli dell'anno precedente.

In particolare è stato ampiamente occupato il sito G all'interno della riserva delle Morette e il sito E presso il Porto dell'Uggia.

Il sito **G** (Fig 1), caratterizzato dalla presenza di *Salix alba*, è attivo dal 2001 e dal 2003 ospita una parte consistente della colonia, più ampiamente distribuita rispetto al nucleo originario puntiforme. All'interno della Riserva Naturale delle Morette, in una fascia di canneto (*Phragmites australis*) piuttosto centrale, dal 1998 nidificano in colonia monospecifica anche alcune coppie di Airone rosso (*Ardea purpurea*), e dal 2003 l'Airone bianco maggiore (*Egretta alba*).

Il sito **E** (porto dell'Uggia) è caratterizzato prevalentemente da *Amorpha fruticosa* e *Salix cinerea* ed è attivo dal 1998 (Bartolini 2004).

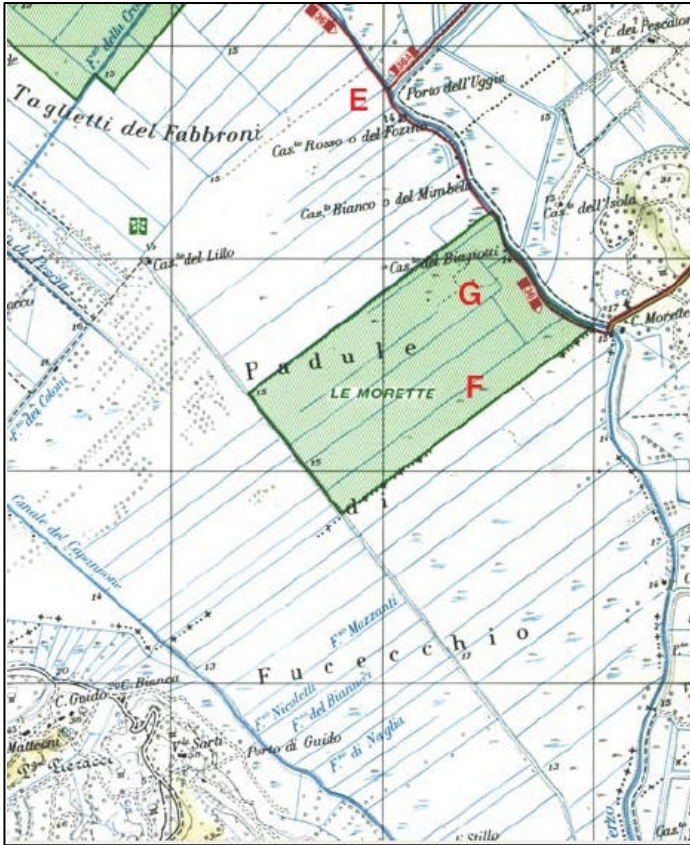


Fig. 1: Distribuzione delle garzaie attive del Padule di Fucecchio

I metodi di censimento utilizzati sono quelli suggeriti da Bogliani e Fasola (1985) e omogenei a quelli normalmente utilizzati dal Centro di Ricerca negli anni scorsi.

La diversa tipologia dei siti occupati ha reso però necessario l'utilizzo di tecniche diverse. Per l'area delle Morette, dove una larga parte dei nidi era visibile dall'Osservatorio Faunistico (Fig. 2) sono stati effettuati dei conteggi durante il periodo riproduttivo, quando era possibile attribuire ad ogni nido visibile la specie occupante, ottenendo quindi risultati più precisi sulle proporzioni fra le varie specie nidificanti.

Le proporzioni numeriche delle diverse specie nel sito E sono state stimate mediante conteggi ripetuti degli uccelli in partenza dalla garzaia. Questo metodo è stato costantemente adottato nei censimenti effettuati nel Padule di Fucecchio, in quanto i nuclei principali si sono quasi sempre insediati su arbusteti in situazioni di scarsa visibilità dei nidi. Pur trattandosi di un metodo piuttosto approssimativo in termini di stima assoluta delle proporzioni, il suo ripetuto impiego dovrebbe portare ad una corretta valutazione del trend relativo delle popolazioni di ciascuna specie.

Per quanto riguarda l'Airone rosso sono stati effettuati, nei mesi primaverili, numerose osservazioni a distanza volte a stabilire con precisione il sito di riproduzione, mediante l'individuazione dei punti di atterraggio degli adulti in display.

Al termine del periodo riproduttivo è stato effettuato un conteggio diretto dei nidi abbandonati, all'interno di tutti i siti.



Fig. 2: Porzione della garzaia delle Morette, sito G1. Vista dall'osservatorio.

1.3 Risultati e discussione

La Tabella 1 mostra i risultati dei conteggi all'interno dei siti E e F; la fig. 3 mostra inoltre la consistenza delle coppie rispetto ai censimenti degli anni passati.

Tabella 1. Coppie nidificanti

	SITO F	SITO E	TOTALE
Nitticora	69	326	395
Sgarza ciuffetto	1	66	67
Airone guardabuoi	88	73	161
Garzetta	133	524	657
Airone bianco maggiore	1	-	1
Airone cenerino	88	-	88
Airone rosso	7	-	7
Totale coppie	387	989	1376

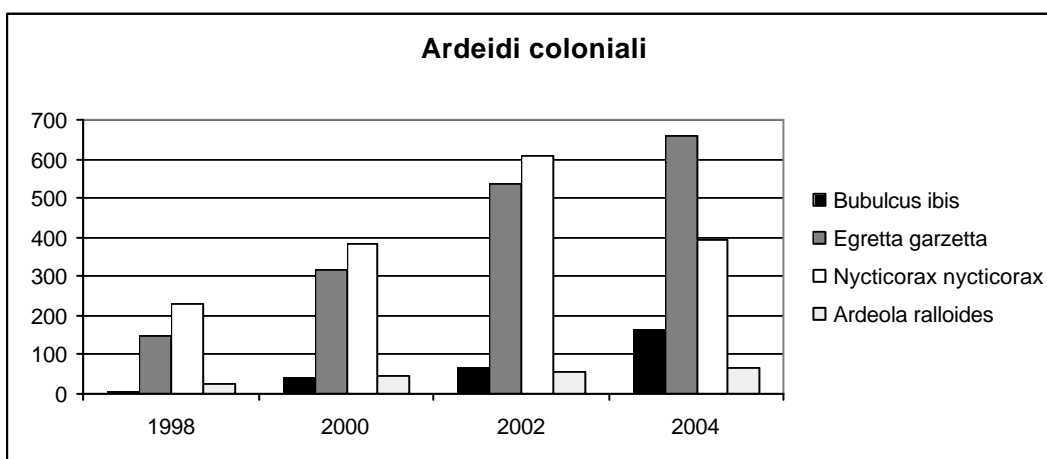


Fig. 3: proporzioni della colonia riproduttiva di Ciconiformi del Padule di Fucecchio.

Si può notare un aumento delle coppie nidificanti totali e dei nidificanti di ogni specie, ad eccezione delle nitticore che hanno subito un notevole decremento. Questo dato risulta in

controtendenza rispetto agli anni precedenti, nei quali la Nitticora rappresentava la specie dominante. E' probabile che anche nel Padule di Fucecchio questa specie possa subire una certa concorrenza da parte di *Ardea cinerea*, come è accaduto in gran parte della Pianura Padana a seguito della forte espansione del cenerino verificatasi negli ultimi 15 anni.

La fig. 4 mostra le relative proporzioni fra le specie di ciconiformi coloniali nidificanti in tutta l'area palustre.

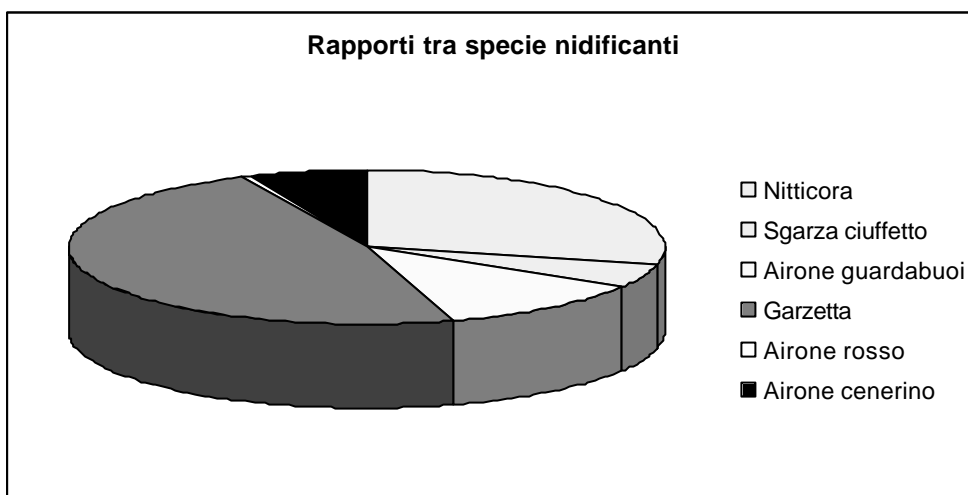


Fig. 4: proporzioni relative dei Ciconiformi nidificanti nel Padule di Fucecchio.

Il sopralluogo del mese di Settembre nella zona occupata dalla colonia di Airone rosso, ha portato all'individuazione di sette nidi; confrontando questo dato con le osservazioni primaverili, che sembravano indicare un leggero incremento della popolazione, si può ipotizzare la nidificazione di un massimo di dieci coppie.

1.4 Evoluzione della colonia riproduttiva all'interno dell'area "Le Morette"

Le garzaie ubicate nel Padule di Fucecchio dal 1983 sono state oggetto di frequenti spostamenti, soprattutto a causa di ripetute azioni di disturbo da parte dell'uomo (Bartolini, 2004).

Una particolare considerazione va fatta però per le garzaie all'interno della Riserva delle Morette. Come detto precedentemente l'area protetta è sede di nidificazione degli ardeidi dal 1998 con l'Airone rosso (sito F) e dal 2001 con Garzetta e Nitticora (sito G). Negli ultimi anni la garzaia delle Morette ha subito un notevole incremento sia per numero di coppie che per specie nidificanti.

Ad oggi i siti di nidificazione appaiono ampiamente distribuiti nell'area protetta andando a saturare tutti i salici (*Salix sp.*) a portamento arbustivo e arboreo e gli arbusteti di *Amorpha fruticosa* presenti. In particolare (Fig.5) si possono notare due grossi nuclei di insediamento (G1 e G2), a composizione mista, posti uno a est ed uno a ovest del chiaro principale e un nucleo più piccolo (G3) posto su un isolotto centrale. Sul lato sud della riserva oltre al sito storico di nidificazione degli aironi rossi (F), all'interno del canneto, si è costituita, in una serie di aree allineate rappresentate da salici, una nuova garzaia anch'essa a composizione mista (G4). In aggiunta sono presenti piccoli nuclei di nidificazione sparsi, talvolta anche inferiori alla decina di coppie.

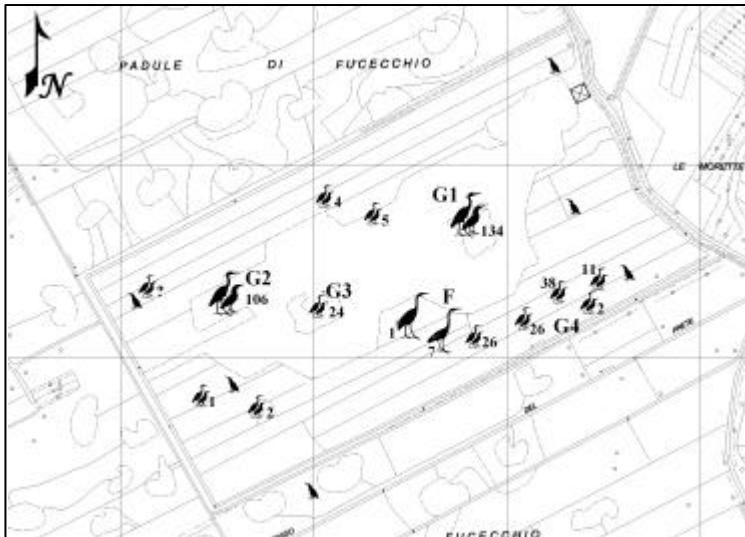


Fig. 5: Disposizione dei nuclei di nidificazione degli ardeidi .

Il massiccio ampliamento delle nidificazioni all'interno della riserva è indubbiamente favorito dal limitato disturbo antropico e da una corretta gestione dell'area. In particolare sono stati effettuati interventi atti a facilitare la sosta degli uccelli (disposizione di posatoi, costruzione isolotti con funzioni di aree di "rimessa") e il loro foraggiamento (ampliamento della superficie ad acque libere, mantenimento di zone a basso livello d'acqua, permanenza costante di aree allagate).

1.5 Censimenti in periodo invernale

La tabella 2 riporta i dati ricavati in periodo invernale, nell'ambito del censimento annuale degli uccelli acquatici, effettuato dal C. R. D. P. del Padule di Fucecchio per conto dell'INFS.

Tabella2 . Dati relativi ai censimenti degli Ardeidi svernanti nel Padule di Fucecchio.

Specie	Inverno										
	94-95	95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05
Nitticora	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Garzetta	0	0	2	7	2	16	88	34	130	49	75
Airone cenerino	16	7	30	36	21	40	50	44	63	44	78
Airone bianco maggiore	0	0	0	0	1	3	10	11	43	11	31
Airone guardabuoi	0	0	0	0	4	10	0	9	33	37	67

Nell'inverno 2003 sono state effettuate alcune osservazioni in due aree del Padule di Fucecchio con caratteristiche diverse: l'area delle Morette, costituita da ampi spazi completamente allagati e limitate aree emergenti, e l'area del Bottaccino costituita da

seminativi semiallagati e canali di bonifica. Durante le osservazioni sono stati annotati solo gli aironi che in alimentazione (tab.4a,b)

Tabella 4a. Numero di garzette in foraggiamento in due aree del Padule di Fucecchio nell'inverno 2003/2004

	14/12	16/12	19/12	23/12	09/01	13/01	16/01	23/01	06/02
Bottaccino	15	19	18	31	13	12	16	12	6
Morette	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Tabella 4b. Numero di aironi cenerini in foraggiamento in due aree del Padule di Fucecchio nell'inverno 2003/2004

	14/12	16/12	19/12	23/12	09/01	13/01	16/01	23/01	06/02
Bottaccino	1	1	2	1	0	2	2	2	2
Morette	0	2	0	0	0	0	2	0	4

Fuori dal periodo riproduttivo, molte specie sostano e si alimentano in aree di bonifica dislocate al di fuori dell'area palustre vera e propria, che in tale periodo risulta maggiormente disturbata a causa dell'attività venatoria ed offre probabilmente una minore disponibilità di prede.

1.6 Bibliografia:

Bartolini A., 2004 - Aironi e specie affini. Identificazione, status e conservazione dei ciconiformi del Padule di Fucecchio. Quaderni del Padule di Fucecchio, n.3.
 Bogliani G., Fasola M, 1985 – Progetto Aironi, metodi di ricerca. L.I.P.U. Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia

2. Studio sull'alimentazione in tre specie di aironi: *Egretta garzetta*, *Ardea cinerea* e *Egretta alba*

2.1 Area di studio e metodi

Sono stati osservati tre specie di aironi (*Egretta garzetta*, *Ardea cinerea* e *Egretta alba*) in foraggiamento all'interno di due aree del Padule di Fucecchio: Le Morette e il Bottaccino. L'area Le Morette è costituita da una vasta zona allagata, all'interno della quale emergono alcuni isolotti, ed è circondata da canali; gli animali in questo caso venivano seguiti dall'osservatorio faunistico presente nella riserva. L'area del Bottaccino è invece costituita da canali e da campi coltivati che rimangono allagati durante la stagione invernale; in questo caso le osservazioni venivano fatte dalla strada e dagli argini adiacenti. Le osservazioni, iniziate nel mese di maggio 2003 e proseguite fino al mese di settembre 2004, sono state fatte con l'aiuto di binocoli e con cannocchiali Swarovski 60x montati su treppiede; per ogni individuo è stata compilata una scheda nella quale sono state annotate, oltre alle condizioni ambientali generali, il numero, il tipo e la dimensione della preda catturata, i tentativi falliti, le tecniche di caccia e le eventuali interazioni con altri individui intra ed interspecifici. Ogni animale è stato osservato per 10 minuti.

2.2 Risultati

Garzetta (*Egretta garzetta*)

Nel Padule di Fucecchio la garzetta è presente durante tutto l'anno e rappresenta, fra gli ardeidi, la specie più numerosa; inoltre essa ha l'abitudine di cacciare anche in zone dove è più frequente il disturbo antropico, in quanto meno diffidente rispetto alle altre specie. Questo ci ha permesso di poter ottenere un buon numero di osservazioni in diverse stagioni dell'anno.

Sono state compilate 11 schede di osservazione nei mesi di dicembre e gennaio, 5 in primavera e 33 in estate. Sono state individuate 3 zone preferenziali di alimentazione; lungo il bordo dei chiari o di zone agricole allagate, in acque libere, sulle sponde o nell'alveo di fossi e canali. La fig. 1 rappresenta le tre zone suddette e il numero di individui osservati in esse nella stagione invernale o estiva.

Zone di alimentazione di Egretta garzetta

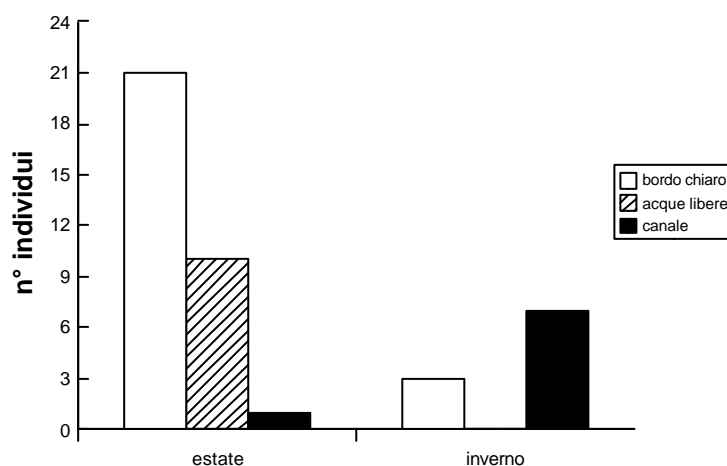


Fig.1 Individui osservati durante il foraggiamento, nella stagione estiva e in quella invernale, nelle diverse zone di alimentazione.

Il test chi-quadrato indica, in entrambe le stagioni, una netta differenza nella scelta dei siti alimentari: inverno ($\chi^2 = 7.40$, GL 2, $p < 0.05$), estate ($\chi^2 = 18.9$, GL 2, $p < 0.001$). La tipologia delle aree di foraggiamento selezionate varia durante il corso dell'anno: in estate questa specie predilige cacciare lungo i bordi dei chiari o nelle acque libere, mentre in inverno c'è invece una netta preferenza dei canali e dei fossi adiacenti a zone coltivate in aree di bonifica.

Questa differenza è dovuta probabilmente al fatto che il livello idrico dei chiari in inverno è troppo alto; inoltre le acque dei chiari possono andare incontro a gelate con maggior frequenza rispetto alle acque correnti dei canali.

Gli individui osservati hanno mostrato inoltre una netta preferenza delle acque molto basse (Fig.2). Durante la caccia la Garzetta si muove costantemente e spesso rastrella il fondo fangoso ricercando attivamente gli invertebrati che vi dimorano.

Preferenza dei livelli di acqua durante il foraggiamento in Egretta garzetta

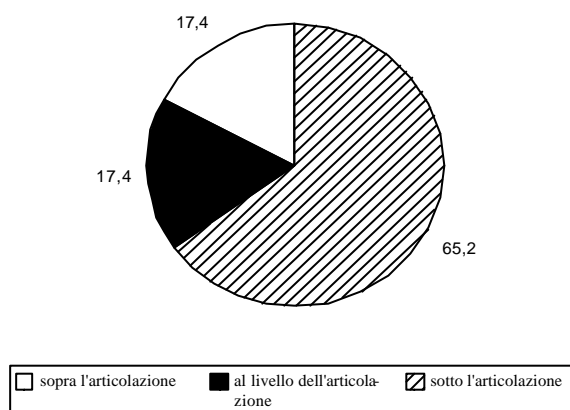


Fig.2: percentuale di individui osservati durante il foraggiamento in zone con livello di acqua differente; è stato preso come punto di riferimento l'articolazione tibia-tarso.

Per quanto riguarda la tipologia delle prede catturate, lo spettro alimentare di *Garzetta egretta* è rappresentato prevalentemente da pesci, anfibi e invertebrati.

Naturalmente la disponibilità delle prede influenza la tipologia della dieta e nel presente studio bisogna considerare che l'avvento di *Procambarus Clarkii* ha ridotto notevolmente la varietà delle specie predabili. Purtroppo non sono disponibili dati quantitativi riguardanti l'alimentazione degli ardeidi nel Padule di Fucecchio prima dell'arrivo di questo crostaceo, ma esistono alcuni dati qualitativi raccolti durante il biennio 1997-98 che indicano la predazione di pesci (Carassio e Gambusia), di rane, di ditiscidi, di sanguisughe e di crostacei (Bartolini, 2004).

Il presente studio indica che la dieta della Garzetta è costituita prevalentemente dalla Gambusia (Fig.3), un piccolo pesce introdotto in Italia a partire dal 1922 per combattere la zanzara anofele della cui larva esso si nutre. La Gambusia è comunissima nel Padule di Fucecchio e deve la sua rapida diffusione alla particolare strategia riproduttiva e anche alla elevata plasticità adattativa.

Tale risultato si accorda con un precedente studio condotto in Camargue da Voisin (1991) che indica che la Gambusia è la specie più importante nella dieta delle Garzette che si alimentano in prossimità di zone paludose; gli individui che invece si alimentano in

prossimità di risaie prediligono insetti, molluschi e girini, come pure le garzette osservate in risaie del nord Italia risultano alimentarsi prevalentemente di girini e anfibi adulti (Fasola 1986).

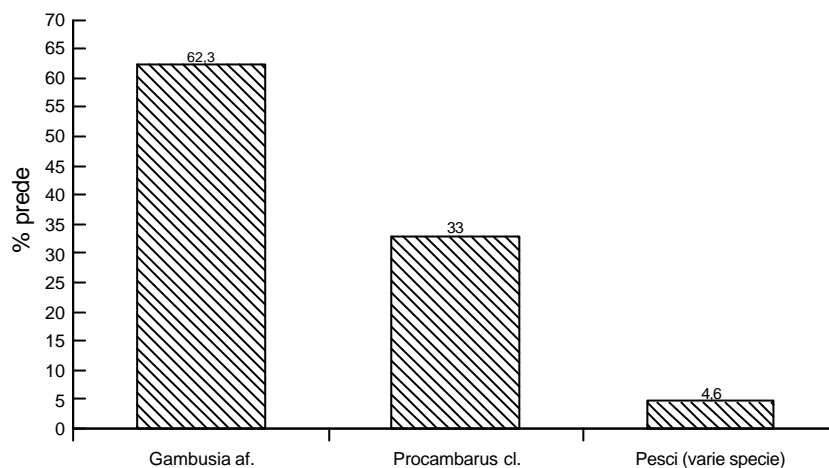


Fig.3. Percentuale di prede catturate da *Garzetta egretta* in entrambe le stagioni, estiva e invernale, in tutta l'area di studio.

Nei dati raccolti nel presente lavoro risulta anche un' alta percentuale di prede non identificate (spesso per la distanza del soggetto o per la sua velocità di deglutizione), di cui una buona parte molto piccole, che verosimilmente potrebbero essere ricondotte a Gambusie, data la loro alta concentrazione nelle zone di caccia degli individui osservati e la mancanza, nell'area considerata, di altre specie predabili in così alto numero.

Facendo una distinzione fra gli animali osservati nelle due stagioni (Tab.1) emerge comunque una differenza significativa nelle prede catturate e risulta che *Gambusia* è predata principalmente in estate ($\chi^2 = 10.32$, GL 2, $p < 0.01$), mentre in inverno la preda più frequente è *Procamburus clarkii* ($\chi^2 = 89.2$, GL 2, $p < 0.001$)

Tabella 1. Prede catturate nelle due stagioni da *Egretta garzetta*

	Individui osservati	<i>Gambusia af.</i>	<i>Procamburus cl.</i>	<i>Pesci (varie specie)</i>
<i>Inverno</i>	11	1	27	0
<i>Estate</i>	39	81	20	6

Questi ultimi dati sono però solo indicativi, dato che il campione invernale è stato osservato esclusivamente il località Bottaccino in canali o campi allagati e quindi in un habitat diverso rispetto a quello dell'area "Le Morette" dove il foraggiamento avviene soprattutto nelle acque libere o presso i bordi dei "chiar".

Airone cenerino (*Ardea cinerea*)

Per questa specie sono state compilate 38 schede, con dati riguardanti prevalentemente la stagione estiva e in piccola parte quella primaverile.

Come si osserva nella figura 4 questa specie, durante il foraggiamento, predilige le zone di acque libere, dove caccia in movimento oppure aspettando la preda fermo sul posto.

L'analisi compiuta con il chi-quadro test indica anche in questo caso una significativa differenza fra i siti di alimentazione ($\chi^2 = 12.04$, GL 2, $p < 0.001$).

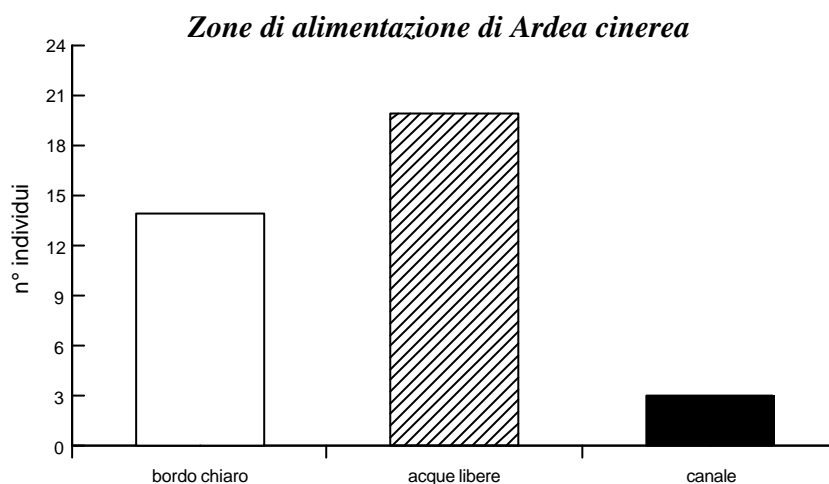


Fig.4. Individui osservati durante il foraggiamento nelle diverse zone di alimentazione.

Gli aironi cenerini campionati cacciavano soprattutto nelle acque libere dei chiari e in parte minore sui bordi. In ogni caso anche questa specie, come la Garzetta, predilige le acque molto basse, al di sotto dell'articolazione tibia-tarso (Fig.5)

*Preferenza dei livelli di acqua durante il foraggiamento in *Ardea cinerea**

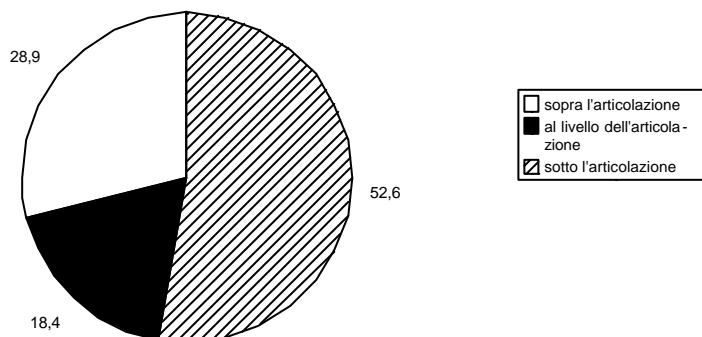


Fig.5: percentuale di individui osservati durante il foraggiamento in zone con livello di acqua differente; è stato preso come punto di riferimento l'articolazione tibia-tarso.

Per quanto riguarda la tipologia delle prede catturate, lo spettro alimentare di *Ardea cinerea* è rappresentato prevalentemente da pesci.

Nel presente studio, pur essendo la quantità delle specie diverse catturate non significativamente diversa ($t = 5.0.3$, GL 2), si può comunque sottolineare che, a differenza della Garzetta, l'airone cenerino cattura una maggior percentuale di pesci, rispetto a gambusie e gamberi.

Dalla figura 6 si può infatti notare che i pesci catturati ammontano a circa il 50% delle prede. Inoltre circa la metà dei pesci catturati erano di grossa dimensione e fra le specie individuate possiamo elencare la Carpa (*Cyprinus carpio*), l'Anguilla (*Anguilla anguilla*) e il Persico sole (*Lepomis gibbosus*).

Del resto già uno studio preliminare sull'alimentazione (Bartolini A., 2004) degli aironi condotto nel Padule di Fucecchio indicava le specie suddette (escluso l'Anguilla) nella dieta dell'Airone cenerino, oltre ad altre specie quali il Pesce gatto (*Ictalurus melas*), il Carassio (*Carassius carassius*) e la Tinca (*Tinca tinca*).

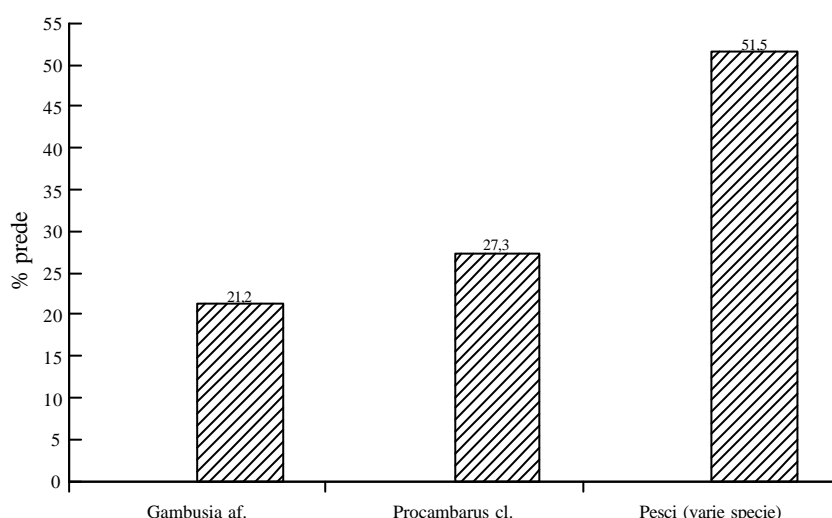


Fig.6-Percentuale di prede catturate da *Ardea cinerea*

In generale possiamo dire che questa specie predilige prede di grossa taglia, che le permettono di ingerire un numero minore di prede nel tempo. Infatti la media di cattura per minuto risulta circa 10 volte inferiore a quello delle Garzette, che, come visto sopra, ingeriscono prevalentemente Gambusie o comunque prede di piccole dimensioni (Tab.2)

Tabella 2.

	Media prede/minuto
<i>Ardea cinerea</i>	0,13
<i>Egretta garzetta</i>	1,01

Airone bianco maggiore (*Egretta alba*)

Di questa specie, chiaramente meno frequente e più schiva delle specie precedenti, sono state compilate 12 schede di osservazione, nella stagione primaverile ed estiva.

Questa specie, come l'Airone cenerino, caccia essenzialmente in acque libere, ed in misura minore lungo in prossimità della riva dei chiari, anche se la scelta di questi due diversi ambienti di alimentazione non è significativamente diversa ($\chi^2 = 3$, GL 1, ns). In questo caso non sono stati presi in considerazione i canali in quanto nessun individuo è stato registrato presso di essi.

Si può inoltre osservare che questa specie caccia in zone in cui il livello dell'acqua può essere più o meno alto (Fig.7) e a differenza delle specie viste sopra non denota preferenza per i bassi livelli (al di sotto dell'articolazione tibia-tarso).

Preferenza dei livelli di acqua durante il foraggiamento in *Egretta alba*

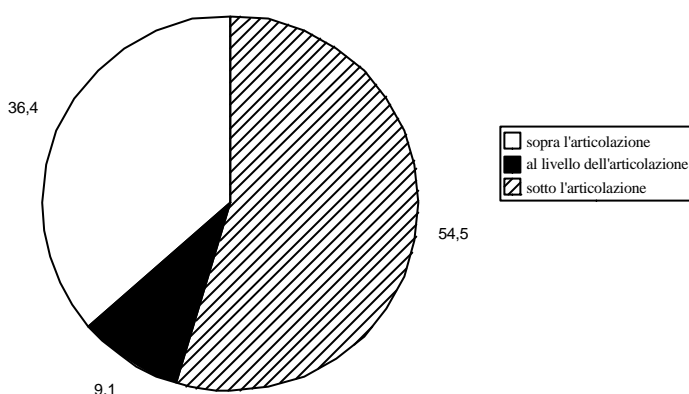


Fig.7: percentuale di individui osservati durante il foraggiamento in zone con differente livello di acqua.

E' interessante notare che la preferenza alimentare è piuttosto simile a *Egretta garzetta* dove quindi prevale la percentuale di gambusie catturate rispetto ad altre prede. Inoltre, come si può vedere nella figura 8, *Procambarus darkii* è la preda meno frequente di questa specie, a differenza sia della Garzetta che dell'Airone cenerino dove questo crostaceo risultava ampiamente predato.

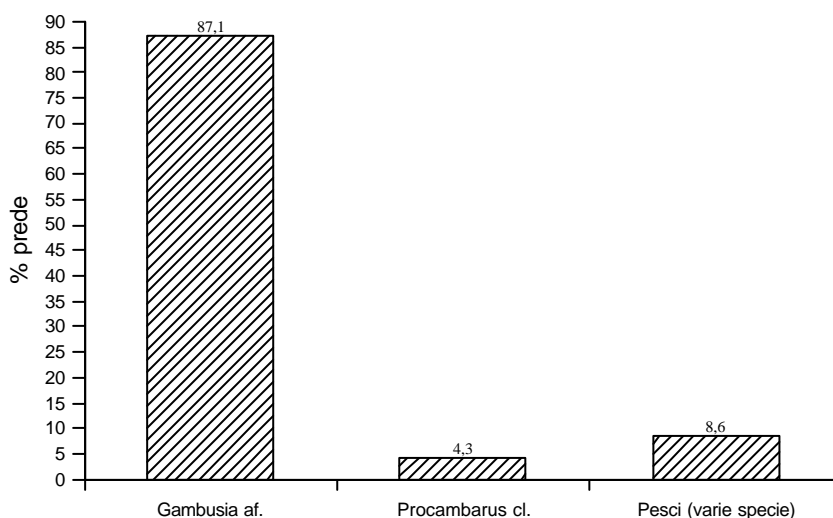


Fig.8-Percentuale di prede catturate da *Egretta alba*

2.3 Conclusioni

Sulla base delle osservazioni compiute, relativamente alle tre specie rispetto alle quali è stato possibile raccogliere una quantità significativa di dati (Garzetta, Airone cenerino e Airone bianco maggiore), sono emerse indicazioni sulle aree di alimentazione preferenzialmente selezionate, sulla tipologia di prede e sulle tecniche di caccia maggiormente utilizzate.

Rispetto alle aree di alimentazione è emersa una tendenza generale a frequentare aree diverse in periodo riproduttivo rispetto al periodo autunnale ed invernale. Nel primo caso risultano maggiormente frequentate le aree naturali interne al bacino palustre, ed in particolare i chiari (sia quelli interni all'area protetta, che quelli realizzati per scopi venatori, disseminati un po' ovunque). Al contrario gli individui osservati in foraggiamento durante l'inverno hanno mostrato di preferire le superfici semiallagate e i canali delle aree di bonifica. Tale diversa distribuzione stagionale è probabilmente riconducibile da un lato al forte disturbo recato dall'attività venatoria, che raggiunge livelli molto intensi soprattutto nelle aree naturali, dall'altro a condizioni ambientali, come i livelli idrici, la presenza di ghiaccio ecc. che rendono i chiari meno disponibili in periodo invernale.

La Garzetta, tende a selezionare le aree prossime alle sponde, o comunque con bassi livelli idrici (il 66% degli individui osservati cacciava con l'acqua sotto l'articolazione tibia-tarso).

Al contrario l'Airone cenerino e l'Airone bianco maggiore preferiscono le acque libere, con livelli spesso pari o superiori all'articolazione tibia-tarso.

Nonostante *P. clarkii* rappresenti un importante fonte di cibo per gli aironi, le tabelle e i grafici mostrano come i pesci costituiscono la base dell'alimentazione per le tre specie: in particolare per l'Airone bianco maggiore rappresentano il 96% della dieta e per l'Airone cenerino il 50%. La Garzetta, invece, risulta la specie che ha dimostrato una più alta predazione nei confronti del gambero.

Per Garzetta e Airone bianco maggiore le dimensioni dei pesci catturati variano in maniera casuale e non si è riscontrata una specifica correlazione fra la taglia del predatore e quella della preda. Infatti, entrambe le specie cacciano soprattutto pesci di piccole dimensioni.

Soltanto l'Airone cenerino ha evidenziato una certa preferenza nei confronti di individui più grandi. Questa specie, infatti, mostra una frequenza di predazione molto più bassa delle altre due poiché spesso caccia aspettando la preda da fermo: tecnica che evidentemente permette la cattura di pesci di mole maggiore.

Per tutte e tre le specie considerate, si è registrata una netta preferenza per gli individui di gambero della Louisiana di dimensioni medio-piccole. Questo dato è forse da mettere in relazione alle difficoltà di deglutizione di gamberi di taglia grande.

Dai dati raccolti nel presente lavoro risulta anche un'alta percentuale di prede non identificate (spesso per la distanza del soggetto monitorato o per la sua velocità di deglutizione); tuttavia la maggior parte di esse apparivano molto piccole e verosimilmente si trattava di gambusie, considerata anche la quasi totale assenza di macrofauna invertebrata (ad eccezione naturalmente di *P. clarkii* che di tale assenza è il principale responsabile).

Sotto il profilo ecologico, colpisce il fatto che durante l'indagine non sia mai stata accertata, per nessuna delle tre specie (ne da parte di altre), la predazione a carico di Anfibi: una classe molto rappresentata prima dell'arrivo di *P. clarkii*. Infatti, uno studio condotto nel 1997-1998 nel Padule, mostrava come rane e tritoni, sia in fase adulta che larvale, fossero predati abitualmente da Nitticora, Garzetta, Sgarza ciuffetto e Aironi cenerino (Bartolini, 2004). In pochi anni, dunque, le popolazioni di Anfibi hanno subito una drastica diminuzione, al punto da non rappresentare più una fonte significativa di cibo per gli uccelli acquatici situati ai vertici della piramide ecologica.

Da un confronto con i dati relativi all'alimentazione degli Ardeidi nelle fasi pre e post invasione di *P. clarkii*, sembra di poter affermare che le catene alimentari dell'ecosistema sia siano nettamente semplificate. In pratica, il Gambero della Louisiana è andato a sostituire nella dieta degli aironi (ma probabilmente anche di altri gruppi) quell'ampio spettro di prede che in passato era costituito dagli invertebrati acquatici e dagli anfibi.

Non sembra invece che si siano manifestati problemi di disponibilità in senso quantitativo di prede, in quanto, come in passato, non sono stati mai osservati fenomeni di competizione trofica intra e interspecifica nell'area di studio (fenomeno frequente negli ambienti dove si ha carenza di risorse alimentari), né è stata riscontrata complessivamente una contrazione numerica degli aironi.

In conclusione dagli elementi raccolti nell'ambito di questa indagine e più in generale da osservazioni empiriche generali, la presenza di una popolazione di dimensioni molto elevate di *P. clarkii* non sembra aver avuto particolari ripercussioni sulle specie di Ardeidi coloniali presenti nel Padule di Fucecchio. Sarebbe azzardato fare considerazioni sulla possibilità che viceversa per *P. clarkii* tali uccelli rappresentino un fattore significativo di contenimento della popolazione. Va da sé che il fatto che debba essere compiuto ogni sforzo per trovare soluzioni finalizzate al ripristino delle catene alimentari pregresse alla colonizzazione di *P. clarkii* e che l'impatto di questo crostaceo sugli equilibri naturali della palude debba costituire un monito rispetto a qualsiasi ulteriore, spregiudicata, introduzione di specie alloctone.

2.4 Bibliografia

Bartolini A., 2004 - Aironi e specie affini. Identificazione, status e conservazione dei ciconiformi del Padule di Fucecchio. Quaderni del Padule di Fucecchio, n.3.

Fasola M., 1986 – Resource of foraging herons in agricultural and nonagricultural habitat in Italy. Colonial waterbirds 9 (2): 139-48.

Voisin C. 1991 – The Herons of Europe. (Edit) T. & A.D. Poyser. *Oval Road, London*.

3. Studio preliminare sui livelli di contaminazione da metalli e pesticidi nei Ciconiformi del Padule di Fucecchio

3.1 Introduzione

L'inquinamento ambientale dovuto ad alcuni metalli ed in particolare al mercurio, al cadmio ed al piombo, risulta estremamente pericoloso per la salute dell'uomo e di tutte le comunità biotiche.

La dispersione di tali metalli nel terreno o nelle acque dipende soprattutto da alcune attività produttive e nel caso del piombo dall'intensità dell'attività venatoria, pertanto la loro concentrazione è più alta in aree fortemente antropizzate e industrializzate o soggette a forte pressione venatoria.

Gli animali possono accumulare, anche in alte concentrazioni, tali metalli nei tessuti e la loro quantificazione rappresenta un buon indicatore dell'inquinamento ambientale. Gli uccelli in particolare, offrono una serie di vantaggi come indicatori di tale inquinamento, in quanto l'ecologia di molte specie è ben conosciuta e la loro posizione ad un alto livello trofico può fornire indicazioni sulla contaminazione di tutta la catena alimentare; inoltre sono ben visibili e le loro popolazioni, il successo riproduttivo, e le patologie possono essere misurate e monitorate (Batty, 1989).

In questo studio sono state esaminate le piume di alcune specie di aironi che nidificano nel Padule di Fucecchio. Tale area, oltre a rappresentare il bacino di raccolta di acque provenienti da importanti zone industrializzate, subisce ogni anno un forte impatto venatorio con conseguente dispersione di massicce quantità di pallini di piombo.

La popolazione degli aironi del Padule di Fucecchio è da parecchi anni seguita e monitorata. La loro dieta è rappresentata soprattutto da pesci e crostacei e se pur molte specie migrano o si muovono in vaste aree, i piccoli sono nutriti esclusivamente con cibo proveniente da risorse locali e il livello di contaminazione dei loro tessuti riflette il livello di contaminazione locale ed in particolare dell'ecosistema acquatico.

3.2 Materiali e metodi

Sono state esaminate le piume di pulli di Garzetta (*Egretta garzetta*), Airone Cenerino (*Ardea cinerea*) e Airone Rosso (*Ardea purpurea*).

Le piume sono state prelevate direttamente dai nidi alla fine della stagione riproduttiva, durante il censimento diretto all'interno della garzaia. Il materiale raccolto consisteva di resti di nidiacei di età non superiore ai 30 giorni. Le piume sono state poste in singoli contenitori e congelate fino al momento dell'analisi.

Il materiale è stato consegnato all'Azienda Sanitaria Locale di Pistoia e successivamente analizzato presso il laboratorio chimico dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle regioni Lazio e Toscana.

Oltre alla quantificazione della contaminazione da metalli pesanti è stata effettuata una analisi anche sul contenuto di alcuni pesticidi (organoclorurati, carbammati, organofosforati), in quanto l'area di raccolta del materiale è contigua ad ampie zone coltivate.

I metalli pesanti sono stati analizzati mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico, mentre i pesticidi mediante gas cromatografia di massa.

3.3 Risultati e discussione

Negli uccelli un importante meccanismo di eliminazione dei metalli pesanti dai tessuti è quello di intrappolarli nelle penne in formazione. La contaminazione delle penne dipende dalla contaminazione del sangue nel momento della loro formazione; i metalli circolanti possono derivare dal cibo o dall'acqua ingerita e negli adulti anche dalla mobilitazione da tessuti nei quali i metalli si erano accumulati precedentemente (Brune and Gaskin, 1987a).

In questo lavoro ogni specie considerata è stata esaminata in un unico pool derivante da 7 campioni per le Garzette, 7 per i Cenerini e 3 campioni per l'Airone rosso. I risultati sono riportati nella tabella 1.

Tabella1. Livello di contaminazione nelle diverse specie di airone

	<i>Egretta garzetta</i>	<i>Ardea cinerea</i>	<i>Ardea purpurea</i>
Cadmio	0,03 mg/Kg	0,07 mg/Kg	assente
Mercurio	1,50 mg/Kg	1,52 mg/Kg	1,10 mg/Kg
Piombo	1,05 mg/Kg	3,29 mg/Kg	0,27 mg/Kg
Pesticidi organoclorurati	assente	assente	assente
Pesticidi carbammati	assente	assente	assente
Pesticidi organofosforati	assente	assente	assente

Per quanto riguarda i metalli, i valori ottenuti sono confrontabili con dati riportati in letteratura; uno studio su 2 colonie di aironi stanziati nella Riserva Mai Po Nature di Hong Kong indica, nelle varie specie, valori di piombo che vanno da 1,5 a 9,1 mg/Kg, di mercurio da 0.84 a 2.2 mg/Kg e di cadmio da 0,048 a 0,43 mg/Kg (Burger and Gochfeld, 1993). Altri studi indicano un range di valori simile a questi ultimi in colonie di New York, Porto Rico e Egitto (Burger et al., 1992).

Contemporaneamente alle penne sono stati fatti analizzare l'esoscheletro e l'epatopancreas del gambero rosso (*Procambarus Clarkii*), che, come già detto nei precedenti capitoli, risulta ampiamente predata da numerose specie di aironi. I risultati indicano l'assenza di tutte le sostanze esaminate ad eccezione del piombo (0,14 mg/kg nell'esoscheletro 0.27mg/kg nell'epatopancreas).

Data la preliminarità di questi dati sarebbe interessante approfondire questo studio effettuando una ricerca anche sui tessuti e le uova (altro oggetto di accumulo dei metalli pesanti) degli aironi e sulla muscolatura dei crostacei che, destinati spesso all'alimentazione umana, possono rappresentare un rischio per la salute.

Rispetto al piombo sarebbe assai importante procedere ad un'analisi del sedimento al fine di quantificare la presenza di pallini di piombo. Si tenga conto in questo caso che la patina di ossido che rapidamente si forma sulla superficie del pallino blocca ulteriori processi di alterazione dello stesso, garantendo una lunga persistenza del metallo nel sedimento Il meccanismo con il quale avviene l'intossicazione da piombo negli uccelli è del tutto peculiare. Gli uccelli ingeriscono i pallini di piombo casualmente, confondendoli con particelle di cibo, oppure deliberatamente per formare il grit. Nel ventriglio i pallini di piombo, in seguito allo sfregamento con altre particelle solide ed a causa dell'acidità gastrica molto elevata (pH 2,5), subiscono un rapido processo di erosione, rilasciando sali di piombo che vengono assorbiti dalla mucosa gastroenterica (sulla quale esercitano anche un'azione caustica).

Nonostante i valori non trascurabili di questo metallo riscontrati in particolare su Airone cenerino, gli Ardeidi rispetto a questa peculiare forma di intossicazione non sono dei buoni indicatori, in quanto i gruppi sistematici maggiormente esposti all'ingestione di pallini sono

in realtà gli Anseriformi e i Caradriformi. La morte accertata di centinaia di migliaia di uccelli acquatici ogni anno in Europa a causa dell'intossicazione acuta da piombo dovrebbe spingere le amministrazioni preposte alla gestione della fauna selvatica ad assumere urgenti provvedimenti.

L'assenza dei pesticidi nelle piume dei campioni analizzati è un dato che in realtà non ci conforta molto, in quanto la ricerca dei pesticidi è spesso difficoltosa; alcuni pesticidi come ad esempio gli organofosforati vengono rapidamente metabolizzati dagli uccelli e il loro effetto tossico può essere evidente solo a livello biochimico (Peakall *et al.*, 1980)

Sarebbe perciò opportuno affrontare questo problema effettuando un eventuale monitoraggio del comportamento riproduttivo, studi di embriotossicità (Hoffman *et al.*, 1987) e studi di parametri biochimici (Boersma *et al.*, 1986)

3.4 Bibliografia

- Batty L, 1989 – Birds monitor of marine environments. *Biologist.*, 36: 151-54.
- Brune B.M. and Gaskin D.E., 1987a. A mercury budget for Bonaparte's gull during autumn moult. *Ornis. Scan.*, 18: 244-25
- Burger J. and Gochfeld M., 1993– Heavy metal and selenium levels in feathers of young egrets and herons from Hong Kong and Szechuan, China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 25: 322-27.
- Burger J., Parson K., Benson T., Shukla T., Rothstein D., Gochfeld M., 1992– Heavy metal and selenium levels in young cattle egrets from nesting colonies in Northeastern United States, Puerto Rico and Egypt. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 23: 435-39.
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Sileo, L *et al.*, 1987 – Embryotoxicity, teratogenicity, and aryl hydrocarbon hydroxylase activity in Forster's terns on Green Bay, Lake Michigan. *Environ. Res.*, 42: 176-84.

4. Successo riproduttivo di alcune specie di Ardeidi nidificanti nel Padule di Fucecchio

4.1 Area di studio e metodi

Il presente studio è stato effettuato all'interno dell'area Le Morette ed in particolare presso nucleo riproduttivo denominato G1 (fig.1).

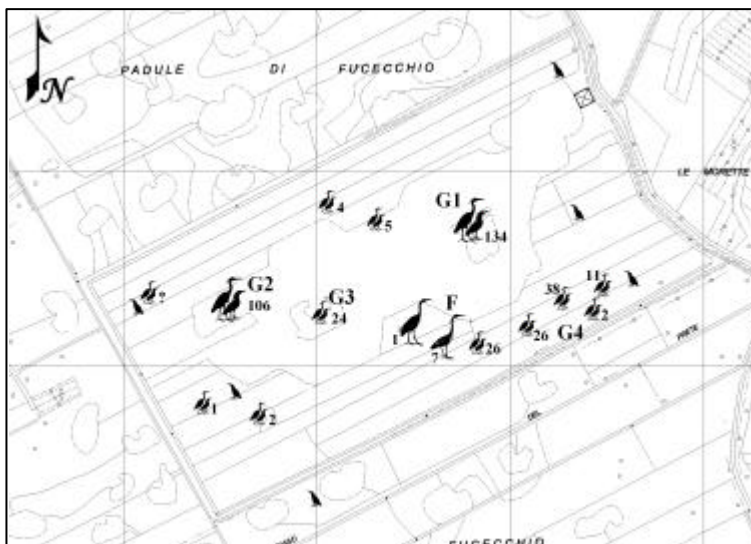


Fig.1 Siti di nidificazione a composizione mista all'interno della riserva delle Morette

Le osservazioni sono state effettuate in orario antimeridiano dall'osservatorio faunistico da uno o più operatori provvisti di binocolo e di cannocchiale Swarovski 60x montato su treppiede. La raccolta dei dati è iniziata nel mese di marzo con i primi insediamenti di Airone cenerino (*Ardea cinerea*) ed è proseguita fino alla metà del mese di luglio.

Oltre ad *Ardea cinerea* nel sito considerato si sono insediate Garzette (*Egretta garzetta*), Nitticore (*Nycticorax nycticorax*) e Aironi Guardabuoi (*Bubulcus ibis*).

All'interno della garzaia sono stati selezionati e seguiti nidi campione appartenenti alle diverse specie; la scelta è stata effettuata soprattutto in base alla disposizione dei nidi e alla loro visibilità. Le osservazioni, supportate da mappe fotografiche, venivano effettuate con una cadenza settimanale, dal momento della cova fino all'involo dei giovani. I conteggi all'interno dei nidi sono stati ripetuti sempre da un secondo operatore per garantire una verifica dei dati.

4.2 Risultati e discussione

Sono stati osservati 36 nidi complessivi di cui 14 di Airone Cenerino, 11 di Garzetta, 4 di Nitticora e 7 di Airone Guardabuoi. Tale campione si è poi ridotto a 30 unità durante le attività di indagine a causa dell'abbandono di 2 nidi di A. cenerino, 2 nidi di Garzetta e due

nidi di Nitticora. Nella maggioranza dei casi ciò è dipeso da un evento di piena che ha causato la distruzione dei nidi collocati più in basso.

Le coppie seguite hanno portato alla schiusa di 28 pulli di Cenerino (media pulli/nido ? d.s., 2 ? 1.24) di cui 21 si sono involati (media juv/nido ? d.s., 1.5 ? 2.12); 20 pulli di Garzetta (media pulli/nido ? d.s., 1.81 ? 1.25) di cui 15 si sono involati (media juv/nido ? d.s., 1.3 ? 2.12); 14 pulli di Guardabuoi (media pulli/nido ? d.s., 2 ? 0.57) di cui 11 si sono involati (media juv/nido ? d.s., 1.57 ? 0); 5 pulli di Nitticora (media pulli/nido ? d.s., 1.25 ? 1.50) tutti involati.

Il numero dei giovani involati rispetto ai pulli alla schiusa è rappresentato nella fig. 2.

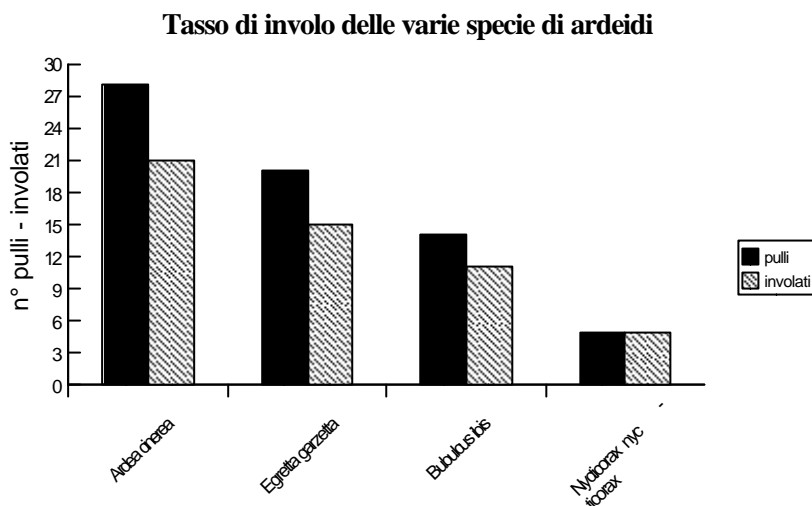


Fig.2 Numero di pulli alla schiusa (in nero) rispetto ai giovani involati (a righe).

Il rapporto fra il numero dei giovani involati ed il numero dei pulli alla schiusa rappresenta il **tasso d'involo**, ovvero il successo riproduttivo della specie. Dal presente studio tale parametro, riassunto nella tabella 1, appare nella media anche se un po' più basso rispetto ad altri valori noti in letteratura (Cramp and Simmons, 1977; Fasola and Alieri, 1992).

Tabella 1. Tasso d'involo delle principali specie occupanti la garzaia de "Le Morette"

	<i>Ardea cinerea</i>	<i>Egretta garzetta</i>	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>
Successo d'involo	0,75	0,78	0,78	1

Il successo riproduttivo delle nidiate cresce tendenzialmente al diminuire delle loro dimensioni; anche in questo studio è rispettata tale tendenza e il rapporto fra nati e sopravvissuti è 1, 0.83 e 0.6 in nidiate rispettivamente di 1, 2 e 3 pulli; fa eccezione la sola nidiate di 4 pulli dove il successo riproduttivo è 1, ma il dato naturalmente non è statisticamente significativo.

Il numero dei pulli per nido di tutte le specie in esame rientra nel range delle covate delle specie considerate (Cramp and Simmons, 1977), ma risulta più basso rispetto ai dati riportati da Voisin (1991) in colonie situate sia in Camargue che in altre zone dell' Europa. In particolare in Camargue, Voisin riporta, per le stesse specie, un alto numero di nidi contenenti 4 o 5 uova rispetto a quelli con 1 o 2 e medie per nido superiori anche a 3,8 – 4,7 uova.

Per quanto riguarda la riproduzione dell'Airone cenerino, un recente studio di una garzaia monospecifica ligure (Aluigi et al.2003) riporta dati confrontabili ai presenti, con covate non superiori a 4 e con un'alta frequenza di covate con un solo pullus. Nel campione di nidi di Cenerino delle Morette non ci sono infatti nidiate di 5 pulli; inoltre c'è un solo nido con 4 pulli, 6 nidi con 3, 4 nidi con 2 e 3 nidi con 1 solo pullus.

4.3 Conclusioni

Questo è il primo studio effettuato nella zona del Padule di Fucecchio per quanto riguarda il successo riproduttivo e la sopravvivenza dei pulli nelle specie di ardeidi maggiormente presenti.

Dai dati che emergono da questo lavoro appare che le coppie nidificanti all'interno della garzaia delle Morette hanno un successo riproduttivo con valori medio-bassi rispetto ad altre zone dell'Europa.

Sarebbe opportuno ripetere tale indagine, per capire se i valori relativamente bassi riportati (compresi comunque nei range delle specie) siano conseguenza della scarsità quantità (o variabilità) delle risorse alimentari o siano piuttosto da mettere in relazione a fattori ambientali contingenti. Occorre infatti considerare che durante il periodo di studio si sono verificati eventi climatici particolari che hanno portato a piene tardive (2° metà di maggio) di carattere eccezionale, con conseguenze dirette sui nidi posti più in basso e, probabilmente, sulla disponibilità delle risorse alimentari.

E' auspicabile quindi ripetere e, per certi aspetti, approfondire gli studi sulla colonia degli aironi nidificanti nel Padule di Fucecchio, per capire dinamiche e problematiche della loro riproduzione all'interno di questa importante zona umida.

4.4 Bibliografia

- Aluigi A., Galli L. & S. Spanò, 2003 – Nuovi dati sulla nidificazione dell'Airone cenerino, *Ardea cinerea*, in Valle Stura (Genova). Riv. Ital. Orn., 73 (1): 3-8.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1977 – The Birds of the Western Palearctic. Vol.1. *Oxford University Press*.
- Fasola M. & Alieri R., 1992 – Airone cenerino (*Ardea cinerea*), pp. 192-202. In: Bricchetti P. De Franceschi P, Baccetti N. (Edit.) Fauna d'Italia.XXIX. Aves, I. Gaviidae-Phasianidae. *Calderini, Bologna*.
- Voisin C. 1991 – The Herons of Europe. (Edit) T. & A.D. Poyser. *Oval Road, London*.