



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

Monitoraggio del gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi



(@Chris Luckhaup)

Dicembre 2023

Marco Morbidelli, Asia Rossi & Elena Tricarico

Sommario

INTRODUZIONE	3
MATERIALI E METODI	4
Campionamento.....	4
Analisi dei dati	8
RISULTATI	9
Parco.....	9
Riserve.....	14
Microsporidiosi	16
Gamberi blu.....	17
DISCUSSIONE.....	19
CONCLUSIONI	21
RINGRAZIAMENTI.....	22
BIBLIOGRAFIA.....	22

INTRODUZIONE

Il gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex è una specie protetta dalla Direttiva Habitat (recepita in Italia dal D.P.R. 357/1997) e le sue popolazioni sono in declino in tutta Europa a causa di numerosi fattori; risulta essere, infatti, una delle specie di gambero nativo più minacciata in Europa (Chucholl, 2016). *A. pallipes* complex è incluso nella Lista Rossa dello IUCN dove è classificato dal 2010 come specie endangered, cioè a rischio di estinzione (Füreder et al., 2010). Anche a livello regionale, la specie è ulteriormente protetta da altre leggi, che ne promuovono la conservazione e ne vietano la pesca. In passato era piuttosto diffusa nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e nelle Riserve Statali delle Foreste Casentinesi. Le principali minacce che hanno contribuito e ancora oggi continuano a causarne il rapido declino sono il bracconaggio, la siccità e la presenza di specie aliene invasive (Mazza et al., 2011, 2017; Tricarico et al., 2021). In particolare, l'espansione del procione *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) nelle zone del Parco dal 2013 (Boscherini et al., 2019) e la presenza del gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) alle porte del Parco, nel lago di Romena, segnalato dal 2015, costituiscono importanti fattori di minaccia per la specie, come già rilevato nei campionamenti del 2019-2020 condotti nelle Riserve del Parco (Boncompagni et al., 2021; Tricarico et al., 2021). Uno dei principali motivi per cui *P. clarkii* rappresenta un pericolo per il gambero nativo di fiume è da attribuirsi all'oomicete *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1906), agente eziologico della peste del gambero, di solito letale per il gambero nativo di fiume, ma non per il gambero rosso della Louisiana che ne è portatore sano. La presenza di peste del gambero è già stata documentata nel Parco delle Foreste Casentinesi (T. Pretto, IZSve, com. pers.). La presenza all'interno del Parco del procione, riconfermata durante lo svolgimento del monitoraggio di quest'anno, rappresenta un altro importante fattore di rischio per il gambero nativo di fiume, perché il procione preda attivamente i gamberi medio-grandi, riducendone le popolazioni. Inoltre, *A. pallipes* complex risente fortemente del surriscaldamento globale e dei cambiamenti climatici in atto (Otero et al., 2011). Come riportato in letteratura, temperature superiori a 22°C possono determinare l'insorgenza di disturbi fisiologici e valori prossimi a 25°C sarebbero tollerati da *A. pallipes* complex solo per brevi periodi (Mancini, 1986; Arrignon, 1996). L'aumento delle temperature può anche rendere gli ambienti più adatti alla colonizzazione di specie aliene opportunistiche a discapito di quelle native (Gherardi et al., 2013). Altre minacce importanti sono l'inquinamento, la modifica e la frammentazione dell'habitat, il disseccamento dei torrenti ed il ripopolamento ittico a salmonidi (che si nutrono anche dei piccoli di gambero).

MATERIALI E METODI

Campionamento

I campionamenti si sono svolti a luglio e agosto 2023. In totale sono state monitorati 25 siti, 2 nel versante toscano e 23 nel versante romagnolo. Di questi, 20 erano all'interno del Parco (Tabella 1) e 5 all'interno delle Riserve Statali Foreste Casentinesi (Tabella 2). In questa relazione, rispetto a quella del 2022, i siti Molino e Molino di Carpinone verranno chiamati Molino 1 e Molino 2.

Gli stessi siti sono stati oggetto di monitoraggio, utilizzando lo stesso metodo, tra il 2012 e il 2013 (Piazzini, 2013a,b; 2014) o nel 2022 dal gruppo di ricerca della Dott.ssa Elena Tricarico, ad eccezione del sito Gorgone, che è stato monitorato per la prima volta quest'anno. I siti Bagno 2 e Lama invaso sono stati spostati rispettivamente più a valle di 30 m e più a monte di 150 m per motivi logistici e di idoneità ambientale (per esempio, la presenza di maggiore copertura vegetale e di rifugi tra le radici immerse in acqua).

Sito	Data (studio precedente)	Data (studio attuale)	Corpo idrico	Versante
Acquacheta	18/09/2012	03/08/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Amedani	07/10/2012	18/07/2023	V. del Rabbi	R
Bagno 1	18/08/2012	23/07/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Bagno 2	18/08/2012	22/07/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Cavina 1	19/09/2012	04/07/2023	V. del Rabbi	R
Cavina 2	07/08/2012	04/07/2023	V. del Rabbi	R
Cucco	07/10/2012	02/08/2023	V. del Rabbi	R
Destro	06/10/2012	10/07/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Fiumicello 1	09/09/2012	02/08/2023	V. del Rabbi	R
Fiumicino 1	06/10/2012	11/07/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Giumella	07/08/2012	04/07/2023	V. del Rabbi	R

Gorgone	-	07/08/2023	V. dello Staggia	T
Montecarelli	19/08/2012	03/07/2023	V. del Rabbi	R
Montone	18/09/2012	03/08/2023	V. del Montone e del Tramazzo	R
Mugnai	19/08/2012	17/07/2023	V. del Rabbi	R
Pietrapazza	08/09/2012	10/08/2023	B. di Pietrapazza	R
Rabbi 1	09/09/2012	04/07/2023	V. del Rabbi	R
Rabbi 2	11/09/2012	03/08/2023	V. del Rabbi	R
Verghereto	02/09/2013	05/07/2023	B. di Corniolo	R
Villa	02/09/2013	07/08/2023	B. di Ridracoli	R

Tabella 1. Siti nel versante romagnolo (R) e toscano (T) del Parco dove sono stati effettuati i campionamenti con le date relative allo studio precedente e attuale, e il corpo idrico di appartenenza (B: Bidente, V: Valle).

Sito	Data (studio precedente)	Data (studio attuale)	Corpo idrico	Riserva	Versante
Forconali	18/08/2022	20/08/2023	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
Lama invasore	17/08/2022	19/08/2023	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
Lama ponte	18/08/2022	19/08/2023	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
Metaleto	19/08/2022	20/08/2023	Archiano	Camaldoli	T
Molino 2	17/08/2022	19/08/2023	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R

Tabella 2. Siti nel versante romagnolo (R) e toscano (T) delle Riserve dove sono stati effettuati i campionamenti con le date relative allo studio precedente e attuale, il corpo idrico (B: Bidente) e la Riserva Statale di appartenenza.

Per ogni sito, al momento del monitoraggio, sono stati rilevati alcuni parametri, quali l'ampiezza dell'alveo (con rotella metrica), profondità massima dell'acqua (con metro a stecca) e temperatura dell'acqua (media di 3 letture con termometro, precisione 1°C). I siti monitorati presentavano acque con profondità massima che andava da 45 ai 100 cm (escludendo le pozze troppo profonde per campionare ossia, oltre i 100 cm), un fondo prevalentemente coperto da massi e ciottoli, corrente moderata e una temperatura dell'acqua tra 14 e 19°C, escluso il laghetto di Metaleto (unico sito in ambiente lentic) che presentava una temperatura di 21°C (Tabelle 3 e 4).

Siti	Altitudine (m s.l.m.)	Ampiezza (m)	Profondità max (cm)	Temperatura (°C)
Acquacheta	505	12	60	18
Amedani	675	3	45	17
Bagno 1	610	3.5	80	17
Bagno 2	680	1.5	50	14
Cavina 1	610	3.5	55	14
Cavina 2	715	2	60	14
Cucco	590	1.5	50	18
Destro	510	4.5	60	18
Fiumicello 1	575	4	45	19
Fiumicino 1	555	10	65	15
Giumella	515	5	45	18
Gorgone	746	2.5	45	12
Montecarelli	610	2	60	17
Montone	590	5	50	18
Mugnai	680	2	100	17
Pietrapazza	555	6	80	17
Rabbi 1	525	10	60	16
Rabbi 2	620	10	100	18
Verghereto	605	4	60	16
Villa	450	1.5	45	15

Tabella 3. Altitudine (m s.l.m.), ampiezza del letto (m), profondità massima dell'acqua (cm) e temperatura media dell'acqua (°C) dei siti campionati nel Parco.

Siti	Altitudine (m s.l.m.)	Ampiezza (m)	Profondità max (cm)	Temperatura (°C)
Forconali	700	1.5	80	17
Lama invasò	586	10	90	18
Lama ponte	700	3	60	17
Metaletto*	922	-	>100	21
Molino 2	583	1.5	75	19

Tabella 4. Altitudine (m s.l.m.), ampiezza del letto (m), profondità massima dell'acqua (cm) e temperatura media dell'acqua (°C) dei siti campionati nelle Riserve. *Laghetto di Metaletto.

Per ogni sito di campionamento, seguendo in parte le linee guida ISPRA (Scalici et al., 2020), è stato percorso un transetto di 100 m da un numero variabile di operatori (in media 3/4 operatori per transetto). L'attività è stata svolta dal crepuscolo in poi, essendo questo il momento della giornata di maggiore attività per il gambero nativo di fiume: infatti, i transetti sono stati percorsi con l'ausilio di torce frontali, procedendo controcorrente per evitare di intorbidire l'acqua durante il campionamento. Gli individui, avvistati mentre camminavano sul fondo oppure trovati sotto sassi e radici, sono stati catturati a mano, misurati e poi rilasciati in loco.

Tutti i dati acquisiti sono stati riportati su un'apposita scheda di campo. Per ogni gambero è stata misurata la lunghezza del cefalotorace (CL, dalla punta del rostro all'inserzione dell'addome) con un calibro (precisione 0.1 mm) ed è stato determinato il sesso. Per gli individui con CL inferiore a 10 mm non è stato determinato il sesso, non sono stati misurati e sono stati considerati giovanili (J). I gamberi con CL inferiore a 25 mm sono stati considerati piccoli (P) e non riproduttivi, mentre gli esemplari con CL maggiore o uguale a 25 mm grandi (G) e potenzialmente riproduttivi (Pratten, 1980). Sono stati riportati anche individui in muta e la presenza di eventuali mutilazioni alle chele.

È stata anche verificata la presenza di organismi simbiotici, parassiti e/o malattie, in particolare, *Branchiobdella italica* (Canegallo, 1929), un anellide abbastanza diffuso nel territorio del Parco (Gherardi et al., 2002). I branchiobdellidi (Anellidi Clitellati) sono ectosimbionti obbligati principalmente di gamberi della superfamiglia Astacoidea. Recenti lavori hanno mostrato come questi anellidi possano esercitare effetti sia positivi che negativi sui loro ospiti e, in alcuni casi, influenzare la crescita e la sopravvivenza dei gamberi (Brown et al., 2002, 2012; Lee et al., 2009). È stata annotata anche la presenza della cosiddetta ruggine dei gamberi, una micosi provocata dal fungo del genere *Fusarium* (Link, 1809), che determina lesioni alle branchie e ai muscoli e che può portare alla morte l'individuo per infezioni batteriche secondarie. Infatti, i punti di infezione che esternamente si presentano come macchie nere-rossastre, da cui il nome, possono degenerare fino a vere e proprie lacerazioni. Un'altra importante infezione che può colpire *A. pallipes* complex e che è stata considerata in questo monitoraggio è la microsporidiosi, nota anche come malattia della porcellana o malattia della coda di cotone. Questa infezione parassitaria cronica causa la progressiva perdita delle funzioni muscolari e infine la morte dell'ospite. Il tipico sintomo macroscopico di microsporidiosi è rappresentato da un visibile imbiancamento del tessuto muscolare addominale (Paolini et al., 2022). Durante il campionamento nei vari siti è stata riportata l'eventuale presenza di microsporidi negli individui raccolti; inoltre, 10 individui campionati durante il monitoraggio, di cui 2

campionati nel 2022 (Morbidelli, 2022), provenienti da 8 diversi siti di campionamento, che presentavano muscolatura addominale bianca, sono stati analizzati dall'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie (IZSve) per verificare la presenza di infezione da parte di microsporidi. Per le femmine è stato valutato lo stato riproduttivo attraverso le *glair glands* e l'eventuale presenza di uova o piccoli. Quando le femmine sono pronte per l'accoppiamento, presentano la parte ventrale dell'addome con *glair glands* sviluppate, cioè particolarmente bianche (Reynolds, 2002). Queste ghiandole, prima della deposizione delle uova, rilasciano un muco traslucido sul lato inferiore del torace e dell'addome, assicurando sia la fecondazione delle uova che l'attaccamento delle uova ai pleopodi e, successivamente, permettendo l'adesione degli individui appena nati fino alla prima muta.

Nel sito di Metaletto, invece, essendo un laghetto artificiale di 1500 m² circa, situato all'interno della Riserva Biogenetica di Camaldoli, sono state utilizzate due tipologie di nasse: una cilindrica, di dimensioni 30x60 cm, con due ingressi con inganno e maglie da 12 mm, e un'altra rettangolare, di dimensioni 25x25x50 cm, con gli inganni meno stretti e con maglie da 5 mm (più adatta a catturare individui piccoli). Sono state disposte 10 nasse in totale, 8 cilindriche e 2 rettangolari, lungo tutta la sponda del lago. L'esca era costituita da una scatoletta di cibo per gatti forata numerose volte da parte a parte e poi inserita nella nassa. Le nasse sono state installate assicurandosi, anche con l'utilizzo di bottiglie di plastica vuote inserite all'interno, che rimanesse una parte sempre emersa per garantire che le specie non target catturate, ad esempio anfibi e rettili, potessero sopravvivere fino al controllo successivo. Le nasse sono state lasciate in acqua per 24 ore e per i gamberi catturati sono stati annotati gli stessi dati e parametri descritti in precedenza.

Durante i monitoraggi, sono stati riportati anche eventuali segni di presenza del procione, come impronte e resti di predazione sul gambero. Il consumo degli adulti da parte del procione riguarda soprattutto l'addome e, spesso, il cefalotorace e le chele vengono lasciati intatte, o quasi, lungo le rive o nel letto del torrente (Boscherini et al., 2020; Boncompagni et al., 2021). Gli altri possibili predatori presenti nell'area di studio non attuano questa modalità di predazione.

Analisi dei dati

In alcuni casi, dove i gamberi erano assenti o presenti con numeri molto bassi, non è stato possibile eseguire nessuna, o alcune, delle analisi statistiche. Le analisi sono state condotte con il software RStudio (R version 4.2.2 (2022-10-31 ucrt)) e per tutti i test è stato considerato un livello di significatività (α) pari a 0.05. È stato effettuato un confronto tra i dati ottenuti nel 2023 con quelli

ottenuti da Piazzini nel periodo 2012-2013, per i siti nel Parco, e con quelli degli stessi autori della presente relazione nel 2022 per quelli nelle Riserve. La normalità dei dati è stata controllata attraverso il test di Shapiro-Wilk. Per confrontare dati dipendenti (ovvero lo stesso sito campionato in anni diversi) è stato eseguito il test non parametrico di Wilcoxon a due campioni non indipendenti (V), o il test t di Student per dati appaiati (t). Per questo studio, il CPUE, Catch Per Unit Effort, corrisponde al numero di gamberi per lo sforzo di campionamento, cioè il numero di operatori per un transetto di 100 m. Il numero di operatori medio per transetto era di 3/4 operatori ma, per rendere i risultati confrontabili con quello degli altri anni, il CPUE è stato calcolato considerando 2 operatori. Solamente per il sito di Metaleto, il CPUE corrisponde al numero di gamberi catturati ogni 10 nasse (lo stesso numero è stato usato nei monitoraggi precedenti) in una notte. Per ogni sito è stato eseguito il test chi quadrato (χ^2), per confrontare le frequenze dei sessi (sex-ratio: M/F), delle due classi di taglia (G/P) e dei sessi per taglia. Per confrontare la distribuzione delle dimensioni del cefalotorace dei maschi con quella delle femmine, è stato utilizzato il test non parametrico di Mann Whitney a due campioni indipendenti (W) oppure, nel caso di distribuzioni normali, il test t di Student per campioni indipendenti (t).

RISULTATI

Parco

Nel 2023 il CPUE è risultato significativamente inferiore a quello degli anni precedenti, con un numero maggiore di femmine e individui grandi potenzialmente riproduttivi (Tabella 5 e 6).

Sito	CPUE		M/F		G/P	
	2012-13	2023	2012-13	2023	2012-13	2023
Acquacheta	159	31	0.65	0.51	0.57	5.89
Amedani	119	20	0.65	0.28	0.39	5.83
Bagno 1	50	56	0.96	0.56	2.33	4.55
Bagno 2	13	4	0.71	1.25	1.6	8
Cavina 1	144	80	0.73	0.77	0.38	1.58
Cavina 2	89	44	0.9	1.27	1.87	0.57
Cucco	67	28	0.81	0.38	0.81	2.93

Destro	115	5	0.87	1	0.95	0.6
Fiumicello 1	153	16	0.99	0.55	1.64	6.75
Fiumicino 1	36	15	1.18	0.69	1	21
Giumella	64	14	1	0.62	2.2	6
Gorgone	-	0	-	-	-	-
Montecarelli	47	83	0.9	1.02	1.76	1.52
Montone	127	50	0.85	0.38	2.34	10
Mugnai	93	49	0.97	0.68	0.86	1.09
Pietrapazza	0	0	-	-	-	-
Rabbi 1	132	71	0.95	0.63	0.52	9.6
Rabbi 2	153	144	0.85	0.59	0.84	3.31
Verghereto	140	177	0.92	0.63	1.12	0.79
Villa	66	4	0.71	3	0.57	0

Tabella 5. Catch Per Unit Effort (CPUE), numero di operatori, sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) per i siti campionati nel 2023.

	2012-13	104 (64.5-138)
	2023	37.5 (15.25-67.25)
CPUE	V	159
	n	18
	p	0.001
	2012-13	0.89 (0.75-0.96)
	2023	0.63 (0.55-0.94)
M/F	V	120.5
	n	18
	p	0.13
	2012-13	0.98 (0.63-1.73)
	2023	3.93 (1.2-6.56)
G/P	V	21
	n	18
	p	0.003

Tabella 6. Confronto nel tempo del Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) nei siti campionati nel 2023 attraverso il test non parametrico di Wilcoxon (V) o il test t di Student per dati appaiati (t). Sono riportati la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o

la media (con la deviazione standard) e la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

La sex-ratio è risultata essere spesso sbilanciata in maniera significativa verso le femmine, mentre, riguardo il rapporto tra individui piccoli e grandi, in molti siti sono stati trovati significativamente più individui grandi (Tabella 7). Solo nel sito di Montone è stata trovata una differenza significativa tra sessi per le due classi di taglia (più femmine grandi) (Tabella 8) e il confronto tra le misure del cefalotorace tra sessi ha evidenziato una differenza significativa solo a Rabbi 1 (Tabella 9).

Sito	Totale	M	F	J	χ^2	p	G	P	χ^2	p
Acquacheta	62	21	41	0	6.45	0.01	53	9	31.23	<0.0001
Amedani	41	9	32	0	12.9	0.0003	35	6	20.51	<0.0001
Bagno 1	111	40	71	0	8.66	0.003	91	20	45.41	<0.0001
Bagno 2	9	5	4	0	0.11	0.74	8	1	5.44	0.02
Cavina 1	80	30	39	11	1.17	0.28	49	31	4.05	0.04
Cavina 2	44	14	11	19	0.36	0.55	16	28	3.27	0.07
Cucco	55	15	40	0	11.36	0.0007	41	14	13.25	0.0003
Destro	8	4	4	0	0	1	3	5	0.5	0.48
Fiumicello 1	31	11	20	0	2.61	0.11	27	4	17.06	<0.0001
Fiumicino 1	22	9	13	0	0.73	0.39	21	1	18.18	<0.0001
Giumella	21	8	13	0	1.19	0.28	18	3	10.71	0.001
Montecarelli	83	42	41	0	0.01	0.91	50	33	3.48	0.06
Montone	99	27	71	1	19.76	<0.0001	90	9	66.27	<0.0001
Mugnai	98	36	53	9	3.25	0.07	51	47	0.16	0.69
Rabbi 1	106	41	65	0	5.43	0.02	96	10	69.77	<0.0001
Rabbi 2	289	107	182	0	19.46	<0.0001	222	67	83.13	<0.0001
Verghereto	354	137	217	0	18.08	<0.0001	156	198	4.98	0.03
Villa	4	3	1	0	1	0.32	0	4	0	<0.0001

Tabella 7. Confronto tra sessi (M: maschi; F: femmine; J: giovanili) e classi di taglie (G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2) per i siti campionati nel 2023. I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Per i siti Gorgone e Pietrapazza non è stato possibile eseguire le analisi, essendo stati trovati 0 gamberi.

Sito	Tot.	MG	FG	MP	FP	χ^2	p
Acquacheta	62	16	37	5	4	1.22	0.27
Amedani	41	7	28	2	4	0.04	0.85
Bagno 1	111	30	61	10	10	1.39	0.24
Bagno 2	9	5	3	0	1	0.01	0.91
Cavina 1	80	21	28	9	11	0	1
Cavina 2	44	9	7	5	4	0	1
Cucco	55	9	32	6	8	1.37	0.24
Destro	8	1	2	3	2	0	1
Fiumicello 1	31	8	19	3	1	1.46	0.23
Fiumicino 1	22	8	13	1	0	0.04	0.85
Giumella	21	6	12	2	1	0.21	0.65
Montecarelli	83	23	27	19	14	0.65	0.42
Montone	99	21	69	6	2	7.41	0.007
Mugnai	98	16	35	20	18	3.25	0.07
Rabbi 1	106	38	58	3	7	0.06	0.8
Rabbi 2	289	82	140	25	42	0	1
Verghereto	354	55	101	82	116	1.15	0.28
Villa	4	0	0	3	1	1	0.32

Tabella 8. Confronto tra sessi per le due classi di taglia (M: maschi; F: femmine; G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Tot. =totale di gamberi catturati. Nei siti Gorgone e Pietrapazza non è stato possibile eseguire le analisi, essendo stati trovati 0 gamberi.

Sito	CL M (mm)	CL F (mm)	t/W	df/n	p
Acquacheta	29.12 (± 6.15)	32.35 (± 5.92)	t=-1.99	df= 39	0.054
Amedani	37 (30.5-41)	35.25 (31.5-37)	W=167	M= 9; F=32	0.48
Bagno 1	29.31 (± 7.21)	32.01 (± 7.76)	t=-1.84	df=86	0.07
Bagno 2	35 (± 6.79)	31.38 (± 7.27)	t= 0.77	df=6	0.47
Cavina 1	31 (20.25-9.88)	31 (23.5-32.75)	W=679.5	M= 30; F=39	0.25
Cavina 2	31.89 (± 13.18)	27.86 (± 8.61)	t= 0.92	df=22	0.37
Cucco	27 (20.75-33.5)	31.25 (26.5-36.12)	W=241.5	M= 15; F= 40	0.27
Destro	22.88 (± 9.82)	22.75 (± 7.97)	t= 0.02	df= 6	0.98
Fiumicello 1	33.68 (± 10.79)	34.05 (± 5.07)	t=-0.11	df=12	0.92

Fiumicino 1	33.61 (±10.81)	34.92 (±4.67)	t=-0.34	df=10	0.74
Giumella	29.88 (±7.99)	30.12 (±4.42)	t=-0.08	df= 10	0.94
Montecarelli	26 (16.62-35)	28 (18-32.5)	W=877	M= 42; F= 41	0.89
Montone	33 (26-42)	38 (36-40.25)	W=800	M= 27; F= 71	0.21
Mugnai	24 (20-29.5)	28.5 (22.5-32)	W=813	M= 36; F=53	0.24
Rabbi 1	36 (33-44)	33 (30-35)	W=1882	M= 41; F= 65	0.0004
Rabbi 2	30 (25-45)	32.75 (25.12-38)	W=10634	M= 107; F=182	0.19
Verghereto	23 (15-28.5)	24 (14-30.5)	W=14744	M= 137; F= 217	0.9
Villa	20 (18.5-20)	20.5 (20.5-20.5)	-	M=3; F= 1	-

Tabella 9. Confronto tra sessi per la dimensione del cefalotorace (CL) attraverso il test non parametrico di Mann Whitney (W) o il test t di Student per dati indipendenti (t). I valori di CL riportano la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard). Viene riportata anche la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Nei siti Gorgone e Pietrapazza non è stato possibile eseguire le analisi, essendo stati trovati 0 gamberi.

Sito	Tot.	Tot. F	F mature	Mutilati	Branchiobdelle	Ruggine	Microsporidi	Blu
Acquacheta	62	41	18 (43.9)	11 (17.7)	58 (93.5)	1 (1.6)	0 (0.0)	1 (1.6)
Amedani	41	32	9 (28.1)	3 (7.3)	29 (70.7)	1 (2.4)	4 (9.8)	3 (7.3)
Bagno 1	111	71	23 (32.4)	5 (4.5)	103 (92.8)	8 (7.2)	2 (1.8)	2 (1.8)
Bagno 2	9	4	1 (25.0)	0 (0.0)	9 (100.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (11.1)
Cavina 1	80	39	0 (0.0)	7 (8.8)	17 (21.3)	4 (5.0)	2 (2.5)	0 (0.0)
Cavina 2	44	11	0 (0.0)	1 (2.3)	4 (9.1)	2 (4.5)	0 (0.0)	0 (0.0)
Cucco	55	40	10 (25.0)	4 (7.3)	54 (98.2)	0 (0.0)	0 (0.0)	6 (10.9)
Destro	8	4	1 (25.0)	1 (12.5)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
Fiumicello 1	31	20	7 (35.0)	3 (9.7)	30 (96.8)	0 (0.0)	0 (0.0)	3 (9.7)
Fiumicino 1	22	13	1 (7.7)	5 (22.7)	7 (31.8)	3 (13.6)	2 (9.1)	0 (0.0)
Giumella	21	13	1 (7.7)	2 (9.5)	6 (28.6)	3 (14.3)	0 (0.0)	0 (0.0)
Montecarelli	83	41	1 (2.4)	17 (20.5)	59 (71.1)	11 (13.3)	1 (1.2)	6 (7.2)
Montone	99	71	37 (52.1)	17 (17.2)	45 (45.5)	0 (0.0)	1 (1.0)	0 (0.0)
Mugnai	98	53	5 (9.4)	12 (12.2)	66 (67.3)	0 (0.0)	10 (10.2)	3 (3.1)
Rabbi 1	106	65	24 (36.9)	11 (10.4)	6 (5.7)	14 (13.2)	1 (0.9)	11 (10.4)
Rabbi 2	289	182	75 (41.2)	22 (7.6)	255 (88.2)	11 (3.8)	6 (2.1)	42 (14.5)
Verghereto	354	217	43 (19.8)	79 (22.3)	5 (1.4)	5 (1.4)	1 (0.3)	0 (0.0)
Villa	4	1	0 (0.0)	1 (25.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)

Tabella 10. Numero totale di gamberi (Tot.) e numero totale di femmine (Tot. F), numero e percentuale tra parentesi di individui di femmine mature, individui con una o entrambe le chele mutilate, con branchiobdelle o "ruggine" o segni di microsporidiosi e gamberi blu nei siti campionati nel 2023. Nei siti Gorgone e Pietrapazza non sono stati trovati gamberi.

Riserve

Nel 2023 sono stati trovati meno gamberi, ma più individui maschi e grandi rispetto al 2022 (Tabella 11 e 12).

Sito	CPUE		N. operatori	M/F		G/P	
	2022	2023	2023	2022	2023	2022	2023
Forconali	89	13	3	0.58	1	1.02	2.33
Lama invaso	10	118	3	1	0.8	0.67	2.05
Lama ponte	123	14	3	0.73	0.91	0.84	3.2
Metaleto	112	31	-	3.15	1.38	NA	NA
Molino 2	159	41	3	0.89	1.07	0.87	1.58

Tabella 11. Catch Per Unit Effort (CPUE), numero di operatori, sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) nelle Riserve.

CPUE	2022	112 (89-123)
	2023	31 (14-41)
	V/t	V= 12
	n/df	n= 5
	p	0.31
M/F	2022	0.89 (0.73-1)
	2023	1 (0.91-1.07)
	V/t	V= 8
	n/df	n= 5
	p	1
G/P	2022	0.85 (±0.07)
	2023	2.29 (±0.34)
	V/t	t=-2.53
	n/df	df= 3
	p	0.02

Tabella 12. Confronto nel tempo del Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) nelle Riserve attraverso il test non parametrico di Wilcoxon (V) o il test t di Student per dati appaiati (t). Sono riportati la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard) e la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

La sex-ratio è risultata essere generalmente bilanciata e sono stati trovati più individui grandi rispetto a quelli piccoli, in particolare nei siti di Lama invaso e Lama ponte. Solo a Metaleto tutti gli individui catturati erano grandi (Tabella 13). Non sono state trovate differenze significative né tra sessi per le due classi di taglia (Tabella 14) né tra sessi per la dimensione del cefalotorace, ad eccezione di Metaleto (Tabella 15). Nei siti all'interno delle Riserve non sono stati trovati gamberi con i sintomi della microsporidiosi o gamberi blu.

Sito	Totale	M	F	J	χ^2	p	G	P	χ^2	p
Forconali	20	10	10	0	0	1	14	6	3.2	0.07
Lama invaso	177	76	95	6	2.11	0.15	119	52	21.02	<0.0001
Lama ponte	21	10	11	0	0.05	0.83	16	5	5.76	0.02
Metaleto	31	18	13	0	0.81	0.37	31	0	-	-
Molino 2	62	32	30	0	0.06	0.8	38	24	3.16	0.08

Tabella 13. Confronto nelle Riserve tra sessi (M: maschi; F: femmine; J: giovanili) e classi di taglie (G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot.	MG	FG	MP	FP	χ^2	p
Forconali	20	7	7	3	3	0	1
Lama invaso	177	51	68	25	27	0.22	0.64
Lama ponte	21	8	8	2	3	0	1
Metaleto	31	18	13	0	0	0.81	0.37
Molino 2	62	20	18	12	12	0	1

Tabella 14. Confronto nelle Riserve tra sessi per le due classi di taglia (M: maschi; F: femmine; G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Tot. =totale di gamberi catturati.

Sito	CL M (mm)	CL F (mm)	t/W	df/n	p
Forconali	27.8 (±9.58)	30.95 (±10.2)	t=-0.71	df= 18	0.49
Lama invasivo	29.77 (±8.44)	28.35 (±6.56)	t= 1.21	df=139	0.26
Lama ponte	28.05 (±9.53)	30.18 (±7.83)	t=-0.56	df= 17	0.58
Metaleto	46.28 (±4.24)	37.92 (±4.29)	t= 5.38	df= 26	<0.0001
Molino 2	28 (23-34)	27 (24-34.75)	W= 488.5	M= 32; F= 30	0.91

Tabella 15. Confronto nella Riserve tra sessi per la dimensione del cefalotorace (CL) attraverso il test non parametrico di Mann Whitney (W) o il test t di Student per dati indipendenti (t). I valori di CL riportano la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard). Viene riportata anche la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot.	Tot. F	F mature	Mutilati	Branchiobdelle	Ruggine
Forconali	20	10	5 (50.0)	5 (25.0)	16 (80.0)	1 (5.0)
Lama invasivo	177	95	21 (22.1)	14 (7.9)	161 (91.0)	0 (0.0)
Lama ponte	21	11	4 (36.4)	2 (9.5)	21 (100.0)	0 (0.0)
Metaleto	31	13	7 (53.8)	1 (3.2)	31 (100.0)	0 (0.0)
Molino 2	62	30	6 (20.0)	10 (16.1)	28 (45.2)	1 (1.6)

Tabella 16. Numero totale di gamberi (Tot.) e numero totale di femmine (Tot. F), numero e percentuale tra parentesi di individui di femmine mature, individui con una o entrambe le chele mutilate, con branchiobdelle o "ruggine" o segni di microsporidiosi e gamberi blu nelle Riserve.

Microsporidiosi

Per quanto riguarda i gamberi con i sintomi della microsporidiosi (Figura 1, Tabella 10), i 10 campioni inviati all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie sono risultati positivi all'infezione dal microsporidio *Astathelohania contejeani*: in Figura 2, sono riportati i siti dove sono stati trovati gamberi con i sintomi della malattia (compresi 5 siti campionati nel 2022: Altari, Campigna 2, Forconali, Metaleto e Molino 1). Quindi, al momento, la malattia sembra essere presente quasi esclusivamente nel versante romagnolo, soprattutto nella zona nord.



Figura 1. A destra, individuo di gambero con muscolatura addominale bianca confrontato con un individuo, a sinistra, in condizioni normali.

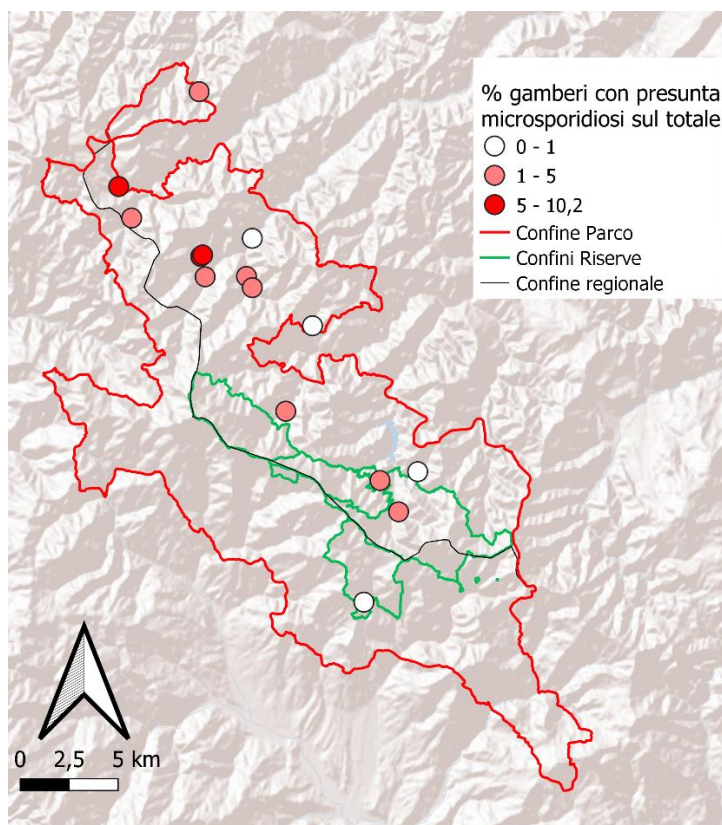


Figura 2. Siti del Parco in cui sono stati trovati gamberi con i sintomi della microsporidiosi.

Nella zona settentrionale del Parco sono stati trovati anche dei gamberi che presentavano, a causa di una modificazione genetica, una colorazione blu più o meno accesa (Figura 3, Tabella 10). In Figura 4 sono mostrati i siti in cui sono stati trovati (compresi il sito Fiumicello 3 campionato nel 2021). Da notare come, anche in questo caso, i gamberi caratterizzati da questa colorazione siano presenti solo nella zona settentrionale del versante romagnolo del Parco.



Figura 3. Individuo di gambero nativo di fiume con un'intensa colorazione blu.

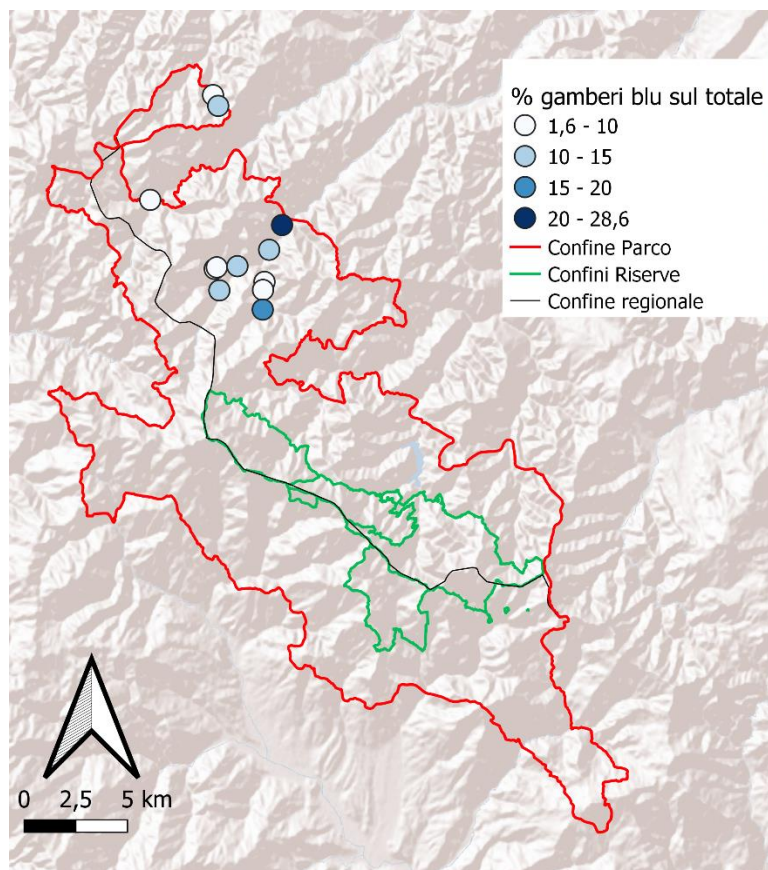


Figura 4. Siti del Parco in cui sono stati trovati gamberi con colorazione blu.

DISCUSSIONE

Il Catch Per Unit Effort (CPUE) nel 2023 è diminuito in maniera significativa nei siti del Parco rispetto al periodo 2012-13, a differenza di quanto trovato nel 2022 nella parte centrale e meridionale del versante romagnolo del Parco (Morbidelli, 2022), in cui, in generale, la situazione era variata poco nel tempo. Nella zona più a nord, quella indagata nel 2023, le condizioni ambientali sono idonee e il disturbo antropico è probabilmente trascurabile. Molto probabilmente questo calo è da ascrivere alle forti piogge che tra maggio e giugno 2023 hanno causato l'alluvione in Emilia Romagna e che a monte hanno aumentato notevolmente la portata dei torrenti. Di conseguenza alcune popolazioni di gambero potrebbero aver subito delle perdite a causa di individui portati via dalla corrente. Un altro dato a supporto di questa ipotesi è il maggior numero significativo di gamberi grandi trovati rispetto ai piccoli, se confrontati con il monitoraggio precedente. Questa differenza, infatti, potrebbe essere data non tanto dall'aumento degli individui riproduttivi ma piuttosto da una diminuzione di quelli piccoli, che possono essere portati via più facilmente dalla corrente.

Nei siti Destro e Fiumicello 1, dove la CPUE è drasticamente calata rispetto al passato, bisogna segnalare la presenza di grossi massi e di una frana nel primo sito e di abbondante materiale detritico, tipo sabbia, nel secondo. Queste condizioni, probabilmente causate dai forti eventi meteorici sopra menzionati, determinano un cambiamento nell'ambiente del gambero nativo, privandolo potenzialmente di rifugi e risorse trofiche. Sono stati ripetuti i monitoraggi nei siti di Villa e Pietrapazza, in quanto nel 2022 non erano stati trovati gamberi. Nel 2023 si riconferma lo stesso dato per Pietrapazza, mentre a Villa sono stati trovati 4 gamberi, 3 maschi e 1 femmina, tutti di piccole dimensioni, e, quindi, seppur la popolazione non possa essere considerata ufficialmente estinta, la probabilità che questo avvenga prossimamente è molto elevata. Si conferma la presenza di un tubo lungo il transetto, già segnalato nel 2022, che scarica acqua sulfurea, come confermato da un sopralluogo effettuato dai Carabinieri Forestali del Parco. Il sito di Gorgone, invece, è stato aggiunto in seguito ad una segnalazione di gambero di fiume arrivata all'Ente Parco ma durante il campionamento non sono stati trovati gamberi.

Il CPUE è diminuito anche nei siti all'interno delle Riserve seppur non significativamente. Va segnalato che, proprio durante i campionamenti del 2023, nei siti di Forconali e Lama ponte sono stati trovati dei resti freschi di gamberi (Forconali: 24 individui morti e 20 vivi; Lama ponte: 12 individui morti e 21 vivi). Da un'impronta trovata nelle vicinanze e da come sono stati ritrovati i resti, si può ipotizzare che quei gamberi siano stati predati dal procione (Figura 5) anche se, tramite il monitoraggio con fototrappole condotto dai Carabinieri del Reparto Biodiversità di Pratovecchio, non ci sono state segnalazioni recenti di questo mammifero alieno.



Figura 5. Resto di gambero trovato a Lama ponte nel 2023 predato, probabilmente, da un procione.

Nel sito di Lama Invaso il notevole aumento della CPUE del 2023 rispetto al 2022 è da attribuirsi allo spostamento del sito, 150 m più a monte nello stesso corso d'acqua, con condizioni ambientali più idonee alla presenza della specie. A Metaledo è stato catturato un numero di individui (31) notevolmente più basso rispetto agli anni precedenti (114 nel 2020 e 112 nel 2022), pur utilizzando lo stesso metodo di cattura. L'utilizzo delle bottiglie di plastica vuote per assicurarsi che la nassa non fosse totalmente immersa in acqua (per aumentare la probabilità di sopravvivenza di eventuali animali non target che sarebbero potuti entrare) potrebbe aver influito negativamente sulle catture dei gamberi, ma nel sito sono stati osservati anche meno anfibi: sarà necessario ripetere il campionamento senza bottiglie per confermare se quanto trovato sia da imputarsi alla presenza delle bottiglie o a un qualche evento perturbante verificatosi quest'anno. Inoltre, sempre a Metaledo, sono stati trovati solo gamberi grandi (riproduttivi), ma bisogna considerare che le nasse tendono a catturare maggiormente individui medio-grandi, portando a una sottostima di quelli piccoli (Budnick, 2022).

Si conferma la presenza dell'ectosimbionte *B. italica*, anche con notevoli percentuali di individui parassitati, che non sembrano, però, influenzare negativamente le popolazioni del gambero. I gamberi con microsporidiosi, invece, sono stati trovati, solo nel versante romagnolo (ad eccezione di un individuo trovato a Metaledo) e anche i gamberi blu sono stati trovati esclusivamente nella parte settentrionale del versante romagnolo del Parco.

CONCLUSIONI

I risultati del monitoraggio del gambero di fiume 2023 mostrano un drastico calo delle popolazioni nella parte romagnola settentrionale del Parco. Essendo stata questa zona maggiormente colpita dalle perturbazioni di maggio e giugno 2023, queste potrebbero aver influito sul declino del gambero. Si consiglia, dunque, di ripetere il monitoraggio in questa area per capire quale sia il reale stato delle popolazioni del gambero, sperando in condizioni metereologiche migliori. Sarà importante anche monitorare nel tempo le popolazioni che presentano una percentuale più elevata (9-10%) di microsporidi per capire se questa infezione possa influenzarne l'abbondanza e lo stato in generale.

Bisognerebbe, inoltre, continuare/intraprendere azioni gestionali come il controllo delle specie aliene invasive presenti e la prevenzione contro nuove introduzioni; i controlli e sanzioni per la pesca, già illegale, di *A. pallipes* complex; la rimozione delle captazioni per evitare che l'apporto idrico dei torrenti diminuisca ancora più velocemente di quanto già non avvenga a causa dei cambiamenti climatici; la chiusura degli scarichi diretti sui torrenti che abbassano la qualità delle acque e non le rendono compatibili con la presenza del gambero nativo di fiume.

Si sottolinea, infine, nuovamente l'importanza di organizzare attività di divulgazione e informazione per sensibilizzare la popolazione sulla situazione attuale del gambero nativo e promuovere l'adozione di buone pratiche, come la pulitura dell'attrezzatura dopo essere stati in un corso d'acqua, per evitare la diffusione involontaria della peste del gambero o di altre malattie.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Parco Nazionale Foreste Casentinesi-Monte Falterona per il supporto fornito durante l'attività di monitoraggio e il finanziamento erogato. In particolare, si ringraziano Davide Alberti per la logistica e la parte amministrativa-autorizzativa, Alessandro Forni, Andrea Menghetti e Filippo Scibetta per aver contribuito alla raccolta dati. Un ringraziamento speciale va a Sara Forni, Beatrice Meloni e Matteo Orlando per il significativo e costante supporto dato durante l'attività.

BIBLIOGRAFIA

Arrignon J. (1996). Il gambero d'acqua dolce e il suo allevamento. Edizioni Calderini, Bologna, 240 pp.

Boncompagni L., Ciampelli P., Fazzi P., Lucchesi M., Mazza G., Molfini M., Mori E., Petralia L. (2021). No country for native crayfish: importance of crustaceans in the diet of native and alien Northern raccoons. *Ethology Ecology and Evolution* 33: 576–590.

Boscherini A., Laurenzi A., Mazza G., Menchetti M., Mori E. (2020). Time is running out! Rapid range expansion of the invasive northern raccoon in central Italy. *Mammalia* 84: 98– 101. doi: 10.1515/mammalia-2018-0151.

Brown B.L., Creed R.P., Dobson W.E. (2002). Branchiobdellid annelids and their crayfish hosts: are they engaged in a cleaning symbiosis. *Oecologia (Berlin)* 132: 250–255.

Brown B.L., Creed R.P., Skelton J., Rollins M., Farrel K.J. (2012). The fine line between mutualism and parasitism: complex effects in a cleaning symbiosis demonstrated by multiple field experiments. *Oecologia (Berlin)* 170: 199–207.

Budnick W.R., Roth B., Nathan L.R., Thomas S.M., Smith K., Walker S.N., Herbst S. (2022). Evaluation of five trap designs for removal of invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) in Southern Michigan: catch per unit effort, body size, and sex biases. *Management of Biological Invasions* 13(2): 369–390.

Cenni F. (2001). *Austropotamobius pallipes* nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna: struttura di popolazione e tasso di infestazione da Branchiobdellidi. Ph.D. thesis. Florence: Università degli Studi di Firenze.

Gherardi F., Cenni F., Crudele G., Mori M. (2002). Infestation rate of branchiobdellids in *Austropotamobius pallipes italicus* from a stream of Central Italy: preliminary results. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367: 785–792. doi: 10.1051/kmae:2002066

Lee J.H., Kim T.W., Choe J.C. (2009). Commensalism or mutualism: conditional outcomes in a crayfish symbiosis. *Oecologia (Berlin)* 159: 217–224.

Mancini A. (1986). *Astacicoltura. Allevamento e pesca dei gamberi d'acqua dolce*. Edizioni Calderini, Bologna, 180 pp.

Mazza G., Agostini N., Aquiloni L., Carano G., Gherardi F., Inghilesi A.F., Tricarico E. (2011). The indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in a national park of central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 12.

Mazza G., Cianferoni F., Inghilesi A.F., Innocenti G., Stasolla G., Tricarico E., Zoccola A. (2017). Native crab and crayfish cooccurrence: first evidence in Europe. *Biologia* 72: 790–795. doi:10.1515/biolog-2017-0086.

Morbidelli M. (2022). Il gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi: stato di conservazione e minacce. Tesi magistrale in Scienze della Natura e dell'Uomo. Università degli Studi di Firenze.

Paolini V., Basso A., Fea G., Ghia D., Contini M. C. Garofolin, A. Pretto T. (2022). Distribution of microsporidian parasites in white-clawed crayfish of the North-Western Apennines. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 8(1): 27–32.

Piazzini S. (2013a). La fauna minore (Crostei Decapodi, Lepidotteri Ropaloceri, Anfibi, Rettili) delle valli del Rabbi, del Montone e del Tramazzo (Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna). Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Relazione inedita.

Piazzini S. (2013b). La fauna minore (Crostei Decapodi, Lepidotteri Ropaloceri, Pesci Anfibi, Rettili) della Valle di Pietrapazza (Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna). Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Relazione inedita.

Piazzini S. (2014). La fauna minore (Crostei Decapodi, Lepidotteri Ropaloceri, Pesci Anfibi, Rettili) delle valli del Bidente di Campigna, delle Celle e di Ridracoli (Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna). Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Relazione inedita.

Pratten D.J. (1980). Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae). *Freshwater Biology* 10: 401–402.

Reynolds J.D. (2002). Growth and reproduction. In: *Biology of freshwater crayfish*, ed. Holdich D.M., pp. 152–191. Oxford UK: Blackwell Science.

Scalici M., Aquiloni L., Caricato G., Chiesa S., Ciutti F., Dörr A. J. M., Elia C., Fea G., Ghia D., Inghilesi A., Innocenti G., Mazza G., Prearo M., Tricarico E. (2020). Linee guida per la conoscenza e il corretto monitoraggio dei decapodi dulcicoli in Italia. AllAD.

Tricarico E., Ciampelli P., De Cicco L., Marsella S.A., Mazza G., Petralia L., Rossi B., Zoccola A. (2021). How raccoons could lead to the disappearance of native crayfish in central Italy. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 681026. doi: 10.3389/fevo.2021.681026.