

Distribuzione e abbondanza di *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) nel bacino del fiume Tevere in Umbria.

Distribution and abundance of Barbus barbus (Linnaeus, 1758) in the river Tiber basin in Umbria (Central Italy).

ANTONELLA CAROSI

Provincia di Terni, Servizio Programmazione Ittico-Faunistica -
Terni

GIOVANNI PEDICILLO

AGNESE BICCHI

VALENTINA ANGELI

MASSIMO LORENZONI

Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale -
Università di Perugia

LUCIA GHETTI

Regione dell'Umbria, Servizio Progr. Forestale, Faunistico
Venatoria ed Economia Montana - Perugia

Key words

Barbus barbus, *Barbus tyberinus*, introduction of exotic fish species,
longitudinal gradient, River Tiber.

Summary

The aim of the study was to analyse some aspects of the ecology of the European barbel *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), an exotic species recently introduced into the River Tiber basin, and to assess its possible negative impact on the autochthonous populations of *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839. The area investigated comprised the Umbrian portion of the River Tiber basin. Our analysis utilised the data from the Regional Fish Map, which were collected at 157 sampling stations located on a total of 132 rivers. In each sector considered, we conducted a census of the fish populations present and analysed the main environmental variables used to characterise the river stretches under examination. The canonical correspondence analysis revealed close links among the longitudinal gradient, morpho-hydrological changes and environmental decay. Moreover, the results supported the hypothesis of a distribution of fish species along the longitudinal gradient, with the European barbel being located downstream in the respect of *Barbus tyberinus*.

Comparison with the previous researches revealed the rapid expansion of the Danube barbel in the Tiber basin. On calculating the condition factor of *Barbus tyberinus*, it emerged that the presence of the European barbel did seem to have a negative impact on the autochthonous populations, and that this effect was particularly evident with regard to the older age-groups. The results obtained provide further insight into the role of biotic and abiotic factors in the organisation of aquatic biocoenoses, and constitute an indispensable basis on which to construct the management policies necessary in order to conserve biodiversity and safeguard fluvial ecosystems.

Riassunto

Lo scopo del lavoro è stato quello di analizzare alcuni aspetti dell'ecologia del barbo del Danubio *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), una specie esotica che recentemente è stata introdotta nel bacino del fiume Tevere. L'area indagata comprende la porzione umbra del bacino del fiume Tevere. L'analisi è stata condotta utilizzando i dati della Carta Ittica Regionale, raccolti in 157 stazioni di campionamento dislocate su un totale di 132 corsi d'acqua. In ogni settore considerato è stata censita la fauna ittica presente e sono state analizzate le principali variabili ambientali utili alla caratterizzazione del tratto fluviale indagato. L'analisi delle correlazioni canoniche evidenzia un forte legame tra gradiente longitudinale, cambiamenti morfoidrologici e degrado ambientale; i risultati avvalorano inoltre l'ipotesi di una successione di specie ittiche lungo il gradiente longitudinale, secondo uno schema in cui il barbo del Danubio si colloca nei tratti di pianura, più a valle rispetto al barbo tiberino. Il confronto con i risultati delle precedenti Carte Ittiche ha permesso di evidenziare la rapida espansione del barbo del Danubio nel bacino del Tevere. Il calcolo del fattore di condizione mostra la possibilità che la presenza del barbo del Danubio incida negativamente sulla condizione delle popolazioni autoctone di barbo tiberino, con effetti particolarmente evidenti per le classi di età più elevate. I risultati ottenuti aggiungono informazioni sul ruolo dei fattori biotici ed abiotici nell'organizzazione delle biocenosi acquatiche e costituiscono la premessa indispensabile per intraprendere le politiche gestionali necessarie per la conservazione della biodiversità e la salvaguardia degli ecosistemi fluviali.

Introduzione

Negli ultimi due secoli numerose specie ittiche esotiche sono state introdotte negli ambienti acquatici italiani (Delmastro, 1986); alcune di esse si sono acclimatate e sono state in grado di espandere ulteriormente la loro distribuzione geografica (Welcomme, 1988). L'introduzione delle specie esotiche è stata definita una delle più importanti e meno note cause di perturbazione degli ecosistemi acquatici (Mills *et al.*, 1993; Mack *et al.*, 2000; Byers *et al.*, 2002). Con l'introduzione delle specie esotiche la biodiversità in genere decresce se la specie introdotta esclude una o più specie indigene; in tal modo poche specie ad ampia valenza ecologica diventano sempre più diffuse e ciò avviene spesso a scapito di specie indigene endemiche o a limitata distribuzione (McKinney e Lockwood, 1999). Le popolazioni delle specie esotiche possono influenzare negativamente le comunità indigene attraverso interazioni di tipo competitivo per il cibo o altre risorse (Leveque, 1997), per predazione (Jackson e Williams, 1980), veicolando parassiti o agenti patogeni (Blanc, 1997; Dove e Ernst, 1996; Lodge *et al.*, 2000), causando cambiamenti strutturali nell'habitat o mediante inquinamento genetico. L'impatto delle introduzioni è documentato in tutto il mondo anche se molti autori hanno commentato la difficoltà di dimostrare lo specifico ruolo delle specie esotiche sulle comunità ittiche originarie (Belkessam *et al.*, 1997). Nonostante ciò la gestione delle specie alloctone è spesso cruciale per il mantenimento della biodiversità e delle funzioni naturali degli ecosistemi acquatici (Byers *et al.*, 2002; Saunders *et al.*, 2002).

Il barbo del Danubio *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) è una specie ittica originaria dell'Europa centro-orientale introdotta di recente in Umbria. La sua presenza è stata segnalata per la prima volta nel 1998 (Mearelli *et al.*, 2000). La specie si è acclimatata ed è in rapida espansione in tutti i corsi d'acqua più importanti del bacino del Tevere, dove potrebbe rappresentare una minaccia per le popolazioni autoctone di *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839.

Lo scopo del lavoro è stato quello di analizzare alcuni aspetti dell'ecologia del barbo del Danubio e di acquisire informazioni utili per la predisposizione di piani di conservazione della biodiversità e salvaguardia degli ecosistemi fluviali.

Materiali e metodi

L'area indagata comprende i corsi d'acqua principali della porzione umbra del bacino del fiume Tevere (9413 km²). L'analisi è stata condotta utilizzando i dati della Carta Ittica Regionale di secondo livello, raccolti nel periodo 1998-2005 in 157 stazioni di campionamento dislocate su un totale di 132 corsi d'acqua. In ciascuna stazione sono stati

rilevati alcuni parametri morfo-idrologici, fisico-chimici e biologici utili alla caratterizzazione ambientale del settore considerato, il cui elenco è riportato nella tabella 3. L'I.B.E. è un indice biotico utilizzato per valutare la qualità dell'acqua che si basa sulla composizione delle comunità macrozoobentoniche (Ghetti, 1986). I parametri idrologici sono stati misurati in uno o più transeetti rappresentativi del settore considerato mediante il metodo dei sei punti (Marchetti, 1993). Il bacino sotteso, la distanza dalla sorgente, la pendenza media e l'altitudine sono state ottenute dalla cartografia I.G.M. La conducibilità, il pH, la temperatura dell'acqua e l'ossigeno disciolto sono stati rilevati sul campo mediante strumenti portatili (ossimetro a microprocessore WTW OXI 320; PHmetro a microprocessore WTW PH 720 e conduttivimetro a microprocessore WTW LF 320); gli altri parametri chimici sono stati determinati in laboratorio su campioni d'acqua prelevati contemporaneamente alle altre analisi (A.P.H.A., A.W.W.A. e W.P.C.F., 1989). La fauna ittica è stata catturata mediante elettrostorditori, utilizzando la tecnica delle passate successive (Moran, 1951; Zippin, 1958), su tratti estesi almeno 10 volte di più rispetto alla larghezza della sezione bagnata; ciò ha permesso di determinare la densità di ogni specie ittica censita (Marconato, 1991). I campionamenti sono stati effettuati in due diversi periodi dell'anno, coincidenti con la fase di morbida (primavera) e di magra (estate-autunno) del regime idrologico dei corsi d'acqua indagati.

A tutti i barbi catturati è stata misurata la lunghezza totale (± 0.1 cm) (De Vries e Frie, 1996), valutato il peso (± 1 g) ed attribuita l'età, integrando la scalimetria con il metodo di Petersen (Bagenal, 1985).

L'analisi delle corrispondenze canoniche (CCA) (ter Braak, 1986) è stata utilizzata per mettere in relazione la composizione della fauna ittica alle variabili ambientali. La CCA è un metodo di analisi diretta dei gradienti ambientali sviluppato in modo specifico per analizzare le relazioni esistenti nelle matrici multivariate di dati ecologici. Per testare la significatività degli assi di ordinamento è stato utilizzato il Monte Carlo test con 1000 permutazioni: un asse è stato considerato significativo dal punto di vista statistico se gli autovalori ottenuti dal set di dati permutati superano gli originali in non più di 50 casi ($\alpha=0.05$). La matrice dei dati ambientali include 28 variabili e 314 osservazioni (157 stazioni x 2 campionamenti). Le variabili (N) sono state trasformate ($\ln(N+1)$), per normalizzarne la distribuzione, e standardizzate ponendo la media pari a 0 e la deviazione standard a 1 (Brown e Austen, 1996).

Per ottenere la matrice dei dati ittici sono state utilizzate le densità: oltre al barbo tiberino e al barbo del Danubio sono stati considerati 5 gruppi di specie, raggruppate sulla base delle proprie preferenze ecologiche: "salmonidi e scazzone", "ciprinidi reofili", "ciprinidi limnofili", "preda-

tori” e “altre specie”; l’elenco delle specie inserite nei vari gruppi è riportato nella tabella 2.

La relazione esistente tra il primo asse della CCA e la densità delle specie ittiche è stata successivamente investigata mediante analisi della regressione non lineare (GLM), utilizzando una distribuzione di tipo normale (Maunder e Punt, 2004).

Allo scopo di valutare lo stato di nutrizione delle popolazioni di barbo tiberino in presenza ed in assenza del barbo del Danubio, per ogni singolo esemplare è stato calcolato il fattore di condizione, in base alla formula di Fulton (Bagenal, 1985): $K = 100 * (P/LT^3)$, in cui P = peso in g; LT = lunghezza totale in cm.

Risultati

Il barbo del Danubio è presente in 15 delle 157 stazioni campionate (Fig. 1).

La sua diffusione è massima nell’asta fluviale principale del fiume Tevere, dove le popolazioni sono presenti da maggior tempo (Mearelli *et al.*, 2000) e dove raggiungono anche la maggiore consistenza numerica rispetto agli altri sottobacini. La specie è presente anche nei tratti terminali dei fiumi Paglia, Nestore, Chiascio e Topino; complessivamente la sua espansione nel bacino umbro del Tevere è stata molto rapida ed è probabile che in futuro il suo areale possa ulteriormente ampliarsi. Barbo del Tevere e barbo del Danubio coesistono in 13 stazioni di campionamento, in 5 delle quali la specie esotica raggiunge densità superiori a quelle del barbo del Tevere ed è divenuta una delle specie dominanti la comunità ittica; in 2 stazioni è stata rilevata la presenza del solo barbo del Danubio.

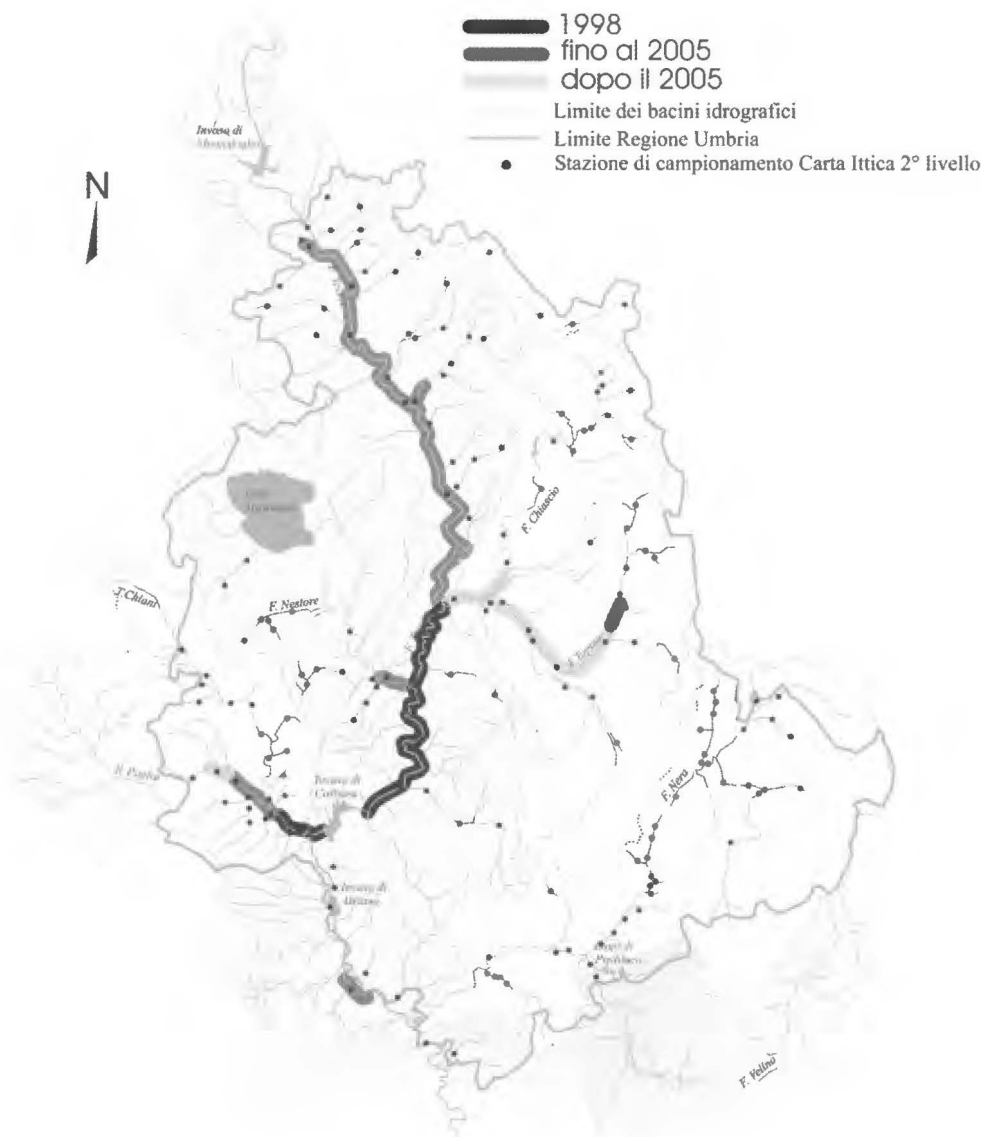


Fig. 1 - Area di studio e distribuzione del barbo del Danubio.

Fig. 1 - Area of the study and distribution of the European barbel.

La tabella 1 riporta la statistica descrittiva delle densità raggiunte dal barbo del Danubio e dal barbo tiberino nelle stazioni di campionamento in cui la prima specie è risultata presente: i valori di tale parametro per la specie esotica oscillano fra un minimo di 0.001 ad un massimo di 0.193 ind/m², con una media di 0.037 ind/m². Negli stessi settori fluviali il barbo tiberino presenta una densità media pari a 0.139 ind/m², con valori che variano fra un minimo di 0.00 ad un massimo di 1.026 ind/m².

Nell'area indagata sono state complessivamente rinvenute 36 specie ittiche ed il loro elenco è riportato nella tabella 2.

In nessun caso il barbo del Danubio risulta la sola specie presente; le percentuali di co-presenza del barbo del Da-

nubio risultano maggiormente elevate con alcune specie reofile: in particolare i valori massimi si riscontrano per il cavedano comune (*Leuciscus cephalus*, Linnaeus), sempre in tutte le stazioni in cui il barbo del Danubio è diffuso (100.00%), la lasca (*Chondrostoma genei* Bonaparte) (90.91%), la rovella (*Rutilus rubilio* Bonaparte) (86.36%), il barbo tiberino (81.82%) ed il ghiozzo di ruscello (*Padogobius nigricans* Canestrini) (72.73%); elevata è tuttavia anche la compresenza con altri ciprinidi a vocazione più limnofila, come l'alborella (*Alburnus alburnus alborella* De Filippi) (90.91%), la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus) (68.18%) la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva* Schlegel) (63.64%) e il carassio dorato (*Carassius auratus* Linnaeus) (54.55%).

Specie	N Valori	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Dev.Std.
<i>Barbus barbus</i>	15	0.0367	0.0146	0.0012	0.1927	0.0470
<i>Barbus tyberinus</i>	15	0.1394	0.0398	0.0000	1.0261	0.2592

Tab. 1 - Statistica descrittiva della densità di *Barbus barbus* e *Barbus tyberinus* nelle stazioni in cui *Barbus barbus* è presente.

Tab. 1 - Descriptive statistics of the densities of *Barbus barbus* and *Barbus tyberinus* in the sampling stations in which *Barbus barbus* was present.

Specie	Categoria ittica	%	Specie	Categoria ittica	%
<i>Alburnus alburnus alborella</i>	Ciprinidi limnofili	90.91	<i>Leuciscus souffia</i>	Ciprinidi reofili	18.18
<i>Anguilla anguilla</i>	Predatori	45.45	<i>Micropterus salmoides</i>	Predatori	4.55
<i>Barbus plebejus</i>	Ciprinidi reofili	22.73	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Salmonidi e scazzone	0.00
<i>Barbus tyberinus</i>		81.82	<i>Padogobius martensi</i>	Altre specie	27.27
<i>Carassius auratus</i>	Ciprinidi limnofili	54.55	<i>Padogobius nigricans</i>	Altre specie	72.73
<i>Chondrostoma genei</i>	Ciprinidi reofili	90.91	<i>Perca fluviatilis</i>	Predatori	9.09
<i>Chondrostoma soëta</i>	Ciprinidi reofili	0.00	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ciprinidi limnofili	63.64
<i>Cyprinus carpio</i>	Ciprinidi limnofili	68.18	<i>Rhodeus amarus</i>	Ciprinidi limnofili	4.55
	Altre specie	4.55	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Ciprinidi limnofili	13.64
<i>Cobitis taenia</i>			<i>Rutilus rubilio</i>	Ciprinidi reofili	86.36
<i>Cottus gobio</i>	Salmonidi e scazzone	0.00	<i>Rutilus rutilus</i>	Ciprinidi limnofili	4.55
<i>Esox lucius</i>	Predatori	0.00	<i>Salmo trutta</i>	Salmonidi e scazzone	0.00
<i>Gambusia affinis</i>	Altre specie	0.00	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Ciprinidi limnofili	9.09
<i>Gasterosteus aculeatus</i>		0.00	<i>Silurus glanis</i>	Predatori	0.00
<i>Gobio gobio</i>	Ciprinidi reofili	31.82	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Predatori	22.73
<i>Ictalurus melas</i>	Predatori	31.82	<i>Thymallus thymallus</i>	Salmonidi e scazzone	0.00
<i>Lepomis gibbosus</i>	Predatori	40.91	<i>Tinca tinca</i>	Ciprinidi limnofili	4.55
<i>Leuciscus cephalus</i>	Ciprinidi reofili	100.00			
<i>Leuciscus lucumonis</i>	Ciprinidi reofili	31.82			

Tab. 2 - Co-presenza di *Barbus barbus* con le altre specie ittiche.

Tab. 2 - Co-occurrence of *Barbus barbus* with the other fish species

La tabella 3 e le figure 2-3 mostrano i risultati della CCA: il primo asse giustifica il 27.30% della variabilità complessiva (inerzia totale 1.75), mentre il secondo asse è meno informativo (11.8% della variabilità).

Parametro	Coefficienti canonici		Correlazioni con gli assi			
	Asse 1	Asse 2	Asse 1		Asse 2	
	r	p	r	p	r	p
Distanza dalla sorgente (km)	0.688	-0.278	0.087	0.124	0.142	0.012
Bacino sotteso dalla stazione (km ²)	-0.694	0.778	0.033	0.556	0.205	0.000
Quota altimetrica (m s.l.m.)	-0.242	0.076	-0.312	0.000	-0.060	0.289
Pendenza media (%)	-0.089	0.184	0.084	0.138	-0.207	0.000
pH (unità di pH)	-0.285	0.079	0.017	0.761	0.030	0.600
Conducibilità elettrica specifica (? S/cm)	0.278	0.041	0.193	0.001	0.053	0.345
B.O.D. ₅ (mg/l)	0.291	-0.080	0.376	0.000	0.107	0.058
C.O.D. (mg/l)	-0.087	0.054	0.097	0.087	0.081	0.150
N-NO ₃ (mg/l)	-0.082	-0.405	0.187	0.001	-0.080	0.159
N-NO ₂ (mg/l)	-0.114	0.179	0.193	0.001	0.109	0.053
N-NH ₃ (mg/l)	0.039	-0.004	0.159	0.005	0.002	0.979
SO ₄ (mg/l)	0.037	0.104	0.391	0.000	0.020	0.721
P-PO ₄ (mg/l)	0.182	-0.182	0.119	0.036	0.152	0.007
P totale (mg/l)	-0.020	0.508	0.214	0.000	0.192	0.001
Cloruri (mg/l)	0.253	-0.045	0.566	0.000	0.053	0.347
Temperatura dell'acqua (°C)	0.198	-0.248	0.082	0.146	0.014	0.806
Ossigeno disciolto (mg/l)	0.344	0.046	-0.021	0.706	0.055	0.331
Ossigeno percentuale V.S. (%)	-0.234	-0.035	-0.169	0.003	-0.088	0.119
I.B.E.	0.000	0.001	-0.196	0.000	0.019	0.734
Larghezza media dell'alveo (m)	-0.035	-0.529	0.004	0.938	-0.035	0.532
Profondità media (m)	-0.077	-0.116	-0.134	0.017	-0.102	0.071
Velocità media di corrente (m/s)	-0.529	0.219	-0.507	0.000	0.103	0.070
Portata (m ³ /s)	0.193	-0.027	-0.091	0.108	0.253	0.000
Sezione utile (m ²)	-0.007	0.175	-0.086	0.127	0.043	0.452
Ombreggiatura dell'alveo (indice 0-4)	0.086	-0.191	-0.157	0.005	-0.201	0.000
Cover (indice 0-4)	-0.064	0.075	-0.098	0.083	-0.029	0.613
Copertura vegetale del fondo (indice 0-4)	-0.152	0.354	-0.072	0.201	0.223	0.000
Granulometria prevalente (indice 0-7)	0.081	-0.413	-0.093	0.101	-0.195	0.001

	Asse 1	Asse 2	Asse 3
Autovalori	0.478	0.208	0.066
Varianza cumulata	27.3%	39.1%	42.9%
Monte Carlo test			
	autovalore	F	p
Asse 1	0.478	106.891	0.0010
Tutti gli assi	0.809	8.728	0.0010

Tab. 3 - Analisi delle corrispondenze canoniche.

Tab. 3 - Canonical correspondence analysis.

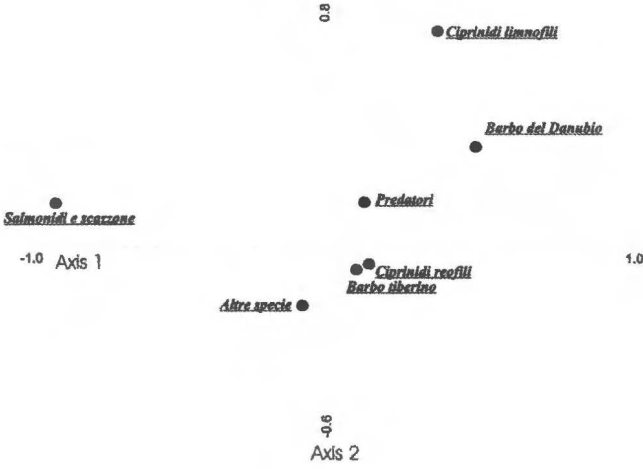


Fig. 2 - Analisi delle corrispondenze canoniche: grafico delle variabili ittiche.

Fig. 2 - Canonical correspondence analysis: plot of the fish variables.

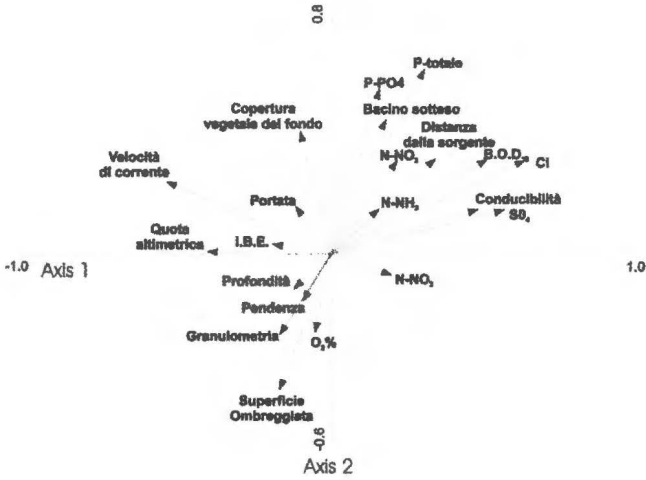


Fig. 3 - Analisi delle corrispondenze canoniche: grafico delle variabili ambientali.

Fig. 3 - Canonical correspondence analysis: plot of the environmental variables.

L'analisi descrive per l'area indagata l'esistenza di una forte relazione fra gradiente longitudinale e cambiamenti che avvengono nelle dimensioni e nella qualità dell'acqua dei settori fluviali indagati (Tab. 3). Il primo asse è correlato in modo diretto con la quota altimetrica, il valore percentuale dell'ossigeno disciolto, l'I.B.E., la profondità media, la velocità media di corrente ed il grado di ombreggiatura dell'alveo, mentre la correlazione è negativa con una serie di parametri che descrivono la qualità dell'acqua (B.O.D., azoto nitritico, nitroso e ammoniacale, solfati, fosforo totale ed ortofosfato, cloruri e conducibilità). Il secondo asse correla in modo diretto la distanza dalla sorgente, la superficie del bacino sotteso, il fosforo (totale ed ortofosfato), la velocità di corrente, la portata e il grado di copertura vegetale del fondo; la correlazione è inversa con la pendenza, la profondità media, l'ombreggiatura dell'alveo e la

granulometria. Gli autovalori degli assi canonici sono altamente significativi al Monte Carlo test ($p < 0.001$) e ciò evidenzia una stretta associazione fra variabili ambientali e composizione della fauna ittica (Ter Braak, 1986). Nel diagramma della figura 2 la posizione delle singole componenti ittiche appare fortemente condizionata dal gradiente longitudinale, con il barbo del Danubio che risulta associato ad elevati valori di distanza dalla sorgente, B.O.D. e cloruri ed a bassi valori di quota altimetrica, profondità, pendenza, granulometria, superficie ombreggiata, I.B.E. e ossigeno (Fig. 3) (nel grafico sono state omesse le variabili non correlate significativamente con gli assi). I risultati della CCA sono in accordo con l'ipotesi di una successione di specie ittiche lungo il gradiente longitudinale, come evidenziato dalla presenza nel grafico di un evidente effetto ad arco (Vernaux, 1976): procedendo verso valle avviene la graduale sostituzione delle specie reofile più specializzate (salmonidi e scazzone) con le specie progressivamente più limnofili (ciprinidi limnofili) (Fig. 2); la posizione del barbo tiberino nel grafico della CCA risulta molto prossima a quella del gruppo di specie rappresentati dai ciprinidi reofili, evidenziando la stretta affinità ecologica tra loro esistente. Secondo questo schema il barbo del Danubio si posiziona tra le specie ittiche che colonizzano i tratti intermedi dei corsi d'acqua, andando a collocarsi più a valle rispetto al barbo del Tevere, ma più a monte rispetto ai ciprinidi limnofili.

L'analisi della figura 4, che riporta i risultati della relazione esistente tra il primo asse della CCA e la densità dei vari gruppi di specie conferma tale andamento: l'abbondanza del barbo del Danubio appare relativamente inferiore a quelli degli altri gruppi, ma cresce lungo il gradiente longitudinale rappresentato dal primo asse della CCA e raggiunge il proprio valore massimo nel tratto inferiore dei settori fluviali indagati.

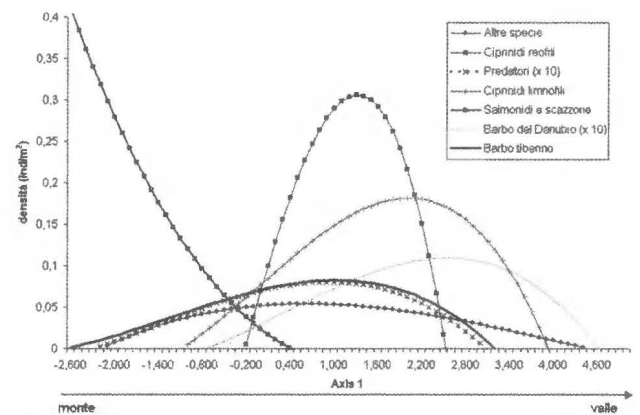


Fig. 4 - Relazione fra il primo asse della CCA e le densità dei gruppi di specie.

Fig. 4 - Relation between the first axis of the CCA and the fish groups densities.

La relazione trovata fra la densità del barbo del Danubio ed il primo asse dell'analisi delle corrispondenze canoniche è pari a $y = 0.003 + 0.004x - 0.001x^2 - 0.001x^3$ ($F=5.07$; $p=0.001$); per il barbo tiberino la relazione è pari a $y = 0.071 + 0.021x - 0.007x^2 - 0.002x^3$ ($F=5.64$; $p=0.001$); per i salmonidi e lo scazzone la relazione è pari a $y = 0.0237 - 0.068x + 0.027x^2 - (0.001x^3)$ ($F=36.97$; $p=0.000$); per i ciprinidi reofili è pari a $y = 0.069 + 0.312x - 0.064x^2 - 0.028x^3$ ($F=15.64$; $p=0.000$); per i ciprinidi limnofili è pari a $y = 0.077 + 0.078x - 0.001x^2 - 0.006x^3$ ($F=7.91$; $p=0.001$); per i predatori è pari a $y = 0.007 + 0.002x - 0.001x^2 - 0.00018x^3$ ($F=0.20$; $p=0.106$) ed infine per le altre specie la relazione è pari a $y = 0.052 - 0.007x - 0.006x^2 + 0.001x^3$ ($F=0.60$; $p=0.383$) (Fig. 4).

L'analisi del fattore di condizione mostra la possibilità che la presenza del barbo del Danubio incida negativamente sulla condizione delle popolazioni autoctone di barbo tiberino presenti nell'area indagata; in particolare gli effetti negativi dovuti alla presenza della specie esotica risultano maggiormente evidenti per le classi di età più elevate (Fig. 5).

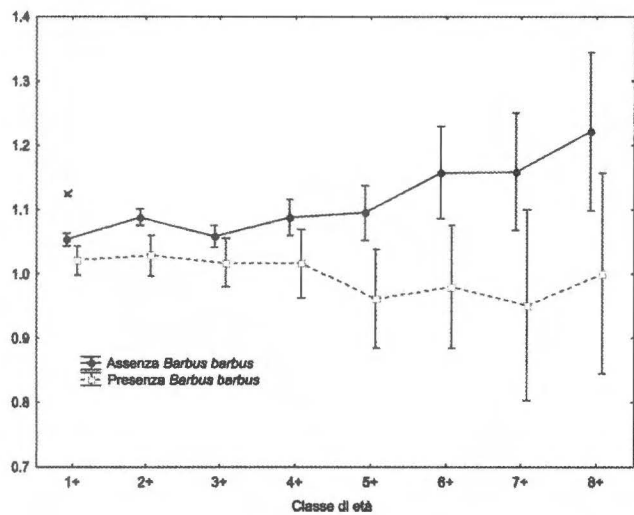


Fig. 5 - *Barbus tyberinus*: fattore di condizione del campione disaggregato per classi di età in presenza ed in assenza del barbo del Danubio.

Fig. 5 - *Barbus tyberinus*: condition factor of the sample broken down according to age-class and to the presence - absence of the European barbel.

All'analisi della varianza le differenze risultano altamente significative ($F=34.73$; $p=0.000$) nel confronto fra i valori medi di K (\pm dev. std) negli esemplari ($n=7799$) di barbo del Tevere delle popolazioni che vivono da sole ($K=1.078 \pm 0.76$) e in co-presenza con il barbo del Danubio (1.025 ± 0.17); in particolare all'analisi della varianza fattoriale le differenze sono statisticamente significative ($F=2.41$; $p=0.018$) nel confronto fra i valori medi di K nel campione disaggregato per classe di età e per co-presenza.

Conclusioni

Nel fiume Tevere la fauna ittica è stata sin dai tempi più remoti oggetto di manipolazione da parte dell'uomo (Bianco, 1990 e 1993). L'introduzione di numerose specie esotiche ha sicuramente causato una grave alterazione della composizione faunistica originale. Il grado di compromissione delle comunità ittiche non è tuttavia omogeneo per tutto il bacino del Tevere, ma sembra strettamente legato al gradiente longitudinale. Recenti studi (Carosi *et al.*, 2004; Lorenzoni *et al.*, 2006; Carosi *et al.*, 2006) hanno dimostrato che soprattutto nei settori fluviali di pianura l'azione combinata di inquinamento ed introduzione di specie esotiche ha comportato una progressiva diminuzione della componente autoctona nelle comunità ittiche. Questi tratti fluviali, originariamente caratterizzati dalla presenza soprattutto di ciprinidi limnofili e di predatori, si contraddistinguono attualmente per possedere il maggior numero di specie introdotte (Lorenzoni *et al.*, 2006). Verso monte, soprattutto nei tributari di più modeste dimensioni, le comunità ittiche appaiono meno compromesse e riescono ancora a mantenere in gran parte la loro composizione originaria (Carosi *et al.*, 2004). I risultati di queste ricerche suggeriscono che lo stato di alterazione delle comunità ittiche varia in funzione delle caratteristiche dei settori fluviali indagati: i piccoli corsi d'acqua localizzati nel settore pedemontano del bacino del fiume Tevere costituiscono ancora una zona rifugio per le comunità ittiche indigene.

I risultati dell'analisi delle corrispondenze canoniche descrivono in modo efficace i cambiamenti ambientali che avvengono lungo il decorso longitudinale dei corsi d'acqua presenti nell'area indagata, associando ad ogni tratto fluviale una diversa composizione della comunità ittica (Huet, 1949 e 1962). Il barbo tiberino si colloca nei pressi dell'origine, rispetto agli assi 1 e 2 della CCA, indicando la capacità di estendere la sua presenza per buona parte del gradiente longitudinale, rimanendo escluso soltanto dalla parte più montana del bacino del fiume Tevere, dove la comunità ittica è dominata soprattutto dalla trota fario (*Salmo {trutta} trutta* Linnaeus). Il barbo del Danubio si colloca, invece, più a valle rispetto al barbo tiberino, mostrando di privilegiare soprattutto il tratto di pianura dei corsi d'acqua di maggiori dimensioni. Attualmente il barbo del Danubio è presente nell'asta principale del fiume Tevere ed in tutti i sottobacini dei suoi principali affluenti, ad eccezione del fiume Nera (Lorenzoni *et al.*, 2004). I risultati della ricerca hanno permesso di evidenziare la rapida espansione della specie nell'area indagata; in particolare emerge il progressivo ampliamento dell'areale di distribuzione che per ora non sembra coinvolgere i tributari di più piccole dimensioni. Sembra, tuttavia, che la specie esotica non abbia ancora raggiunto la sua massima espansione nel

bacino del fiume Tevere e c'è da aspettarsi per il futuro una sua ulteriore diffusione; il suo areale si è ampliato progressivamente verso monte andando sempre di più ad interessare i settori fluviali in cui le comunità ittiche appaiono dominate dal barbo tiberino e dagli altri ciprinidi reofili. Se tale tendenza continuerà anche in futuro, il barbo del Danubio potrà rappresentare un'ulteriore minaccia per l'integrità delle comunità ittiche originarie del fiume Tevere.

Gli effetti causati dall'introduzione del barbo del Danubio sulle popolazioni delle specie autoctone sono ancora difficilmente valutabili, ma nei settori fluviali in cui tale specie è presente da più tempo sembra raggiungere le sue massime densità. In tal modo può costituire un potenziale competitore per il barbo tiberino, una specie dalle caratteristiche ecologiche molto simili, ma caratterizzata da una taglia minore e da una meno rapida velocità di accrescimento (Maitland, 2004). Alcune indicazioni preliminari sembrano indicare che tali preoccupazioni non appaiono infondate: l'analisi condotta sul fattore di condizione mostra la possibilità che la presenza del barbo del Danubio incida negativamente sullo stato delle popolazioni autoctone di barbo tiberino, con effetti particolarmente evidenti per le classi di età più elevate.

Bibliografia

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1989. Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, Washington, .
- BAGENAL T.B., 1985. Methods for assessment of fish production in fresh waters. Ed. Blackwell Scientific Publications Ltd., London, 365 pp.
- BELKESSAM D., OBERDORFF T., HUGUENY B., 1997. Unsaturated fish assemblages in rivers of north-western France: potential consequences for species introductions. Bull. Français Pêche Piscicult., 344-345: 193-204.
- BIANCO P.G., 1990. Proposta di impiego di indici e coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. Rivista di Idrobiologia, 29 (1): 130-149.
- BIANCO P.G., 1993. L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. Biogeographia, 17: 427-485.
- BLANC G., 1997. L'introduction des agents pathogènes dans les écosystèmes aquatiques: aspects théoriques et réalités. Bull. Français Pêche Piscicult., 344-345: 489-514.
- BROWN M.L., AUSTEN D.J., 1996. Data management and statistical techniques. In: Fisheries techniques (B. R. Murphy, D. W. Willis eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 17-62.
- BYERS J.E., REICHARD S., RANDALL J.M., PARKER I.M., SMITH C.S., LONSDALE W.M., ATKINSON I.A.E., SEASTEDT T.R., WILLIAMSON M., CHORNESKY E., HAYES D., 2002. Directing research to reduce the impacts of non indigenous species. Conservation Biology, 16 (3): 630-640.
- CAROSI A., CORBOLI M., GHETTI L., PACE R., PEDICILLO G., MEARELLI M., LORENZONI M., 2004. Stato e conservazione delle comunità ittiche del Fiume Tevere in Umbria. Atti XIV Convegno SITE: 83.
- CAROSI A., GHETTI L., PEDICILLO G., LORENZONI M., 2006. Evoluzione temporale delle comunità ittiche del bacino umbro del fiume Tevere. Atti XXXVI Congresso della Società Italiana di Biogeografia, l'Aquila 6-9 settembre 2006, 74.
- DE VRIES D.R. E FRIE R.V., 1996. Determination of age and growth. In: Fisheries Techniques (B. R. Murphy, D. W. Willis eds). American Fisheries Society, Bethesda, 483-509.
- DELMASTRO G.B., 1986. Problemi relativi all'introduzione di specie esotiche di pesci nelle acque dolci italiane. Quaderni ETP, 14: 85-96.
- DOVE A.D.M., ERNST I., 1996. Concurrent invaders four exotic species of Monogenea now established on exotic freshwater fishes in Australia. Int. Journ. for Parasitol., 17: 1755-176.
- GHETTI P.F., 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Bertelli, Trento, 105 pp.

- HUET M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrologie*, 11: 332-351.
- HUET M., 1962. Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrologie*, 24: 412-432.
- JACKSON P.D., WILLIAMS W.D., 1980. Effects of brown trout, *Salmo trutta* L., on the distribution of some native fishes in three areas of southern Victoria. *Australian Journ. Freshwater Res.*, 31: 61-67.
- LEVEQUE C., 1997. Introductions de nouvelles espèces de poissons dans les eaux douces tropicales: objectifs et conséquences. *Bull. Français Pêche Piscicult.*, 344-345: 79-91.
- LODGE D.M., TAYLOR C.A., HOLDICH D.M., SKURDAL J., 2000. Non indigenous crayfish threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25 (8): 7-20.
- LORENZONI M., CORBOLI M., PAGANO L., PEDICILLO G., CAROSI A., MORELLI S., VIALI P., BALDINI G., GHETTI L., ZEETTI A., NATALI M., BISCARO PARRINI A., DOLCIAMI R., MEZZETTI A., ANDREANI M., BURCHIA A., CASSIERI S., DE LUCA M., MOSSONE M., QUONDAM L. S., UZZOLI C., ANZIANI L., COCCHI M., 2004. Carta Ittica Regionale. Bacino del Fiume Nera. Regione dell'Umbria, Perugia, 269 pp.
- LORENZONI M., MEARELLI M., GHETTI L., 2006. Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria, Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bullet. Français Pêche Piscicult.*, in stampa.
- MACH R.N., SIMBERLOFF C.D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F., 2000. Biotic invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues in Ecology*, 5: 1-24.
- MAITLAND P.S., 2004. Keys to the freshwater fish of Britain and Ireland, with notes on their distribution and ecology. *Freshwater Biol. Ass., Cumbria*, 248 pp.
- MARCHETTI R., 1993. *Ecologia applicata*. CittàStudi, 1055 pp.
- MARCONATO A., 1991. Metodi per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione. *Atti 2° Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati*, 26: 7-18.
- MAUNDER M.N., PUNT A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Res.*, 70: 141-159.
- MCKINNEY M.L., LOCKWOOD J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trend in Ecology and Evolution*, 14 (11): 450-453.
- MEARELLI M., LA PORTA G., LORENZONI M., MAIO G., 2000. Conoscenza delle popolazioni ittiche per la definizione delle portate di minimo vitale nel bacino idrografico del fiume Tevere: Studio ittiofaunistico dell'alto corso del Tevere e dei suoi affluenti. *Tevere*, 14/16: 7-52.
- MILLS E.L., LEACH J.H., CARLTON J.T, SECOR C.L., 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research*, 19: 1-54.
- MORAN P.A.P., 1951. A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*, 38: 307-311.
- SAUNDERS D.L., MEEUWIG J.J., VINCENT A.C.J., 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biol.*, 16 (1): 30-41.
- TER BRAAK C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- VERNEAUX J., 1976. Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes. In: *La pollution des eaux continentales* (P. Pessen ed.) Gauthier-Villars, Paris, 229-285.
- WELCOMME, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 294 pp.
- ZIPPIN C., 1958. The removal method of population estimation. *Journ. of Wildlife Management*, 22: 82-90.