

Centro  
Italiano  
Studi di  
Biologia  
Ambientale

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 23

Numero 1

Giugno 2009



ISSN 1129-504X



# BIOLOGIA AMBIENTALE

Publicazione del C.I.S.B.A., vol. 23, n. 1/2009

Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Gian Luigi Rossi**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

**Giuseppe Sansoni** sansoni@infinito.it resp. di redazione

**Roberto Spaggiari** info@cisba.it resp. di segreteria

**Gilberto N. Baldaccini** baldagil@interfree.it redattore

**Pietro Genoni** p.genoni@arpalombardia.it redattore

**Gian Luigi Rossi** gianluigi.rossi@saluggia.enea.it redattore

## Comitato Scientifico

**Roberto ANTONIETTI**

già Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Natale Emilio BALDACCINI**

Dip. di Etologia, Ecologia, Evoluzione, Univ. di Pisa

**Roberto BARGAGLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Antonio DELL'UOMO**

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

**Silvana GALASSI**

Dip. di Biologia, Università di Milano

**Pier Francesco GHETTI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

**Stefano LOPPI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

**Sergio MALCEVSCI**

Ist. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,  
Univ. di Pavia

**Maurizio G. PAOLETTI**

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

**Roberto ROMI**

Dip. Malattie Infettive, Parassitarie e Immunomediate,  
Ist. Superiore di Sanità, Roma

**Luciano SANTINI**

Dip. C.D.S.L. Sez. Entomologia agraria, Univ. di Pisa

**Paolo Emilio TOMEI**

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

**Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE**

Dip. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,  
Univ. di Pavia

**Pierluigi VIAROLI**

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

**Luigi VIGANÓ**

IRSA - CNR, Brugherio MI

**Sergio ZERUNIAN**

Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano (LT)

**Aldo ZULLINI**

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

*Biologia Ambientale* raccoglie e diffonde informazioni sulle tematiche ambientali, con particolare attenzione ai seguenti campi di interesse:

- Bioindicatori e biomonitoraggio
- Ecotossicologia
- Depurazione delle acque reflue
- Ecologia delle acque interne e dell'ambiente marino
- Gestione dell'ambiente
- Igiene ambientale
- Ecologia urbana
- Impatto ambientale
- Ingegneria naturalistica
- Rinaturazione e riqualificazione ambientale
- Conservazione della natura
- Ecologia del paesaggio

*Biologia Ambientale* è articolata in due sezioni:

*Lavori Originali*, in cui vengono pubblicati articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

*Informazione & Documentazione* – sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci – in cui vengono riportate recensioni di libri, riviste e altre pubblicazioni nonché notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

*Biologia Ambientale*, viene inviata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. 4010 Poste Rivalta, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; fax 0522 884636; e-mail: info@cisba.it

[www.cisba.it](http://www.cisba.it)

[info@cisba.it](mailto:info@cisba.it)

**Quote annuali di iscrizione** al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: BIPOP CARIRE C/C 446653 coord. G 05437 12807 000000446653

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 23  
Numero 1  
Giugno 2009

In terza di  
copertina:  
nuove norme  
per gli autori

## SOMMARIO

### LAVORI ORIGINALI

- IETTO F., TALARICO F., FRANCOLINO S. - **Cause dell'alluvione di Vibo Valentia del 2006 e caratteristiche dell'ambiente costiero dopo l'evento** 3
- CAPURRO M., GALLI L., MORI M., ARILLO A. - **Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea, Decapoda, Astacidae) nel Lago del Brugneto (Liguria, Italia nord occidentale)** 13
- SPADA P. - **Un approccio metodologico integrato per il monitoraggio della qualità ambientale di agroecosistemi in ambito fluviale mediterraneo** 21
- DUTTO M. - **Prima segnalazione certa di *Aedes albopictus* (Skuse, 1897) (Diptera, Culicidae) in provincia di Cuneo (Piemonte, Italia)** 33
- PERETTI P., GATTI F., DEFILIPPO F. - ***Aedes albopictus* a Parma: monitoraggio e analisi dell'infestazione** 37
- BALDACCINI G.N., GIANCIECCHI U. - **Le zanzare dell'area versiliese (Toscana nord-occidentale): ambiti naturali e artificiali di insediamento e di diffusione** 43
- FINOCCHIARO M., TORRISI M., FERLITO A. - **Caratterizzazione delle comunità di diatomee del bacino idrografico del fiume Simeto (Sicilia orientale) mediante applicazione dell'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D)** 53

### INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- CARRADORI R. - **Biologia e gestione delle popolazioni di lupo** 67
- CANEPEL R., ROMAGNOLLI F. - **Un impianto di fitodepurazione in ambiente montano: progettazione e rese depurative** 75

Foto di copertina

Lame all'interno del bosco mesofilo della Macchia Lucchese (Viareggio, LU), siti di sviluppo larvale di varie specie di zanzare (foto G.N. Baldaccini, 2006)



## **Cause dell'alluvione di Vibo Valentia del 2006 e caratteristiche dell'ambiente costiero dopo l'evento**

**Fabio Ietto<sup>1\*</sup>, Federica Talarico<sup>2</sup>, Sonia Francolino<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>*Dipartimento di Scienze della Terra, Università della Calabria*

<sup>2</sup>*Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria*

\* *Referente per la corrispondenza: [iettofabio@hotmail.com](mailto:iettofabio@hotmail.com)*

*Pervenuto il 28.11.2009; accettato il 7.4.2009*

### **Riassunto**

Nel presente lavoro, dopo una sintetica descrizione dell'evento meteorico che nel luglio 2006 investì la provincia di Vibo Valentia, vengono prese in esame le caratteristiche ambientali dell'ecosistema costiero colpito dall'ondata di piena.

La modalità dell'evento alluvionale provocò ingenti danni ai manufatti antropici, dovuti non solo all'eccezionalità dell'episodio meteorologico, ma anche alla messa in crisi, lungo i greti fluviali, di tutti i sottopassi della rete stradale e ferroviaria per l'ingente trasporto solido. Lo studio dell'ambiente costiero, ad un anno dall'evento, è stato condotto mediante analisi dei sedimenti di spiaggia e censimento di specie animali su due tratti di litorale: uno protetto da una scogliera artificiale, l'altro libero all'azione di risciacquo da parte del moto ondoso. I risultati ottenuti possono così riassumersi:

- sul tratto di spiaggia protetto risultano ancora presenti sia il fango alluvionale che le condizioni biologiche da esso derivate (caratterizzate da una prevalenza di coleotteri silfidi necrofili, tipici di ambienti continentali);
- sul tratto di spiaggia non protetto sono assenti tutti i materiali legati ad un trasporto improvviso di piena da terra ed i principali taxa di invertebrati presenti sono quelli tipici della battigia marina.

I risultati così ottenuti rappresentano, quindi, un esempio documentale di come l'utilizzo di difese artificiali, a protezione dei litorali sabbiosi, possa avere un impatto ambientale negativo, soprattutto a seguito di eventi alluvionali.

PAROLE CHIAVE: Alluvione / Urbanizzazione / Erosione Costiera / Ecosistema Costiero

### **Geomorphic and biologic changes in the littoral environment caused by flood waters in Vibo Valentia in July 2006 (Calabria, South Italy)**

In July of 2006 an exceptional flood waters affected the province of Vibo Valentia and his coastal ecosystem. The unusual meteorological episode, as a result of the movement of solid materials, damaged constructions such as underpasses of roads and railroad tracks which ran alongside rivers. In the year since the event, the environmental impact of the flood has been assessed by evaluating the distribution of grain sizes and the arthropod-fauna profile in two stations, one which is sheltered to breakwater and the other which is exposed. The sheltered to breakwater site was rich in alluvial mud and Sylphidae beetles, typical of continental sites while the natural exposed site no longer contained material which would have been carried in by the flood waters and was characterized by invertebrate taxa typical of littoral areas. The negative environmental impact of breakwater constructions in littoral areas which are liable to flooding events is discussed.

KEY WORDS: Flood water / Urbanization / Wave erosion / Littoral ecosystem

### **INTRODUZIONE**

L'evento meteorico, verificatosi nella provincia di Vibo Valentia il 3 luglio 2006, è da annoverare tra quelli eccezionali, per la quantità d'acqua caduta in un arco di tempo molto ristretto. Il fenomeno ha interessato la dorsale collinare che dall'abitato di Vibo Valentia scende verso Vibo Marina e, in particolare, la fascia urbana

costiera prospiciente la frazione di Bivona. L'intensità delle piogge è stata tale da causare una situazione critica in tutta la rete idrografica del territorio interessato dall'evento, provocando piene eccezionali in tutti i corsi d'acqua. L'abbondante trasporto di detriti rocciosi e vegetali ha messo in ulteriore crisi il deflusso

delle acque che, in molti casi, è stato ostacolato facilitando l'erosione.

Considerato che le comunità animali e vegetali psamofite sono strettamente legate a fattori temporali dinamici (CONTARINI, 1992), il presente lavoro si è posto lo scopo di valutare le caratteristiche ambientali di un ecosistema costiero antropizzato e colpito da un evento alluvionale eccezionale. A tal proposito sono state effettuate analisi granulometriche delle sabbie di spiaggia e censimento di specie animali, in particolare invertebrati.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio: quadro geologico e geomorfologico

L'area oggetto di studio, comprendente la dorsale collinare che da Vibo Valentia scende verso Vibo Marina, è uniformemente costituita da un substrato di rocce cristallino-metamorfiche, ed in particolare da gneiss con inclusioni di granitoidi appartenenti all'Unità di Polia-Copanella (CORTESE, 1895; NOVARESE, 1931; AMODIO-MORELLI *et al.*, 1976; GHISSETTI, 1980; NICOTERA, 1959; TORTORICI *et al.*, 2003). Da un esame di superficie il complesso cristallino si presenta spesso fortemente alterato, per fenomeni di degradazione meteorica, e gli affioramenti del substrato risultano, quindi, particolarmente suscettibili a fenomeni gravitativi o di trasporto ad opera delle acque di ruscellamento superficiale.

Sporadicamente sul substrato metamorfico poggiano, in trasgressione, sedimenti della successione miocenica (sabbie quarzose evolventi ad arenarie) ascritte al Tortoniano (NICOTERA, 1959). Al di sopra di questi, ove presenti, o altrimenti direttamente a contatto sulle masse cristalline, si rilevano coperture detritico eluviali continentali e suoli vegetali aventi spessori variabili. Sono questi ultimi i più coinvolti nei diffusi e frequenti fenomeni gravitativi superficiali, specie in concomitanza di abbondanti precipitazioni meteoriche.

Il drenaggio della stessa dorsale collinare risulta caratterizzato da piccoli bacini fluviali per lo più a carattere torrentizio, con elevata acclività sia sui fianchi vallivi che longitudinalmente. Quest'ultima proprietà rende particolarmente frequenti e pericolose le colate detritiche capaci, infatti, di accelerare ed acquistare materiali lungo il ripido percorso rettilineo degli alvei fino alla fascia costiera. Testimonianza di simili fenomenologie è data dalla presenza di conoidi alluvionali coalescenti che caratterizzano l'area su cui si è recentemente sviluppato l'abitato di Bivona. Esasperata inoltre risulta l'antropizzazione di tutte le relative superfici inondabili, con la completa cancellazione o riduzione delle aree golenali, a vantaggio di complessi

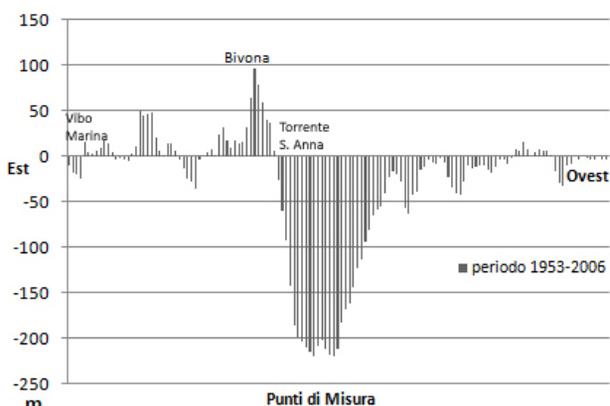
turistici e/o residenziali, cementificazione dei greti, presenza di ripetute strozzature ad opera di vie stradali e ferroviarie, talvolta con tombatura degli alvei nei tratti di foce.

Per quel che riguarda l'evoluzione morfologica della linea di costa compresa tra l'abitato di Bivona e Vibo Marina, questa è stata ricostruita, per l'intervallo temporale 1953-2006, mediante digitalizzazione della linea di riva presente sulla cartografia IGM del 1953, e confrontata con misure puntuali eseguite mediante l'utilizzo di GPS; i relativi risultati sono riportati nell'istogramma di Fig. 1.

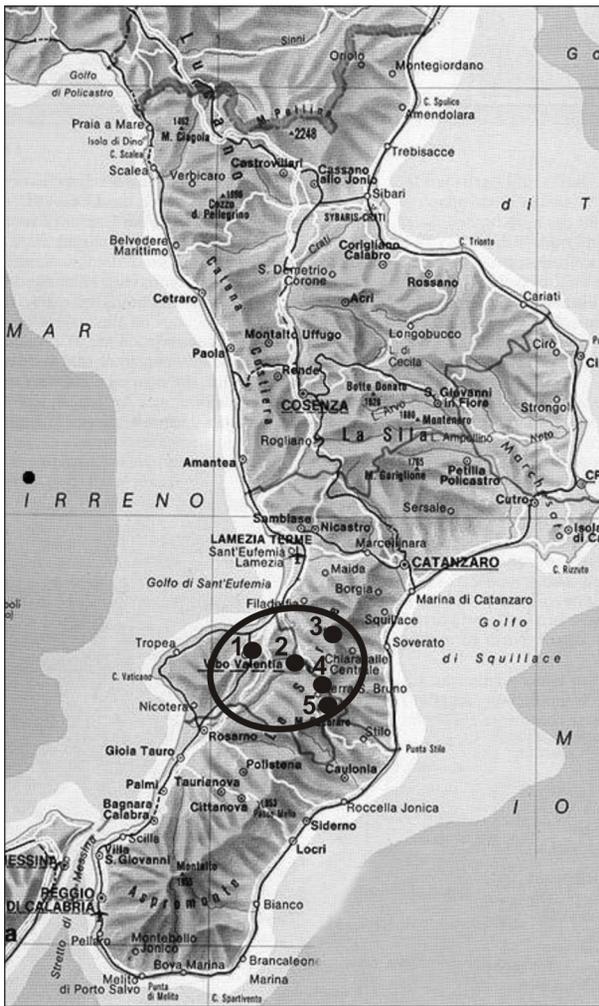
Tale ricostruzione ha permesso di evidenziare una generale tendenza erosiva delle spiagge, con valori positivi registrati solo in prossimità del centro abitato di Bivona, in quanto protetto da opere di difesa rigide fino a Vibo Marina. L'utilizzo di tali sistemi di protezione è quindi la causa dell'alternanza tra aree di spiaggia in progradazione ed erosione, come evidenziato nella Fig. 1, confermando ulteriormente l'efficacia puntuale di tali soluzioni (IETTO, 2001), ma non risolutiva per l'intero tratto di litorale sotteso.

### L'evento alluvionale

L'intenso evento pluviometrico manifestatosi nella provincia di Vibo Valentia, tra la costa e lo spartiacque, nella prima metà della giornata del 3 luglio 2006, ha favorito il colmo di piena e l'erosione di tutti gli alvei fluviali presenti nell'area, causando ingenti danni e la morte di 4 persone. Le stazioni pluviometriche in cui sono stati registrati valori più elevati di precipitazioni sono riportate in Fig. 2 e Tab.1.



**Fig. 1.** Evoluzione della linea di costa dal 1953 al 2006 per il tratto compreso tra Bivona e Vibo Marina (valori positivi = tratto di riva in avanzamento; valori negativi = in erosione). In prossimità della Foce del Torrente S. Anna si evidenziano alti valori erosivi (massimo -220 m); mentre valori positivi si registrano in prossimità dell'abitato di Bivona (massimo + 90 m) protetto da difese rigide.



**Fig. 2.** Ubicazione stazioni Pluviometriche: 1) Vibo Valentia; 2) Pizzoni; 3) Monterosso Calabro; 4) Serra S. Bruno; 5) Mongiana.

**Tab. I.** Precipitazioni cumulate registrate nelle 5 stazioni pluviometriche in data 03/07/06.

	<b>Mongiana (921 m s.l.m.)</b>	<b>Monterosso (372 m s.l.m.)</b>	<b>Pizzoni (275 m s.l.m.)</b>	<b>Serra S. Bruno (790 m s.l.m.)</b>	<b>Vibo Valentia (170 m s.l.m.)</b>
TOT. precipitazioni dalle ore 3:00 alle 16:00 (mm)	46,8	86,6	193,2	168	202,6

**Tab. II.** Valori massimi di precipitazione (mm) di durata 1, 3, 6 ore registrati durante l'evento del 03/07/06.

<b>Stazione</b>	<b>Max 1 ora</b>	<b>Max 3 ore</b>	<b>Max 6 ore</b>
Mongiana	20,8 (ore 10:00)	32,6 (ore 12:00)	46,6 (ore 14:00)
Monterosso	36,4 (ore 07:00)	73,8 (ore 07:40)	78,8 (ore 07:40)
Pizzoni	77 (ore 10:00)	142,6 (ore 11:40)	193 (ore 14:00)
Serra S. Bruno	52,2 (ore 10:00)	128 (ore 10:40)	164 (ore 13:40)
Vibo Valentia	130,2 (ore 12:40)	199,2 (ore 13:40)	202,6 (ore 13:40)

L'analisi dei dati evidenzia come l'evento piovoso sia stato arealmente molto concentrato, interessando principalmente le stazioni pluviometriche di Vibo Valentia (202,6 mm), Pizzoni (193,2 mm) e Serra S. Bruno (168 mm). Dagli stessi dati sono stati calcolati i massimi di durata 1, 3 e 6 ore (Tab. II), facendo registrare per la stazione di Vibo Valentia: 130,2 mm in 1 ora; 199,2 mm in 3 ore; 202,6 mm in 6 ore. Gli stessi dati sono stati confrontati anche con le serie storiche dei massimi annuali, registrati nelle medesime 5 stazioni (Tab. III). In particolare, nelle stazioni di Pizzoni e Vibo Valentia, nel giorno 3 luglio 2006, sono stati registrati i massimi pluviometrici su tutte le durate (1, 3 e 6 ore) che, in alcuni casi, corrispondono addirittura al doppio delle serie storiche. Nelle restanti stazioni i valori registrati risultano comunque elevati ma perdono di eccezionalità, a testimonianza che l'evento si è esaurito in un'area assolutamente confinata.

L'evento meteorico ha avuto conseguenze ancor più catastrofiche per l'ingente trasporto solido di detriti rocciosi, dai più grossolani ai più fini, trascinati lungo i greti a maggior pendenza. Ci si riferisce a tutto il pietrame eterogranulare, accumulato nel tempo lungo le forre da frane vecchie o di neoformazione, nonché eroso dalle acque di ruscellamento dato l'elevato stato di degradazione dei complessi litologici. A questo materiale va aggiunta la grande quantità di elementi vegetali, dagli arbusti ai grossi alberi già disponibili lungo gli alvei o direttamente divelti. L'insieme di questi elementi ha quindi contribuito alla formazione di una corrente, densa e veloce, d'acqua e detriti eterometrici di varia natura, ivi compresi rifiuti antropici.

Sul tratto vallivo, dove le pendenze si riducono a valori dell'1%, la corrente di piena ha bruscamente

perso energia depositando, progressivamente, i corpi rocciosi più voluminosi e pesanti (Fig. 3). In questa porzione, densamente urbanizzata, l'entità della massa trasportata è stata tale da mettere in crisi tutti i sottopassi fluviali della rete stradale e ferroviaria (Fig. 4), che scorre parallelamente e a poca distanza dalla linea di costa. Greti fluviali che, ridotti ad effimeri canali cementificati o, in alcuni casi, tombati in condotte sottodimensionate (Fig. 5), sono risultati insufficienti a smaltire l'ondata di piena.

L'effetto è stato quindi la formazione di uno sbarramento continuo, operato dal rilevato ferroviario e dall'occlusione dei relativi sottopassi, al deflusso sia liquido che solido, verso mare. L'acqua di piena, nel tratto a valle dello sbarramento ferroviario, ha trovato nelle vie della cittadina l'unico spazio per raggiungere il mare, trasformando viali privati e passaggi pedonali in veri e propri canali torrentizi con elevata energia di flusso (Fig. 6), fino all'esaurimento del gradiente idraulico a monte della stessa linea ferroviaria. Ingente è risultato quindi il trasporto di detriti, lungo gli arenili di spiaggia, fino a formare una serie di piccole cuspidi di foce in corrispondenza delle vie di maggior deflusso (Fig. 6 e 7).



**Fig. 3.** Corpi rocciosi eterometrici ed elementi vegetali depositi dalla corrente di piena nel tratto vallivo.

### Campionamenti

Lo studio dell'ecosistema costiero, interessato dall'evento alluvionale del luglio 2006, è stato condotto mediante campionamenti dei sedimenti e delle specie animali presenti su un tratto di litorale protetto da una scogliera artificiale radente (Stazione St1 in Fig. 7) e



**Fig. 4.** Esempi di sottopassi alla linea stradale (4a) e ferroviaria (4b), occlusi dall'ingente trasporto di materiale solido, principalmente vegetale.

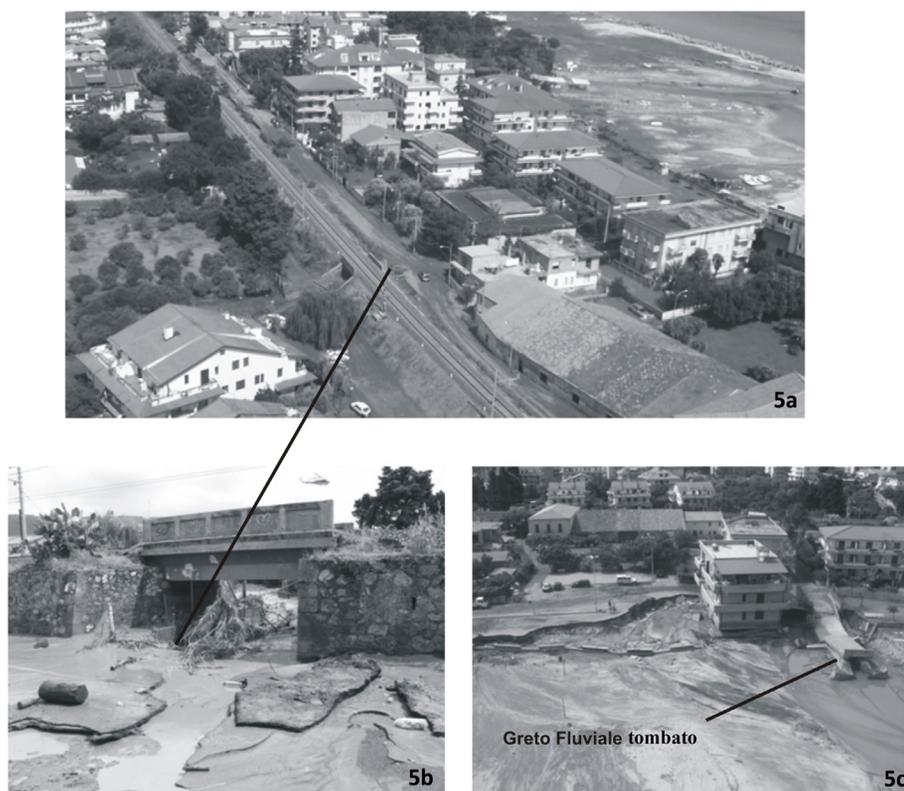
**Tab. III.** Valori pluviometrici storici (mm).

Stazione	n° anni di osservazione	Media Max 1 ora	Media Max 3 ore	Media Max 6 ore	Max storico 1 ora	Max storico 3 ore	Max storico 6 ore
Mongiana	14	33,2	51,9	72,8	89,6	114	171,6
Monterosso	13	27,2	36,4	46,4	44	74	85,4
Pizzoni	15	33,1	50	63,7	57,8	86,6	94,6
Serra S. Bruno	63	32,8	55,8	82,6	95,4	240,1	405,1
Vibo Valentia	48	25,1	37,1	46,8	60	120,6	164,0

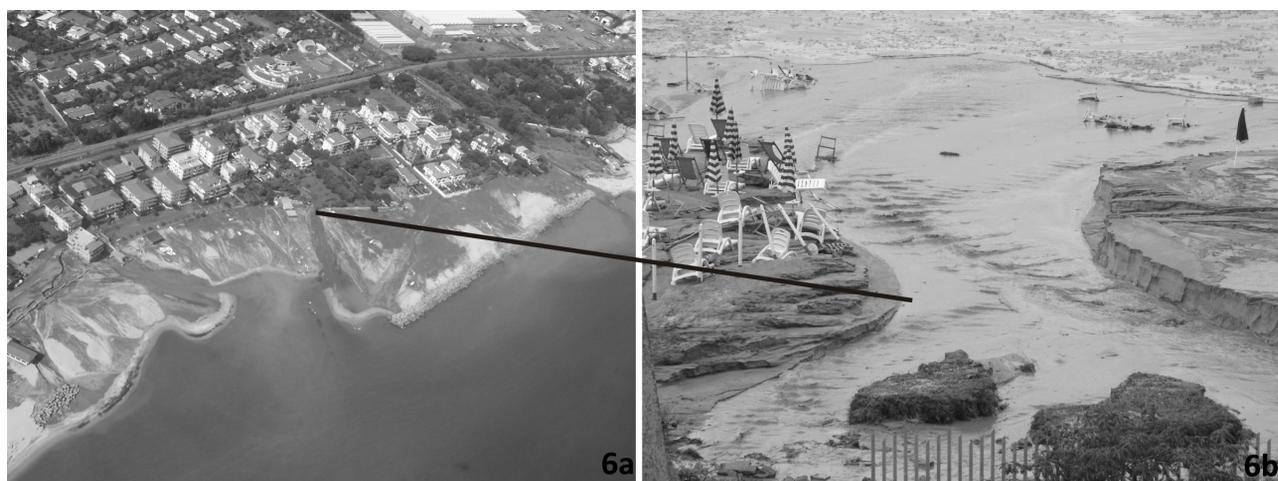
su un tratto di spiaggia libera (priva di strutture di difesa rigide) ubicata circa 400 m a ovest dalla precedente (Stazione St2 in Fig. 7). Tutti i campioni di sabbie sono stati prelevati nel luglio 2007, mentre i campionamenti delle specie animali sono stati eseguiti

da aprile a giugno 2007.

Le analisi granulometriche delle due aree di campionamento, ubicate a breve distanza e soggette quindi al medesimo regime meteo marino, nonché uguale dominio sedimentario, sono state condotte mediante il pre-



**Fig. 5.** Sottopassi fluviali alla linea ferroviaria in località Bivona (5a). 5b: particolare in cui è visibile l'occlusione del greto fluviale tombato sotto la sede stradale. 5c: porzione finale dello stesso greto: la pressione dell'onda di piena ha fatto esplodere la tubazione causando il dissesto della sede stradale e l'erosione al contorno.



**Fig. 6.** Vie di deflusso dell'onda di piena verso mare (6a), con relativa formazione di piccole cuspidi di foce. 6b: particolare, il passaggio pedonale a mare del villaggio turistico Lido degli Aranci trasformato in un canale di deflusso dell'onda di piena

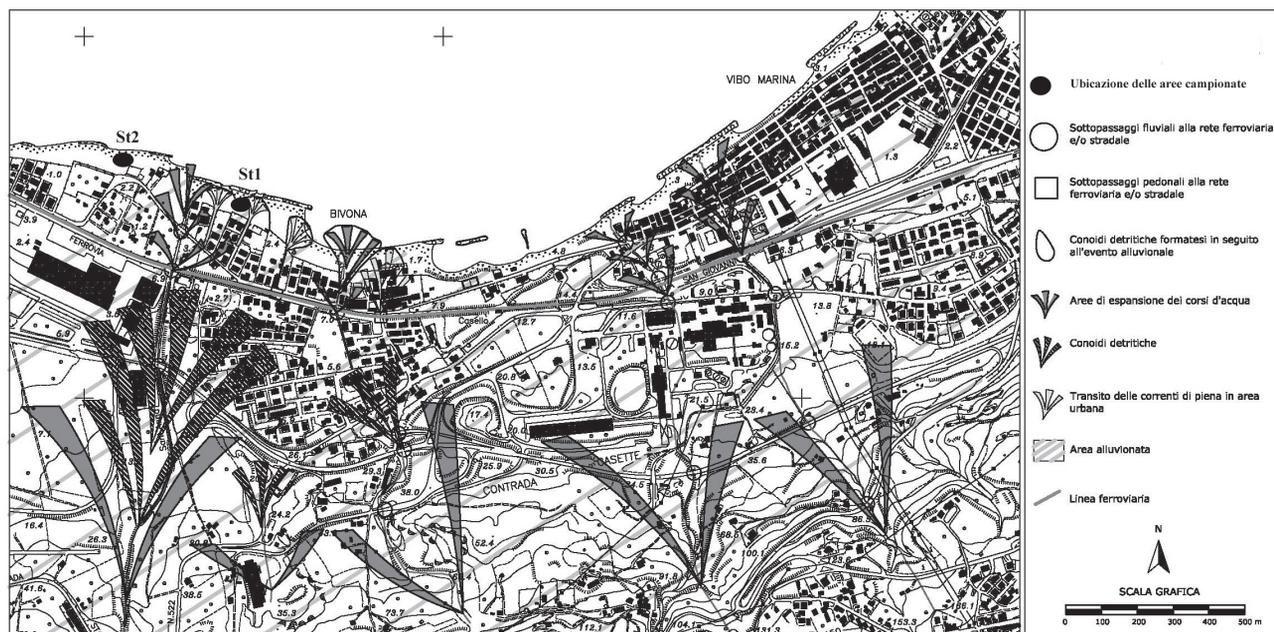


Fig. 7. Carta geomorfologica dell'evento di piena nel tratto tra l'abitato di Bivona e Vibo Marina con ubicazione delle aree campionate.

lievo di 5 campioni di sabbia a varia distanza dalla linea di riva, sia per il tratto di spiaggia protetta da barriera (Fig. 8) che per la spiaggia libera (Fig. 9). Tali campioni sono stati quindi sottoposti ad analisi granulometriche per setacciatura, utilizzando una serie di setacci standard con maglie comprese tra 76,1 mm e 0,074 mm.

I campionamenti degli invertebrati sono stati eseguiti mediante l'utilizzo di *pit-fall traps* (trappole a caduta), posizionate nei medesimi tratti di spiaggia, protetta da barriera (St1) e libera (St2), in cui sono stati prelevati i campioni di sabbie. Sono stati condotti sei campionamenti nei mesi da aprile a giugno 2007. Per ogni stazione, sono state ubicate cinque trappole a

distanza di 1, 17, 20, 30 e 35 m dalla linea di riva, che venivano ispezionate con cadenza settimanale. Tutti gli esemplari raccolti nelle trappole sono stati conservati in alcool al 70% e successivamente determinati con l'ausilio di chiavi dicotomiche (CHINERY, 1987).

## RISULTATI

### Analisi granulometriche

Dall'analisi dei dati della stazione St1 appare evidente come la frazione sottile tenda ad aumentare progressivamente con la distanza dal mare (Tab. IV). Infatti, come mostrano gli specifici grafici di Fig. 10, la percentuale di fango risulta contenuta fino al campione



Fig. 8. Area di campionamento della stazione St1 (in Fig. 7).



Fig. 9. Area di campionamento della stazione St2 (in Fig. 7).

3 (presenza di fango pari a 0,2%), posto a 20 m di distanza dalla linea di riva. Percentuali di fango più elevate, pari a 1,1% e 3,2%, si registrano invece rispettivamente nei campioni 4 e 5, prelevati ad ulteriore distanza dalla linea di riva.

In tutti i campioni di sabbia prelevati nella St2 (fino ad una distanza di 37 m dalla linea di riva) il fango risulta totalmente assente, a vantaggio di una frazione sabbiosa prevalente, con percentuali di ghiaia che tendono a diminuire in modo graduale fino al campione 3, prelevato a 14 m dalla linea di riva (Fig. 11 e Tab. V). La percentuale di ghiaia tende invece ad aumentare nei campioni S3 ed S4, rispettivamente a 28 m e 37 m dalla linea di riva.

**Censimento delle specie animali**

Dai censimenti effettuati, il numero di specie per taxon risulta sensibilmente inferiore nella stazione St1 (Fig.12). Altro dato interessante della stazione St1 riguarda le famiglie di Coleotteri: infatti la coleottero-fauna della spiaggia protetta da barriere è costituita per l'85% dalla famiglia dei Silfidi (Fig. 13). Questi elementi non sono presenti nel campionamento della stazione St2, dove il 53% delle specie è rappresentato da Coleotteri Carabidi tipici di ambienti costieri (Fig. 13). Le altre famiglie di Coleotteri presenti sono Scarabeidi e Tenebrionidi.

**DISCUSSIONE E CONCLUSIONI**

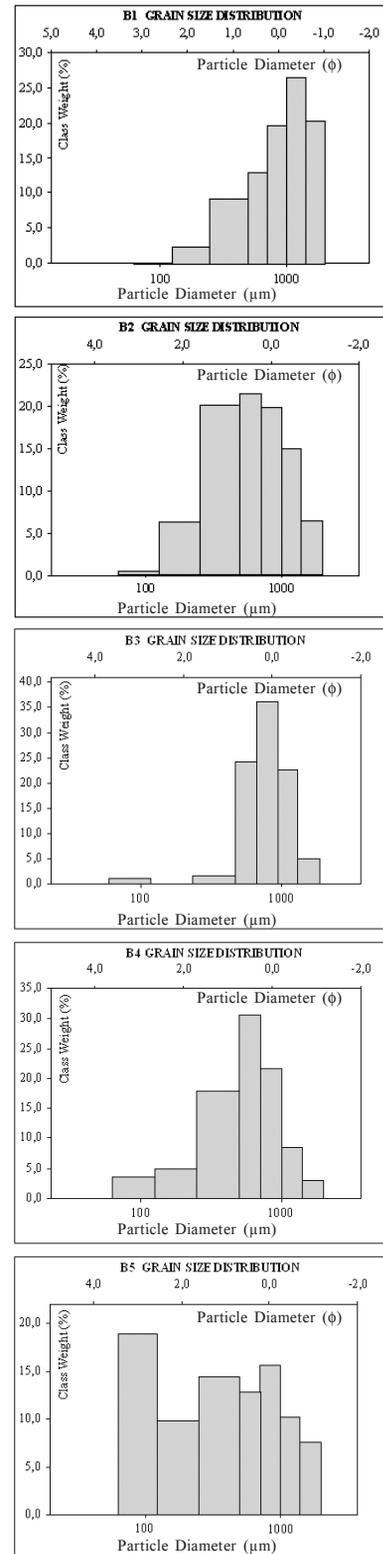
Gli ecosistemi sabbiosi costieri presentano combinazioni di fattori fisici e chimici che determinano situazioni ecologiche particolarissime. Ad esempio, di fondamentale importanza microambientale è la forte aridi-

**Tab. IV.** Risultati delle prove granulometriche (St1).

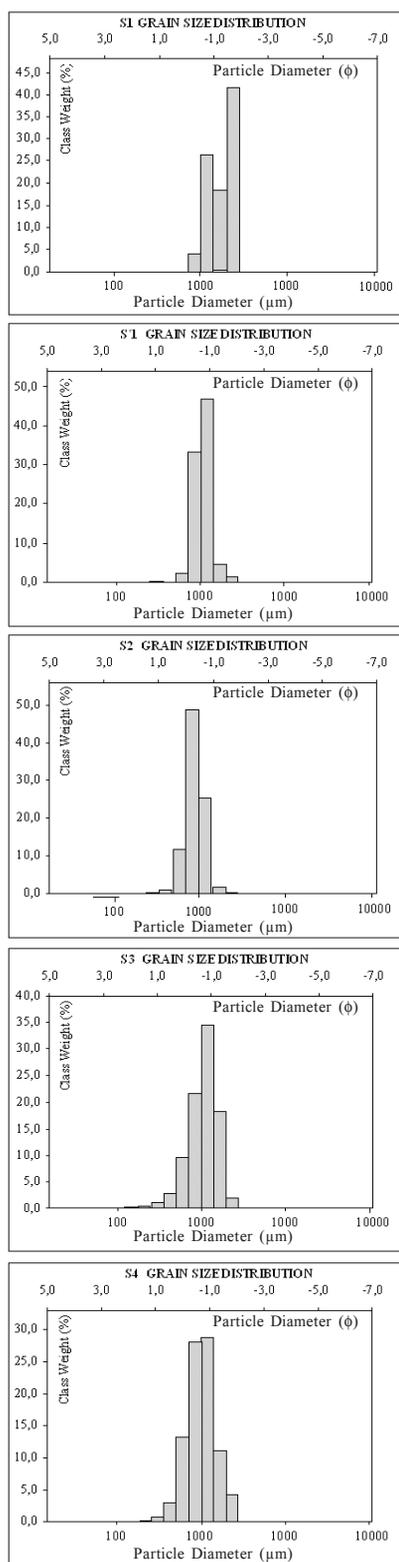
Campione	Distanza da battigia (m)	Ghiaia % (-6<φ<-1)	Sabbia % (-1<φ<4)	Fango % (4<φ<5)
B1	1	0	100	0
B2	17	0	99,9	0,1
B3	20	0	99,8	0,2
B4	30	0	98,9	1,1
B5	35	0	96,8	3,2

**Tab. V.** Risultati delle prove granulometriche (St2)

Campione	Distanza da battigia (m)	Ghiaia % (-6<φ<-1)	Sabbia % (-1<φ<4)	Fango % (4<φ<5)
S1	2	46,2	53,8	0
S'1	8	1,7	98,3	0
S2	14	0,2	99,8	0
S3	28	2	98,0	0
S4	37	4,7	95,3	0



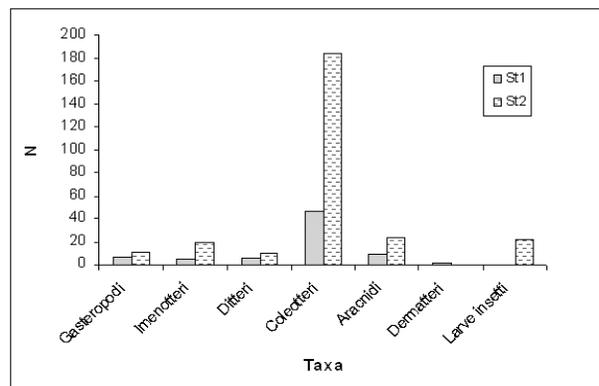
**Fig. 10.** Istogrammi delle analisi granulometriche della stazione St1, da cui si evince un incremento della percentuale di fango nei campioni B4 e B5 prelevati a maggiore distanza dalla linea di riva.



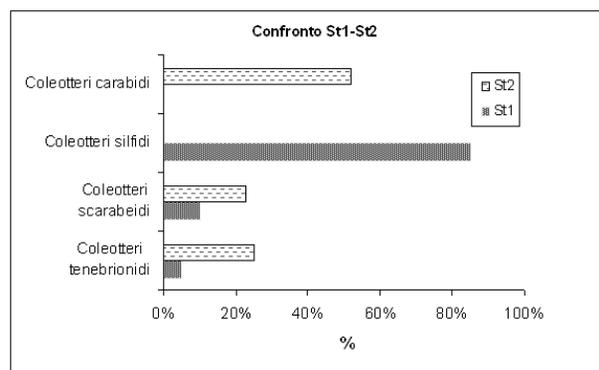
**Fig. 11.** Istogrammi delle analisi granulometriche della stazione St2, da cui si evince l'assenza di fango in tutti i campioni analizzati.

tà degli strati superficiali del suolo, già sottolineata da vari Autori (ALICATA *et al.*, 1978, 1979, 1982; CONTARINI, 1992; VIOLANI, 1978); così come l'immediato assorbimento, tramite percolazione, delle acque meteoriche da parte della sabbia, nonché la scomparsa subitanea anche dell'umidità notturna al sorgere del sole, concorrono drasticamente a selezionare la piccola fauna che vi può sopravvivere. Inoltre, determinanti appaiono anche le ampie escursioni termiche giornaliere che, a seguito del forte surriscaldamento diurno della sabbia (nei mesi estivi, anche 60/70 °C) e il rapido raffreddamento nelle ore notturne, comportano accentuate inversioni termiche nel suolo. Lo stesso substrato incoerente e l'invasione parziale (a volte anche totale) delle acque marine durante le mareggiate, contribuiscono ulteriormente a creare una vera e propria unicità di questo ecosistema. Di fronte ad un ambiente fondamentalmente "ostile" alla vita, le specie animali che ne tentano la colonizzazione vengono fortemente selezionate. Le spiagge sabbiose appaiono dunque come ecosistemi estremamente caratteristici e bio-limitanti.

Per il censimento delle specie animali, nelle due stazioni di misura St1 e St2, l'attenzione è stata rivolta



**Fig. 12.** Confronto dei taxa di invertebrati campionati sui due diversi tratti di spiaggia. Valori medi su 6 campionamenti (n=6).



**Fig. 13.** Percentuale di specie appartenenti a diverse famiglie di Coleotteri campionati nelle stazioni St1 e St2.

all'entomofauna, particolarmente alla coleotterofauna, per la quale sono noti dati caratterizzanti (GRANDI, 1951; CONTARINI, 1992). I coleotteri costituiscono di gran lunga il gruppo faunistico più rappresentativo degli ambienti litoranei sabbiosi, sia in termine di numero di specie, sia in termini di numero di individui. I tegumenti rigidi che li caratterizzano rappresentano infatti un ottimo preadattamento per sopravvivere con successo in questi ambienti terrestri ostili (AUDISIO *et al.*, 2002).

Riguardo al censimento della coleotterofauna della spiaggia protetta da barriere (St1), è chiara la predominanza della famiglia dei Silfidi, in particolare il genere *Necrophorus*, perlopiù Coleotteri necrofili che tipicamente caratterizzano ambienti continentali in cui ritrovano, come principale fonte di cibo, carogne o più comunemente sostanza organica in decomposizione (GRANDI, 1951; ZÁHRADNÍK e SEVERA, 1985); sono indicatori quindi di uno stato di degrado dell'ecosistema sabbioso. La presenza di Coleotteri Silfidi necrofili potrebbe dipendere dal loro trasporto passivo ad opera delle acque di ruscellamento superficiale e successivo spiaggiamento (CONTARINI, 1992). Questa famiglia di coleotteri non compare affatto nel campionamento sulla spiaggia libera (St2), dove sono stati rilevati solo elementi caratteristici costieri, tra i quali è da menzionare l'alta percentuale di Coleotteri Carabidi, ampiamente riconosciuti come bioindicatori (BRANDMAYR *et al.*, 2005). Tra questi si ritrovano perlopiù due specie caratterizzanti: *Lionychus maritimus* Fairmaire, 1862, endemismo italiano, e *Scarites laevigatus* Fabricius, 1792, alobionte tipico della battigia marina e più o meno legato a sabbie fini dove preda soprattutto crostacei (BRANDMAYR *et al.*, 2005; MAGISTRETTI, 1965). Questo Coleottero Carabide viene comunemente associato a spiagge di almeno discreta qualità ambientale (AUDISIO *et al.*, 2002). Le altre famiglie di Coleotteri presenti sono Scarabeidi del genere *Psammobius*, numerosi soprattutto negli ambienti di duna, e Tenebrionidi del genere *Pimelia*, detritivori del sopralitorale e avanduna (GRANDI, 1951; ZÁHRADNÍK e SEVERA, 1985; AUDISIO *et al.*, 2002).

Relativamente alle analisi granulometriche va sotto-

lineato che l'elevata percentuale di fango, rinvenuta nel tratto di spiaggia protetta da barriere (St1) a seguito dell'evento alluvionale del 2006, è qui giustificata dalla presenza della struttura di difesa rigida che impedisce il dilavamento dell'arenile ad opera del moto ondoso, permettendo così anche il rapido proliferare delle specie vegetali (Fig. 8). Ne deriva, quindi, che la percentuale di frazione sottile risulta assente solo per le porzioni di spiaggia che vengono saltuariamente raggiunte dalle mareggiate più energiche. La totale assenza di fango nei campioni della stazione di spiaggia libera (St2) evidenzia, invece, l'attività di risciacquo da parte del moto ondoso, e quindi l'assenza di specie vegetali. Difatti l'azione di dilavamento dell'intero tratto di spiaggia (St2) è ulteriormente comprovata dall'aumento della percentuale di ghiaia riscontrata nei campioni prelevati a 28 e 37 m dalla linea di riva. Tale dato indica l'esistenza di vecchie berme di tempesta in cui l'energia del moto ondoso è stata tale da permettere un accumulo della frazione più grossolana a distanze maggiori della linea di riva in periodi di calma.

In sintesi, l'analisi dei caratteri granulometrici e biologici delle due aree di spiaggia, interessate dall'evento di piena, ha dimostrato che:

- sul tratto di spiaggia protetto (St1) si mantengono ancora sia il fango alluvionale che le condizioni biologiche da esso derivate;
- sul tratto di spiaggia libero (St2) risultano assenti tutti i materiali legati ad un trasporto improvviso di piena da terra, mentre si è perfettamente ricostituita l'organizzazione granulometrica tipica di una spiaggia. I taxa presenti sono tipici della battigia marina di discreta qualità ambientale, nonché di ambienti di duna e avanduna.

Dai censimenti eseguiti risulta quindi evidente, nel tratto di spiaggia protetto, l'impossibilità del moto ondoso di dilavare il sedimento sabbioso dalla frazione sottile, influenzando così anche le caratteristiche dell'entomofauna. Tali risultati dimostrano che le difese rigide artificiali possono creare un'alterazione dell'ambiente costiero, sia per quanto concerne la componente abiotica che biotica, nonché limitare la sua capacità di resilienza a seguito di eventi traumatici naturali.

## Bibliografia

- ALICATA P., CARUSO D., COSTA G., MARCELLINO I., MOTTA S., PETRALIA A., 1978. Distribuzione spaziale e ritmi di attività di alcune specie di Coleotteri delle dune costiere di Porto Palo (SR). *Boll. Zool.*, **45** (suppl.): 5-31.
- ALICATA P., CARUSO D., COSTA G., MARCELLINO I., MOTTA S., PETRALIA A., 1979. Ricerche eco-etologiche sulla fauna delle dune costiere di Porto Palo (SR). 2: comportamento, distri-

buzione spaziale e ritmi di attività di *Pimelia grossa* Fabr. (*Col., Tenebrionidae*). *Animalia*, **6** (1/3): 33-48.

- ALICATA P., CARUSO D., COSTA G., MARCELLINO I., MOTTA S., PETRALIA A., 1982. Studi eco etologici su Artropodi delle dune costiere di Porto Palo. C.N.R., *Quaderni "Struttura Zoocenosi Terrestri"*; 3 ambienti mediterranei, 1, le coste sabbiose: 159-183.

- AMODIO-MORELLI L., BONARDI G., COLONNA V., DIETRICH D., GIUNTA G., IPPOLITO F., LIGUORI V., LORENZONI S., PAGLIONICO A., PERRONE V., PICCARRETA G., RUSSO M., SCANDONE P., ZANETTIN-LORENZONI E., ZUPPETTA A., 1976. L' Arco Calabro-Peloritano nell'orogene Appenninico-Maghrebide. *Mem. Soc. Geol. It.*, **17**: 1-60.
- AUDISIO P., MUSCIO G., PIGNATTI S., SOLARI M., 2002. Dune e spiagge sabbiose. Ambienti fra terra e mare. A cura di Sandro Ruffo. MINELLI A., RUFFO S., STOCH F. (Eds.). *Quaderni habitat*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale - Comune di Udine.
- BRANDMAYR P., ZETTO T., PIZZOLOTTO R. (in cooperation with 8 AA.), 2005. *I coleotteri carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. Manuale operativo*. APAT Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, via Vitaliano Brancati, 48. Manuali e linee guida, **34**; pp. 240.
- CHINERY M., 1987. *Guida degli Insetti d'Europa. Atlante illustrato a colori*. Franco Muzzio Editore, Padova.
- CONTARINI E., 1992. Eco-profilo d'ambiente della coleotterofauna di Romagna: 4 -arenile, duna e retroduna della costa adriatica. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, **41**: 131-182.
- CORTESE E., 1895. Descrizione geologica della Calabria. *Mem. Descr. Carta Geol. Ital.*
- GHISETTI F., 1980. Caratterizzazione dei blocchi della Calabria meridionale in base alla velocità di sollevamento nel Plio-Pleistocene: una proposta di zonazione neotettonica. Contributi alla realizzazione della Carta Neotettonica d'Italia, C.N.R. *Prog. Fin. Geodinamica*, **356**: 775-809.
- GRANDI G., 1951. *Introduzione allo studio dell'entomologia*. Edagricole.
- IETTO F., 2001. Evoluzione delle spiagge tirreniche nord calabresi negli ultimi 50 anni. *It. Journ. Quatern. Scienc.* **14** (2): 105-116.
- MAGISTRETTI M., 1965. *Fauna d'Italia: Coleoptera Cicindelidae, Carabidae*. Ed. Calderini, Bologna.
- NICOTERA P., 1959. Rilevamento geologico del versante settentrionale del monte Poro (Calabria) *Mem. Note Ist. Geol. Appl.*, Napoli, 7.
- NOVARESE V., 1931. La formazione dioritico-kinzgitica in Italia. *Boll. R. Uff. Geol. It.*, **56** (7), 1-62.
- TORTORICI G., BIANCA M., DE GUIDI G., MONACO C., TORTORICI L., 2003. Fault activity and marine terracing in the Capo Vaticano area (southern Calabria) during the Middle – Late Quaternary *Quaternary International* **102**: 269-278.
- VIOLANI C., 1978. Per una conoscenza delle spiagge sabbiose dell'alto Adriatico (dati pedologici a nord e a sud del Po. Atti Conv. Ecol. Delta Padano; *Boll. Mus. Civ. Stor. Nat. Venezia* (Supplem vol. **29**): 87-99.
- ZAHRADNÍK J., SEVERA F., 1985. *Impariamo a conoscere gli insetti*. Istituto Geografico De Agostini.

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

Matteo Capurro<sup>1\*</sup>, Loris Galli<sup>1</sup>, Mario Mori<sup>2</sup>, Attilio Arillo<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup> Dismar - Università Politecnica delle Marche, via Brezze Bianche, 60131 Ancona, Italia

\* Referente per la corrispondenza: capurromatteo@alice.it

Pervenuto il 20.1.2009; accettato il 7.4.2009

## Riassunto

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

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

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

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

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

## INTRODUZIONE

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

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

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

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

## MATERIALI E METODI

La prima fase dell'indagine, svolta nel luglio 2007, è stata condotta allo scopo di conoscere l'abbondanza e la distribuzione spaziale e batimetrica del gambero all'interno del lago del Brugneto, bacino artificiale sito in Provincia di Genova all'interno del Parco Naturale Regionale dell'Antola (Liguria, Italia NW, 44°32'N, 9°12'E), adottando un campionamento di tipo stratificato casuale (GROSSLEIN e LAUREC, 1982). La superficie dell'invaso (509600 m<sup>2</sup> circa) è stata suddivisa in quattro strati (intervalli batimetrici): A=0-10 m, B=11-30 m, C=31-50 m e D=51-70 m, corrispondenti rispettivamente a circa il 31, 34, 22 e 13 % della superficie totale. Per la cattura degli esemplari sono state scelte nasse a due entrate di forma cilindrica (60x10 cm) con maglia di circa 1 cm, sebbene tali strumenti siano taglia-selettivi e favoriscano indirettamente la crescita degli individui più giovani, contro i quali viene meno la competizione con gli esemplari di taglia maggiore, più facilmente catturati (PEAY, 2004;

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

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

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

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

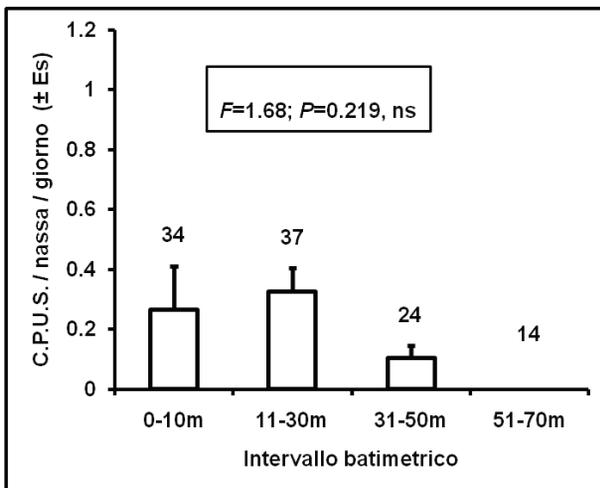
Le componenti gaussiane presenti nella distribuzione della frequenza di taglia degli esemplari catturati nell'ottobre 2007, sono state separate con il metodo di Bhattacharya per mezzo del programma FiSAT (GAYANILO *et al.*, 1995). Ciascuna componente identificata con un indice di separazione (I.S.) maggiore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

## RISULTATI

### Distribuzione e abbondanza

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

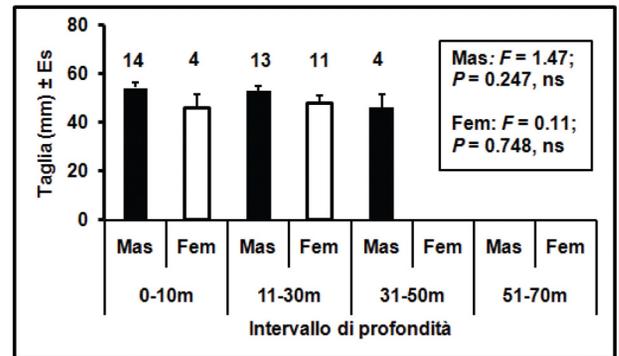
I risultati acquisiti durante la seconda fase della ricerca (autunno 2007), sono riportati in figura 3 dove si può osservare come le C.P.U.S. giornaliere per singola nassa diminuiscano progressivamente con l'aumentare della loro permanenza in acqua (Fig. 3): infatti, quelle tenute immerse per 7 giorni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



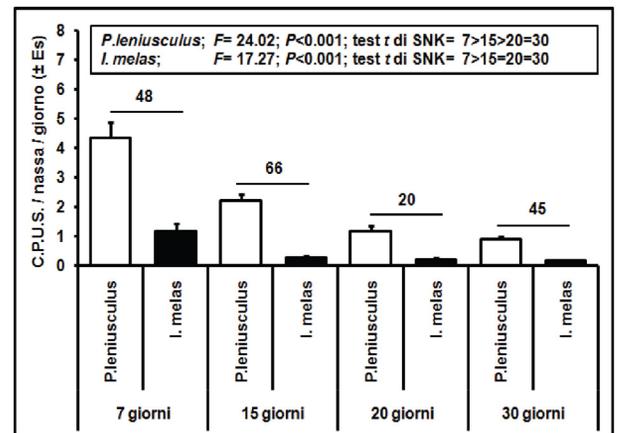
**Fig. 1.** C.P.U.S. (Catture Per Unità di Sforzo), standardizzate alla cattura giornaliera per nassa, di *Pacifastacus leniusculus* rilevate nei differenti strati campionati in estate con nasse tenute in pesca per 48 ore. Il valore sopra gli istogrammi indica il numero di nasse posizionate in ciascun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

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

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



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



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

**Struttura della popolazione**

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

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

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

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

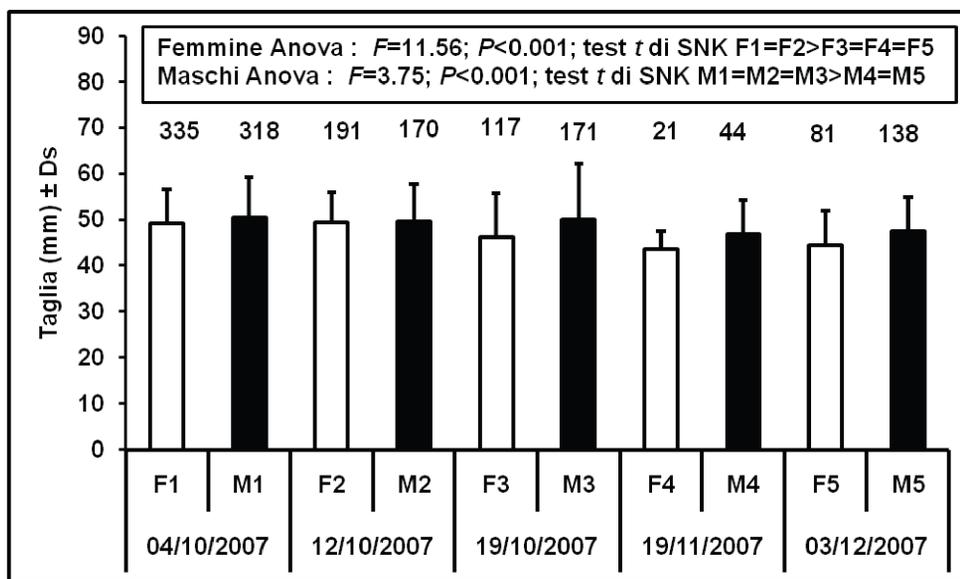


Fig. 4. Taglie medie (lunghezza totale media del carapace) di entrambi i sessi di *Pacifastacus leniusculus* rilevate durante le catture autunnali. I valori sopra gli istogrammi indicano il numero di individui esaminato. Il riquadro in alto riporta i risultati dell'Anova riguardanti la comparazione delle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

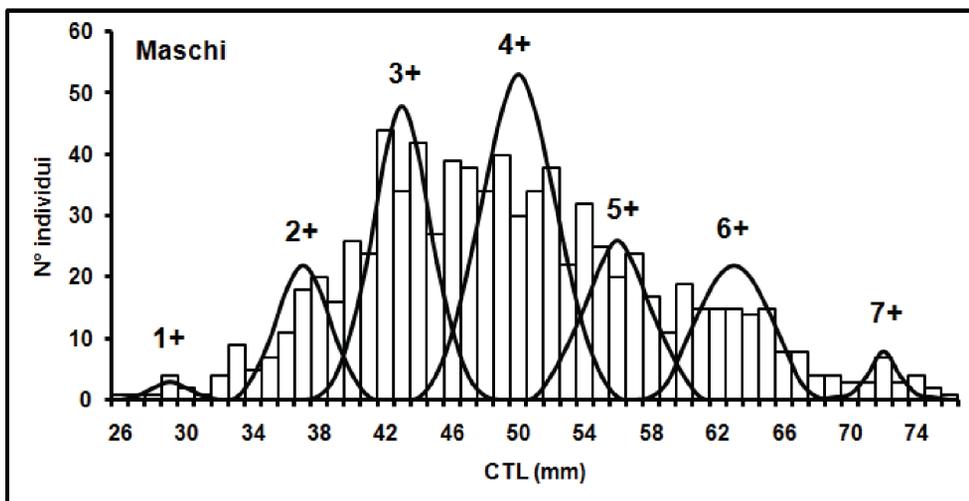


Fig. 5. Maschi di *Pacifastacus leniusculus*: frequenza delle taglie e coorti individuate.

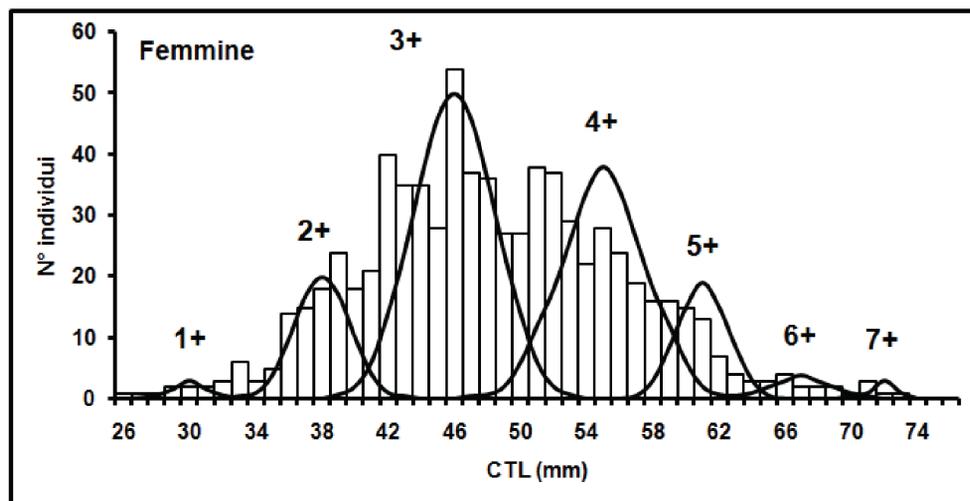


Fig. 6. Femmine di *Pacifastacus leniusculus*: frequenza delle taglie e coorti individuate.

Tab. I. Relazioni biometriche stimate per entrambi i sessi di *Pacifastacus leniusculus*. TL: lunghezza totale; CTL: lunghezza del cefalotorace; WW: peso totale umido; N°: numero di individui; r<sup>2</sup>: coefficiente di determinazione.

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

## DISCUSSIONE

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

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

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

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

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

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

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

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

#### Ringraziamenti

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

## Bibliografia

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

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

# Un approccio metodologico integrato per il monitoraggio della qualità ambientale di agroecosistemi in ambito fluviale mediterraneo

**Patrizia Spada**

*Dip. di Scienze Agroambientali, Chimica e Difesa Vegetale - Facoltà di Agraria - Univ. di Foggia via Napoli, 25 - 71100 Foggia.*

*(per la corrispondenza: dr.ssa Patrizia Spada, via Libia 21 - 70121 Bari; patriziaspada@yahoo.com)*

*Pervenuto il 4.2.2009; accettato il 10.4.2009*

## **Riassunto**

Con l'impiego di un Sistema Informativo Geografico e di indicatori assemblati secondo algoritmi ampiamente validati per la realtà mediterranea, vengono analizzate le componenti vegetazionale e gestionale di due agroecosistemi localizzati lungo il tratto pugliese del fiume Ofanto e la qualità idrica del segmento fluviale in essi compreso. Le due componenti vengono valutate anche per il territorio relativo alla parte pugliese del bacino idrografico.

I risultati mostrano una situazione critica nel territorio esaminato, dato che sia la componente vegetazionale che quella gestionale sono caratterizzate prevalentemente da una qualità "bassa", con effetti che si ripercuotono variamente sull'integrità dell'ecosistema fluviale. Il metodo fornisce una valutazione sintetica della qualità delle diverse componenti ambientali di un ecosistema fluviale e degli aspetti paesaggistici e territoriali della matrice agroecosistemica con esso interagente, strettamente necessari ai fini di un intervento di rinaturalizzazione e di pianificazione ambientale.

PAROLE CHIAVE: agroecosistema / approccio metodologico integrato / ecosistema fluviale / Sistema Informativo Geografico

## **An integrated approach to monitoring the environmental quality of Agroecosystem Mediterranean river system**

The vegetation component, the management and the water quality are evaluated in two agroecosystems in the Apulian trait of Ofanto river, by using a Geographic Information System and indicators rassembled with appropriate algorithms, largely validated for hydrographical basins in the Mediterranean area. The first two elements are evaluated also in the Apulian hydrographic basin.

The results show a critical situation in the analysed territory: all the evaluated components are characterized by a low quality, whose effects that variously affect on the integrity of the river ecosystem.

This approach provides a concise evaluation of the quality of all the environmental components in a river ecosystem. It gives also the territory and landscape features of the agroecosystem substrate in it, which are strictly necessary for the restoration and the environmental planning purposes.

KEY WORDS: agroecosystem / river ecosystem / integrated metodological approach / Geographic Information System

## **INTRODUZIONE**

Con le ultime disposizioni legislative in materia di tutela delle acque vigenti in Italia (D.Lgs. 152/06) e in Europa (Water Framework Directive 2000/60/EC o WFD), viene definitivamente superato l'approccio tecnico amministrativo legato a valutazioni di "limiti" e di "conformità": si è passati infatti ad un sistema che analizza la qualità ambientale mediante la stima delle pressioni, dello stato, del trend evolutivo e degli impatti, in un'ottica di gestione delle informazioni ambientali finalizzata alla costruzione di un sistema informativo

integrato di estrazione ecosistemica (SPAGGIARI, 1997).

Il quadro concettuale che sta alla base della WFD si ricollega, da una parte, alla moderna ecologia fluviale, che interpreta il fiume come una successione di ecosistemi "aperti", in stretta connessione trofica ed energetica tra loro e col territorio circostante (*river continuum concept*) (VANNOTE *et al.*, 1980) e, dall'altra, ai principi propri dell'"approccio ecosistemico", strategia per la gestione integrata della terra, dell'acqua e delle risorse viventi che promuove la conservazione e

l'uso sostenibile in modo giusto ed equo (UNEP, 2000).

Altri concetti molto importanti dell'ecologia fluviale (BOON *et al.*, 1992; CUMMINS, 2002; NAIMAN *et al.*, 1988; NAIMAN e DECHAMPS, 1990; PINAY *et al.*, 2002; TOCKNER *et al.*, 2002; VANNOTE *et al.*, 1980; WARD, 1989) sono inoltre recepiti dalla WFD, che pone le comunità biologiche come elementi cardine di riferimento per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua e, in seconda battuta, estende le analisi anche ai relativi aspetti idromorfologici, fisici e fisico-chimici.

In tale ottica, l'attività di monitoraggio di un corso d'acqua, richiede, oltre all'uso delle analisi tradizionali e standardizzate come, ad esempio, gli indici biologico-ecologici I.B.E. (GHETTI, 1995) e I.F.F. (SILIGARDI *et al.*, 2007), lo sviluppo di modelli e di metodi, idonei a fornire valutazioni sintetiche ma, al contempo, disaggregabili, ad elevata sensibilità, specificità, complementarietà, per integrare, interpretare e trasferire i dati biologico-ecologici e paesaggistici nei procedimenti di pianificazione ambientale, finalizzati alla salvaguardia, alla rinaturazione, alla riqualificazione e alla fruizione del sistema stesso (BRAIONI *et al.*, 2005).

Un modello di monitoraggio ecologico integrato, finalizzato a fornire ai *manager* dei corsi d'acqua i concetti, le scale e le gerarchie che forniscono le basi della *catchment ecology*, è stato recentemente stabilito da VERDONSCHOT (2000): le componenti climatiche, geomorfologiche, organiche e biologiche di un bacino idrografico interagiscono mutualmente a differenti livelli gerarchici e con differenti intensità. Alle dinamiche naturali si aggiungono quelle legate al disturbo antropico: le une e le altre devono essere valutate, così come devono essere considerate e previste tutte le conseguenze derivabili da interventi di recupero e di ripristino naturalistico.

Alla luce di questi principi, i procedimenti di valutazione della qualità dei corsi d'acqua devono analizzare lo stato d'integrità delle differenti componenti ambientali non solo dell'ecosistema fluviale (habitat fluviale, fascia riparia, area golenale), ma anche della matrice ecologica, ad esso strettamente associata, con la quale interagisce mediante processi multipli di alterazioni ed interferenze che si innescano e si riverberano a scala di bacino. La valutazione delle diverse componenti ambientali di tale matrice, che in area mediterranea risulta essere prevalentemente di tipo agroecosistemico, rappresenta infatti un necessario presupposto per inquadrare le dinamiche di tipo naturale (caratteristiche climatiche, paesaggistiche, ecc.) e antropico (ordinamenti colturali, regimi irrigui) che interferiscono con gli equilibri dell'adiacente ecosistema fluviale, al fine di intraprendere una corretta gestione e politica di salvaguardia delle aree naturali connesse spazialmente o temporalmente.

In questo contesto, il ruolo svolto dai Sistemi Informativi Geografici (GIS) e dal telerilevamento risulta centrale, poiché essi permettono di rappresentare, leggere e interpretare la risorsa idrica in stretta associazione con l'analisi dell'eterogeneità spaziale e dell'assetto ecologico e paesaggistico delle aree di pertinenza fluviale e delle dinamiche evolutive delle varie componenti ambientali di un bacino idrografico.

Sulla base di queste premesse, la ricerca si è proposta l'analisi ambientale di due agroecosistemi, situati nella parte pugliese del bacino idrografico del fiume Ofanto, che si connotano e si distinguono dal resto della matrice agroecosistemica per il fatto di comprendere al loro interno un tratto del corso d'acqua; la ricerca vuole, al tempo stesso, definire una metodologia di analisi applicabile a questa complessa e articolata matrice ecologica, caratterizzata da una stretta relazione di contiguità spaziale e temporale tra un ecosistema fluviale ed un ecosistema agricolo.

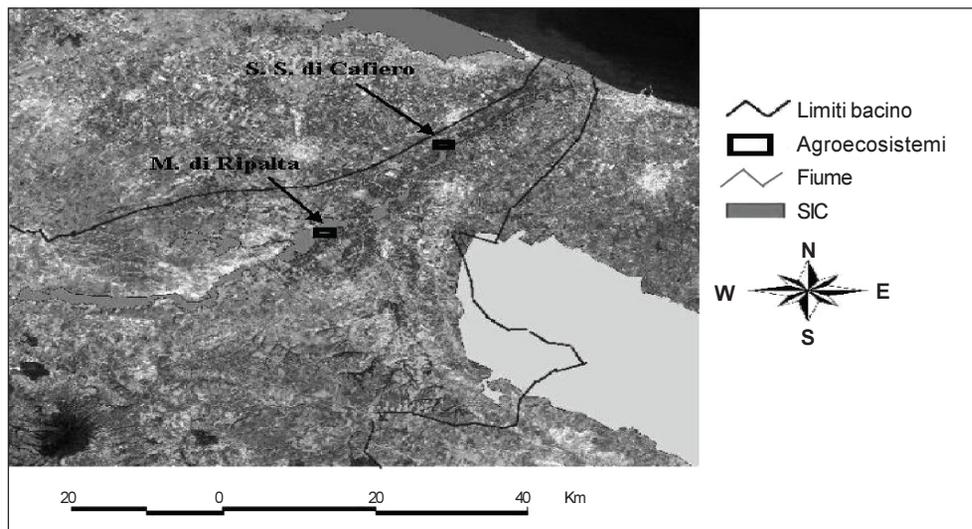
A tal fine, la qualità ambientale dell'agroecosistema è stata valutata in stretta associazione con quella dell'ecosistema acquatico in esso compreso e interpretata come grado di conservazione del potenziale biologico, ecologico e paesaggistico di un unico sistema ecologico.

Nella scelta e impostazione del metodo di analisi ambientale un criterio preso in considerazione è stato la sua applicabilità sia ad aree naturali o seminaturali, sia ad aree con un livello elevato di vulnerabilità ambientale. Un altro obiettivo è stato quello di realizzare uno strumento utile alla raccolta e creazione di un *dataset*, periodicamente aggiornabile, per lo screening del corso d'acqua e dello spazio agricolo circostante e per l'individuazione rapida e sintetica delle carenze di carattere gestionale del territorio fluviale, da colmare o ridurre ai fini di una sua adeguata ed efficace protezione e tutela mediante interventi di ripristino e di riqualificazione.

## AREA DI STUDIO

L'ambito territoriale di indagine è rappresentato dalla parte pugliese del bacino del fiume Ofanto, all'interno del quale sono stati definiti, usando come base cartografica delle foto aeree (scala 1:5000) e una foto satellitare Landsat TM (scala 1: 30.000) implementate in un Sistema Informativo geografico, due agroecosistemi, di estensione pari a 79 ettari, comprendenti al loro interno un tratto di asta fluviale di circa Km 2,9 (Fig. 1).

Gli agroecosistemi, denominati *Madonna di Ripalta* e *San Samuele di Cafiero*, dal nome delle rispettive località di appartenenza, sono siti rispettivamente in agro di Cerignola (Fg) e di Trinitapoli (Fg), e rientrano entrambi nel Sito d'Importanza Comunitaria (SIC)



**Fig. 1.** Immagine da satellite (Landsat TM 5, agosto 2004) della parte pugliese del bacino dell'Ofanto. Le due frecce evidenziano le aree corrispondenti ai due agroecosistemi, all'interno del SIC.

“Valle Ofanto-Capaciotti”, che rappresenta il più importante ambiente fluviale della Puglia (superficie: 4535 ha) (Fig. 1).

## MATERIALI E METODI

Il percorso metodologico ha previsto una fase preliminare di inquadramento territoriale morfologico-ambientale dell'area di studio, effettuata tramite una “base GIS”, realizzata con il programma ArcView 3.2 (ESRI) nel sistema di coordinate Gauss-Boaga fuso EST ED50. Sono stati utilizzati dati vettoriali e raster atti a descrivere le caratteristiche morfologiche, climatiche e ambientali dell'area, tra cui dati topografici (DEM), pedologici, geolitologici e meteorologici.

Quindi, secondo criteri di disponibilità dei dati, di rappresentatività, sensibilità e misurabilità, sono state selezionate le *Componenti Ambientali* e, per ciascuna di esse, gli *Indicatori* da utilizzare nel modello di valutazione integrata. Quest'ultimi sono stati quindi acquisiti nel GIS ed elaborati per calcolare gli *Indici di Qualità* relativi.

### Componenti Ambientali e Indicatori

Si è scelto di valutare prioritariamente la componente vegetazionale e quella relativa alla gestione agricola, in quanto particolarmente significative per il contesto territoriale, caratterizzato da forti criticità (desertificazione, rischio idrogeologico, espansione dei coltivi nell'area golenale), e al contempo da un elevato valore naturalistico (presenza di habitat prioritari ai sensi della Direttiva 92/43/CEE); tali valutazioni sono state effettuate, oltre che a scala di bacino, anche a scala di agroecosistema; inoltre, per i due tratti fluviali compresi negli agroecosistemi selezionati, è stato valutato

il grado d'inquinamento della componente idrica, sia mediante la misura di parametri chimico-fisici e microbiologici (indicatori delle relative cause), sia attraverso lo studio biologico delle specie sensibili ad esso in diverso grado (indicatori degli effetti), ovvero utilizzando l'Indice Biotico Esteso.

### Componente vegetazionale

Sono stati utilizzati, sotto forma di carte tematiche (*layers* vettoriali) contestualizzate nel GIS, gli indicatori *Copertura vegetale*, *Protezione dall'erosione*, e *Grado di naturalità*, ricavandoli, a scala di bacino, dalla cartografia dell'uso reale del suolo proposta da *Corine Land Cover (CLC) 2000* (scala 1:100.000) e, a scala di agroecosistema, da interpretazione di ortofoto a colori (scala 1:5.000) verificata da rilievi diretti. Le 44 classi di cui risulta composto *CLC* e quelle derivanti dalla fotointerpretazione dei biotopi presenti nei due agroecosistemi sono state riassemblate e, a ciascuna nuova ripartizione, è stato attribuito un indice in formato numerico (o coefficiente ponderale) compreso tra 1 e 2, in base al grado di incidenza sulla qualità della vegetazione; in particolare, per quanto concerne i primi due indicatori, per il riassetto e le ponderazioni ci si è basati sulla metodologia prevista dal modello *ESAs (Environmentally Sensitive Areas)* (KOSMAS *et al.*, 1999; BASSO *et al.*, 2000) che, per la stima della qualità della vegetazione, utilizza opportuni algoritmi ampiamente validati per bacini idrografici di aree sensibili alla desertificazione come quella mediterranea; l'indicatore *Grado di naturalità*, che prende in considerazione le varie tipologie vegetazionali riferendole al loro grado di stabilità e funzionalità ecosistemiche, è stato ottenuto invece seguen-

do la metodologia proposta dall'OCS (Osservatorio Città Sostenibili) (OCS, 2002): le classi CLC sono state riassemblate in 5 biotopi omogenei, ad ognuno dei quali è stato attribuito un valore di "naturalità", compreso tra 1 e 2, in base al relativo grado di vicinanza alla corrispondente vegetazione potenziale, ovvero a quella che si svilupperebbe qualora cessasse il disturbo antropico.

Quindi la qualità della componente vegetazionale è stata stimata come media geometrica tra i diversi pesi, compresi tra 1 (qualità elevata) e 2 (qualità bassa), attribuiti ai tre indicatori contestualizzati nel GIS sotto forma di layers vettoriali, secondo la relazione:

$$\text{Qualità della vegetazione} = (\text{Copertura vegetale} \times \text{Protezione dall'erosione} \times \text{Grado di naturalità})^{1/3}$$

Dall'incrocio risultante si è ottenuto un nuovo layer rappresentato dall'Indice di Qualità della Vegetazione, di cui sono state evidenziate tre classi: "elevata" (score < 1,31), "moderata" (score = 1,31-1,61) e "bassa" (score > 1,61).

### Componente gestionale

Gli indicatori presi in esame sono stati l'*Intensità d'irrigazione*, calcolata come rapporto percentuale tra la Superficie agricola utilizzata (SAU) irrigata e la SAU totale, l'*Intensità di prati-pascoli*, definita dal rapporto percentuale tra la superficie a prati pascoli e la SAU totale e la *Pressione ovi-caprini*, che rapporta le Unità di Bestiame Adulto (UBA)<sup>1</sup> agli ettari di superficie a prato-pascolo. Anche in questo caso per le stime ponderali ci si è basati sulle tabelle di conversione previste dal modello *ESAs*.

A scala di bacino, tali indicatori sono stati ricavati elaborando i dati del V Censimento Generale dell'Agricoltura (ISTAT, 2002), in particolare quelli relativi all'estensione in ettari della SAU e delle singole colture censite e agli allevamenti zootecnici.

Tutti i dati hanno come massima risoluzione spaziale l'unità amministrativa comunale, e sono stati utilizzati dopo averli proporzionati alla percentuale di area comunale ricadente nella superficie del bacino.

A scala di agroecosistema, i dati relativi alla SAU totale e irrigata e alla superficie a prati pascoli sono stati ricavati mediante fotointerpretazione, confrontata con i dati di verità a terra e con le informazioni fornite dagli agricoltori del posto. A quest'ultimi inoltre è stato richiesto il numero di capi ovi-caprini allevati e portati al pascolo.

L'indice finale di qualità della gestione agricola è stato ottenuto dall'incrocio delle carte dei tre indicato-

ri, secondo la relazione:

$$\text{Qualità della gestione agricola} = (\text{Intensità di irrigazione} \times \text{Intensità di prati-pascoli} \times \text{Pressione ovi-caprina})^{1/3}$$

Per quest'Indice si sono ricavate le seguenti 5 classi di qualità: "ottima" (score = 1,0-1,09), "buona" (score = 1,09-1,3), "mediocre" (score = 1,3-1,44), "cattiva" (score = 1,44-1,59) e "pessima" (score = 1,59-1,89).

### Componente idrica

La valutazione chimico-fisica e microbiologica della qualità dell'acqua e la misura dell'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) sono state effettuate, relativamente alla località *Madonna di Ripalta*, mediante campionamento ed analisi diretta, mentre i dati relativi alle stesse tipologie di analisi, per la località di *S. Samuele di Cafiero*, sono stati ottenuti grazie alla disponibilità dell'Agenzia Regionale di Protezione Ambientale della Regione Puglia (ARPA-Puglia).

In particolare, la misura della Conducibilità, del pH, della Durezza totale, dell'Azoto ammoniacale, del Fosforo totale e del BOD<sub>5</sub>, è stata effettuata utilizzando i metodi ufficiali IRSA-CNR (I.R.S.A., 1976); per la determinazione del C.O.D., dell'Azoto nitrico e dell'Azoto nitroso, sono stati impiegati gli Standard Methods APHA (1996).

Per i Coliformi totali e gli Streptococchi fecali, il metodo impiegato è stato quello della filtrazione su membrana (UNI EN ISO, 2002).

Per quanto riguarda la valutazione dell'I.B.E., è stato seguito, sia nel prelievo dei macroinvertebrati in campo, sia nel calcolo dell'indice, il relativo protocollo metodologico (GHETTI, 1997).

### Calcolo dell'indice di qualità dell'acqua

I risultati analitici sono stati poi elaborati e aggregati in un indice di tipo misto, secondo una metodologia che integra un indicatore chimico-fisico, uno biologico e uno microbiologico in un indice sintetico, le cui fasce limite sono redatte considerando soprattutto gli effetti sulla vita acquatica e sulla naturalità dell'ambiente, e che viene rappresentato graficamente in un nomogramma di facile leggibilità. Ciascun indicatore risulta da una sommatoria di coefficienti opportunamente calibrati secondo fasce di valori dei singoli parametri, e pesati in modo da differenziare significativamente i diversi limiti tabulari (SILIGARDI, 1986; VITTORI *et al.*, 1983).

Tale metodologia è stata scelta per rendere confrontabile e integrabile l'indice di qualità dell'acqua con le valutazioni relative alle altre componenti ambientali, e per permettere un aggiornamento continuo dei dati e il loro confronto con quelli derivanti dai monitoraggi di

<sup>1</sup> Le UBA vengono calcolate moltiplicando il numero di capi per opportuni coefficienti. Sia per gli ovini che per i caprini il coefficiente è pari a 0,1.

anni precedenti e successivi o effettuati in contemporanea in diverse stazioni di campionamento.

**RISULTATI**

**Qualità della vegetazione**

*Scala di bacino*

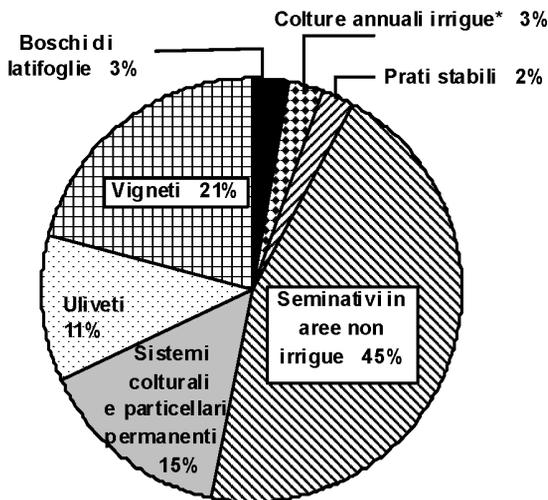
Dall’elaborazione degli indicatori relativi alla componente vegetazionale della parte pugliese del bacino emergono alcuni aspetti, utili al fine di inquadrare meglio, secondo un approccio ecosistemico, la qualità fluviale dei due tratti del corso d’acqua esaminati: innanzitutto la scarsità della copertura vegetale, dovuta alla predominanza di seminativi in aree non irrigue (45%), a cui seguono vigneti (21%), sistemi colturali e particellari permanenti (frutteti e pascoli) (15%) e uliveti (11%). Le superfici boschive occupano una percentuale davvero insignificante, rappresentando, al pari delle colture annuali irrigue (mais, girasole) e dei prati stabili (2%), appena il 3% dell’intera superficie (Fig. 2).

La prevalenza di tali tipologie vegetazionali, che assicurano una percentuale di copertura compresa tra il 10% e il 40%, e l’assenza di significative superfici boschive, determina un elevato rischio di erosione per la maggior parte di quest’area, come è confermato dall’esame del relativo indice di protezione, che risulta essere molto basso (*score* = 2,0) per circa il 90% del territorio. È da tener presente, inoltre, che il 40% di copertura è considerato da numerosi studi (FRANCIS e THORNES, 1990) un valore soglia, al di sotto del quale, in zone acclivi, e nelle condizioni pedoclimatiche mediterranee, si verificano condizioni di accelerata erosione, con aumento del ruscellamento e del livello di inquinamento del reticolo idrografico superficiale e profondo per dilavamento e percolazione dei nutrienti.

A questa situazione si associa il degrado della “naturalità” del paesaggio, disturbato più o meno gravemente dall’impatto antropico, come dimostra la prevalenza di tipologie vegetazionali alquanto diverse da quelle strutturalmente più stabili alle stesse condizioni climatiche e geopedologiche locali: i “territori modellati artificialmente” (classe di naturalità: “molto scarsa”, *score* = 2,0) sono infatti i biotopi dominanti, seguiti dai “prati stabili” e dalle “aree prevalentemente occupate da colture agrarie con spazi naturali importanti” (classe di naturalità: “scarsa”, *score* = 1,7) (Fig. 3). In particolare, oltre a una spiccata esiguità delle aree naturali, presenti come lembi residui di vegetazione boschiva ed arbustiva, che si riscontrano anche lungo piccoli tratti del corso d’acqua principale, si evidenzia anche la loro frammentazione in “isole” di dimensione molto

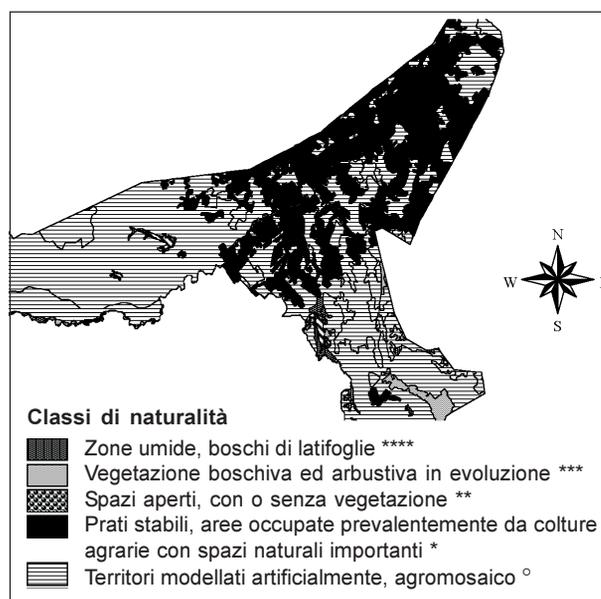
ridotta, non collegate tra loro e immerse in una matrice fortemente artificializzata e quindi ostile allo spostamento delle specie.

Dall’analisi della mappa di qualità della vegetazione ottenuta, a scala di bacino, dall’incrocio dei tre indicatori, emerge una situazione critica: circa il 75% del territorio è caratterizzato da aree di “bassa qualità” (*score* > 1,61), mentre solo il 20% conserva una vegetazione con caratteristiche funzionali e di naturali-



**Fig. 2.** Distribuzione % dell’uso del suolo nella parte pugliese del bacino del fiume Ofanto.

\*Mais, girasole



**Fig. 3.** Carta della naturalità della parte pugliese del bacino. Naturalità: \*\*\*\*: molto elevata (*score*=1,0); \*\*\*: elevata (*score*=1,2); \*\*: moderata (*score*=1,4); \*: scarsa (*score*=1,7); °: molto scarsa (*score*=2,0).

tà buona (*score* = 1,31-1,61) e appena il 5% è di qualità elevata (*score* < 1,31) (Tab. IV).

#### Scala di agroecosistema

Nelle tabelle Ia e Ib sono riportati gli attributi della carta dei biotopi dei due agroecosistemi, che ne indica la relativa estensione in ettari, lo *score* attribuito a ciascun indicatore e lo *score* complessivo (media geometrica), indicativo del corrispondente grado di qualità. Si può notare come le aree naturali (riportate come "bosco misto") si estendano nell'agroecosistema *M. di Ripalta* (Fig. 4) per un totale di 22,90 ettari, e solo per 5,50 ettari nell'agroecosistema *S. S. di Cafiero*.

L'incrocio, a scala di agroecosistema, dei tre indicatori esaminati, mostra, per quanto riguarda *M. di Ripalta*, un territorio caratterizzato, per circa il 30% della sua estensione, da vegetazione di "alta qualità" (*score* = 1,17) (Tab. Ia), rappresentata dalle foreste a galleria con predominanza di saliceti (*Salix sp.*) e pioppeti (*Populus alba*), localizzate lungo la fascia riparia, e, in alcuni tratti, anche nella zona golenale, e di erbacee acquatiche (*Typha sp.*, *Phragmites communis*, *Carex sp.*). Queste specie, anche se in condizioni di cattiva conservazione, formano una fascia estesa e ben strutturata conferendo elevata naturalità al paesaggio fluviale (*score* naturalità = 1,0).

Per circa il 24% del territorio invece è presente vegetazione di "media qualità" (*score* complessivo = 1,4) (Tab. Ia), costituita essenzialmente da aree a pascolo frammiste a piccole aree rade e frammentarie di vegetazione boschiva e arbustiva (peri e pruni selvatici, roverelle, olmi) e a spazi aperti senza vegetazione; l'originaria vegetazione pabulare risulta degradata per la presenza di un'attività di pascolo indiscriminata che, nel tempo, ha provocato una perdita dello strato erbo-

so, alterando il processo di rigenerazione spontanea. La parte restante del territorio dell'agroecosistema (circa il 46%) è costituita soprattutto da seminativi (vegetazione di "bassa qualità"), dove la copertura vegetale risulta inadeguata (*score* = 1,9), il rischio di erosione elevato (*score* = 2,0) e il disturbo antropico evidente (*score* = 2,0) (Tab. Ia).

Nell'agroecosistema *S. S. di Cafiero*, la vegetazione di "alta qualità" è ridotta ad appena un 7% dell'intera area (Tab. Ib), ovvero ad esigui lembi di fascia riparia, costituita sempre da foreste a galleria con predominanza di *Salix sp.* e *Populus alba*, a cui si associano significative superfici spondali coperte da vegetazione erbacea ruderale; la restante parte è occupata da coltivazioni intensive di alberi da frutto (82%), oliveti (3,3%) e seminativi (7%). Risultano pertanto quasi assenti gli spazi naturali, scarsa la copertura vegetale ed elevato il rischio di erosione (Tab. Ib).



Fig. 4. Veduta d'insieme di un tratto della fascia riparia all'interno dell'agroecosistema *M. di Ripalta*.

Tab. I. Tabella attributi della carta dei biotopi; a: agroecosistema *M. di Ripalta*; b: agroecosistema *S. S. di Cafiero*.

	Biotopo	Area (ha)	Perimetro (Km)	Naturalità (score)	Copertura (score)	Erosione (score)	Qualità (Media geometrica)
<b>a</b>	Seminativi	23,86	2797,62	2,0	1,8	2,0	1,92
	Bosco misto	22,90	2679,00	1,0	1,0	1,6	1,17
	Area a pascolo	6,27	1001,23	1,4	1,8	1,3	1,48
	Seminativi	8,53	1226,42	2,0	1,8	2,0	1,92
	Area a pascolo	8,52	1289,50	1,4	1,8	1,3	1,48
	Area a pascolo	3,60	883,32	1,4	1,8	1,3	1,48
	Spazi aperti	2,39	748,72	1,4	2,0	2,0	1,77
<b>b</b>	Oliveti	1,93	564,59	2,0	1,8	1,3	1,67
	Seminativi	5,82	1086,79	2,0	1,8	2,0	1,93
	Frutteti	38,22	3062,45	2,0	1,8	1,8	1,86
	Oliveti	0,62	383,22	2,0	1,8	1,3	1,86
	Frutteti	25,32	2245,70	2,0	1,8	1,8	1,86
	Bosco misto	5,50	2205,05	1,0	1,0	1,6	1,17

## Qualità della gestione agricola

### Scala di bacino

I risultati delle elaborazioni relative all'uso del suolo e alle pratiche di gestione mostrano, per le porzioni dei territori ricadenti nella parte pugliese del bacino dei comuni di Cerignola, Canosa e Candela, una gestione agricola "mediocre", "cattiva" per quelle dei comuni di S. Ferdinando e Barletta, "pessima" per Trinitapoli, "buona" per Ascoli Satriano ed Andria, ed "ottima" per Minervino Murge e Spinazzola (Fig. 5).

Questi risultati possono essere spiegati considerando singolarmente, per ciascun territorio comunale, gli indicatori di gestione: nel territorio di Cerignola, sebbene l'intensità di irrigazione non sia elevata (0-30%), la percentuale di superficie a prati-pascoli rispetto alla Superficie Agricola Utilizzata è molto bassa (0-5%) e la pressione degli allevamenti ovi-caprini risulta sostenuta (circa 0,5-1 UBA per ettaro di superficie a prato-pascolo). Per quanto riguarda la superficie comunale di Canosa, emerge una elevata intensità di irrigazione (60-80%) e una bassa intensità di prati-pascoli (5-

15%), bilanciate, tuttavia, da un basso carico di bestiame (0-0,5 UBA/ha). Nei territori di Minervino e Spinazzola, l'ottima qualità della gestione risulta dalla concomitanza favorevole degli aspetti relativi a tutti e tre gli indicatori, prevalendo infatti coltivazioni estensive come cereali e foraggere; Trinitapoli mostra una situazione esattamente opposta poiché prevalgono le colture intensive irrigue e a maggior reddito (vigneti e frutteti), e un'elevata concentrazione degli allevamenti ovi-caprini; gli altri territori comunali infine presentano situazioni intermedie.

### Scala di agroecosistema

Con l'esame delle foto aeree, le perlustrazioni dirette e le interviste agli agricoltori, le differenze nella qualità della gestione agricola tra i due agroecosistemi, già evidenziabili con i dati elaborati a scala comunale (Fig. 5), sono emerse con maggiore risalto (Tab. II): l'intensità di irrigazione è elevata sia per *M. di Ripalta* (circa 64%), sia, e soprattutto, per *S. S. di Cafiero* (100%), dove l'intera superficie agricola è irrigata (Fig. 6). Nel primo agroecosistema esiste una elevata

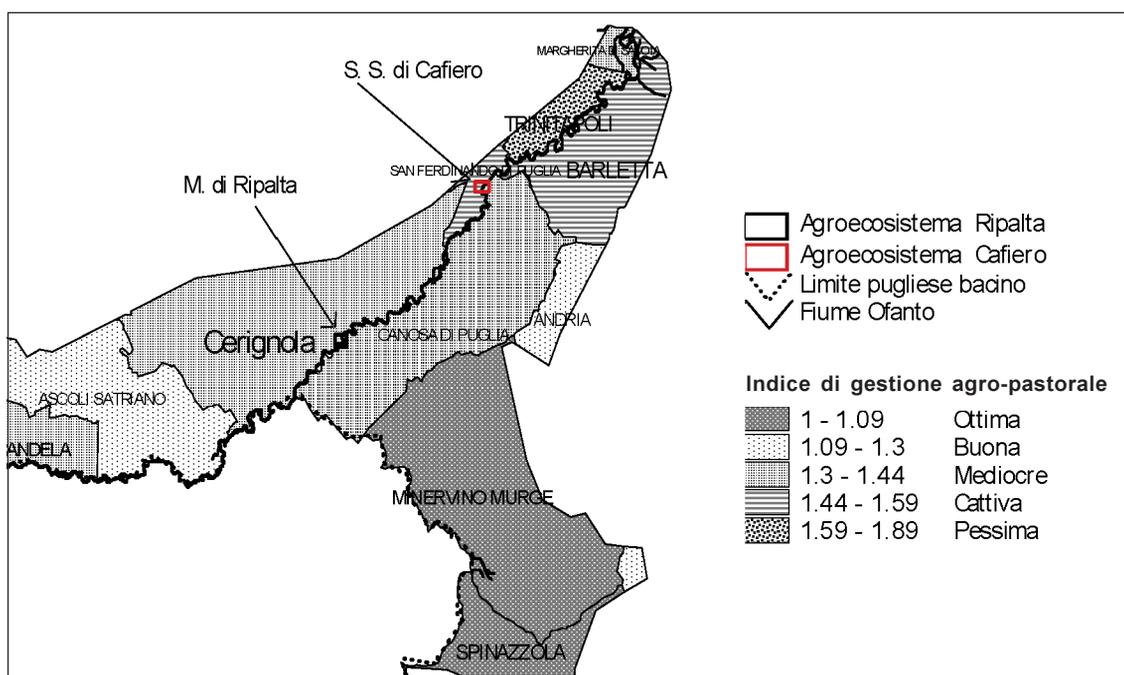


Fig. 5. Indice di qualità della gestione agricola della parte pugliese del bacino dell'Ofanto.

Tab. II. Qualità delle componenti della gestione agropastorale nei due agroecosistemi

	Intensità di irrigazione	Intensità di prati pascoli	Pressione ovi-caprini	Qualità gestione agro-pastorale
<i>M. di Ripalta</i>	64 %	36,21 %	5,5 UBA/ha	Cattiva
<i>S. S. di Cafiero</i>	100 %	/	/	Pessima

pressione ovi-caprina (5-6 UBA per ettaro di prato pascolo), tuttavia, grazie all'elevata intensità di prati-pascoli (36,21%), il livello complessivo della gestione pastorale risulta "cattivo", ma qualitativamente migliore del secondo agroecosistema; in quest'ultimo, infatti, pur se il carico di bestiame è assente perché mancano allevamenti, la conduzione intensiva delle coltivazioni, che risulta dalla mancanza di prati-pascoli, oltre che dall'elevata intensità d'irrigazione, determina un livello di gestione complessivamente "pessimo", altamente ostile alla vocazionalità pedo-climatica e naturalistica dell'area.

*Qualità dell'acqua*

L'analisi relativa alla qualità dell'acqua mostra come questa sia scadente per entrambi i tratti fluviali esaminati (Fig. 7a e 7b) : in particolare, come indicato dalla prima semiretta del nomogramma, i valori medi delle

analisi hanno evidenziato, in ambedue i casi, una forte alterazione dei parametri chimico fisici (BOD<sub>5</sub>, COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, conducibilità) (classi di qualità chimica: V per *M. di Ripalta* e IV per *S. S. di Cafiero*).

Considerando i limiti con cui sono state impostate le classi di ponderazione di ciascun parametro da cui è costituito l'indicatore chimico, si può desumere che essa non è conforme ai criteri di qualità previsti dal D.Lgs. 152/06, concernenti la classificazione delle acque dolci superficiali per l'idoneità alla vita per pesci salmonicoli e ciprinicoli. Ciò emerge anche dal confronto diretto dei valori medi delle concentrazioni di alcuni parametri chimico fisici esaminati (azoto ammoniacale, fosforo totale e Domanda biochimica di Ossigeno), con i rispettivi valori guida e imperativo imposti dal decreto, che mostrano, soprattutto per *M. di Ripalta*, situazioni al limite della compatibilità con la vita acquatica delle suddette specie (Tab. III).

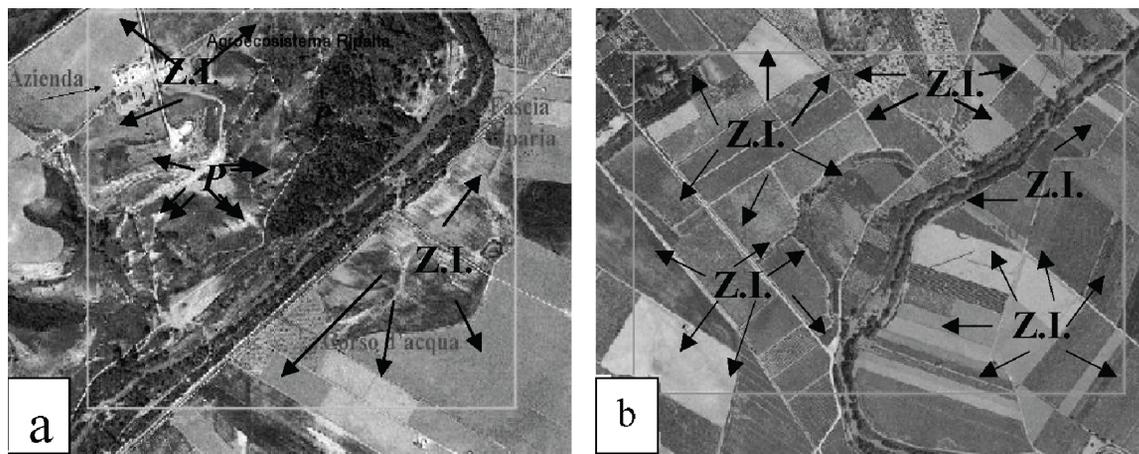


Fig. 6. Uso del suolo nei due agroecosistemi. a: agroecosistema *M. di Ripalta*. b: agroecosistema *S. S. di Cafiero*. P = area a pascolo; Z.I. = zona irrigata.

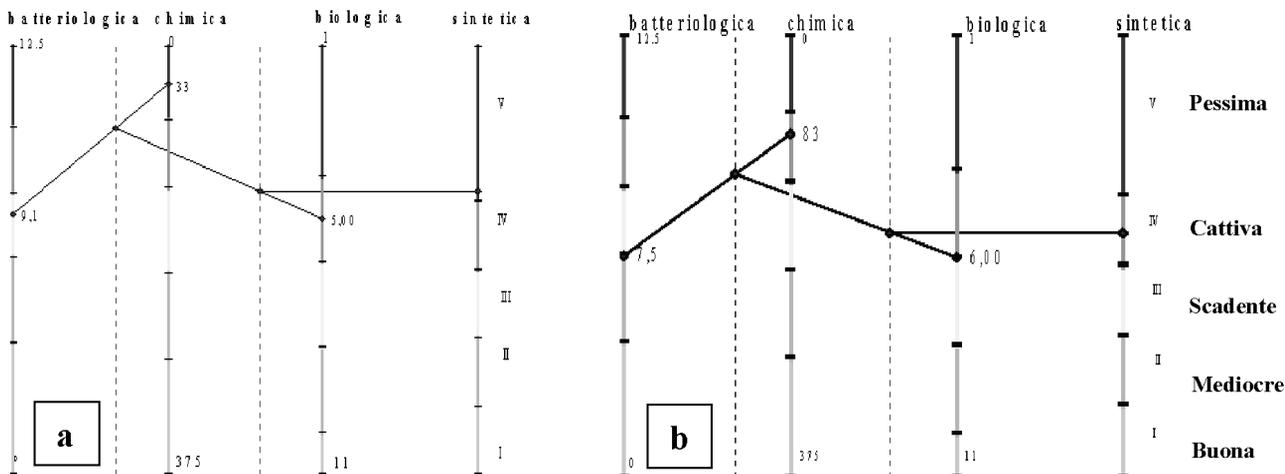


Fig. 7. Nomogramma rappresentativo della qualità dell'acqua. a: *M. di Ripalta*; b: *S. S. di Cafiero*.

**Tab. III.** Confronto di alcuni parametri con i valori guida e imperativo imposti dal D.Lgs n. 152/06

PARAMETRO	UdM	M. di Ripalta	S. S. di Cafiero	Gsalm <sup>1</sup>	Isalm <sup>1</sup>	Gcip <sup>2</sup>	Icip <sup>2</sup>
Azoto ammoniacale	mg/L NH <sub>4</sub>	0,96	1,5	<b>0,04</b>	<b>1</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>
Fosforo Totale	mg/L P	1,37	0,1	<b>0,07</b>	/	<b>0,14</b>	/
BOD <sub>5</sub>	mg/L O <sub>2</sub>	14,87	7,1	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>9</b>

<sup>1</sup> Gsalm e Isalm: valori guida e imperativo per l' idoneità alla vita per Salmonidi

<sup>2</sup> Gcip e Icip: valori guida e imperativo per l' idoneità alla vita per Ciprinidi

Dal punto di vista della qualità microbiologica, la prima semiretta del nomogramma mostra che la contaminazione da batteri fecali è particolarmente elevata per il tratto fluviale relativo a *M. di Ripalta* (In della concentrazione media di Coliformi fecali = 9,1) e minore per quello relativo a *S. S. di Cafiero* (7,5), situazione che confermerebbe la massiccia presenza nelle acque di materiale organico, evidenziata, soprattutto per il primo tratto, dalle analisi chimiche.

Per quanto riguarda la qualità biologica, il calcolo dell' I.B.E. mostra una scarsa presenza di unità sistematiche nella comunità dei macroinvertebrati bentonici per entrambi i tratti fluviali (terza semiretta); in particolare, per *M. di Ripalta* è stato riscontrato un valore dell' indice più basso (I.B.E. = 5), corrispondente a una IV classe, ovvero ad un ambiente "molto inquinato", rispetto a quello riscontrato a *S. S. di Cafiero* (I.B.E. = 6), corrispondente in questo caso ad una III classe, ovvero ad un "ambiente inquinato".

Ricavando mediante il nomogramma l' indice sintetico, l' acqua risulta in definitiva di qualità "pessima" (classe sintetica: V) per il tratto di asta fluviale relativo all' agroecosistema *M. di Ripalta*, e "cattiva" (classe sintetica: IV) per quello relativo all' agroecosistema *S. S. di Cafiero* (Fig. 7a e 7b).

Questi dati confermerebbero il notevole carico organico rilevato nel primo tratto, imputabile a diversi fattori, tra cui probabilmente l' eccessivo carico di bestiame che insiste sullo spazio agricolo circostante, che determinerebbe l' alterazione dell' habitat fluviale e il notevole impoverimento della comunità dei macroinvertebrati bentonici, con sopravvivenza dei soli taxa più tolleranti; le condizioni migliorerebbero leggermente per il tratto fluviale relativo all' agroecosistema *S. S. di Cafiero*, situato a circa una ventina di chilometri più avanti, grazie probabilmente al potere autodepurante del fiume, alla maggiore diluizione delle acque dovuta all' immissione del torrente Locone e all' assenza di pascolo; il fatto che la qualità biologica di questo secondo tratto rimanga comunque scadente può essere imputabile a vari fattori, tra i quali l' immissione di scarichi fognari nei tratti fluviali a monte dell' agroecosistema e l' uso prevalente del suolo perfluviale a fruttiferi, non compatibile con elevati standard di qualità di vita acquatica.

## DISCUSSIONE

### Principali criticità ambientali degli agroecosistemi

I risultati esposti, sintetizzati nella tabella IV, indicano che, nel territorio relativo ai due agroecosistemi esaminati, l' adozione di pratiche, sia agricole sia zootecniche, antitetiche rispetto alla tutela ambientale, ha determinato, nel tempo, la destrutturazione della vegetazione naturale e la trasformazione della superficie del suolo, con effetti che si ripercuotono variamente sulla qualità della componente idrica e sull' integrità dell' ecosistema fluviale.

In particolare, le pratiche irrigue intensive, presenti soprattutto nell' agroecosistema *S. S. di Cafiero* (qualità della gestione: 100% pessima), oltre a contaminare l' acqua attraverso l' uso massiccio di antiparassitari e di fertilizzanti di sintesi, ne modificano il ciclo naturale, concentrando questa risorsa sull' area coltivata e sottraendola ad altri componenti dell' ecosistema fluviale, di cui riducono in maniera cospicua la biodiversità (classe biologica: III). Ma anche l' allevamento intensivo, caratterizzato da un elevato rapporto UBA/ha, presente nell' agroecosistema *M. di Ripalta* (qualità della gestione: 100% cattiva), comporta compattazione del suolo e danneggiamento del cotico erboso, con conseguente aumento della quota di deflusso, incremento dell' inquinamento delle acque superficiali e drastica riduzione della biodiversità (classe biologica: IV).

Alla luce di questi risultati, emerge come il miglioramento della qualità ambientale dei due agroecosistemi, nonché della componente fluviale in essi compresa, non possa prescindere dalla scelta di un' agricoltura gestita con criteri ecocompatibili, in modo che essa stessa rappresenti una risorsa per la conservazione degli equilibri ecosistemici, anziché esercitare su essi un' azione impattante.

Inoltre, occorre un' oculata pianificazione ambientale a scala di bacino che, come mostra l' indice di qualità della vegetazione (Tab. IVa), risulta caratterizzato da un territorio estesamente degradato dal punto di vista naturalistico (qualità della vegetazione: "bassa" per il 75%); in particolare, il livello e la

**Tab. IV.** Classi di qualità delle componenti ambientali.

a: Scala di bacino;

b: Scala di agroecosistema.

\*Ripartizione percentuale.

\*\*Tipologia classi e giudizio.

<b>a</b>	Qualità Vegetazione*			Qualità gestione agricola*				
	Alta	Media	Bassa	Ottima	Buona	Mediocre	Cattiva	Pessima
	5%	20%	75%	28%	16,5%	41,8%	10,8%	2,7%

<b>b</b>	Q. Vegetazione*			Q. gestione agricola*		Qualità acqua**			
	Alta	Media	Bassa	Cattiva	Pessima	Q. chim.	Q. microb	Q. biolog.	Giudizio
M. di Ripalta	30%	24%	46%	100%		V	III	IV	Pessima
S. S. di Cafiero	7%	2,5%	90%		100%	IV	II	III	Cattiva

tipologia della copertura vegetale risultano alquanto inadeguati a garantire l'equilibrio idrogeologico del territorio e buone condizioni qualitative dei corsi d'acqua che lo attraversano.

#### Prospettive di gestione sostenibile

Una gestione sostenibile della vegetazione a scala di bacino, oltre a ridurre l'inquinamento diffuso, migliorare la qualità delle acque, aumentare i tempi di corrivazione, abbassare i picchi di piena e ridurre il trasporto solido, deve porsi inoltre l'obiettivo di realizzare reti ecologiche che garantiscano la libera circolazione delle specie. A questo riguardo, dovrebbero essere impiantati nuovi boschi autoctoni nelle zone di pianura, che entrino a far parte sia del territorio agricolo (come ecosistemi filtro e/o produzione legnosa o di biomassa), sia di quello urbano (aree vicine alle città e ai paesi, parchi urbani ecc.). Tra queste aree boschive dovrebbero essere interposte delle siepi, per realizzare un sistema di aree naturali fortemente interconnesse che permetterebbe alle popolazioni animali e vegetali di migrare e colonizzare nuovi siti, garantendone la sopravvivenza anche quando la loro presenza nelle aree di origine viene messa in pericolo. Inoltre tali siepi dovrebbero essere sistemate anche lungo il reticolo drenante naturale e artificiale, poiché esse, come dimostrato da numerosi studi (LOWRANCE *et al.*, 1985; SANSONI, 1998; BORIN e BIGON, 2001), nelle aree a forte vocazione agricola fungono da filtro meccanico e biochimico nei confronti di diverse classi di inquinanti, e assumono un ruolo positivo anche nei confronti della tutela del territorio dai diversi fenomeni di dissesto.

Accanto a tale tipo di gestione integrata, pianificata a scala di bacino, si dovranno prevedere interventi specificatamente orientati al miglioramento dell'integrità dell'ecosistema fluviale, che incrementino la di-

versità dell'habitat fluviale e ripristinino la vegetazione perfluviale nelle aree in cui essa risulta degradata o assente, contribuendo nel contempo a preservare la componente pedologica e a migliorare quella paesaggistica.

Oltre alla tutela dell'ecosistema fluviale, è importante la gestione eco-compatibile dei territori confinanti con esso: a tal fine è indispensabile che gli agricoltori gestori delle aziende appartenenti agli agroecosistemi osservino il rispetto degli "Atti" e delle "Norme" sulla "Condizionalità" (*cross-compliance*), introdotte a seguito della riforma della Politica Agricola Comunitaria (PAC) approvata nel 2003.

In particolare, poiché gli agroecosistemi ricadono in area sensibile per la tutela degli habitat, della fauna e della flora di interesse comunitario (Rete Natura 2000), dovranno essere rispettati i seguenti Atti obbligatori:

- Atto 1: Direttiva 79/49/CEE, concernente la conservazione degli uccelli selvatici;
- Atto A5: Direttiva 92/43/CEE, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche.

Inoltre, essendo presenti superfici a seminativo in produzione e a pascolo permanente, dovranno essere rispettate le seguenti Norme obbligatorie:

- "Norma 4.1: protezione del pascolo permanente"; la pratica del pascolamento condotta in maniera corretta (rispettando il minimo e/o massimo carico di bestiame sulla superficie pascolata) favorisce l'infiltrazione ed il corretto sgrondo delle acque superficiali, riduce il rischio di erosione e contribuisce al mantenimento della struttura del suolo e di un buon livello di sostanza organica nel terreno. Esso, inoltre, rappresenta un importante habitat per numerose specie selvatiche e per molti animali utili che vivono nel suolo.

- Norma 4.4: mantenimento degli elementi caratteristici del paesaggio; tra questi, rientrano gli habitat di particolare pregio naturalistico della Direttiva 92/43/CEE e cioè i “fiumi mediterranei a flusso permanente e filari ripari di Salice (*Salix sp.*) e Pioppo bianco (*Populus alba*)”, la cui integrità è minacciata da pratiche agricole e/o zootecniche intensive.

Infine, sarà opportuno incentivare misure atte ad informare e a coinvolgere le popolazioni locali, in modo che ogni ipotesi di gestione sia avanzata in maniera esplicita e verificata alla luce delle conoscenze disponibili e del punto di vista dei portatori di interessi.

Partendo dall’informazione sulle effettive condizioni del fiume, si potrebbe passare all’illustrazione dei risultati dell’attività di monitoraggio e dei progetti e delle strategie di risanamento e incoraggiare la gente a prendere parte ai relativi processi decisionali.

## CONCLUSIONI

In area mediterranea, l’analisi e il monitoraggio di un bacino idrografico, che può essere considerato un mosaico di ecosistemi naturali e antropici strettamente interdipendenti in base alle leggi del flusso di energia, deve permettere, secondo un approccio ecosistemico, di integrare differenti scale parziali e di stimare non solo la qualità dell’ambiente fluviale, ma anche quella delle aree antropizzate e agricole con esso interagenti.

In base all’interpretazione ecosistemica ciascuna risorsa, reale e potenziale, di un territorio, deve essere opportunamente valutata, approfondendo le conoscenze relative al suo “*status*”, e quindi valorizzata e gestita in modo da preservare la complessità delle sue relazioni ecologiche.

In ecologia fluviale si dispone ormai di un’ampia gamma di modelli e indici di valutazione della qualità ambientale degli ecosistemi fluviali, che però estendono il loro raggio d’azione fino al limite della zona perfluviale, non prendendo in considerazione, se non a scala circoscritta, quei fattori (*Driving Forces*), che si originano all’interno del bacino idrografico, poco controllabili e difficilmente quantificabili, che hanno un’incidenza rilevante, ma indiretta, nel determinare le condizioni ambientali degli habitat acquatici.

Occorrono pertanto indicatori a scala ampia basati su parametri territoriali paesaggistici che tengano conto non solo del monitoraggio dell’ecosistema acquatico, di quello ripario e delle zone umide perfluviali, ma anche della porzione di bacino con la quale le interrelazioni spazio-temporali sono più immediate e dirette.

Inspirandosi a quest’ottica “ecosistemica” e pluridisciplinare, l’approccio valutativo proposto in questo studio permette di monitorare diverse componenti am-

bientali della parte pugliese dell’ambito fluviale ofantino e di mettere in relazione la qualità della gestione di due agroecosistemi con la qualità dell’ecosistema fluviale in essi compreso.

Analisi effettuate in precedenza per lo stesso ambito territoriale (SCATIGNA *et al.*, 2007), basate sull’utilizzo dell’Indice di Funzionalità Fluviale e dell’Indice Biotico Esteso, hanno messo in rilievo come il tratto pugliese del fiume Ofanto sia fortemente degradato ed abbia ridotto al minimo il prioritario ruolo di connettore ecologico di biotopi. Tuttavia, anche se questo tipo di monitoraggio fornisce un quadro d’insieme sulle relazioni ecologiche che legano tra loro le varie componenti ecosistemiche, esso implica una certa soggettività dell’operatore nell’attribuzione del giudizio di “qualità” delle diverse componenti ambientali di un ecosistema fluviale, e una scala d’indagine limitata alla zona perfluviale.

Con la metodologia prescelta, in cui il ruolo svolto dai Sistemi Informativi Geografici e dal telerilevamento è risultato centrale, è stato possibile analizzare un ampio ambito territoriale, ovvero buona parte (parte pugliese) del bacino idrografico in cui gli agroecosistemi sono inseriti ed evidenziare, inoltre, in maniera sintetica, le più importanti carenze di carattere gestionale riguardanti il territorio esaminato.

Ulteriori approfondimenti dell’analisi potrebbero essere possibili, grazie all’utilizzo del Sistema Informativo Geografico, aggiornando periodicamente il *dataset* raccolto e mediante l’ausilio di altri indicatori agroecologici; inoltre, estendendo l’analisi anche alla restante parte del bacino idrografico, si potrebbero localizzare le aree maggiormente vocate a fungere da nodi di connettività ecologica, sia lungo l’asse fluviale, sia nell’ambito della matrice agroecosistemica, insieme a quelle invece che rappresentano elementi di discontinuità e di frammentazione ambientale.

Ciò rappresenta il necessario presupposto per una corretta pianificazione dell’area studiata, anche ai fini dell’istituzione di aree protette o di siti di interesse storico-culturale, in un territorio come quello ofantino dove la presenza del fiume può rappresentare un volano per raccogliere le numerose istanze di tutela di un ambito con forti valenze naturalistiche e portatore di valori che rispecchiano la storia di un territorio.

## Ringraziamenti

Si ringrazia l’Istituto di Elaborazioni Segnali ed Immagini I.S.S.I.A.- C.N.R. di Bari per la concessione dell’immagine satellitare e il supporto tecnico fornito. Si ringrazia inoltre il prof. Massimo Monteleone del DISACD della Facoltà di Agraria dell’Università di Foggia che ha guidato l’attività di ricerca nell’ambito del dottorato in “Ecosistemi agricoli sostenibili”.

## Bibliografia

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1996. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C.
- BASSO F., BOVE E., DUMONTET S., FERRARA A., PISANTE M., QUARANTA G., TABERNER M., 2000. Evaluating environmental sensitivity at the basin scale through the use of geographic information systems and remotely sensed data: an example covering the Agri basin (Southern Italy). *Catena*, **40**: 19-35.
- BOON P.J., CALOW P., PETTS G.E. (Eds.), 1992. *River conservation and management*. Wiley and Sons, New York, USA
- BORIN M., BIGON E., 2001. Abbattimento dell'inquinamento di origine agricola ad opera di fasce tampone ripariali. *L'Informatore Agrario*, **11**: 87-91.
- BRAIONI M.G., BRAIONI A., GHETTI P.F., SALMOIRAGHI G., SILIGARDI M., 2005. Prime esperienze di applicazione della WFD 60/2000: limiti e prospettive. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 17-24.
- CUMMINS K.W. 2002. Riparian - Stream Linkage paradigm. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **28**: 49-58.
- DECRETO LEGISLATIVO N. 152/2006 DEL 3 APRILE 2006. Norme in materia ambientale, G.U. 14/04/2006, n. 88.
- EUROPEAN COMMISSION, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council- Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Bruxelles.
- FRANCIS C.F., THORNES J.B. 1990. Runhoff Hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In: *Vegetation and erosion, processes and environments*. John Wiley & Sons, Chichester, 333-352 pp.
- GHETTI P.F., 1995. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). *Notiziario dei metodi Analitici*, IRSA (CNR), 1-24.
- GHETTI P.F., 1997. *I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Prov. Aut. Di Trento.
- I.R.S.A., 1976. *Metodi analitici per le acque*. Volume I, II, III. Quad. Ist. Ric. Acque, 11, Roma.
- ISTAT, 2002. *V Censimento dell'Agricoltura*.
- KOSMAS C., KIRKBY M., GEESON N., 1999. *Manual on key indicators of Desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification*. European Commission, Brussels. Energy, Environment and Sustainable Development, 87 pp.
- LOWRANCE R., LEONARD R., SHERIDAN J., 1985. Managing riparian ecosystems to control non point pollution. *Journal of soil and water conservation*, **40**: 87-91.
- NAIMAN R.J., DECAMPS H., PASTOR J., JOHNSTON C.A., 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *J. N.Am. Benthol. Soc.*, **7**: 289-306.
- NAIMAN R.J., DECAMPS H. (eds), 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the biosphere series, 4. The Parthenon Publishing Group, Carnforth.
- OSSERVATORIO CITTÀ SOSTENIBILI, 2002. *Indice del grado di naturalità del territorio*. OCS Doc. 2/2002, Dipartimento Interateneo Territorio del Politecnico e dell'Università di Torino, 31 gennaio 2002.
- PINAY G., CLEMENT J.C., NAIMAN R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30** (4): 481-491.
- SANSONI G., 1998. Elementi di progettazione ambientale dei lavori fluviali. *Biologia ambientale*, **XII** (2), 64 pp.
- SCATIGNA A.M.E., GENTILE F., TARASCO E., 2007. Applicazione dell'Indice Biotico Esteso e dell'Indice di Funzionalità Fluviale al bacino idrografico del fiume Ofanto. *Idronomia montana*, **25**: 401-417.
- SILIGARDI M., 1986. Uso di un nomogramma per la costruzione delle Carte Ittiche - *Quaderni Ente Tutela Pesca*, Udine **14**: 163, 169.
- SILIGARDI M., AVOLIO F., BALDACCINI G., BERNABEI S., BUCCI M.S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., FRANCESCHINI A., MANCINI L., MINCIARDI M. R., MONAUNI C., NEGRI P., PINESCHI G., POZZI S., ROSSI G., SANSONI G., SPAGGIARI R., TAMBURRO C., ZANETTI M., 2007. *I.F.F. 2007. Indice di funzionalità fluviale*. ANPA Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, 340 pp.
- SPAGGIARI R., 1997. Indicatori in ambito fluviale: concetti generali, metodologie ed ambiti di applicazione. Atti del workshop *La qualità ambientale dei corsi d'acqua: l'RCE-2 Riparian Channel ed Environmental Inventory*. Regione Piemonte, Centro Ricerche ENEA. Saluggia.
- TOCKNER K., WARD J.V., EDWARDS P.J., KOLLMANN J., 2002. Riverine landscape: an introduction. *Freshwater Biology*, **47**: 497-500.
- UNEP, 2000. "Decision adopted by the Conference o the Parties to the Convention on Biological Divesity at its fifth Meeting", Nairobi UNEP/CBD/COP/5/23, 103-109.
- UNI EN ISO 9308-1:2002. Qualità dell'acqua - Ricerca ed enumerazione di *Escherichia coli* e batteri coliformi - Metodo di filtrazione su membrana.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.Q., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, **37**: 130-137.
- WARD J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystem. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **8**: 2-8.
- VERDONSCHOT P.F.M., 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia*, **422/423**: 389-412.
- VITTORI A., SILIGARDI M., LEONARDI G., PINAMONTI V., 1983. Proposta di un abaco come strumento di valutazione della qualità di un'acqua corrente esperienze e ricerche. *Staz. Sper. Agr. For.* - **XII**: 155-163.

## Prima segnalazione certa di *Aedes albopictus* (Skuse, 1897) (Diptera, Culicidae) in provincia di Cuneo (Piemonte, Italia)

Moreno Dutto

Consulente Entomologia Medica e Urbana, Dipartimento di Prevenzione Asl Cn-1, Cuneo. E-mail: dutto.moreno@tiscali.it

Pervenuto il 12.1.2009; accettato il 6.5.2009

### Riassunto

Con il presente lavoro viene brevemente fatto il punto delle conoscenze sulla distribuzione di *Aedes albopictus* in Piemonte e viene segnalata per la prima volta la presenza della specie a Fossano (città) in provincia di Cuneo.

PAROLE CHIAVE: Cuneo / *Aedes* / *albopictus* / Piemonte

### First certain report of *Aedes albopictus* (Skuse, 1897) (Diptera, Culicidae) in the Cuneo province (Piedmont, Italy)

In the present paper, recent field-collected data on the presence and distribution of *Aedes albopictus* in Piedmont Region are showed and discussed. The first record of the species in Cuneo Province is also reported.

KEY WORDS: Cuneo / *Aedes* / *albopictus* / Piedmont

## INTRODUZIONE

*Aedes albopictus* (Skuse, 1897), comunemente nota come “zanzara tigre”, è una specie afferente alla famiglia Culicidae (sub.fam. Culicinae) con attività trofica diurna e con marcata esofilia, riposando prima e dopo il pasto di sangue all’aperto fra la vegetazione, in contrapposizione alle specie endofile che dopo il pasto restano a riposo all’interno dei fabbricati (PUCCINI e TARSITANO, 2003; ROMI, 2004).

La specie mostra un ampio spettro di ospiti sui quali effettuare il pasto di sangue, praticamente tutti gli animali omeotermi, con un elevato grado di antropofilia e aggressività rendendosi particolarmente fastidiosa, quando paragonata a specie come *Culex* (*Culex*) *pipiens* Linné, 1758 che è rappresentata sul nostro territorio da una forma biologica primitiva, prevalentemente ornitofila, e da una forma omodinamica di più recente evoluzione (*Cx. pipiens molestus*) che presenta un alto grado di adattamento agli ambienti antropici ed

è anch’essa antropofila e, al tempo stesso, zoofila.

*A. albopictus* è una specie alloctona di origini asiatiche importata negli USA attraverso le merci in particolare attraverso il mercato dei copertoni esausti. Dagli Stati Uniti, sempre attraverso i copertoni esausti, ha raggiunto allo stadio di uovo l’Italia facendo le prime comparse a Genova e a Padova negli anni 1990-1991 (SABATINI *et al.*, 1990; ROMI, 1995; 2001). Dai focolai iniziali la specie si è diffusa a macchia d’olio interessando, nel 2003, 12 regioni italiane (PUCCINI e TARSITANO, 2003) e circa 44 provincie.

In Piemonte nel 2001 risultavano interessate unicamente le province di Torino (prima segnalazione nel 1994), Alessandria, Asti e Vercelli.

Per quanto riguarda le infestazioni a livello dei territori comunali, nel 1998, erano interessati solo tre comuni della Regione Piemonte per arrivare a quindici comuni infestati nel 2001.

## PRESENZA IN PROVINCIA DI CUNEO

Nell'agosto del 2008 un soggetto, impiegato di professione, residente nel centro di Fossano porta all'attenzione del Servizio di Igiene e Sanità Pubblica (SISP) dell'ASL CN-1 (ex. ASL 17 Saluzzo, Savigliano e Fossano) un esemplare di zanzara che lui stesso reputa di "zanzara tigre" e che ha avuto modo di catturare durante l'atto trofico dell'insetto avvenuto nel giardino della propria abitazione verso le cinque del pomeriggio.

La diagnosi del campione, conservato perfettamente a secco, viene confermata allo stereomicroscopio attraverso le chiavi dicotomiche proposte da STOJANOVICH e SCOTT (1997) con l'esito di: *Aedes albopictus*, femmina.

Nei giorni successivi al fine di meglio comprendere e accertare con rigore scientifico l'evento vengono dislocate quattro ovitrappole (ROMI, 1996) in varie parti del giardino e in prossimità dell'abitazione.

Dopo circa una settimana i supporti per l'ovodeposizione, costituiti da listarelle di masonite, sono stati raccolti e analizzati allo stereomicroscopio con la risultante di un totale di 120 uova ascrivibili ad *Ae. albopictus*. Per un'ulteriore certezza le uova sono state raccolte e immesse in una casula Petri contenente un brodo alimentare composto da biscotti per cani, crocchette per gatti e lievito di birra, disciolti in acqua. In pochi giorni sono schiuse le prime uova e comparse le prime larve e, una volta raggiunta la maturità, alcune sono state preparate e determinate attraverso le chiavi proposte da ROMI *et al.* (1997). Le caratteristiche morfologiche e la conformazione delle scaglie dell'ottavo segmento hanno confermato la precedente diagnosi. Le restanti larve sono state lasciate in allevamento, completando il ciclo di sviluppo nell'arco di 12-16 giorni. Gli adulti ottenuti dall'allevamento confermavano a pieno la diagnosi effettuata sugli stadi larvali e sul primo individuo conferito.

Come prassi è poi quindi stata consigliata la disinfestazione del giardino ed stata avviata la procedura del caso (segnalazione al Sindaco e alla Regione) per il monitoraggio della specie sul territorio comunale; i monitoraggi su ampia scala, mirati ad accertare la reale distribuzione della specie nel tessuto urbano ed extra-urbano, sono iniziati solo in settembre inoltrato quando, per altro, a causa del calo delle temperature minime, dovuto ai diversi rovesci piovosi intercorsi, non è stato possibile effettuare altre raccolte alle ovitrappole, rimandando il monitoraggio alla primavera 2009.

## CONCLUSIONI

La presenza della specie nel comune di Fossano conferma ancora una volta la facilità di diffusione della specie sul territorio nazionale. Dal 1994 con la prima segnalazione ad oggi tutte le provincie della Regione

Piemonte sono interessate dalla presenza sul territorio –seppur in modo discontinuo– della zanzara tigre (ROMI *et al.*, 2009).

L'areale di diffusione della specie vede comunque più fortemente colpite le provincie di Torino e Alessandria con un maggior numero di comuni infestati (ROMI *et al.*, 2009). Con molta probabilità la presenza nel fossanese va imputata ad un ingresso attraverso materiali o merci dalle provincie confinanti infestate quali Asti o Alessandria.

La presenza di *Aedes albopictus* ripropone innumerevoli polemiche sulla necessità della lotta alle zanzare, per le implicazioni sulla salute umana e degli animali, in quanto vettori biologici di un contingente significativo di agenti patogeni e parassiti.

In particolare è opportuno sottolineare il ruolo di molte zanzare che pungono l'uomo e gli animali nella trasmissione di arbovirus (Chickungunya virus, West Nile virus, Dengue, Rif Walley fever virus) (ROMI, 2001; DUTTO, 2008). *Aedes albopictus* riveste poi particolare importanza nella trasmissione di malattie infettive grazie alla spiccata antropofilia, che quindi facilita la circolazione virale all'interno della popolazione; risulta poi implicata, come vettore biologico, nella trasmissione di *Dirofilaria repens* Railliet & Henry, 1911, assieme al vettore principale rappresentato da *Culex pipiens* (CANCRINI *et al.*, 2007), e di *D. immitis* (Leiolu, 1856).

Proprio nel 2007 *Aedes albopictus* è stata responsabile della trasmissione *in loco* del virus Chickungunya in Emilia-Romagna (provincia di Ravenna) determinando un'epidemia che ha interessato 197 soggetti (ANGELINI *et al.*, 2007). Il virus Chickungunya, fino al 2007, era sporadicamente diagnosticato in viaggiatori che avevano acquisito l'infezione in aree tropicali endemiche dove la trasmissione è operata primariamente da *Aedes aegypti* e *Ae. albopictus* e secondariamente da alcune specie del genere *Culex* (FERNANDEZ-RUBIO, 1999; BERGER *et al.*, 2003; JOHNSON *et al.*, 2008), nonostante alcune specie afferenti a quest'ultimo genere siano risultate refrattarie all'infezione (JUPP e MCINTOSH, 1990). I *réservoir* naturali del virus sono i primati non umani, in Africa, e l'uomo in Asia. Non può comunque essere escluso il ruolo di serbatoio di molte specie di chiroteri e micromammiferi (roditori) che sviluppano una viremia ad alto titolo per lo più asintomatica. Il virus viene acquisito dalla zanzara attraverso il sangue di un soggetto in fase viremica e dopo un periodo di pochi giorni la zanzara, in occasione del successivo pasto ematico, è potenzialmente infettante. Al momento non sembra che il virus abbia una trasmissione verticale nel vettore (MOURYA, 1987; REZZA *et al.*, 2007), cosa che è assai importante dal punto di vista

epidemiologico per il mantenimento di focolai virali, in quanto se si verificasse una trasmissione transovarica del virus le femmine sfarfallate potrebbero già essere infettanti al primo pasto ematico.

Un aspetto importante da non trascurare in presenza della “zanzara tigre” sono le implicazioni a carattere dermatologico che fanno seguito all’attività ectoparassitaria della specie; generalmente in seguito alla puntura compare un pomfo pruriginoso che può avere estensione e durata variabili.

Nei soggetti allergici, infatti, possono manifestarsi reazioni orticarioidi (orticaria papulosa) e reazioni di ipersensibilità di tipo I severe (orticaria generalizzata, angioedema, ipotensione e shock); tali reazioni sembrano maggiormente legate agli allergeni contenuti nei secreti salivari di *Aedes albopictus* (PENG *et al.*, 2004).

Considerato il ruolo infettivologico, soprattutto, e

lesivo di *Aedes albopictus* è necessario attivare rapidamente ed in maniera efficace tutti gli enti preposti al controllo della specie negli ambienti pubblici, ma molto più importante è la sensibilizzazione, senza inutili allarmismi, della popolazione che molto può fare per contrastare la proliferazione di questa specie che ha uno stretto legame con l’ambiente antropico e quindi con l’uomo e le sue attività.

In conclusione la lotta alle zanzare è una procedura indispensabile al fine di controllare le arbovirosi trasmesse dalle zanzare all’uomo e agli animali in particolare ai nostri giorni dove gli spostamenti da un’area geografica all’altra sono particolarmente rapidi, permettendo l’introduzione di malattie prima non riscontrate in forma epidemica, e il surriscaldamento globale facilita la sopravvivenza di vettori competenti prima non presenti sul territorio nazionale.

## BIBLIOGRAFIA

- ANGELINI R., FINARELLI A.C., ANGELINI P., PO C., PETROPULACOS K., MACINI P., FIORENTINI C., FORTUNA C., VENTURI G., ROMI R., MAIORI G., NICOLETTI L., REZZA G., CASSONE A., 2007. An outbreak of Chickungunya fever in the province of Ravenna, Italy. *Eurosurveillance*, **12** (36): 3260.
- BERGER S.A., CALISHER C.H., KEYSTONE J.S., 2003. Chickungunya virus infection. In: *Exotic viral diseases: a global guide*. BC Decker, London, 48-51 pp.
- CANCINI G., SCARAMOZZINO P., GABRIELLI S., DI PAOLO M., TOMA L., ROMI R., 2007. *Aedes albopictus* and *Culex pipiens* implicated as natural vector of *Dirofilaria repens* in Central Italy. *Journal of Medical Entomology*, **44** (6): 1064-1066.
- DUTTO M., 2008. *Lineamenti di entomologia medica*. C.G. Edizioni Medico-Scientifiche, Torino, 333 pp.
- FERNANDEZ-RUBIO F., 1999. *Artropodos y salud humana. Monografía 1*. Gobierno de Navarra, Navarra, 275 pp.
- JOHNSON D.F., DRUCE J.D., CHAPMAN S., SWAMINATHAN A., WOLF J., RICHARDS J.S., KORMAN T., BIRCH C., RICHARDS M.J., 2008. Chickungunya virus infection in travellers to Australia. *Medical Journal of Australia*, **188** (1): 41-43.
- JUPP P.G., MCINTOSH B.M., 1990. *Aedes furcifer* and other mosquitoes as vector of Chickungunya virus at Mica, northeastern transvaal, south Africa. *Journal American Mosquito Control Association*, **6** (3): 415-420.
- MOURYA D.T., 1987. Absence of transovarial transmission of Chickungunya virus in *Aedes aegypti* & *Aedes albopictus*. *Indian Journal Med. Res.*, **85**: 593-595.
- PENG Z., BECKETT A.N., ENGLER R., HOFFMAN D.R., OTT N., SIMONS F.E.R., 2004. Immune responses to mosquito saliva in 14 individuals with acute systemic allergic reactions to mosquito bites. *J. Allergy Clin. Immunol.*, **114** (5): 1189-1194.
- PUCCINI V., TARSITANO E. (eds.), 2003. *Parassitologia generale e umana. Città, animali e salute pubblica*. Edagricole, Bologna, 343 pp.
- REZZA G., NICOLETTI L., ANGELINI R., ROMI R., FINARELLI A., PANNING M., CORDIOLI P., FORTUNA C., BOROS S., MAGURANO F., 2007. Infection with Chickungunya virus in Italy: an outbreak in a temperate region. *Lancet*, **370**: 1840-1846.
- ROMI R., 1995. History and updating of the spread of *Aedes albopictus* in Italy. *Parassitologia*, **37**: 99-103.
- ROMI R., 1996. Linee guida per la sorveglianza e il controllo di *Aedes albopictus* in Italia. *Rapporti ISTISAN*, **64**: 51.
- ROMI R., PONTUALE G., SABATINELLI G., 1997. Le zanzare italiane: generalità e identificazione degli stadi preimaginali (Diptera, Culicidae). *Fragmenta Entomologica*, **29**: 1-141.
- ROMI R., 2001. *Aedes albopictus* in Italia: un problema sanitario sottovalutato. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **37** (2): 241-247.
- ROMI R., 2004. Sottordine Nematocera (Diptera). In: Genchi C., Pozio E. (eds.), *Parassitologia generale e umana*. Tredicesima edizione. Casa Editrice Ambrosiana, Milano, 552 pp.
- ROMI R., TOMA L., SEVERINI F., DI LUCA M., BOCCOLINI D., CIUFOLINI M.G., MAIORI G., 2009. Linee guida per il controllo di Culicidi potenziali vettori di arbovirus in Italia. *Rapporti ISTISAN*, **09/11**: 52.
- SABATINI A., RAINERI V., TROVATO G., COLUZZI M., 1990. *Aedes albopictus* in Italia e possibile diffusione della specie nell’area mediterranea. *Parassitologia*, **32**: 301-304.
- STOJANOVICH C.J., SCOTT H.G., 1997. *Mosquitoes of Italy*. Published by C.J. Stojanovich & H.G. Scott, 200 pp.



## ***Aedes albopictus* a Parma: monitoraggio e analisi dell'infestazione**

**Paola Peretti\*, Fabio Gatti, Francesco Defilippo**

Museo di Storia Naturale, Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università degli Studi di Parma - via Farini 90 - 43100 (PR)

\* Referente per la corrispondenza: paolaperit@yahoo.it

Pervenuto il 31.3.2009; accettato il 5.5.2009

### **Riassunto**

*Aedes albopictus* (Skuse, 1894) è presente con popolazioni stabili in molti dei paesi europei dell'area mediterranea con fattori ambientali e climatici particolarmente favorevoli, con elevato rischio di trasmissione di arbovirus e di epidemie. Il monitoraggio secondo parametri standard può essere un valido strumento per una migliore conoscenza della dinamica di popolazione ed una più efficiente gestione dell'infestazione, al fine di contenerne densità e diffusione. La zanzara è stata segnalata ufficialmente a Parma nell'estate 2004 e ha progressivamente colonizzato l'area cittadina e molti centri extraurbani. Nel corso del 2007 il Museo di Storia Naturale dell'Università, nell'ambito di una Convenzione con Enia S.p.A, ha monitorato l'area urbana. Il periodo di indagine si è esteso da aprile a ottobre (30 settimane). I risultati hanno permesso di verificare la diffusione della specie sul territorio e di caratterizzare l'evolversi stagionale dell'infestazione, evidenziando come la presenza sia stabile e ormai radicata. L'infestazione è risultata omogenea su tutto il territorio, e, nel periodo estivo, è stata alimentata da focolai artificiali, i quali, grazie a caratteristiche che favoriscono lo sviluppo della zanzara, sostengono l'infestazione durante periodi di siccità. I dati del monitoraggio svolto sono stati utilizzati per formulare una metodologia analitica che consenta di individuare settimanalmente le stazioni critiche per livello di infestazione.

PAROLE CHIAVE: Parma / sorveglianza / monitoraggio / controllo zanzare / *Aedes albopictus*

### ***Aedes albopictus* in Parma: monitoring and infestation analysis**

*Aedes albopictus* (Skuse, 1894) is present with stable populations in many European countries of the Mediterranean area with environmental and climate factors particularly favourable, with high risk of transmission of arbovirus and epidemics. A monitoring system realised according to standard parameters can be a valid tool for a better understanding of the population dynamics and a more efficient management of the infestation, in order to contain density and distribution. The mosquito was reported in Parma for the first time in summer 2004, since then it has spread across the whole urban area and many suburban centres ever since. In 2007 Parma Natural History Museum was charged with the monitoring of the entire urban area, from the Municipality and Enia S.p.A. The seasonal activity of the mosquito lasted from April to October (30 weeks). Results confirmed the spread of the species in the territory and allowed to characterize the seasonal infestation evolution, highlighting how the presence is both stable and rooted. The infestation resulted uniform throughout the territory, and in summer it was supported by artificial breeding sites, which probably are the mainly *foci* for the mosquito development during dry periods in urban area. The data collected were used to formulate an analytical methodology to point out weekly critical stations with high infestation level.

KEY WORDS: Parma / surveillance / monitoring / mosquito control / *Aedes albopictus*

### **INTRODUZIONE**

*Aedes albopictus* è attualmente presente in tutte le regioni della penisola, ad eccezione della Valle d'Aosta, fino ad un'altitudine di circa 600 m (FONTENILLE *et al.*, 2007). Popolazioni stabili caratterizzano le zone con fattori ambientali e climatici particolarmente favorevoli, come le aree di pianura o di bassa collina, con clima caldo-umido ed elevata umidità

nei mesi estivi. Focolai importanti sono presenti nella Pianura Padana, nelle zone collinari delle regioni nord-orientali, nella parte più settentrionale della costa adriatica e lungo tutta la costa tirrenica (SEVERINI *et al.*, 2006). Caratterizzata da grande plasticità ecologica (HAWLEY, 1988; DI LUCA *et al.*, 2003) la specie si è adattata a condizioni climatiche ed ecolo-

giche anche molto diverse da quelle di origine (ESTRADA e CRAIG, 1995; FONTENILLE *et al.*, 2007) e, sfruttando come focolai di sviluppo le raccolte d'acqua artificiali degli ambienti antropizzati, è diventata una specie sinantropica (DI LUCA *et al.*, 2003). La sua presenza costituisce un problema rilevante non solo in termini di benessere dei cittadini, ma anche sotto il profilo sanitario (ROMI, 2001; CANCRINI *et al.*, 2003; POMBI *et al.*, 2003), vista la sua capacità di veicolare arbovirus (ROMI, 2002). Inoltre le condizioni climatiche, ambientali, storiche e socio-economiche dei paesi europei dell'area mediterranea rendono elevato il rischio di trasmissione di virus e di epidemie dove la specie è presente in modo stabile (FONTENILLE *et al.*, 2007). L'epidemia di Chikungunya verificatasi in agosto-settembre in Italia (ANGELINI *et al.*, 2007) ha dimostrato l'efficienza delle popolazioni locali nella trasmissione del virus (FONTENILLE *et al.*, 2007). Un adeguato programma di sorveglianza è indispensabile per prevenire l'insestimento in aree specifiche e limitate. In Europa meridionale, eliminare la specie laddove sia presente in modo stabile risulta molto difficile; in questo caso la strategia possibile è quella di operare per mantenere bassa la densità di popolazione e limitarne la diffusione (SCHOLTE e SHAFFNER, 2007) con una costante attività di sorveglianza e controllo.

Ad ora, il monitoraggio con ovitrappole è il mezzo più semplice ed efficace per raccogliere informazioni riguardo all'eventuale presenza della zanzara, all'estensione dell'infestazione, al suo evolversi stagionale e alle capacità di adattamento in relazione alle condizioni climatiche (ROMI, 2006; SCHOLTE e SHAFFNER, 2007); se svolto secondo parametri standard, l'elaborazione dei dati raccolti può diventare un utile strumento per una migliore conoscenza della dinamica di popolazione ed una più efficiente gestione dell'infestazione (SEVERINI, 2006).

Nella città di Parma Ausl e Arpa hanno avviato il monitoraggio nell'estate 2004, anno in cui *Ae. albopictus* è stata segnalata la prima volta, attivando 32 ovitrappole dalla settimana solare 32 alla 41. Nel 2005 sono state attivate 32 ovitrappole dalla settimana 15 alla 37. In entrambi gli anni è stata rilevata la sola presenza/assenza in aree considerate a rischio o in cui erano avvenute segnalazioni. Nel 2005 inoltre, dalla settimana 28 alla 51, il Museo di Storia Naturale, nell'ambito di una ricerca sovvenzionata da Enia-Amps Ambiente, ha attivato 13 ovitrappole all'interno dell'Orto Botanico, conteggiando settimanalmente, per la prima volta, il numero di uova. I risultati del monitoraggio realizzato nel 2007 sono discussi nel presente lavoro, con una proposta metodologica finalizzata ad ottimizzare la gestione dell'infestazione.

## MATERIALI E METODI

Il monitoraggio nella città di Parma (latitudine 44°48'12" N, longitudine 10°19'48" E, altitudine 57 m s.l.m.), che ha previsto l'utilizzo di 48 ovitrappole standard (BELLINI *et al.*, 2006; DI LUCA *et al.*, 2001; ROMI, 1995), è stato esteso all'intera area urbana (29,96 km<sup>2</sup>) ed è stato finalizzato ad analizzare la dinamica dell'infestazione rilevando il numero di uova deposte. Il Museo di Storia Naturale dell'Università, nell'ambito di una convenzione con Enia S.p.A. per conto del Comune, ha allestito la rete di monitoraggio, gestito la raccolta dei campioni e l'analisi dei dati.

Con frequenza settimanale la bacchetta di masonite di ciascuna ovitrappola è stata sostituita e portata in laboratorio per l'identificazione e la conta delle uova, per un totale di 1371 bacchette.

I dati meteorologici sono stati forniti dal CIDEA dell'Università degli Studi di Parma.

Il monitoraggio è stato svolto dalla 17<sup>a</sup> alla 46<sup>a</sup> settimana (19 aprile -15 novembre), coprendo un intervallo di 30 settimane.

Nel successivo periodo invernale (settimane 46-52) è stato mantenuto operativo il 25% delle ovitrappole, selezionando quelle che nel corso della stagione avevano registrato una percentuale di positività superiore al 50%.

## Parametri analitici

I parametri utilizzati sono: la percentuale di trappole positive su trappole operanti (% pos/op) e il numero medio di uova per trappola positiva (med/pos) (ROMI, 2005; SEVERINI, 2006), ad indicare rispettivamente la diffusione sul territorio e l'intensità dell'infestazione nei focolai attivi. Il numero medio di uova per trappola operante (med/op) (FERRARESE, 2005; TOMA *et al.*, 2003) è utilizzato come possibile indicatore della densità relativa della popolazione. La struttura dell'infestazione è inoltre descritta utilizzando classi di abbondanza (Fig. 3), indicative della dimensione e della percentuale dei focolai attivi.

## RISULTATI

I dati sperimentali (Tab. I) presentano distribuzione fortemente asimmetrica, con valori medi e mediani significativamente diversi, e per questa ragione sono stati applicati test statistici non parametrici (Kruskall-Wallis, U di Mann-Whitney). I parametri analitici descrivono sinteticamente i caratteri dell'ovodeposizione nel corso del periodo esaminato.

I parametri meteorologici (Tab. II) riportano i valori settimanali riferiti alle corrispondenti settimane di deposizione. Le precipitazioni (Fig. 1) si sono concentrate in periodi di tempo limitati (settimane 22-23 e 43-44), nei quali sono cadute ingenti quantità di acqua.

L'intero periodo estivo propriamente detto (settimane 25-38) è stato caratterizzato da condizioni siccitose. Nel medesimo intervallo, i parametri di temperatura e umidità hanno mostrato tuttavia dei valori relativamente stabili ( $T_{\min}=19,3^{\circ}\text{C}$   $T_{\max} 29,7^{\circ}\text{C}$ ;  $\text{UR}_{\min}=38\%$   $\text{UR}_{\max} 67\%$ ), garantendo condizioni ottimali di sviluppo per le generazioni estive.

Le prime deposizioni (Fig. 2) sono state registrate nella settimana 18 (2 uova), le ultime nella settimana 46 (4 uova), nessuna positività è stata poi rilevata nelle rimanenti settimane dell'anno. I dati possono dunque considerarsi rappresentativi dell'intero periodo di attività stagionale di *Ae. albopictus* a Parma. La diffusione dell'infestazione (% pos/op) mostra un aumento progressivo fino a raggiungere il 90% (settimana 35) per diminuire fino allo 0% (settimana 46). Si evidenziano due soglie ben distinte:

- settimane 27-38, in cui si concentrano tutti i superamenti della soglia del 70%;
- settimane 25-41, durante il quale la percentuale è sempre superiore al 50%.

Si osserva dunque un chiaro andamento stagionale. Il parametro med/pos ha mostrato andamento simile, superando la soglia di 40 e 50 uova rispettivamente nelle settimane 31, 38 e 29, denotando un analogo incremento nell'intensità dell'infestazione nella fase estiva. Il parametro med/op si differenzia da med/pos per valori costantemente inferiori. La struttura per classi di abbondanza dell'infestazione (Fig. 3), indica a sua volta una stagionalità, infatti le classi II, III e IV sono maggior-

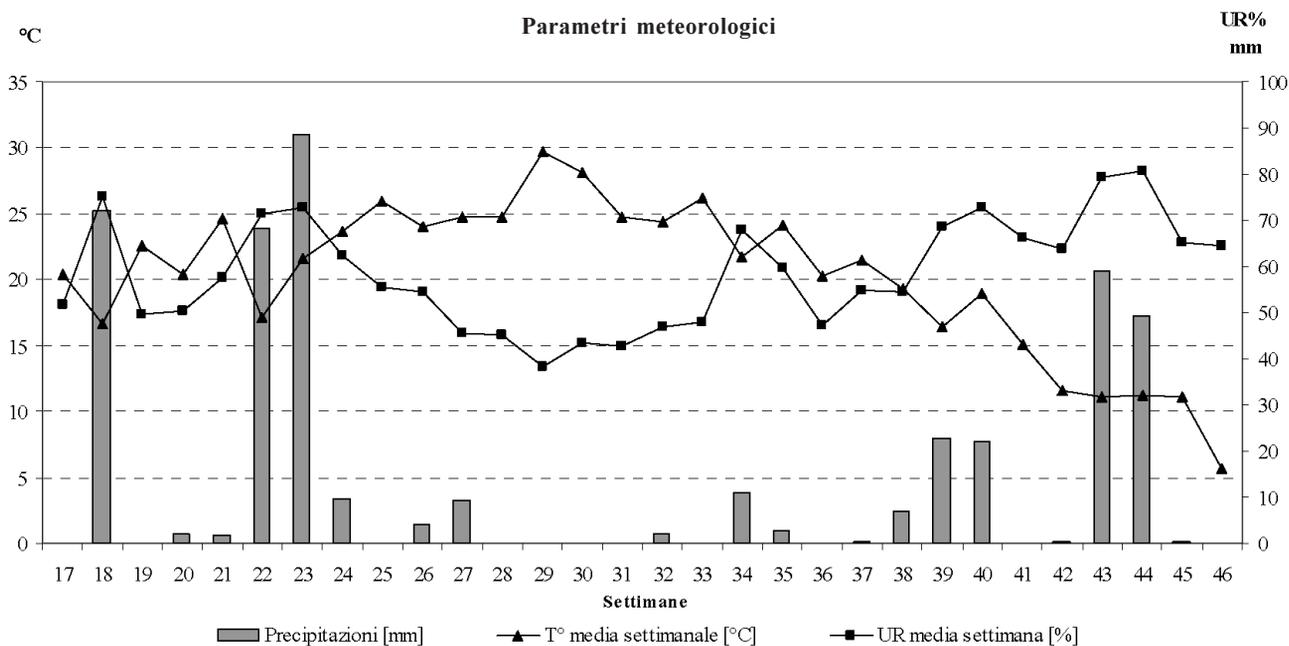
mente rappresentate nel periodo estivo laddove nei periodi primaverile ed autunnale la classe I è assolutamente dominante (percentuali superiori al 90%).

**Tab. I.** N: numero campionario; %pos/op: percentuale di trappole positive su trappole operanti; Media/pos: numero medio di uova calcolato sulle trappole positive; Media/op: numero medio di uova calcolato sulle trappole operanti. I parametri analitici sono stati calcolati su base settimanale.

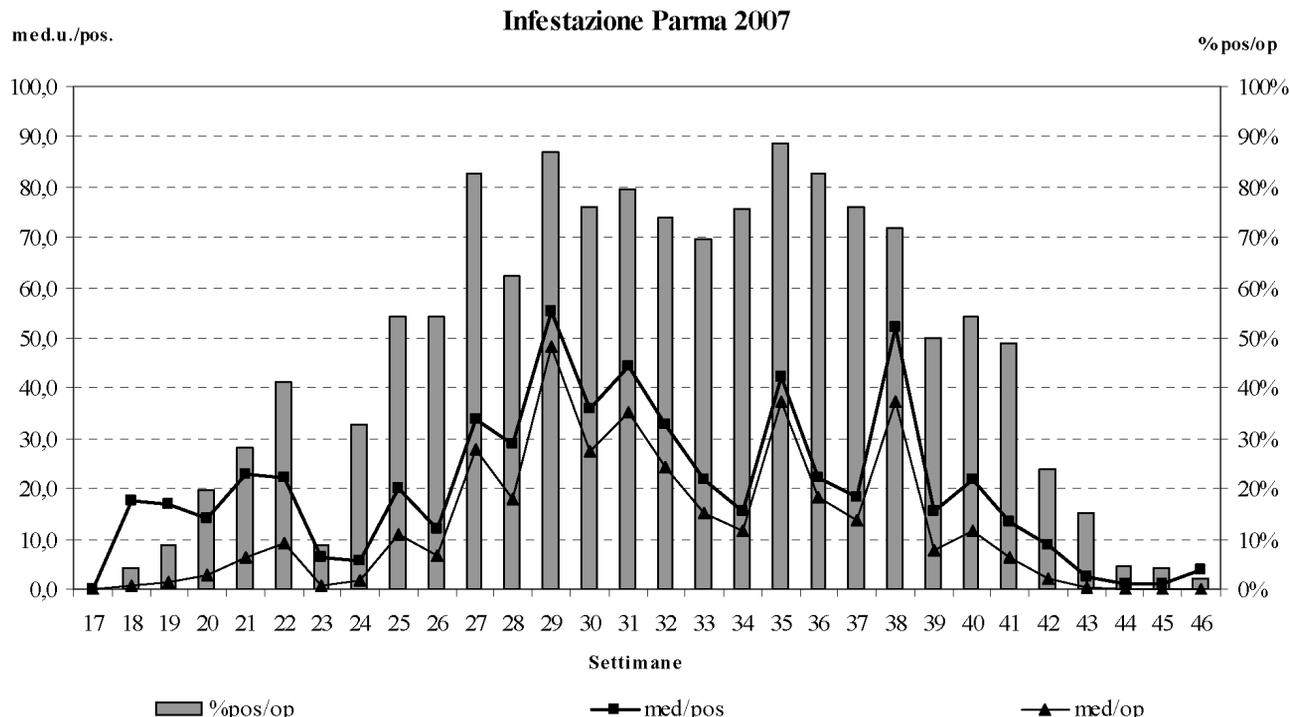
Dati sperimentali				
Variabile uova		Parametri analitici		
		%pos/op	Media/pos	Media/op
N	1371	29	29	29
Max	228	89%	54,05	47,15
Min	0	2%	0	0
Media	12,8	47%	19,18	12,5
Dev St	26,1	0,3	14,7	13,6
Mediana	0	53%	16	8

**Tab. II.** Intervallo di variazione dei principali parametri meteorologici. Dati giornalieri relativi al periodo di studio (settimane solari 17-46).

Parametri meteorologici	Parametri meteorologici		
	Min	Max	Media
Temperatura [ $^{\circ}\text{C}$ ]	5,7	29,7	20,2
Umidità relativa [%]	38,1	80,7	58,5
Precipitazioni [mm]	0,0	88,6	14,4



**Fig. 1.** Andamento, nel periodo di indagine, dei principali parametri meteorologici calcolati su base settimanale. Fonte CIDEA, Università di Parma



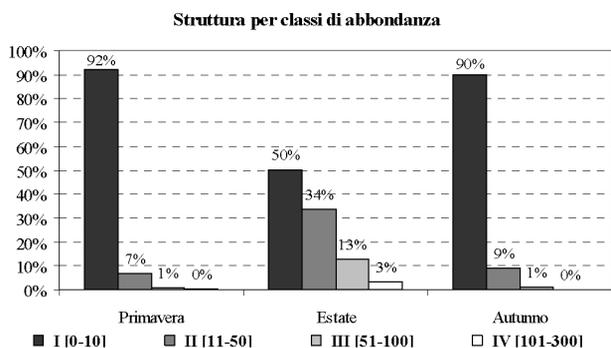
**Fig. 2.** Andamento dell'infestazione nel 2007. %pos/op: percentuale di trappole positive su trappole operanti; med/pos: numero medio di uova per trappola positiva; med/op: numero medio di uova per trappola operante.

**DISCUSSIONE**

L'infestazione di *Ae. albopictus* nella città di Parma, che mostra un andamento concorde con dati pubblicati precedentemente (Di LUCA *et al.*, 2001), risulta chiaramente estesa a tutto il territorio monitorato e, dalla costanza e intensità delle ovodeposizioni, è ben radicata nell'area in esame. I dati (non pubblicati) raccolti negli anni da Ausl e Arpa hanno rilevato nel 2004 un picco di presenze nella settimana 37, raggiungendo il 50% pos/op. Nel 2005 le deposizioni erano già in atto la settimana 15; il picco di diffusione si è registrato nel periodo compreso nelle settimane 26-37 con 5 superamenti della soglia del 60% pos/op. I dati (non pubblicati) raccolti dal Museo di Storia Naturale nel 2005 hanno rilevato nel periodo delle settimane 29-39 i massimi valori di deposizione con superamento costante della soglia di 100 uova per trappola. Le deposizioni si sono protratte in modo discontinuo fino ai mesi di gennaio-febbraio 2006, per riprendere nel successivo mese di maggio (settimana 20). Le attuali caratteristiche dell'infestazione sono concordi con quanto osservato fino ad ora, poiché i periodi di massima infestazione coincidono con quelli precedentemente osservati. Tutti i valori positivi (>0) sono stati raggruppati per periodo di osservazione, facendo riferimento alle stagioni astronomiche. Si sono considerati

quindi i periodi primavera (settimane 18-24), estate (settimane 25-38) e autunno (settimane 39-46). L'applicazione del test di Kruskal-Wallis ha evidenziato disomogeneità significativa tra questi periodi e, in particolare, il periodo estivo è risultato significativamente diverso dagli altri due ( $U=14113$  e  $U=16394,5$ ,  $p<0,001$ ), confermando quindi l'effettivo carattere stagionale delle deposizioni.

I parametri meteorologici di temperatura e umidità sono stati ottimali per la specie, che ha trovato nel clima caldo-umido di Parma condizioni di sviluppo



**Fig. 3.** Rappresentazione per classi di abbondanza relativa della struttura dell'infestazione. Ogni classe è calcolata sul numero di uova per trappola.

favorevoli. Diversamente da ROMI (2001), non si è osservato l'effetto positivo delle precipitazioni, che in questo caso non sembrano aver favorito l'infestazione, perché concentrate in pochi e limitati fenomeni meteorici (settimane 22-23 e 43-44, Fig. 1). Nell'intervallo delle settimane 22-23, si sono osservati una brusca diminuzione della temperatura e precipitazioni anche violente (25,0 mm di pioggia caduti il 2 giugno e 64,4 mm caduti il 7 giugno). Una tale condizione può aver influito sugli adulti limitandone le possibilità di deporre, e ritardandone i tempi di sviluppo e sfarfallamento. Infatti, le deposizioni nelle due settimane successive (23-24) hanno subito un calo inatteso per il periodo. Il secondo momento piovoso (36,6 mm di pioggia il 26 ottobre e 29,2 mm il 30 ottobre) non ha influenzato la deposizione, perché l'infestazione si trovava già in fase di esaurimento. Sembrerebbe quindi confermato che, in accordo con quanto riportato in FERRARI *et al.*, 1995, gli eventi meteorici abbondanti possano costituire elemento limitante per la popolazione. Osservando invece i periodi con scarsità di precipitazioni, quando le cadute stradali ed altre potenziali raccolte d'acqua piovana sono state verosimilmente improduttive (ROMI, 2001), si osserva come le deposizioni raggiungano valori intensi. Questo parrebbe confermare l'importanza nel sostenere l'infestazione, delle raccolte artificiali originate dalle attività antropiche, sia di natura domestica che commerciale/lavorativa.

Posto l'assunto che fenomeni di infestazione acuta possano essere collegati a valori di deposizione molto elevati, i parametri analitici utilizzati sono utili nel fornire valutazioni complessive dell'infestazione, tuttavia il loro utilizzo con finalità applicative necessiterebbe di maggiore dettaglio. In particolare sarebbe importante riuscire a definire criteri oggettivi per individuare focolai di infestazione acuta. Una prima indicazione può essere fornita dai parametri med/op e med/pos: questi sono significativamente diversi ( $t=9,003$ ;  $p=0,0001$ ) e diversamente correlati (Pearson) con % pos, assumendo coefficienti di correlazione rispettivamente di  $\rho=0,950$  ( $p=0,0001$ ) e  $\rho=0,798$  ( $p=0,001$ ). Med/pos, non subendo l'effetto delle ovitrappole prive di uova, è molto più influenzato dai valori "estremi" e, in caso di forti incrementi nelle deposizioni, si discosta dalla med/op. La semplice osservazione di tali scostamenti permetterebbe di evidenziare le settimane nelle quali avvengono gli incrementi suddetti, tuttavia il solo confronto tra questi due parametri non consente di individuare tempestivamente le stazioni critiche.

Fatta salva dunque la necessità di adottare criteri oggettivi di valutazione, è possibile isolare i focolai di infestazione acuta, individuando le ovitrappole le cui deposizioni si discostano sensibilmente dalla media complessiva (med/op), usando come *limite di signifi-*

*catività* il valore ottenuto sommando la media settimanale (med/op) al doppio della relativa deviazione standard. Così facendo si isola mediamente il 5% delle ovitrappole attive, puntando quindi l'attenzione sulle stazioni effettivamente considerabili "anomale". Le stazioni critiche, individuate secondo criteri oggettivi ed in tempi utili, potranno essere sottoposte a indagini puntuali e approfondite, al fine di individuare ed eventualmente indirizzare le operazioni di eliminazione dei focolai attivi. A titolo di esempio si consideri la settimana 27 (med/op=27,9 e deviazione standard=36,9): il *limite di significatività* ( $27,9+73,8=101,7$ ) permette di discriminare, con notevole anticipo, due stazioni che al termine del periodo di osservazione (settimana 46) avranno mostrato i più alti livelli di infestazione della città. L'individuazione precoce di un sito "critico" assicura un notevole vantaggio per l'adozione di misure di indagine e di controllo, rendendo il monitoraggio uno strumento applicativo di notevole efficacia.

## CONCLUSIONI

L'azione di un monitoraggio capillare, sistematico e continuato contribuisce a fornire dati significativi per la comprensione dello stato e delle dinamiche dell'infestazione insistente in città. Si conferma il forte carattere stagionale dell'andamento dell'infestazione, con i livelli massimi nelle settimane 25-38. I siti di deposizione artificiali, in periodi di precipitazioni scarse o assenti e in un contesto urbano quale quello della città di Parma, sono particolarmente favorevoli nel sostenere l'infestazione.

L'utilizzo del parametro med/pos appare più utile nella valutazione dell'intensità dell'infestazione in quanto esprime l'effettiva abbondanza delle deposizioni in ciascun sito, diversamente dalla generica indicazione di densità fornita dalla med/op. L'applicazione del limite di significatività inoltre permette di scegliere, su base oggettiva, le aree nelle quali indirizzare eventuali azioni di controllo. In tal senso, la base conoscitiva di un monitoraggio adeguatamente pianificato è fondamentale nella elaborazione di procedure di analisi e di gestione dell'infestazione che, coinvolgendo sinergicamente amministrazioni e cittadini, può portare al contenimento dell'infestazione.

## Ringraziamenti

Si ringraziano la società Enia S.p.A. e il Comune di Parma per aver finanziato la ricerca, il Museo di Storia Naturale dell'Università di Parma per l'indispensabile supporto logistico e scientifico. Si ringrazia il Centro Interdipartimentale Energia Ambiente (CIDEA) dell'Università di Parma nella persona del dott. Paolo Fantini per la disponibilità e la preziosa collaborazione.

## BIBLIOGRAFIA

- ANGELINI R., FINARELLI A. C., ANGELINI P., PO C., PETROPULACOS K., MACINI P., FIORENTINI C., FORTUNA C., VENTURI G., ROMI R., MAJORI G., NICOLETTI L., REZZA G., CASSONE A., 2007. An outbreak of Chikungunya fever in the province of Ravenna, Italy. *Eurosurveillance weekly*, Vol **12**, num. 9.
- BELLINI R., VERONESI R., VENTURELLI C., ANGELINI P., 2006. Linee guida per il controllo della zanzara tigre. Strategie di lotta integrata a *Aedes albopictus*: vademecum per gli operatori. *Regione Emilia Romagna*, Servizio sanitario regionale.
- CANCRCINI G., ROMI R., GABRIELLI S., TOMA L., DI PAOLO M., SCARAMOZZINO P., 2003. First finding of *Dirofilaria repens* in natural population of *Aedes albopictus*. *Medical and Veterinary Entomology*. **17**: 448-451.
- DI LUCA M., TOMA L., SEVERINI F., D'ANCONA F., ROMI R., 2001. *Aedes albopictus* a Roma: monitoraggio nel triennio 1998-2000. *Ann. Ist. Super. Sanità*, Vol. **37**, n. 2: 249-254.
- DI LUCA M., SEVERINI F., TOMA L., ROMI R., 2003. zanzara tigre: un raffinato esempio di plasticità ecologica. *Biologi italiani*. **23** (6): 33-43.
- ESTRADA FRANCO J.G., CRAIG G.B., 1995. Biology, disease relationship, and control of *Aedes albopictus*. *PAHO* Vol. 42 (technical paper).
- FERRARESE U., 2005. La diffusione della zanzara tigre *Aedes albopictus* (Skuse) a Rovereto nel 2005. *Ann. Mus. civ. Rovereto* Vol. **21**: 261-269.
- FERRARI R., MARINI M., DRAGHETTI S., 1995. Produttività delle caditoie urbane per lo sviluppo di zanzare (diptera Culicidae). *Igiene Alimenti – Disinfestazione & Igiene Ambientale*, Anno **XII**, Settembre–Ottobre: 35-39.
- FONTENILLE D., FAILLOUX A.B., ROMI R., 2007. Should we expect Chikungunya and Dengue in Southern Europe. In: Takken W. & Knols B.G.J. “*Emerging pests and vector-borne diseases in Europe*”. Wageningen Academic Publishers. The Netherlands: 169-184.
- HAWLEY W. A., 1988. The Biology of *Aedes albopictus*. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* **4** (Supplement): 2-39.
- POMBI M., COSTANTINI C., DELLA TORRE A., 2003. *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) a Roma: analisi sperimentale di parametri rilevanti in strategie di controllo. *Parassitologia*, **45**: 97-102.
- ROMI R., 2001. *Aedes albopictus* in Italia: un problema sanitario sottovalutato. *Ann. Ist. Super. Sanità*, Vol. **37**, n. 2: 241-247
- ROMI R., 2002. I culicidi quali vettori di agenti patogeni. *Atti XIX Congresso nazionale italiano di Entomologia. Catania 10-15 Giugno*, 1187-1192.
- ROMI R., 2005. La gestione delle infestazioni da Zanzara tigre. *Igiene Alimenti – Disinfestazione e igiene Ambientale*, Anno **22**, n. 3. Maggio-Giugno (ISSN 1721-5366).
- ROMI R., 2006. *Aedes albopictus* in Italia: un aggiornamento della situazione Roma. In *Atti del Workshop “Strategie di controllo della zanzara tigre e l’esperienza romana” Orto botanico largo Cristina di Svezia*, 21.
- ROMI R., 1995. History and updating of the spread of *Aedes albopictus* in Italy. *Parassitologia*, **37**: 99-103.
- SCHOLTZE E.J., SHAFFNER F., 2007. Waiting for the tiger: establishment and spread of the *Aedes albopictus* mosquito in Europe. In: Takken W. & Knols B.G.J. *Emerging pests and vector-borne diseases in Europe*. Wageningen Academic Publishers. *The Netherlands*: 241-260.
- SEVERINI F., 2006. Monitoraggio della zanzara tigre nel comune di Roma: raccolta e gestione dei dati. In *Atti del Workshop “Strategie di controllo della zanzara tigre e l’esperienza romana” Orto botanico largo Cristina di Svezia*, 21.
- SEVERINI F., DI LUCA M., TOMA L., ROMI R., 2006. Zanzara tigre: un nemico sottovalutato. *Le Scienze*. Vol. n. 456, agosto.
- TOMA L., SEVERINI F., DI LUCA M., BELLA A., ROMI R., 2003. Seasonal patterns of oviposition and egg hatching rate of *Aedes albopictus* in Rome. *J Am Mosq Control Association*, **19** (1), 19-22.

## Le zanzare dell'area versiliese (Toscana nord-occidentale): ambiti naturali e artificiali di insediamento e di diffusione

Gilberto Natale Baldaccini<sup>1</sup>, Ugo Giancetti<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ARPAT Dipartimento Provinciale di Lucca – Servizio Locale della Versilia, Piazza della Repubblica 16 55045 Pietrasanta

<sup>2</sup> Consulente Igiene Ambientale - Via Giulietti 9/a Ghezzano (PI)

\* Referente per la corrispondenza: gn.baldaccini@arpad.toscana.it

Pervenuto il 30.4.2009; accettato il 12.5.2009

### Riassunto

Il presente lavoro raccoglie i risultati di indagini condotte sulla popolazione dei culicidi del territorio versiliese (Toscana nord-occidentale) a partire dalla fine degli anni 80 fino ai giorni nostri. Le indagini hanno abbracciato tutti gli ambienti della Versilia, da quelli fortemente urbanizzati della costa a quelli più naturali e integri ancora presenti in alcune aree del territorio.

Nel complesso sono state evidenziate almeno 20 specie di Culicidi di cui vengono fornite alcune note sulla biologia e sulla distribuzione. Delle specie rinvenute, solo alcune hanno interesse sanitario, la maggior parte rappresentando, al più, motivo di fastidio per l'uomo.

Dominano l'ambiente urbano *Culex pipiens molestus* e *Aedes albopictus*, e si rinvengono, in numero decisamente minore, *Anopheles plumbeus*, *Aedes geniculatus* e *Culiseta longiareolata*. Negli ambienti rurali, oltre a *Culex pipiens molestus*, troviamo rappresentanti del complesso *Anopheles maculipennis* e *Culiseta longiareolata*. Negli ambienti a più elevata naturalità si ritrova il maggior numero di specie.

Nel bosco mesofilo litoraneo si individuano, *Culiseta annulata*, *Culiseta morsitans*, *Culex pipiens pipiens*, *Culex impudicus*, *Uranotaenia unguiculata*, prevalentemente zoofila o *Aedes sticticus* e *Aedes rusticus*, capaci di infastidire anche l'uomo. Nelle zone umide è frequente *Coquillettidia richiardii* mentre più rare si presentano *Aedes vexans* e *Anopheles petragnanii*. Negli ambienti collinari, in acque limpide e di buona qualità, sono presenti specie come *Culex hortensis*, *Culex pipiens pipiens*, *Anopheles claviger* s.l. e *Culiseta annulata*.

La presenza di Culicidi può assumere il ruolo di indicatore di qualità ambientale evidenziando l'importanza delle azioni di tutela e salvaguardia degli ambiti naturali del territorio.

PAROLE CHIAVE: zanzare / Toscana nord occidentale / qualità ambientale

### Mosquitoes of Versilia's territory (North western Tuscany, Italy): settlement and spread on natural and artificial districts

The hereby work collect results of surveys carried out on Culicid's population on Versilia's territory (North western Tuscany, Italy) from the late 80s to nowadays. Such surveys include all Versilia environments, from those located on the coast which are highly urbanized to those others which are more natural and virgin in some areas of this territory.

On the whole at least 20 species of Culicid have been pointed out; some notes about biology and allocation are supplied herewith. Amongst the found species, only very few of them offer a sanitary interest, most of them at the most disturb man.

In the urban zones *Culex pipiens molestus* and *Aedes albopictus* predominate, whereas we only found very few *Anopheles plumbeus*, *Aedes geniculatus* and *Culiseta longiareolata*. In the rural zones, in addition to *Culex pipiens molestus* we listed *Anopheles maculipennis* and *Culiseta longiareolata* as representative of the whole. In more virgin areas most of species can be found. In coastal mesophilic woods we ascertained *Culiseta annulata*, *Culiseta morsitans*, *Culex pipiens pipiens*, *Culex impudicus*, *Uranotaenia unguiculata*, which are predominately zoophile together with *Aedes sticticus* e *Aedes rusticus* which disturb man. In wet areas *Coquillettidia richiardii* is common whereas *Aedes vexans* and *Anopheles petragnanii* are rarer. In hilly areas, in clean and good quality waters species like *Culex hortensis*, *Culex pipiens pipiens*, *Anopheles claviger* s.l. and *Culiseta annulata* are present.

Culicid presence has a revealing role to demonstrate environment quality highlighting the importance of protection and safeguard's actions of the natural environment of the territory.

KEY WORDS: mosquitoes / North western Tuscany / environment quality

## INTRODUZIONE

Lo studio delle zanzare (Ditteri Culicidi) in Italia è stato prevalentemente motivato dal ruolo fondamentale che questi insetti rivestono come vettori di malattie, prima fra tutte la malaria, trasmessa da componenti della sottofamiglia degli anofelini. Ancora oggi, nonostante che il problema si sia molto ridimensionato, tanto da perdere i toni drammatici che giustificavano le ricerche intraprese all'inizio del secolo scorso, molte indagini sono rivolte all'individuazione delle aree ancora interessate da anofelismo residuo e all'identificazione delle specie che lo determinano (ROMI *et al.*, 1992; ROMI *et al.*, 1994; ROMI *et al.*, 1997; BALDACCINI *et al.*, 2000).

Altre indagini, spesso inedite, sono state condotte per la messa a punto di azioni integrate alla lotta verso specie che costituiscono più un motivo di molestia, che di vero e proprio rischio epidemiologico.

Anche in Versilia i primi dati sulle zanzare scaturivano dallo studio degli anofelini (MISSIROLI e HACKETT., 1927; FRANCALANCI, 1928; LA FACE, 1933; MISSIROLI *et al.*, 1933; VAN THIEL, 1933), proprio per il fatto che in questo territorio vi erano recrudescenze della malaria, che aveva costituito un serio problema sanitario fino alla fine del XIX secolo. Solo dalla metà degli anni '80 è iniziata una nuova serie di indagini volte all'identificazione di specie in grado di causare intense infestazioni e procurare molestia all'uomo (BALDACCINI e GIANCHECCHI, 1989; *idem* 1993) o che avrebbero potuto avere implicazioni sanitarie (GIANCHECCHI *et al.*, 1998; BALDACCINI *et al.*, 2000).

Tali ricerche, oltre a fornire indispensabili informazioni sull'ecologia delle specie responsabili delle infestazioni, contribuivano allo studio della comunità culicidica nei vari distretti del territorio versiliese.

Il presente lavoro si prefigge di illustrare i vari componenti di questa comunità, la loro distribuzione nei vari ambiti territoriali, alcuni aspetti della loro ecologia, lo stretto rapporto che alcune specie hanno con determinati biotopi. Prescindendo dalle eventuali implicazioni sanitarie, che possono derivare dal ruolo di questi insetti come ectoparassiti dell'uomo o degli animali, viene evidenziato il ruolo che le zanzare, in quanto organismi appartenenti a cenosi complesse (già in passato si è studiata l'associazione della fauna culicidica a particolari cenosi soprattutto per migliorare le strategie di lotta antilarvale, cfr. COUSSERANS *et al.*, 1963; 1976), possono avere come indicatori di aree caratterizzate da elevata naturalità e diversità ambientale, fornendo un contributo per la conservazione di queste ultime e quindi, paradossalmente, migliorare gli standard di qualità ambientale. Ponendosi dunque, anche se solo in apparenza, più dalla parte delle zanzare che dell'uomo, si tenterà di far comprendere quanto sia indispensabile, nell'attuale contesto socio economi-

co, tutelare ambienti che conservano i segni della storia del nostro territorio e le condizioni per il mantenimento di elevati livelli di biodiversità, anche al prezzo di quella molestia che, oramai, non siamo più abituati a tollerare.

## AREA DI STUDIO E METODI D'INDAGINE

La costa versiliese (provincia di Lucca) è costituita da una porzione di quell'ampia falcatura sabbiosa che, unendo la foce del fiume Magra con quella dell'Arno, dà origine al litorale apuo-versiliese-pisano (Toscana nord-occidentale).

Il processo di formazione di questa subregione è iniziato nel tardo quaternario, andando a delinearci l'attuale situazione in epoca storica, quando, per azione del moto ondoso e dei depositi alluvionali di Arno e Serchio, all'epoca riuniti in un solo apparato deltizio, si sono formate consistenti barre sabbiose a delimitare ampie lagune interne (PEDRESCHI, 1956; MAZZANTI, 1983).

Il territorio compreso tra l'attuale linea di riva e i contrafforti collinari del massiccio apuano è oggi occupato da una pianura leggermente depressa e ormai assestata, separata dal mare da una duna costiera. Quest'area è percorsa da una fitta rete di fossi e di canali, originatisi dall'imponente opera di bonifica che, all'inizio del secolo scorso, ha prosciugato un vasto mosaico di zone umide. Al paesaggio rurale che ne scaturiva, si va sostituendo oggi un tessuto urbano in continua espansione, che ha interessato anche la maggior parte della duna costiera. Sebbene l'urbanizzazione di quest'ultima sia infatti caratterizzata dalla spiccata presenza di vegetazione, sono rimaste, a testimonianza del più antico bosco litoraneo, solo alcune aree residue, tra cui la Macchia Lucchese, lembo settentrionale del più ampio comprensorio boschivo del Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli, di notevole interesse storico e naturalistico (VANNINI, 1937; MONTELUCCI, 1969; TOMEI, 1972; BALDACCINI, 1984; BALDACCINI e PAPÀSOGLI, 1989) e il bosco della Versiliana (TOMEI *et al.*, 1986).

L'azione delle bonifiche ha risparmiato le aree più depresse della zona umida che un tempo caratterizzava l'intera pianura versiliese. Mantengono così un elevato interesse ambientale e naturalistico, a sud, il Lago di Massaciuccoli e le aree palustri che lo circondano (TOMEI *et al.*, 1994) e, a nord, l'area umida del lago di Porta (TOMEI e BARTELETTI, 1977).

Considerando la Versilia come un'unica unità fisiografica (sarebbe in effetti opportuno estendere questo concetto oltre i limiti amministrativi, considerando l'intera falcatura costiera) ed ispirandosi a strategie di gestione integrata del territorio (APAT, 2003), volte alla conservazione della biodiversità, possiamo ricono-

scere, all'interno dei suoi confini, aree ad elevata naturalità (*Core areas*), costituite da insiemi di biotopi, soggette a regime di protezione, come appunto la Macchia Lucchese (SIR, SIC), la zona umida del Massaciuccoli (SIC, SIR), l'area di Porta (ANPIL, SIR) e la Versiliana, o come gli ambienti collinari e montani, che dovrebbero essere salvaguardati con apposite azioni di tutela. Si individuano poi aree naturali puntiformi (*Stepping stones*), di modesta superficie, in grado di ospitare particolari microambienti, come i residui di bosco mesofilo, depressioni acquitrinose retrodunali, formazioni boschive isolate, ecc. che si ritrovano sparse un po' ovunque, anche se in costante contrazione. Per completare lo scenario, dovremmo considerare tutte quelle strutture lineari e continue del paesaggio (*Ecological corridors*), in grado di connettere tra loro le aree ad elevata naturalità e rappresentate principalmente dai corsi d'acqua, dai canali di bonifica, dalle siepi e dalle fasce boscate. Questi frammenti del territorio dovrebbero essere mantenuti o possibilmente ricostituiti, con interventi di restauro ambientale, per garantire la possibile "ricucitura" del mosaico naturale, in una prospettiva di conservazione della natura e tutela della biodiversità.

Tenendo conto di queste realtà, possiamo individuare sul territorio della Versilia quattro distretti principali, così rappresentati (Fig. 1):

– aree urbanizzate (AU): costituite dai centri urbani e

dalle aree ad urbanizzazione mista presenti lungo la fascia costiera, dove l'insediamento abitativo è interrotto per brevi tratti da zone boschive. In queste aree si rileva spesso una netta distinzione tra due realtà, caratterizzate da sistemi ambientali spesso in antagonismo, con passaggio repentino tra abitato e residui di aree naturali;

- aree rurali (AR): caratterizzate da paesaggio rurale, derivante dall'azione delle bonifiche, o dalla campagna mista a urbano, con scarse connotazioni di naturalità, rappresentate da formazioni boschive sparse;
- aree ad elevata naturalità (Aree centrali): aree in cui predominano residui del paesaggio primitivo della pianura alluvionale e della duna costiera, caratterizzato da un insieme di habitat. Si possono considerare tali la Macchia Lucchese (ML), le paludi del Massaciuccoli (PM), il bosco della Versiliana (BV), le zone umide del Porta (ZP);
- ambiente collinare (AC): in questa area sono compresi i contrafforti della cornice apuana in cui risaltano ancora elementi di naturalità collegati al paesaggio fluviale.

I dati relativi alla fauna culicidica utilizzati nel presente lavoro, scaturiscono da indagini mirate, dove sistematicamente sono stati indagati siti idonei per la raccolta delle larve o per la cattura delle immagini alate, o da osservazioni effettuate su reperti occasionali (non



**Fig. 1.** Area di studio. Sono evidenziati i distretti presso i quali sono stati rilevati dati sulla comunità dei culicidi: ambiente urbanizzato (AU); ambiente rurale (AR); aree ad elevata naturalità: Macchia Lucchese (ML), palude del Massaciuccoli (PM), bosco della Versiliana (BV), zona umida del Porta (ZP) e ambiente collinare (AC). Le aree identificate accolgono i siti di sviluppo larvale e costituiscono aree dalle quali le immagini alate possono sconfinare verso ambienti limitrofi.

è da escludere che la situazione rilevata in certi distretti, presso i quali siano intervenute modifiche sostanziali agli habitat, possa oggi essere mutata). Nel complesso si sono indagati i più svariati ambienti come i canali di drenaggio, i ruscelli collinari, gli allagamenti del bosco idrofilo, i cariceti e i fragmiteti delle aree palustri, i cavi degli alberi, le raccolte d'acqua occasionali reperibili sul territorio, come recipienti abbandonati, pneumatici, fusti per la raccolta di acqua piovana, abbeveratoi, ecc.

La cattura delle alate è stata effettuata negli ambienti boschivi e nelle radure, presso le abitazioni e i ricoveri per animali, mediante aspiratore elettrico e, in alcuni casi, con l'ausilio di trappole luminose.

Per l'esatta identificazione delle specie raccolte si è fatto ricorso all'uso di specifiche chiavi dicotomiche (MARSHALL, 1938; RIOUX, 1958; SENEVET e ANDARELLI, 1959; GUTSEVICH *et al.*, 1974; CRANSTON *et al.*, 1987; ROMI, 1996).

## RISULTATI

Sulla base delle indagini effettuate i culicidi presenti sul territorio versiliese appartengono ad almeno 20 differenti specie (Tab. I). Per ciascuna di esse vengono riportate alcune note sulla biologia e sulla distribuzione, in relazione ai vari ambienti di sviluppo larvale (Fig. 1).

### Sottofamiglia Anophelinae

GENERE *ANOPHELES* Meigen

*Anopheles (Anopheles) claviger* (Meigen, 1804) *s.l.*

*An. claviger* *s.l.* è un complesso sistematico a distribuzione oloartica, che comprende le due specie gemelle *An. claviger* *s.s.* e *An. petragnanii* (COLUZZI, 1963; COLUZZI *et al.*, 1964; CIANCHI *et al.*, 1981) la cui identificazione richiede una analisi tassonomica approfondita sulle esuvie pupali (COLUZZI, 1960).

Tab. I. Check list delle specie individuate in Versilia.

n.	Specie	Comportamento alimentare	Tipologia dei siti di sviluppo larvale	Ambienti
1	<i>Ae. albopictus</i>	Antropofila	Raccolte d'acqua occasionali	AU, AC, AR
2	<i>Ae. detritus</i>	Antropo-zoofila	Ambienti salmastri	ML
3	<i>Ae. geniculatus</i>	Antropo-zoofila	Cavi degli alberi	AU, ML, BV, ZP, AC
4	<i>Ae. rusticus</i>	Antropo-zoofila	Acquitrini bosco mesofilo	ML
5	<i>Ae. sticticus</i>	Antropo-zoofila	Acquitrini bosco mesofilo	ML, BV, ZP
6	<i>Ae. vexans</i>	Antropo-zoofila	Prati inondabili, bosco mesofilo	ZP
7	<i>An. claviger</i>	Zoofila	Risorgive, ruscelli collinari	ZP, AC
8	<i>An. melanoon</i>	Zoofila	Raccolte d'acqua occasionali	AR
9	<i>An. messeae</i>	Zoofila	Raccolte d'acqua occasionali	AR
10	<i>An. petragnanii</i>	Zoofila	Risorgive, ruscelli collinari	ZP, AC
11	<i>An. plumbeus</i>	Antropo-zoofila	Cavi degli alberi	AU, ML, BV, ZP, AC
12	<i>Co. richiardii</i>	Zoo-antropofila	Acque palustri su vegetazione acquatica	ZP, PM
13	<i>Cx. hortensis</i>	Batracofila	Raccolte d'acqua occasionali; ristagni	AC
14	<i>Cx. impudicus</i>	Batracofila	Acque palustri, canali drenaggio	ML, ZP, BV
15	<i>Cx. pipiens</i>	Ornitofila	Acque palustri	ML, PM, BV, ZP, AC,
16	<i>Cx. molestus</i>	Antropofila	Raccolte d'acqua occasionali, anche inquinate	AU, AR
17	<i>Cu. annulata</i>	Ornito-antropofila	Acque palustri, bosco mesofilo,	ML, PM, ZP, AC, BV
18	<i>Cu. longiareolata</i>	Ornitofila	Raccolte d'acqua occasionali, pulite	ML, ZP, BV, AR, AU
19	<i>Cu. morsitans</i>	Ornitofila	Acque palustri, bosco mesofilo	ML
20	<i>U. unguiculata</i>	Batracofila	Acque palustri	ML, PM, ZP

**Legenda:** AU= ambiente urbanizzato; AR= rurale; ML= Macchia Lucchese; PM= paludi Massaciuccoli; BV= bosco Versiliana; ZP= zone umide Porta; AC= ambiente collinare.

I reperti campionati sono costituiti da un numero esiguo di immagini catturate all'interno di stalle di bovini (zona Lago di Porta, comune di Pietrasanta) e in voliera (Pietra Padule, comune di Massarosa) e da un numero cospicuo di stadi preimmaginali, sulle quali sono state indirizzate le indagini di laboratorio che hanno consentito l'esatta classificazione tassonomica.

Le zone di sviluppo delle larve si localizzano nelle risorgive del lago di Porta (*An. claviger* s.s. e *An. petraganinii*) e nella fascia pedecollinare, nei pressi di Camaiore (*An. petraganinii*) e Massarosa (loc. Stiava) (*An. claviger* s.s.), dove le due specie colonizzano ambienti di ridotte dimensioni e ombreggiati, con acque limpide e fredde, come pozze di ruscelli e lavatoi abbandonati.

*Anopheles (Anopheles) maculipennis* s.l. Meigen, 1818

Tra le varie specie gemelle appartenenti a questo noto complesso biosistemico (MISSIROLI *et al.*, 1933) a distribuzione paleartica, si segnalano in Versilia *An. messeae* e *An. melanoon*. La zona di maggior diffusione coincide con l'area rurale di Massarosa e i reperti, riferibili solo ad insetti adulti, provengono da conigliere e voliere. Non sono stati ancora individuati i siti di sviluppo larvale, ma la riduzione di siti naturali idonei allo sviluppo di questa specie sembra far orientare la deposizione verso raccolte occasionali di acqua di buona qualità. Dalle caratteristiche dell'ambiente di ritrovamento si può desumere che il comportamento delle due specie sia prettamente zoofilo.

*Anopheles (Anopheles) plumbeus* Stephens, 1828

Specie paleartica (RIBEIRO *et al.*, 1988), tipicamente arboricola e limnodendrofila. Le femmine tuttavia sopperiscono spesso alla mancanza dei siti tipici, costituiti da vecchie carie di alberi, adattandosi a microambienti a questi assimilabili come già segnalato da altri Autori (SANDICCHI, 1937; MARSHALL, 1938; SWELLENGREBEL, 1954; RIOUX, 1958). La femmina ha abitudini antropofile ed è caratterizzata da una spiccata esofilia e da attività diurna.

La specie ha dimostrato un'ampia diffusione su gran parte della Versilia, colonizzando le aree boschive costiere e collinari. Reperti larvali, rinvenuti prevalentemente in siti atipici, come manufatti in disuso e copertoni d'auto, sono riferibili alla Macchia Lucchese ed alle località di Torre del Lago e Forte dei Marmi. I rari esemplari adulti provengono invece dagli abitati di Viareggio, Lido di Camaiore, Marina di Pietrasanta, Forte dei Marmi, Massarosa, Valpromaro, e dal Lago di Porta.

## Sottofamiglia Culicinae

GENERE *Aedes* Meigen

*Aedes (Finlaya) geniculatus* (Olivier, 1791)

La specie era già stata segnalata allo stadio larvale limitatamente all'area della Macchia Lucchese (BALDACCINI e GIANCIECCHI, 1993). La presenza di adulti è stata successivamente evidenziata in varie località dell'area di studio, caratterizzate dalla presenza di vegetazione arborea. La specie condivide, infatti, gli stessi microhabitat occupati da *An. plumbeus*.

I reperti si riferiscono ad individui isolati catturati, anche all'interno delle abitazioni, nella città di Viareggio e nei centri abitati di Lido di Camaiore, Capezzano, Marina di Pietrasanta e Forte dei Marmi, in collina nei pressi di Valpromaro e presso la zona umida del Porta.

*Aedes (Ochlerotatus) detritus* (Haliday, 1833)

La specie è stata rinvenuta solo all'interno della Macchia Lucchese (BALDACCINI e GIANCIECCHI, 1993). I pochi reperti raccolti sono stati considerati occasionali considerando che i siti di sviluppo larvale, caratterizzati da acque salmastre, non sono presenti nell'area. Le ampie possibilità di spostarsi, proprie di questa specie, fecero supporre la sua provenienza da altre zone del Parco Naturale.

*Aedes (Ochlerotatus) sticticus* (Meigen, 1838)

Recenti indagini hanno confermato la presenza di questa specie anche fuori delle prime stazioni di ritrovamento italiane, localizzate nella Macchia Lucchese a metà degli anni '80 (BALDACCINI e GIANCIECCHI, 1989). I nuovi reperti fanno estendere l'areale versiliese della specie ancora più a nord, e precisamente nel bosco della Versiliana (comune di Pietrasanta) e nell'area umida del Porta. Lo sviluppo larvale avviene nelle depressioni acquitrinose del bosco mesofilo, che si allagano, prevalentemente in primavera, quando appare l'unica generazione annuale. Non è tuttavia da escludere una seconda generazione autunnale, con il verificarsi di condizioni climatiche favorevoli. I ritrovamenti in altre zone della Penisola (ZAMBURLINI, 1996), poste oltre il limite nord della subregione mediterranea (RIOUX, 1958), sembrano confermare il significato relittuale di questa specie, la cui presenza è legata al contesto bioclimatico e vegetazionale della Versilia.

*Aedes (Rusticoides) rusticus* (Rossi, 1790)

Specie con diffusione circoscritta all'ambito della Macchia Lucchese, non essendo stata mai ritrovata nel resto del territorio versiliese. Presenta aspetti ecologici

simili alla congenere *sticticus*, sebbene con densità di individui molto più ridotte.

*Aedes (Aedimorphus) vexans* (Meigen 1830)

La specie è stata rilevata allo stadio adulto nell'ambito di attività di monitoraggio effettuate per il controllo di specie culicine infestanti. I siti di sviluppo larvale sembrano essere riscontrabili nelle depressioni inondabili del Lago di Porta, dove sono stati catturati adulti che tuttavia non raggiungono mai livelli di elevata densità numerica. La femmina si nutre su animali e uomo.

*Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1894)

Nota al vasto pubblico come "zanzara tigre", questa specie è stata introdotta in Italia all'inizio degli anni '90 (SABATINI *et al.*, 1990; ROMI, 1996) e, ambientandosi perfettamente al regime climatico e alla disponibilità di siti di sviluppo, ha costituito immediatamente un problema sanitario. In Versilia si è ampiamente diffusa, dopo la segnalazione del primo ritrovamento verificatosi a Lido di Camaiore nell'estate 2002. La sua diffusione è legata a siti di sviluppo occasionali, presenti in ambiente antropizzato (urbano, rurale e collinare), tanto da sovrapporsi alla specie fino ad oggi ritenuta la sola dominante, *Culex pipiens molestus*. È caratterizzata da spiccata aggressività nei confronti dell'uomo pur mantenendo probabilmente anche attitudini zoofile.

GENERE *CULEX* LINNAEUS

*Culex (Maillotia) hortensis* Ficalbi, 1889

Specie a distribuzione paleartica (RIBEIRO *et al.*, 1988), originariamente descritta da Ficalbi in zone confinanti con l'area di studio, dove i nostri reperti si localizzano quasi esclusivamente nella fascia collinare. Gli stadi preimmaginali sono stati ritrovati in siti caratteristici, sia naturali che artificiali. Si segnalano in zone di calma di ruscelli (Massarosa), cavità delle rocce (Stazzema), lavatoi in disuso e recipienti usati per l'irrigazione (Camaiore), mostrandosi esigente rispetto alla qualità delle acque. Gli unici esemplari alati catturati si riferiscono a femmine svernanti ritrovate all'interno di una abitazione. La specie ha come ospiti elettivi gli anfibi (SENEVET e ANDARELLI, 1959).

*Culex (Neoculex) impudicus* Ficalbi 1890

La presenza di questa specie, già segnalata nel corso delle indagini effettuate nella Macchia Lucchese (BALDACCINI e GIANCIECCHI, 1993), è stata confermata sul territorio versiliese con reperti preimmaginali localizzabili negli acquitrini dei boschi igrofilici del Lago di Porta e della Versiliana (Pietrasanta), con acque di buona

qualità. Non punge l'uomo, nutrendosi in modo specifico sugli anfibi.

*Culex (Culex) pipiens s.l.* Linneo, 1758

Il binomio designa un complesso sistematico di sottospecie (JOBBLING, 1938) che ha dato luogo nel tempo ad accesi dibattiti sulla sua esatta collocazione sistematica (SCHAFFNER, 1992). In Versilia è stata accertata la presenza delle due forme, quella ornitofila, attribuibile ai reperti rinvenuti nelle zone a più elevata naturalità, ascrivibili alla sottospecie *pipiens*, e quella antropofila, diffusa in habitat tipicamente urbano, attribuibile alla sottospecie *molestus*. Gli stessi stadi larvali hanno mostrato una spiccata differenza anche nella tipologia dei siti di sviluppo che erano rappresentati in un caso da ambienti con acque pulite, come le depressioni retrodunali della Macchia Lucchese, le ontanete del Lago di Porta, i ruscelli collinari di Camaiore o il fragmiteto di Massaciucoli, nell'altro da focolai in acque luride o piovane, ma ricche di sostanza organica come le caditoie stradali dei centri urbani, recipienti di varia natura, copertoni di auto, vasi ornamentali, ecc.

GENERE *CULISETA* FELT

*Culiseta (Culiseta) annulata* (Schrank, 1776)

I recenti ritrovamenti confermano per la specie un'ampia diffusione su tutto il territorio e, come già evidenziato per i reperti della Macchia Lucchese, con densità relativamente bassa. Gli stadi preimmaginali colonizzano ambienti ancora integri, come le cenosi palustri del Porta e del Massaciucoli, le oasi boschive mesofile della Versiliana e gli ambienti reofili di collina. Le alate sono facilmente riscontrabili sia all'interno dei ricoveri animali che nelle abitazioni domestiche prossime agli habitat di sviluppo, confermando abitudini alimentari sia zoofile sia antropofile.

*Culiseta (Culicella) longearcolata* (Maquart, 1938)

La specie mostra un'ampia diffusione su tutto il territorio, prediligendo, come ambienti di sviluppo, piccole raccolte d'acqua artificiali, quali i recipienti utilizzati per l'irrigazione degli orti e giardini, ma anche ambienti naturali come zone palustri (SENEVET e ANDARELLI, 1959).

I recenti reperti si riferiscono a stadi larvali rinvenuti durante i mesi estivi nelle aree rurali e urbane del territorio versiliese. La specie ha abitudini ornitofile.

*Culiseta (Culicella) morsitans* (Theobald, 1901)

Gli unici reperti per il territorio versiliese sono relativi alla Macchia Lucchese (BALDACCINI e GIANCIECCHI, 1993), dove localizzava i propri siti di sviluppo larvale nelle raccolte d'acqua retrodunali, prossime al mare, o

nelle depressioni inondabili del bosco mesofilo, dove l'acqua permane tutto l'anno. La specie, infatti, trascorre il periodo invernale sotto la forma larvale, sopravvivendo anche a condizioni estreme, in presenza di ghiaccio e carenza di ossigeno. Le femmine adulte sono prevalentemente ornitofile.

#### GENERE *COQUILLETIDIA* DYAR

##### *Coquillettidia (Coquillettidia) richiardii* (Ficalbi, 1889)

Specie paleartica ampiamente diffusa nelle subregioni europea e mediterranea (GUTSEVICH *et al.*, 1974; MOUSSIEGT, 1985; RIBEIRO *et al.*, 1988). Per la Toscana nord occidentale le uniche segnalazioni, prima degli anni '80, erano riferibili agli studi di Ficalbi per il bosco di Tombolo (Pisa). Data la particolare biologia degli stadi preimmaginali, la specie è strettamente legata agli ambienti ricchi di vegetazione acquatica (*Phragmites*, *Ranunculus*, *Carex*, *Tipha*, ecc.). In Versilia, i siti di sviluppo sembrano essere attualmente limitati alle paludi del Massaciuccoli e del Porta. Sebbene la densità delle larve riscontrata sia molto bassa per unità di superficie, la specie può dar luogo ad elevate concentrazioni di femmine adulte che in alcuni casi assumono carattere infestante e manifestano una elevata aggressività sull'uomo, caso questo riscontrato sia ai margini dell'area umida del Massaciuccoli, sia in prossimità del Lago di Porta. Da quest'area le femmine adulte si spostano per un vasto raggio sino nell'abitato di Forte dei Marmi dove, negli ultimi anni, il fenomeno ha assunto carattere infestante.

La specie infatti, prevalentemente zoofila, sembra assumere in particolari condizioni, carattere spiccatamente antropofilo.

#### GENERE *URANOETAENIA* LYNCH-ARRIBÁLZAGA

##### *Uranotaenia (Uranotaenia) unguiculata* Edwards 1913

La presenza nel territorio versiliese è stata rilevata, allo stadio di larva, nelle prime depressioni acquitrinose retrodunali della Macchia Lucchese e dall'area palustre del Lago di Massaciuccoli, in ambienti caratterizzati da cannuccia palustre. In seguito a recenti indagini (PUCCHIONI e LEONE, 2008) ne è stata riscontrata una consistente presenza anche nell'area umida del Porta. L'adulto sembra nutrirsi prevalentemente sugli anfibi, anche se l'ematofagia di questo culicide non è del tutto dimostrata.

### CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le indagini effettuate sul territorio versiliese hanno mostrato come l'intero comprensorio possa essere idealmente suddiviso in distretti la cui vocazione allo

sviluppo dei culicidi è correlabile alle caratteristiche ambientali.

Tenendo conto di questa suddivisione, si rileva come in ambiente strettamente urbano la specie dominante fosse stata rappresentata, fino a poco tempo fa, da *Culex pipiens molestus*, in grado di colonizzare ambienti con bassa diversità biologica, formando popolazioni monospecifiche, favorita dalla carenza di antagonisti naturali. Oggi la situazione è andata modificandosi con l'introduzione di *Aedes albopictus*, specie esotica che ha dimostrato di saper sfruttare al massimo le proprie capacità adattative. Entrambe le specie necessitano di minime raccolte d'acqua per lo sviluppo larvale, anche se la prima mantiene ancora il predominio nei siti degradati (acque luride e inquinate).

In quello che potrebbe essere definito ambiente urbano misto, in cui gli insediamenti abitativi sono prevalentemente inseriti in aree verdi e dove è possibile incontrare aree naturali di modesta superficie o alberate di una certa consistenza ed età, si è evidenziata la presenza di altre specie di culicidi, oltre a quella urbana (*Culex pipiens molestus*) e alla specie esotica (*Aedes albopictus*) che, ragionevolmente, tenderà a diffondersi sempre di più: si tratta delle specie limnodendrofile, come *Anopheles plumbeus* e *Aedes geniculatus* che compiono lo sviluppo larvale all'interno delle cavità che si formano in essenze come il tiglio, il platano, la quercia, l'olmo, il faggio, dove si raccoglie l'acqua piovana. Queste specie sono ancora legate alla presenza dell'uomo, anche se pungono occasionalmente anche gli animali. In questo ambiente è possibile incontrare anche *Culiseta longiareolata*, la cui sopravvivenza è garantita da raccolte d'acqua occasionali e da una discreta consistenza della fauna ornitica, suo ospite abituale.

In ambiente rurale la situazione varia leggermente, stante la maggiore opportunità di sviluppo per alcune specie zoofile, dovuta alla presenza di una vasta gamma di animali da cortile. Oltre alla specie urbana, *Culex pipiens molestus*, troviamo, in alcune aree ben delimitate, residui della presenza anofelica, rappresentati dal complesso *maculipennis*. Le specie appartenenti a questo complesso non sembrano tuttavia molestare l'uomo. Durante le ricerche infatti la presenza di tali anofelini è stata sempre associata alla stabulazione di animali da cortile, prevalentemente rappresentati da conigli e cavalli. Le esigenze di sviluppo larvale richieste da questo gruppo sono soddisfatte dalla presenza di discrete raccolte d'acqua di buona qualità, disseminate un po' ovunque nel paesaggio rurale. Raccolgono questa opportunità altre forme, come *Culiseta longiareolata*, le cui abitudini ornitofile si sono probabilmente adattate ai bipedi

domestici (gallinacei, anatidi, ecc.).

Nei distretti classificati a più elevata naturalità, per la diversità degli habitat che vi s'incontrano, si annovera anche il maggior numero di specie della popolazione culicidica di questo tratto di costa toscana (Fig. 2). In queste aree è dunque ancora presente quel complesso di fattori ecologici che sono indispensabili al completamento del ciclo vitale delle specie segnalate. La presenza di aree umide ombreggiate e alimentate da acqua freatica di buona qualità, o assolate come molte distese palustri, dove l'acqua è comunque presente per l'intero arco dell'anno, ne sono un esempio. In questi habitat l'apporto energetico è assicurato dal detrito proveniente dalla vegetazione igrofila o acquatica e le specie presenti s'inseriscono in una comunità complessa, costituita da una vasta gamma di organismi invertebrati e vertebrati, ai quali esse stesse possono fornire energia e dai quali trarre energia. La gran parte delle specie rinvenute si deve avvalere, infatti, della presenza di anfibi e uccelli, dai quali trarre sostentamento per il completamento del ciclo biologico. In questo caso alcune specie divengono indicatrici di un ambiente sufficientemente integro, in cui esistono ancora i presupposti per il mantenimento di comunità animali e vegetali diversificate e stabili.

Nella Macchia Lucchese, dove la varietà di ambienti umidi si estende dalle raccolte d'acqua retroduali, vicine al mare, caratterizzate da vegetazione palustre, alle aree perennemente allagate del bosco mesofilo, si rinvencono specie, come *Culiseta annulata*, *Culiseta morsitans* e *Culex pipiens pipiens*, strettamente legate alla fauna ornitica della zona e, come *Culex impudicus* e *Uranotaenia unguiculata*, la cui sopravvivenza è legata alla presenza di ospiti specifici come gli anfibi.

Tipiche di situazioni avventizie, nelle quali l'acqua sommerge avvallamenti del terreno, nelle aree boschive meso-igrofile, solo in alcuni periodi dell'anno, sono *Aedes sticticus*, e *Aedes rusticus* capaci di infa-

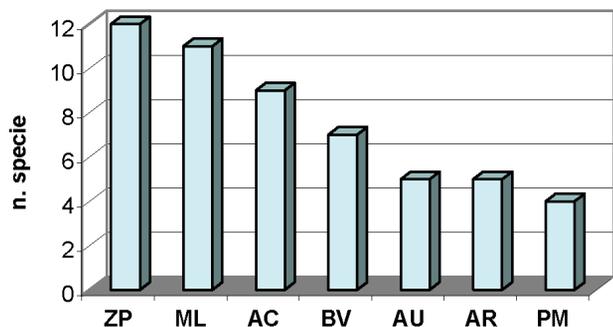


Fig. 2. Diffusione delle specie rilevate sull'area di studio in relazione agli ambiti territoriali (legenda: vedi Fig. 1).

stidire anche l'uomo. La loro presenza è condizionata dal particolare regime idroclimatico che caratterizza questi microhabitat. Le larve mostrano un periodo di sviluppo estremamente breve, concomitante con l'andamento delle oscillazioni di falda, della durata di pochi giorni. Alle uova, deposte nel terreno umido degli avvallamenti, è affidato il superamento del periodo invernale.

Nelle paludi del Porta e di Massaciuccoli sono tipiche specie come *Coquillettidia richiardii*, il cui sviluppo larvale è dipendente dalla presenza di ambienti acquatici costantemente allagati e ricchi di piante acquatiche, come la cannuccia, la tifa e il ranuncolo, dai cui fusti sommersi le larve e le pupe, dotate di appositi organi (sifone e cornetti respiratori) capaci di perforare il tessuto vascolare, traggono l'ossigeno da cui dipende la loro sopravvivenza. La forma adulta, originariamente zoofila, sembra essersi sempre più orientata nel corso degli ultimi anni verso gli ambienti urbani densamente popolati nel periodo estivo.

Nell'area del Porta trovano sviluppo molte delle specie rilevate in Versilia, grazie alla elevata diversità di ambienti che si riscontra in questa area, peraltro non molto estesa. Compaiono inoltre specie le cui larve si sviluppano nei prati e nelle radure periodicamente sommerse, come *Aedes vexans*, segnalata solo in questo distretto, o nelle acque limpide di risorgive come *Anopheles petragnanii*, esigente in termini ecologici.

Specie come *Culex hortensis*, *Culex pipiens pipiens*, *Anopheles claviger* s.l. e *Culiseta annulata*, colonizzano ancora gli ambienti collinari perché vi trovano acque limpide e di buona qualità, oltre agli animali in grado di ospitarle per il pasto di sangue. La presenza di tali culicidi è spesso associata a specie più opportuniste, relativamente ai siti di sviluppo larvale, come *Culex pipiens molestus* e *Culiseta longiareolata*. In questi ambienti dove si evidenziano ancora connotati ambientali di pregio, sopravvivono, seppure in numero esiguo, specie con particolari esigenze ecologiche come *Anopheles plumbeus* e *Aedes geniculatus*, legate alla presenza di alberi di una certa età.

L'incremento di biodiversità rilevata nella comunità delle zanzare dei distretti ad elevata naturalità (Fig. 2) può essere interpretata come un indicatore del buon grado di qualità dell'ambiente. La ricerca dei culicidi ha consentito di evidenziare l'importanza ed il valore del patrimonio che certe zone ad elevata integrità rappresentano e, nel contempo, come la loro fruibilità richieda sempre la disponibilità ad accettare anche alcune forme di disagio.

Ciò dovrebbe far comprendere anche quanto sia indispensabile effettuare una pianificazione urbanistica

che preveda la realizzazione di specifiche zone tampone a confine con gli ambienti ad elevata naturalità, evitando così la brusca interruzione di questi ultimi, per dare spazio ad aree densamente abitate. Trascurare questa regola, spesso per esigenze connesse con la valorizzazione economica del territorio, può causare conflitti e porre precise istanze, connesse con la forte azione di molestia causata dagli insetti, che alla fine non possono essere ignorate. Inoltre, può far sorgere ipotesi che giustificano l'incremento improvviso di una specie di zanzara, con una elevata disponibilità di cibo, nel caso specifico rappresentata dal progressivo

insediamento umano, in prossimità dei siti di sviluppo larvale.

Quindi, paradossalmente, l'urbanizzazione di aree adiacenti ad un biotopo naturale, oltre alla conseguente diminuzione di predatori, potrebbe nel tempo favorire il proliferare dei fenomeni infestanti.

D'altronde, sembra ormai dimostrato come la sopravvivenza della specie umana sia del tutto dipendente dalla conservazione degli ambienti naturali e che non stia certo nella completa urbanizzazione del territorio la soluzione del problema rappresentato dagli insetti entomofagi.

## BIBLIOGRAFIA

- APAT, 2003. Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale. Indirizzi e modalità operative per l'adeguamento degli strumenti di pianificazione del territorio in funzione della costruzione di reti ecologiche a scala locale. APAT, Manuali e linee guida, **26**: 1-104.
- BALDACCINI G.N., 1984. Sulla presenza di *Ephydatia fluviatilis* (L.) (Spongillidae) nella Macchia Lucchese. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat.*, Mem. Serie B, **91**: 173-179.
- BALDACCINI G. N., PAPASOGLI G. L., 1989. Note sulla malacofauna del territorio versiliese (Toscana). I. *Ferrissia wautieri* "complex" (Mirolli) (Mollusca Pulmonata) nella Macchia Lucchese. *Boll. Malacologico*, **25**, 9-12: 355-359.
- BALDACCINI G.N., GIANCIECCHI U., 1989. Note sulla biologia e sulla ecologia di *Aedes (Ochlerotatus) sticticus* (Meigen, 1838) (Diptera, Culicidae) nella Macchia Lucchese (Toscana). *Frustula Entomol.* n.s. **XII** (XXV): 91-102.
- BALDACCINI G.N., GIANCIECCHI U., 1993. Ulteriori note sui Ditteri Culicidi della Macchia Lucchese (Toscana). Distribuzione ed ecologia degli stadi larvali. *Frustula Entomol.*, n.s. **XVI** (XXIX): 23-32.
- BALDACCINI G. N., U. GIANCIECCHI, P. ERCOLINI, R. ROMI, 2000. Indagine sull'anofelismo residuo in Versilia (Toscana nord occidentale). *Frustula Entomol.*, n.s. **XXIII** (XXXVI): 37-46.
- CIANCHI R., SABATINI A., BULLINI L., COLUZZI M., 1981. Differenziazione morfologica e genetica nei complessi *Anopheles maculipennis* e *Anopheles claviger*. *Parassitologia*, **XXIII**: 158-163.
- COLUZZI M., 1960. Alcuni dati morfologici e biologici sulle forme italiane di *Anopheles claviger* Meigen. *Riv. Malariol.*, **39**: 3-17.
- COLUZZI M., 1963. Le forme di *Anopheles claviger* Meigen indicate con i nomi *missirolii* e *petragnanii* riproduttivamente isolate. *Accademia Nazionale dei Lincei*, Fasc. 6, Serie VIII, vol. **XXXII**: 1025-1030.
- COLUZZI M., SACCA G., FELICANGELI D. 1964. Sulla identità delle popolazioni di *Anopheles claviger* nel Medio Oriente. *Riv. Parassit.*, vol. **25**, 2: 123-128.
- COUSSERANS J., GUILLE G., SALIERES A., 1976. *Anthropisation des eaux de surface. Un indicateur: le moustique*. Entente Interdépartementale pour la Démoustication du Littoral Méditerranéen: 1-5.
- COUSSERANS J., GABINAUD A., SIMMONEAU P., SINÈGRE G., 1969. *Les bases écologiques de la démoustication méthodes de réalisation et d'utilisation de la carte phyto-écologique*. Extrait de "Vie et Milieu". Série C: Biologie Terrestre. Tome XX, Fascicule 1, C: 1-20.
- CRANSTON P.S., RAMSDALE C.D., SNOW K.R., WHITE G.B., 1987. *Adults, larvae and pupae of british mosquitoes (Culicidae) a key*. Freshwater Biological Association Scientific publication No. **48**: 3-152.
- FRANCALANCI E., 1928. *Condizioni passate e presenti rispetto alla malaria nel territorio del Comune di Massarosa*. Camaiole, Tipografia Benedetti: 7-93.
- GIANCIECCHI U., BALDACCINI G.N., ERCOLINI P., TOFANELLI S., URBANO C., 1998. *Il genere Anopheles in Versilia: metodologie di indagine e risultati preliminari*. In G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.), 1999 Atti Seminario di Studi "I biologi e l'ambiente.. oltre il duemila", CISBA, Venezia 22-23 novembre 1996: 639-642.
- GUTSEVICH A.V., MONCHADSKII A.S., SHTAKEL'BERG A.A., 1974. *Mosquitoes Family CULICIDAE. Fauna of the U.S.S.R.*. Diptera. Academy of Sciences of the U.S.S.R., pp: 1-408.
- JOBLING B., 1938. On two subspecies of *Culex pipiens* L. (diptera). *Trans. R. Ent. Soc. Lond.* **87**, part 8: 193-217.
- LA FACE L., 1933. Contributo allo studio della biologia delle diverse razze di *Anopheles maculipennis*. *Riv. di Malariol.*, Anno **XII**. Fasc. 6: 1069-1114.
- MARSHALL J. F., 1938. *The british mosquitoes*. The British Museum, London: 1-341.
- MAZZANTI R., 1983. Il punto sul quaternario della fascia costiera e dell'arcipelago di Toscana. *Boll. Soc. Geol. It.*, **102**: 419-556.
- MISSIROLI A., HACKETT LW, 1927. La regressione spontanea della malaria in alcune regioni d'Italia. *Riv. di Malariol.*, anno **VI** Fasc. 2: 193 - 243.

- MISSIROLI A, HACKETT LW, MARTINI E., 1933. Le razze di *Anopheles maculipennis* e la loro importanza nella distribuzione della malaria in alcune regioni d'Europa. *Riv. di Malariol.*, Anno **XII**, Fasc. 1: 1-56.
- MOUSSEGT O., 1985. *Coquillettidia (Coquillettidia) richiardii* (Ficalbi, 1889). Document E.I.D. N° 50 Entente Interdépartementale pour la Démoustication du Littoral Méditerranéen français: 1-38.
- MONTELUCCI G., 1969. La spiaggia e le selve di Viareggio. *Inf. Bot. Ital.*, **1** (3): 133-136.
- PEDRESCHI L., 1956. Il Lago di Massaciuccoli e il suo territorio. *Mem. Soc. Geogr. It.*, **XXIII**: 225 pp.
- PUCCIONI D., LEONE L. M., 2008. Alleati contro le zanzare. [www.alleaticontrollezanzare.it](http://www.alleaticontrollezanzare.it).
- RIBEIRO H., DA CUNHA RAMOS H., PIRES C.A., ANTUNES CAPELA R., 1988. *An annotated checklist of the mosquitoes of continental Portugal (Diptera Culicidae)*. Actas III Congreso Ibérico de Entomología, pp: 233-254.
- RIOUX J.A., 1958. *Les culicides du "Midi" Méditerranéen*. Ed. P. Lechevalier, Paris: 1-303.
- ROMI R., 1996. Linee guida per la sorveglianza e il controllo di *Aedes albopictus* in Italia. *Rapporti ISTISAN*, **64**: 1-51
- ROMI R., SEVERINI C., COCCHI M., TAMBURRO A., MENICHETTI D., PIERDOMINICI G., MAJORI G., 1992. Anofelismo residuo in Italia: distribuzione nelle aree risicole delle province di Grosseto e Siena. *Ann. Ist. Super. Sanità*, Vol. **28**, N. 4: 527-531.
- ROMI R., SEVERINI C., PIERDOMINICI G., 1994. Anofelismo residuo in Italia: sensibilità di 4 popolazioni di *Anopheles labranchiae* agli insetticidi. *Parassitologia*, **36**, suppl. 1: 126.
- ROMI R., PIERDOMINICI G., SEVERINO C., TAMBURRO A., COCCHI M., MENICHETTI D., PILI E., MARCHI A., 1997. Status of malaria vectors in Italy. *J. Med. Entomol.* **34** (3): 263 - 271.
- SABATINI A., RAINERI V., TROVATO G., COLUZZI M., 1990. *Aedes albopictus* in Italia e possibile diffusione della specie nell'area mediterranea. *Parassitologia* **32**: 301-304.
- SANDICCHI G., 1937. *Anopheles plumbeus* nel Suburbio di Roma. *Riv. Malariol.*, **16**: 437-440.
- SENEVET G., ANDARELLI L., 1959. *Les moustiques de l'Afrique du nord et du bassin méditerranéen*. Ed. P. Lechevalier, Paris: 1-383.
- SCHAFFNER F., 1992. *Les moustiques de Haute-Alsace. I. Systematique*. Conseil General Reussir Le Haut-Rhin: 1-295.
- SWELLENGREBEL N. H., 1954. On *Anopheles plumbeus*. *Riv. Parasit.*, **15**: 667-669.
- TOMEI P. E., 1972. Aspetti naturalistici della Macchia Lucchese. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem.*, Ser. B, **79**: 8-51.
- TOMEI P. E., BARTELLETTI A., AMADEI L., 1986. *La Versiliana (Pietrasanta, LU): Un contributo alla conoscenza floristica e vegetazionale delle fitocenosi costiere della Toscana settentrionale*. Comune di Pietrasanta: 1-83.
- TOMEI P. E., BARTELLETTI A., 1977. Il lago di Porta. Contributo naturalistico. *Riv. Arch. St. Econ. Cost.*, **5**, 2: 13-20.
- TOMEI P. E., BARSANTI A., GUAZZI E., 1994. *La zona umida del Massaciuccoli: analisi e distribuzione delle comunità vegetali. Atti del Convegno "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del lago di Massaciuccoli"*. Parco Nat. Migliarino-S.Rossore-Massaciuccoli. Massarosa, 1992.
- VANNINI L., 1937. *La pineta di Viareggio: Contributo storico e botanico*. A. Petrini, Viareggio: 1-48.
- VAN THIEL P.H., 1933. Investigations on the range and differentiation of *Anopheles maculipennis* races and their bearing on the existence or the absence of malaria in Italy. *Riv. di Malariol.* Anno **XII**, Fasc. 1:281-319.
- ZAMBURLINI R., 1996. Primi reperti di *Aedes (Ochlerotatus) sticticus* (Meigen) (Diptera, Culicidae) nella pianura padano-veneta. *Parassitologia*, **38**: 555-558.

# Caratterizzazione delle comunità di diatomee bentoniche del bacino idrografico del fiume Simeto (Sicilia orientale) mediante applicazione dell'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D)

Marta Finocchiaro<sup>1\*</sup>, Mariacristina Torrisi<sup>2</sup>, Annalisa Ferlito<sup>1</sup>

<sup>1</sup> A.R.P.A. Sicilia, Dipartimento Provinciale di Catania, Via C. Ardizzone 35, 95124 Catania

<sup>2</sup> Department of Environmental Sciences, Section of Botany and Ecology, University of Camerino, Via Pontoni 5, I-62032 Camerino (MC), Italy, e-mail: mariacristina.torrisi@unicam.it.

\* Referente per la corrispondenza: mfinocchiaro@arpa.sicilia.it

Pervenuto il 19.5.2009; accettato il 17.6.2009

## Riassunto

Le comunità di diatomee del bacino idrografico del fiume Simeto, localizzato tra le due idrocoregioni (HER) individuate per la Sicilia, più precisamente tra la HER n. 19 "Calabria-Nebrodi" e la n. 20 "Sicilia", sono state studiate per la prima volta nel periodo autunno 2005-estate 2007. Nel corso di questa indagine sono stati osservati 171 *taxa* di diatomee. Numerose e abbondanti sono le specie alofile, la cui presenza è giustificata dalla elevata mineralizzazione dell'acqua di alcuni affluenti del Simeto. Alcune di queste diatomee sono state osservate esclusivamente nell'una o nell'altra delle due HER, di cui appaiono perciò caratterizzanti. Anche la *cluster analysis*, effettuata sui *taxa* osservati nelle varie stazioni considerate, separa distintamente in due gruppi i siti appartenenti alle due HER. In generale, dall'applicazione dell'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D) la qualità biologica del bacino del Simeto risulta fra mediocre e cattiva. Il basso stato ecologico rilevato potrebbe però in parte essere dovuto alla struttura dell'indice EPI-D che, come la maggior parte degli altri indici diatomici europei, considera le specie alofile come indicatori di ambienti più o meno degradati. Nel caso del bacino idrografico del Simeto l'elevata salinità sembra infatti dovuta più alla natura geologica del terreno che a livelli di elevata antropizzazione, che tuttavia sono presenti. Le informazioni ottenute tramite questa ricerca appaiono utili per una futura corretta applicazione della normativa europea (Direttiva 2000/60/CE).

PAROLE CHIAVE: fiume Simeto / biomonitoraggio / diatomee / idrocoregioni / indice EPI-D

## Characterization of the diatom communities in the basin of the Simeto River (Eastern Sicily) through the Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D)

Diatom communities of the hydrographic basin of the Simeto River, localized between the two hydrocoregions (HER) identified for Sicily (HER n. 19 "Calabria-Nebrodi" and n. 20 "Sicilia"), were studied for the first time during the period autumn 2005-summer 2007. During this investigation 171 *taxa* of diatoms were observed. The halophilous species are numerous and abundant, and their presence is explained by the high mineralization of some tributaries of the Simeto. Some of these diatoms were observed exclusively in a single HER, therefore they were found to be characteristic. Also the cluster analysis distinctly separates the sites belonging to the two HER into two groups. In general, the biological quality of the hydrographic basin of the Simeto River, evaluated by the Diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D), is mediocre to poor. This ecological state could be partially due to the structure of the EPI-D, because this index, as well as the majority of the other European diatom-based indices, considers the halophilous species as general indicators of degraded environments. In this case, the high salinity of the water of the Simeto River does not seem so much due to anthropogenic causes but rather to natural causes and essentially to the lithology of the substrate. The information obtained through this research is considered useful for a correct future application of the Water Framework Directive 2000/60/CE.

KEY WORDS: river Simeto / biomonitoring / diatoms / hydrocoregions / EPI-D index

## INTRODUZIONE

Nel corso degli anni 2005-2007 sono state effettuate delle ricerche nel bacino idrografico del fiume Simeto (Sicilia centro-orientale) per dare seguito alla Direttiva quadro europea sulle acque (2000/60/CE) (CEU, 2000), secondo la quale lo stato ecologico dei corsi d'acqua deve essere valutato considerando gli elementi di qualità biologica appartenenti ai vari livelli trofici e tassonomici, oltre alla componente abiotica.

Tra le indagini necessarie alla classificazione dello stato ecologico delle acque interne proposte dalla suddetta normativa, significativo è lo studio della composizione e dell'abbondanza del fitobenthos, nel quale sono molto bene rappresentate le *Bacillariophyceae* (Diatomee). Questi organismi vivono completamente immersi nel corso d'acqua e sono molto sensibili alle variazioni dei parametri chimici e fisici dell'ambiente in cui si sviluppano. Le diatomee vengono utilizzate di "routine" nei controlli delle acque correnti superficiali in molti paesi europei ed extraeuropei e la loro efficienza come bioindicatori è dimostrata in vari lavori (WHITTON *et al.*, 1991; WHITTON e ROTT, 1996; PRYGIEL *et al.* 1999; ECTOR *et al.*, 2004; RIMET *et al.*, 2005; ÁCS *et al.*, 2007).

In Italia, per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua, è stato elaborato, con riferimento soprattutto ai corsi d'acqua delle idroecoregioni n. 12 "Costa adriatica" e n. 13 "Appennino centrale" (DELL'UOMO, 1981, 1991, 1996, 2003; DELL'UOMO *et al.*, 1999; TORRISI e DELL'UOMO, 2001a, 2001b, 2003), l'Indice Diatomico integrato di Eutrofizzazione/Polluzione o EPI-D (DELL'UOMO, 2004). Solo recentemente sono state avviate, in maniera sistematica, attività di biomonitoraggio in altre realtà territoriali (BATTEGAZZORE *et al.*, 2004; BELTRAMI *et al.*, 2009; BONA *et al.*, 2007; CIUTTI *et al.*, 2003; DELLA BELLA *et al.*, 2007; ZORZA *et al.*, 2005).

Questo lavoro svolto nel bacino idrografico del Simeto costituisce l'approfondimento di una ricerca iniziata da FINOCCHIARO *et al.* (2008), presentata in occasione del XXXVII Congresso della Società Italiana di Biogeografia, con la quale si è voluto intraprendere lo studio delle comunità diatomiche nell'area centro-orientale della Sicilia, che non era stata mai indagata in precedenza da questo punto di vista. Lo scopo di questo studio è stato quello di fornire una prima caratterizzazione delle comunità diatomiche presenti nel suddetto bacino e di valutarne la qualità biologica tramite applicazione dell'EPI-D (DELL'UOMO, 2004). Le informazioni fornite da questa ricerca appaiono utili per una futura corretta applicazione della Direttiva 2000/60/CE.

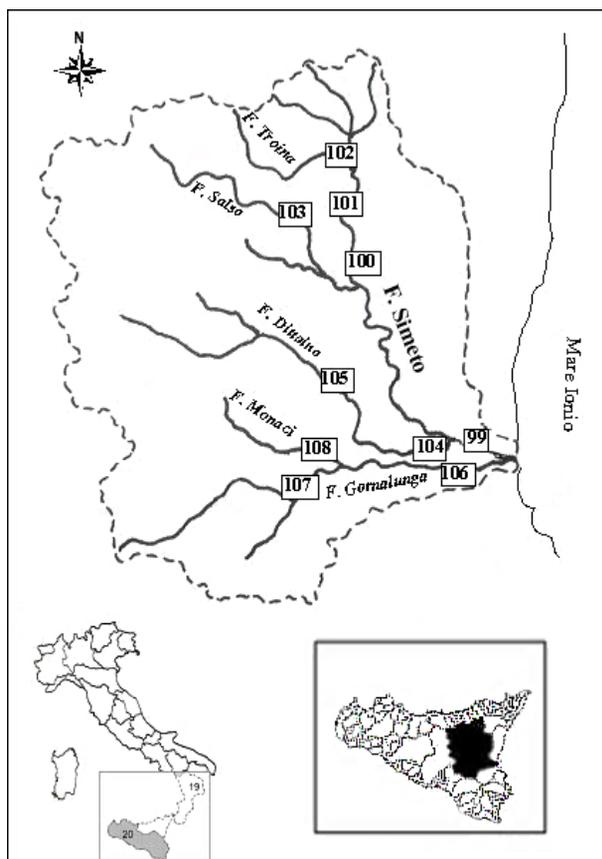
## AREA DI STUDIO

Il Simeto è il maggiore fiume siciliano per ampiezza di bacino idrografico (4.186 km<sup>2</sup>). Esso si estende su gran parte dei rilievi montuosi della Sicilia orientale interessando le province di Catania, Enna e Messina. Il Simeto ha origine, a valle del centro abitato di Maniace (787 m s.l.m.), dalla confluenza di tre torrenti, il Cutò, il Martello e il Saracena, che forniscono il più importante contributo idrico in quanto raccolgono le acque dai monti Nebrodi, situati nell'area più piovosa dell'isola; dopo un percorso di circa 116 km il Simeto sfocia nel Golfo di Catania. Lungo il suo corso il fiume riceve in sponda destra diversi affluenti. Procedendo da monte verso valle il primo importante tributario è il fiume Troina, che si origina dai monti Nebrodi e che, nei pressi di Bronte, sbocca nel Simeto subito a valle delle strette Gole della Cantera. Il secondo affluente di rilievo è il fiume Salso che sfocia nel Simeto a valle dell'abitato di Adrano, mentre il fiume Dittaino, il cui bacino occupa una parte delle colline della Sicilia centrale, in aree quasi del tutto disboscate, vi confluisce a livello della Piana di Catania. L'ultimo affluente del Simeto, nel suo tratto prefociale, è il fiume Gornalunga.

La maggior parte del territorio del versante sinistro invece, essendo ricoperto dagli espandimenti lavici del sistema vulcanico etneo, estremamente permeabili, non è in grado di supportare la formazione di un reticolo idrografico superficiale. Per questa ragione gli affluenti in sinistra idrografica sono pochi e hanno un brevissimo percorso, ma le acque meteoriche che si infiltrano nel sottosuolo, alimentando falde acquifere e sorgenti, contribuiscono comunque alla portata del fiume attraverso le manifestazioni sorgentizie.

Le portate idriche dei corsi d'acqua del bacino del Simeto si sono drasticamente ridotte negli ultimi decenni per la realizzazione di grandi opere pubbliche di presa, realizzate a partire dagli anni '50, che ne hanno alterato il regime naturale. Sugli affluenti Troina, Salso, Dittaino, Gornalunga, sbarrando le aste fluviali, sono stati realizzati grossi invasi, rispettivamente i laghi di Ancipa, Pozzillo, Nicoletti, Ogliaastro. Le acque dell'Ancipa, dopo opportuno trattamento, sono prevalentemente destinate all'uso potabile, mentre quelle immagazzinate negli altri invasi vengono utilizzate per scopi irrigui ed idroelettrici.

I bacini dei fiumi Salso, Dittaino e Gornalunga si estendono in parte su affioramenti evaporitici della serie gessoso-solfifera che conferiscono alle acque un'elevata concentrazione salina. Il bacino idrografico del Simeto, secondo quanto riportato nel Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 131/08, è situato a cavallo tra le due diverse idroecoregioni (HER) individuate per la Sicilia (Fig. 1), precisamente tra la n. 19 "Calabria-Nebrodi" e la n. 20 "Sicilia".



**Fig. 1.** Ubicazione delle dieci stazioni considerate nel bacino idrografico del fiume Simeto. Le stazioni vengono denominate con il codice numerico utilizzato anche negli elaborati cartografici del Piano di Tutela delle Acque (A.R.R.A., 2008). In basso a sinistra vengono evidenziate le idrocoregioni n. 19 “Calabria-Nebrodi” e la n. 20 “Sicilia”; nel riquadro in basso a destra viene mostrata la localizzazione del bacino del Simeto nella regione Sicilia.

## MATERIALI E METODI

Nel periodo che va dall’autunno 2005 all’estate 2007 sono state monitorate dieci stazioni nel bacino idrografico del Simeto (Fig. 1): tre situate lungo l’asse principale e le rimanenti sette sugli affluenti sopra citati (una sul Troina, una sul Salso, due sul Dittaino, due sul Gornalunga ed una su un affluente di quest’ultimo, il fiume Monaci).

Queste stazioni, che ricadono nei territori provinciali di Catania ed Enna e fanno parte della rete di monitoraggio chimico-biologico delle acque superficiali individuata dalla Regione Sicilia ai sensi del D.Lgs. n. 152/99, vengono indicate con i codici regionali di riferimento utilizzati anche negli elaborati cartografici del Piano di Tutela delle Acque (A.R.R.A., 2008). In ogni stazione sono stati prelevati in periodi diversi numerosi campioni di diatomee, uno per ciascun campionamento (Tab. I), eccetto che nella Stazione 107 in cui, a causa della scarsa accessibilità del sito, ne è stato raccolto solamente uno; in totale sono stati esaminati 62 campioni. Sono state campionate in prevalenza diatomee epilittiche ma, in assenza di substrati litici, nelle Stazioni 99, 105, 106 e 107 a lento deflusso con substrati fini e macrofite acquatiche, sono state prelevate le diatomee epifittiche, seguendo la metodica riportata nella norma europea EN 13946 (CEN, 2003). I campioni sono stati trattati con perossido di idrogeno a freddo e i frustuli ben puliti sono stati montati su vetrini permanenti con resina ad elevato indice di rifrazione (Naphrax®). Per l’osservazione dei campioni e il conteggio delle diatomee ai fini della valutazione della qualità biologica dell’acqua è stata seguita la norma europea EN 14407 (CEN, 2004).

Le determinazioni dei *taxa* sono state eseguite in accordo con la monografia di KRAMMER e LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b), la guida meto-

**Tab. I.** Numero di campionamenti effettuati nelle stazioni considerate nel bacino idrografico del Simeto. Per ogni campionamento è stato prelevato un campione di diatomee. Per ogni stazione sono riportati il codice regionale identificativo (A.R.R.A., 2008) e i dati relativi al posizionamento geografico.

Codice stazione	Corso d’acqua	Coordinate UTM		metri s.l.m.	Numero campionamenti
99	Simeto	E_499.320	N_4141.427	10	7
100	Simeto	E_481.665	N_4168.441	220	8
101	Simeto	E_481.090	N_4175.485	360	8
102	Troina	E_482.019	N_4184.165	560	6
103	Salso	E_458.810	N_4169.803	373	6
104	Dittaino	E_496.769	N_4141.445	15	8
105	Dittaino	E_455.875	N_4156.867	231	7
106	Gornalunga	E_500.614	N_4137.885	10	4
107	Gornalunga	E_479.810	N_4139.976	56	1
108	Monaci	E_479.815	N_4137.796	45	7

dologica dell'indice diatamico IBD (PRYGIEL e COSTE, 2000) e l'atlante iconografico delle diatomee dell'Africa del Sud (TAYLOR *et al.*, 2006). La nomenclatura dei taxa segue la sinonimia più recente riportata in vari volumi della *Iconographia Diatomologica* (LANGE-BERTALOT, 1995-2004) e di *Diatoms of Europe* (LANGE-BERTALOT, 2000-2003), ad eccezione di *Cymbella minuta* e *Cymbella microcephala*. A seguito di recenti revisioni tassonomiche, difatti, le forme precedentemente attribuite alla prima sono state suddivise in quattro specie ascrivibili al genere *Encyonema* e, parimenti, quelle attribuite alla seconda vengono oggi ricomprese in almeno tre specie afferenti al genere *Encyonopsis*. Poiché le differenze morfologiche tra le specie di questi due generi, che indicano comunque una buona qualità dell'acqua, sono difficilmente distinguibili al microscopio ottico, si è preferito riportarle con la vecchia denominazione: quindi *Cymbella minuta* e *Cymbella microcephala* vanno intese *sensu lato*.

La qualità biologica dei siti esaminati è stata valutata applicando l'Indice di Eutrofizzazione/Polluzione o EPI-D (DELL'UOMO, 2004) che si basa, soprattutto, sulla sensibilità delle diatomee nei confronti dei nutrienti, della sostanza organica e della mineralizzazione dell'acqua, con particolare riferimento ai cloruri, poiché questi sali costituiscono un forte fattore di selezione ambientale nei confronti delle diatomee. L'EPI-D, quindi, esprime un giudizio sulla qualità globale del corpo idrico, integrando fenomeni di eutrofizzazione e di inquinamento organico e minerale. L'indice utilizza la formula matematica di ZELINKA e MARVAN (1961):

$$EPI-D = \sum a \cdot r \cdot i / \sum a \cdot r$$

dove "a" rappresenta l'abbondanza relativa della specie considerata, "i" è il suo messaggio ecologico, ovvero la sensibilità/tolleranza della specie nei confronti dei fenomeni di eutrofizzazione e di inquinazione; "r" rappresenta l'affidabilità della specie come indicatore, ed è inversamente proporzionale al suo "range" ecologico. I valori dei parametri "i" ed "r" utilizzati nel calcolo sono in gran parte quelli proposti da DELL'UOMO (2004). Nella Tab. II, per le diatomee non ancora presenti nella lista EPI-D (DELL'UOMO, 2004), vengono riportati i valori recentemente proposti da FINOCCHIARO *et al.* (2008) alla luce della loro correlazione con le caratteristiche chimico-fisiche registrate nei luoghi di ritrovamento e con i dati disponibili in letteratura (HOFMANN, 1994; VAN DAM *et al.*, 1994). L'interpretazione dei valori numerici dell'EPI-D è mostrata in Tab. III.

**Tab. III.** Interpretazione dei giudizi di qualità dell'EPI-D espressi in cinque classi principali (in grassetto) e relative classi di passaggio (da TORRISI *et al.*, 2008).

Valori numerici EPI-D	Classe	Qualità
<b>20 ≥ EPI-D &gt; 15,5</b>	<b>I</b>	<b>ottima</b>
15,5 ≥ EPI-D > 14,5	I - II	ottima-buona
<b>14,5 ≥ EPI-D &gt; 12,5</b>	<b>II</b>	<b>buona</b>
12,5 ≥ EPI-D > 11,5	II - III	buona-mediocre
<b>11,5 ≥ EPI-D &gt; 9,5</b>	<b>III</b>	<b>mediocre</b>
9,5 ≥ EPI-D > 8,5	III - IV	mediocre-cattiva
<b>8,5 ≥ EPI-D &gt; 6,5</b>	<b>IV</b>	<b>cattiva</b>
6,5 ≥ EPI-D > 5,5	IV - V	cattiva-pessima
<b>5,5 ≥ EPI-D &gt; 1</b>	<b>V</b>	<b>pessima</b>

**Tab. II.** Valori dei parametri "i" ed "r" delle specie che risultano di nuova segnalazione rispetto alle diatomee riportate nella lista EPI-D e considerate per la valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua italiani (DELL'UOMO, 2004). (Da FINOCCHIARO *et al.*, 2008).

Taxa	i	r	Taxa	i	r
<i>Achnanthes thermalis</i> (Rabenhorst) Schöenfeld	2,0	1	<i>Navicula germainii</i> Wallace	2,2	5
<i>Amphora holsatica</i> Hustedt	3,5	3	<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bertalot	2,5	3
<i>Caloneis</i> aff. <i>pseudocleveii</i> Cholnoky	-	-	<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	2,5	3
<i>Caloneis thermalis</i> (Grunow) Krammer	2,2	1	<i>Nitzschia amplexens</i> Hustedt	2,8	5
<i>Campylodiscus bicostatus</i> W. Smith	2,3	3	<i>Nitzschia bulnheimiana</i> (Rabenhorst) H.L. Smith	3,0	1
<i>Entomoneis costata</i> (Hustedt) Reimer	4,0	5	<i>Nitzschia dissipata</i> v. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow	2,0	1
<i>Entomoneis paludosa</i> v. <i>subsalina</i> (Cleve) Krammer	3,5	3	<i>Nitzschia linearis</i> v. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt	2,5	3
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	1,5	3	<i>Nitzschia obtusa</i> W.M. Smith	3,2	5
<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) Lange-Bertalot	2,7	3	<i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow	3,0	5
<i>Frustulia spicula</i> Amosse	0,8	5	<i>Nitzschia vitrea</i> v. <i>salinarum</i> Grunow	3,5	3
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	1,5	3	<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	3,5	3
<i>Gomphonema olivaceum</i> v. <i>salinum</i> Grunow	2,0	1	<i>Seminavis strigosa</i> (Hustedt) Danielidis et Economou-Amilli	3,2	5
<i>Gyrosigma eximium</i> (Thwaites) Boyer	3,0	5	<i>Surirella peisonis</i> Pantocsek	3,0	5
<i>Haslea spicula</i> (Hickie) Lange-Bertalot	3,0	3	<i>Thalassiosira bramaputrae</i> (Ehrenberg) Håkansson et Locker	2,0	5
<i>Navicula duerrenbergiana</i> Hustedt	3,5	3	<i>Tryblionella navicularis</i> (Bréb. ex Kützing) Ralfs	2,0	5
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	3,0	5			

Contestualmente alla raccolta di diatomee è stato anche effettuato il monitoraggio chimico, di cui vengono riportati solamente i principali parametri chimico-fisici che maggiormente influenzano la distribuzione e la struttura delle comunità diatomiche, ovvero: conducibilità, BOD<sub>5</sub>, COD, ortofosfati, azoto nitrico, cloruri e solfati. Tutti questi parametri sono stati misurati secondo le metodiche standard APAT-IRSA CNR (2003).

I risultati delle analisi chimiche sono stati utilizzati anche per calcolare l'Indice di Inquinamento da Macrodescriptors (LIM) come previsto dal D.Lgs. n. 152/99; questo è stato infine messo in relazione, per ogni stazione, con le classi di qualità biologica espresse dall' EPI-D.

Infine, con il software PAST (HAMMER *et al.*, 2007), i siti di campionamento sono stati sottoposti a *cluster analysis*, per evidenziare le stazioni che presentavano similarità per il tipo di comunità di diatomee che in esse sono state osservate. La *cluster analysis* è stata fatta utilizzando la distanza Euclidea come misura di similarità e l'algoritmo di Ward come metodo di aggregazione.

## RISULTATI

Come confermano i dati chimici (Tab. IV e Tab. V) le acque dei siti studiati sono fortemente mineralizzate per cause naturali riferibili alla geologia del bacino, dove sono presenti evaporiti fossili sia in affioramento che in profondità.

**Tab. IV.** Parametri chimici e fisici dei fiumi Simeto e dei suoi affluenti Troina e Salso.

Parametri chimici	Fiume Simeto									Fiume Troina			Fiume Salso		
	Stazione 99			Stazione 100			Stazione 101			Stazione 102			Stazione 103		
	75° percentile	MAX	MIN	75° percentile	MAX	MIN									
Conducibilità (µS/cm 20°C)	2210	2540	1010	1206	1478	341	655	896	278	797	1083	379	4560	7710	929
BOD <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> mg/L)	5	6,8	1,6	2	6,2	0,8	2,2	3,5	1,1	2,6	8,9	0,9	5	6	1
COD (O <sub>2</sub> mg/L)	13,9	17	3,8	4,6	13,8	1,8	4,2	6,9	2,4	5,3	26	1,7	45,5	111	10,0
Ortofosfati (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L)	0,15	0,32	0,01	0,18	0,21	0,04	0,1	0,22	0,01	0,06	0,98	0,02	<0,03	<0,03	<0,03
Azoto nitrico (NO <sub>3</sub> mg/L)	5,38	7,2	0,4	2,19	3,43	0,82	2,31	5,13	0,39	0,5	2,17	0,07	7,78	12,2	0,01
Cloruri (Cl mg/L)	297	437	109	103	123	18,7	37,3	59,4	14,8	48,2	78,4	13,9	853	2048	136
Solfati (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L)	465	745	199	151	955	40,4	91,7	134	10,3	186	2939	49,3	794	1555	175

**Tab. V.** Parametri chimici e fisici degli affluenti del Simeto: fiumi Dittaino, Gornalunga e Monaci.

Parametri chimici	Fiume Dittaino						Fiume Gornalunga						Fiume Monaci		
	Stazione 104			Stazione 105			Stazione 106			Stazione 107			Stazione 108		
	75° percentile	MAX	MIN	75° percentile	MAX	MIN	75° percentile	MAX	MIN	75° percentile	MAX	MIN	75° percentile	MAX	MIN
Conducibilità (µS/cm 20°C)	4415	5425	1534	3150	8610	1670	3345	3530	2120	5713	6190	1876	3345	3530	2120
BOD <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> mg/L)	6,3	14,2	1,2	5,8	14	0,8	7,2	96	2,9	14,7	18	3,3	7,2	96	2,9
COD (O <sub>2</sub> mg/L)	15,2	26,7	4,2	55,5	113	1,5	18,3	136	9,6	31,5	40	8,4	18,3	136	9,6
Ortofosfati (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L)	0,07	0,13	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,12	0,39	0,02	0,17	0,51	0,04	0,12	0,39	0,02
Azoto nitrico (NO <sub>3</sub> mg/L)	5,34	9,8	0,39	6,12	7,45	0,46	14,1	17,3	3,74	14	16,1	1,68	14,1	17,3	3,74
Cloruri (Cl mg/L)	846	1046	221	311	1883	149	547	616	308	1124	1289	293	547	616	308
Solfati (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L)	1445	1725	324	939	1578	353	1026	1136	474	1804	2079	420	1026	1136	474

**Tab. VI.** Elenco delle diatomee presenti nel bacino idrografico del Simeto, suddivise nelle due diverse idroecoregioni. In grassetto vengono evidenziate le stazioni con il grado di mineralizzazione più elevato e le specie alofile in esse osservate.

Taxa e Autori	HER	HER				HER				
	19/20	19	19	19	19	20	20	20	20	20
	<b>99</b>	100	101	102	103	104	105	106	107	108
<i>Achnanthes thermalis</i> (Rabenhorst) Schöenfeld	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Amphipleura pellucida</i> Kützing	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman et Archibald	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-
<b><i>Amphora holsatica</i> Hustedt</b>	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Amphora montana</i> Krasske	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Amphora veneta</i> Kützing	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+
<i>Anomooneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O.F. Müller) Hendey	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
<b><i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross</b>	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-
<i>Caloneis</i> aff. <i>pseudoclevei</i> Cholnocky	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<b><i>Campylodiscus bicostatus</i> W. Smith</b>	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Cocconeis placentula</i> v. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G. Mann	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<b><i>Craticula halophila</i> (Grun. ex Van Heurck) D.G. Mann</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<b><i>Cyclotella atomus</i> Hustedt</b>	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W.M. Smith	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.M. Smith	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	+	+	+	+	+	-	+	-	-	+
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Cymbopleura amphicephala</i> Krammer	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Diatoma tenue</i> Agardh	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<b><i>Entomoneis costata</i> (Hustedt) Reimer</b>	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-
<b><i>Entomoneis paludosa</i> v. <i>subsalina</i> (Cleve) Krammer</b>	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+
<i>Eolimna subminiscula</i> (Manguin) Moser, Lange-Bertalot et Metzeltin	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle et D.G. Mann	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+
<i>Fistulifera saprophila</i> (Lange-Bertalot et Bonik) Lange-Bertalot	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria capucina</i> v. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
<b><i>Fragilaria fasciculata</i> (C.A. Agardh) Lange-Bertalot</b>	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+
<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) Lange-Bertalot	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+
<i>Fragilaria ulna</i> v. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+
<i>Frustulia spicula</i> Amosse	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	+	+	-	+	-	-	+

Taxa e Autori	HER	HER				HER				
	19/20	100	101	102	103	104	105	106	107	108
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema oliveceum</i> (Hornemann) Brébisson	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<b><i>Gomphonema olivaceum</i> v. <i>salinum</i> Grunow</b>	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt et Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	-	+	+	+	+	+	-	+	-	+
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b><i>Gyrosigma eximium</i> (Thwaites) Boyer</b>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Gyrosigma scalpoides</i> (Rabenhorst) Cleve	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
<i>Haslea spicula</i> (Hickie) Bukthiyarova	+	-	-	-	+	+	+	+	-	+
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowsky	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G. Mann	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+
<i>Luticola nivalis</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G. Mann	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<b><i>Mastogloia smithii</i> Thwaites</b>	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+
<i>Mayamaea atomus</i> v. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	-	+	+	+	-	+	-	-	-	+
<i>Melosira varians</i> Agardh	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.A. Agardh	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Navicula angusta</i> Grunow	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+
<i>Navicula duerrenbergiana</i> Hustedt	+	-	-	-	+	-	+	+	-	+
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula germainii</i> Wallace	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula radiosafallax</i> Lange-Bertalot	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Navicula schroeterii</i> Meister	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
<i>Navicula veneta</i> Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula viridula</i> v. <i>rostrellata</i> (Kützing) Cleve	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Naviculadicta seminulum</i> (Grunow) Lange-Bertalot	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.M. Smith	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b><i>Nitzschia amplexens</i> Hustedt</b>	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
<b><i>Nitzschia bulnheimiana</i> (Rabenhorst) H.L. Smith</b>	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<b><i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch</b>	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia dissipata</i> v. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-

Taxa e Autori	HER 19/20	HER 19				HER 20				
	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108
<i>Nitzschia dubia</i> W.M. Smith	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+
<i>Nitzschia elegantula</i> Grunow	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M. Smith) Van Heurck	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	-	+	+	-	-	+	+	+	-	-
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Nitzschia geitleri</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia incospicua</i> Grunow	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve et Grunow	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M. Smith	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+
<i>Nitzschia linearis v. subtilis</i> (Grunow) Hustedt	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<b><i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow</b>	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+
<i>Nitzschia nana</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Nitzschia obtusa</i> W.M. Smith	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-
<i>Nitzschia pusilla</i> (Kützing) Grunow	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Nitzschia reversa</i> W.M. Smith	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<b><i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow</b>	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.M. Smith	+	-	+	+	-	+	+	-	-	+
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-
<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<b><i>Nitzschia solita</i> Hustedt</b>	+	-	-	-	+	+	+	+	-	+
<i>Nitzschia thermaloides</i> Hustedt	+	-	-	+	-	+	+	-	-	-
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	-	+	-	-	+	+	-	+	-	+
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<b><i>Nitzschia vitrea v. salinarum</i> Grunow</b>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Pinnularia brebissonii</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Pleurosira elongatum</i> W. Smith	+	-	-	+	+	+	-	+	-	+
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	+	+	-	-	-	+	-	+	-	+
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing)	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) Williams et Round	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek et Stoermer	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero et Ferrario	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.F. Müller	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<b><i>Seminavis strigosa</i> (Hustedt) Danieleadis et Economou-Amilli</b>	+	-	-	-	+	+	+	+	-	+
<i>Surirella angusta</i> Kützing	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
<i>Surirella brebissonii v. kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	-	+	-	+	-	+	+	-	-	-
<i>Surirella brightwellii</i> W. Smith	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Surirella peisonis</i> Pantocsek	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Surirella splendida</i> (Ehrenberg) Kützing	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Thalassiosira bramaputrae</i> (Ehrenberg) Håkansson	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell et Hasle	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b><i>Tryblionella calida</i> (Grunow) D.G. Mann</b>	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Tryblionella levidensis</i> W.M. Smith	+	-	+	-	+	+	+	+	+	-
<b><i>Tryblionella littoralis</i> (Grunow) D.G. Mann</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<b><i>Tryblionella navicularis</i> (Brébisson ex Kützing) Ralfs</b>	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Dalle suddette tabelle si evince che le Stazioni 100, 101 sul Simeto e la 102 sul Troina rientrano nella categoria delle acque dolci, mentre quelle situate sui fiumi Dittaino (Stazioni 104 e 105), Gornalunga (Stazioni 106 e 107), Monaci (Stazione 108) e Salso (Stazione 103) presentano una elevata mineralizzazione (Tab. IV e Tab. V). In particolare il Salso è quello che presenta, nel corso dell'anno, il picco più alto di cloruri, ma anche la maggiore escursione salina; i valori più bassi, registrati nel periodo più piovoso, sono in gran parte da attribuire all'apporto di acque dolci provenienti dai monti Nebrodi, veicolate soprattutto dal fiume Cerami, principale affluente del Salso.

La Stazione 99, posta sul Simeto, a valle delle confluenze con il Salso e con il Dittaino, risente degli apporti provenienti dai relativi sottobacini, mostrando concentrazioni variabili di cloruri che si mantengono però sempre ampiamente al di sotto dei 500 mg/L.

Nell'area in esame è stata riscontrata un'elevata biodiversità algale: infatti sono stati osservati 171 *taxa* di diatomee, un grande numero in relazione alla superficie dell'area indagata. Nella Tab. VI vengono evidenziati in grassetto i *taxa* decisamente alofili, che sono stati osservati esclusivamente nelle stazioni più fortemente mineralizzate.

Nella Tabella VII vengono messe a confronto le classi di qualità biologica rilevate dall'indice diatamico EPI-D con la qualità chimica risultante dal LIM.

L'EPI-D in generale si mostra più pessimista rispetto al LIM, forse perché questo indice fra i sette macrodescrittori non considera affatto i cloruri, nei confronti dei quali le diatomee sono invece molto sensibili.

Nelle tre stazioni situate sul fiume Simeto (Stazioni 99, 100 e 101), recapitano i reflui, non sempre depurati, di diversi centri urbani di piccole e medie dimensio-

ni, e le aree agricole costeggiano l'alveo occupando quasi dappertutto il corridoio fluviale a scapito della vegetazione ripariale. Questa situazione viene evidenziata dall'EPI-D che mostra una qualità dell'acqua nel complesso mediocre (III classe), mentre il LIM è più ottimista e descrive una buona qualità dell'acqua (II classe). Sul fiume Troina (Stazione 102), primo affluente da monte a valle, in cui sono presenti alterazioni idromorfologiche indotte dall'uomo, la qualità dell'acqua osservata da entrambi gli indici nella stazione di chiusura si attesta su un livello buono. Più scadente invece è la qualità degli altri affluenti, in cui si registra un inquinamento organico più consistente dovuto anche a sostanze non biodegradabili ed un livello trofico elevato (Tab. IV e Tab. V). La condizione peggiore è stata rilevata soprattutto nel bacino del fiume Gornalunga (Stazioni 106, 107 e 108); anche in questo caso l'EPI-D è più pessimistico rispetto al LIM.

## DISCUSSIONE

### *Diatomee caratterizzanti il bacino idrografico del Simeto*

Molte delle specie osservate, circa il 20% del totale, secondo la classificazione di HUSTEDT (1956), sono considerate forme alofile che prediligono concentrazioni di sali minerali fino al 5 ‰, cosa che si riscontra raramente in altri corsi d'acqua del territorio italiano. Una disamina concernente l'ecologia e la distribuzione geografica di queste specie è stata fatta da FINOCCHIARO *et al.* (2008).

In letteratura sono presenti pochi dati concernenti gli studi sulle comunità di diatomee dei corsi d'acqua della Sicilia e riguardano soprattutto i fiumi della zona nord-occidentale (MANNINO, 2001, 2002, 2007); fra questi è interessante il popolamento diatamico delle acque termo-solfuree del fiume Caldo (MANNINO, 2007). In questo particolare tipo di ambiente sono state trovate numerose diatomee caratteristiche di acque fortemente mineralizzate, rinvenute anche nel bacino idrografico del Simeto, tra le quali: *Fragilaria pulchella*, *Nitzschia clausii*, *N. frustulum*, *Tryblionella apiculata* e *T. levidensis*.

Fra le diatomee individuate nel bacino idrografico del Simeto si rileva che, mentre molte sono presenti in quasi tutte le stazioni, probabilmente per la loro elevata adattabilità agli ambienti a diverso grado di mineralizzazione, altre si osservano solo in determinate stazioni e quindi ne risultano caratterizzanti. Più precisamente nella Tabella VI vengono messi in evidenza (in grassetto) quei *taxa* che hanno una netta predilezione per gli ambienti in cui è più elevato il contenuto salino, e che non sono mai stati osservati nelle Stazioni 100, 101 e 102, nelle quali il 75° percentile della concentrazione

**Tab. VII.** Confronto fra la qualità biologica rilevata dall'indice EPI-D e la qualità chimica valutata tramite indice LIM nelle dieci stazioni considerate nel bacino idrografico del Simeto. I valori dell'EPI-D sono quelli medi del biennio autunno 2005-estate 2007.

Codice stazione	Fiume	Numero campioni	Valori medi EPI-D	Classi EPI-D	Classi LIM
99	Simeto	7	8,2	III-IV	II
100	Simeto	8	9,7	III	II
101	Simeto	8	10,8	III	II
102	Troina	6	14,2	II	II
103	Salso	6	13,2	II	III
104	Dittaino	8	8,6	III-IV	III
105	Dittaino	7	9,7	III	III
106	Gornalunga	4	7,0	IV	III
107	Gornalunga	1	10,2	III	III
108	Monaci	7	6,5	IV-V	III

dei cloruri si mantiene inferiore ai 105 mg/L, valore ampiamente superato in tutte le altre stazioni (Tab. IV e Tab. V). Tra le specie più significative si notano: *Achnanthes thermalis*, *Amphora holsatica*, *Entomoneis paludosa* v. *subsalina*, *Fragilaria fasciculata*, *Haslea spicula*, *Navicula duerrenbergiana*, e *Semina-vis strigosa*.

Mostrano una grande affinità per i cloruri anche altre diatomee, alcune delle quali caratterizzano le stazioni comprese nella HER 20 (Tab. VIII); tra queste si evidenziano: *Campylodiscus bicostatus*, *Gyrosigma eximium*, *Nitzschia bulnheimiana*, *Nitzschia vitrea* var. *salinarum* e *Tryblionella navicularis*.

Le diatomee caratterizzanti le stazioni localizzate nella HER 19 si osservano invece in ambienti dal medio-basso contenuto salino, come ad esempio *Cymbella tumida*, *Meridion circolare*, *Diploneis oblongella*, *Gomphonema italicum* e *Fragilaria capucina* (Tab. VIII). Alcune di queste, oltre che nelle stazioni che presentano basse concentrazioni di cloruri, vengono tuttavia riscontrate con pochi esemplari anche nella stazione 103 del Salso, mentre risultano sempre assenti negli altri siti pure riccamente mineralizzati. Queste specie vengono probabilmente trasportate sul fiume Salso dalle acque dolci provenienti dai Nebrodi, attraverso gli affluenti di sinistra.

Particolare è, infine, il caso della Stazione 99 che, fra quelle esaminate, presenta il maggior numero di specie (oltre 100): ciò è verosimilmente da attribuire al fatto che, trovandosi nel tratto immediatamente a valle della confluenza dei due sottobacini del Simeto e del Dittaino, che hanno caratteristiche ambientali differenti, funziona da ecotono. Infatti, in questo tratto, insieme alle diatomee ubiquitarie, sono presenti specie tipiche dell'uno o dell'altro sottobacino (Tab. VI). Altre specie, fra le quali *Frustulia spicula*, *Luticola goep-*

*pertiana*, *Navicula cari*, *Rhopalodia brebissoni* e *Thalassiosira bramaputrae*, sono state trovate esclusivamente nella Stazione 99, seppure con pochi individui (Tab. VI).

Questa prima indagine, soprattutto in base ai risultati concernenti il tipo di comunità diatomiche osservate nei vari campionamenti e per le caratteristiche ambientali, conferma in linea di massima i confini delle HER individuati da WASSON *et al.* (2006) e recepiti anche dalla normativa italiana (Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 131/08): il corso dei fiumi Dittaino e Gornalunga sembrerebbe infatti ricadere decisamente e interamente nella HER n. 20 "Sicilia", mentre quello dei fiumi Troina, Salso e di quasi tutto il Simeto nella HER n. 19 "Calabria-Nebrodi". Il tratto terminale del fiume Simeto (Stazione 99), almeno dalla confluenza con il Dittaino fino alla foce sembrerebbe invece collocarsi a cavallo fra queste due idroecoregioni.

Le diatomee di seguito elencate, rare per il reticolo idrografico italiano, sono segnalate per la prima volta nelle acque correnti della Sicilia: *Caloneis thermalis*, *Entomoneis costata*, *Gyrosigma eximium*, *Navicula germanii*, *Nitzschia aequorea*, *N. reversa*, *N. scalpelliformis*, *Surirella peisonis* e *Caloneis* aff. *pseudoclevei*. Quest'ultima merita particolare attenzione in quanto, segnalata finora solo nei fiumi del Sudafrica da CHOLNOKY (1953a, 1953b) e inoltre da TAYLOR *et al.* (2006) con la denominazione errata di *Caloneis aequatorialis* Hustedt. Questo *taxon* è stato sempre osservato in acque alcaline molto degradate e dall'elevato grado trofico. La sua presenza nel fiume Dittaino (Stazione 105) con un buon numero di esemplari è tra le prime segnalazioni per l'Europa, insieme a quella riscontrata in alcuni corpi idrici dell'Albania (MIHO *et al.*, 2006) e in molti corsi d'acqua dell'isola di Cipro (ECTOR, *in litteris*). Sono attualmente in corso verifiche per appurare se il *taxon* osservato nell'area mediterranea e denominato *Caloneis* aff. *pseudoclevei* sia lo stesso descritto da CHOLNOKY (1953a) come *C. pseudoclevei* Cholnoky, o se costituisca invece una nuova varietà o addirittura una nuova specie (MIHO *et al.*, 2006).

**Tab. VIII.** Diatomee caratterizzanti le HER 19 "Calabria-Nebrodi" e 20 "Sicilia".

HER 19	HER 20
<i>Cymbella cistula</i>	<i>Caloneis</i> aff. <i>pseudoclevei</i>
<i>Cymbella tumida</i>	<i>Campylodiscus bicostatus</i>
<i>Diatoma vulgare</i>	<i>Gyrosigma eximium</i>
<i>Diploneis oblongella</i>	<i>Gyrosigma sclaproides</i>
<i>Encyonema prostratum</i>	<i>Navicula margalithii</i>
<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Navicula radiosafallax</i>
<i>Gomphonema italicum</i>	<i>Nitzschia amplexans</i>
<i>Hippodonta capitata</i>	<i>Nitzschia bulnheimiana</i>
<i>Meridion circolare</i>	<i>Nitzschia dissipata</i> v. <i>media</i>
<i>Rhopalodia gibba</i>	<i>Nitzschia recta</i>
<i>Sellaphora pupula</i>	<i>Nitzschia vitrea</i> v. <i>salinarum</i>
	<i>Tryblionella navicularis</i>

### Qualità biologica e chimico-fisica del bacino idrografico del Simeto

In generale, la qualità biologica del bacino idrografico del Simeto rilevata tramite l'indice diatamico EPI-D è compresa fra mediocre e cattiva (Tab. VII), mentre solo per due stazioni (102 e 103) la qualità risulta mediamente buona. Tuttavia, i valori di EPI-D ottenuti nella Stazione 103 appaiono sovrastimati: la presenza di un numero elevatissimo di frustuli di *Achnantheidium minutissimum* nei campioni di questa stazione è l'elemento che determina un innalzamento del livello quali-

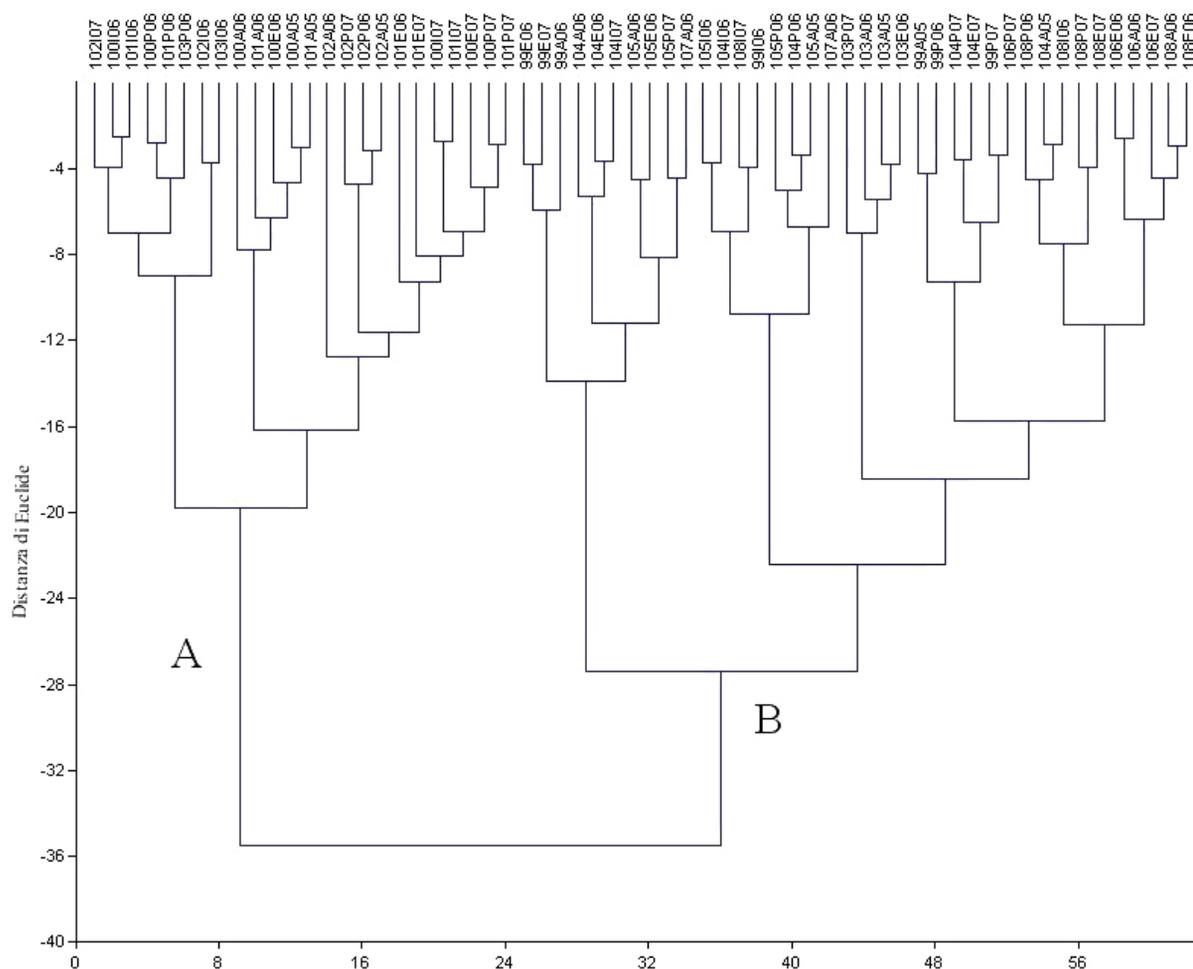
tativo espresso dall'indice EPI-D, in controtendenza rispetto al messaggio ecologico fornito dal resto della comunità diatomica del sito. Questo fatto, che saltuariamente si verifica anche in altre stazioni, fa pensare alla possibilità di una sopravvalutazione del ruolo indicatore di *Achnantheidium minutissimum*; oppure la microscopia ottica potrebbe essere inadeguata al riconoscimento di specie morfologicamente affini come *Achnantheidium eutrophilum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, che predilige ambienti eutrofici, e *Achnantheidium saprophilum* (Kobayasi et Mayama) Round et Bukthiyarova, che indica ambienti molto ricchi di sostanza organica, oltre che di nutrienti. I dettagli morfologici di queste tre specie non sempre sono di facile risoluzione al microscopio ottico.

Come emerge dal confronto in tabella VII, il LIM sembra fornire, in quasi tutti i casi esaminati, un giudizio di qualità più elevato rispetto all'EPI-D; ciò,

senza dubbio, è da attribuire al fatto che fra i sette macrodescrittori che concorrono a determinare il LIM non sono considerati i cloruri, nei confronti dei quali, invece, le diatomee sono fortemente sensibili.

#### **Relazione tra le comunità di diatomee osservate e i siti di campionamento**

Sottoponendo alla *cluster analysis* i dati relativi alla presenza/assenza dei *taxa* nelle diverse stazioni considerate, tenendo conto di tutti i campionamenti effettuati dall'autunno 2005 all'estate 2007, si ottengono due gruppi principali nettamente separati (Fig. 2): nel primo (*cluster A*) sono raggruppati i campioni delle stazioni con acque relativamente più dolci (100, 101, 102) e nel secondo (*cluster B*) quelli delle stazioni più mineralizzate (99, 104, 105, 106, 107, 108). Per quanto riguarda i campioni relativi alla Stazione 103 sul Salso, nel *cluster A* ricadono i campioni prelevati nelle



**Fig. 2.** Raggruppamento dei siti considerati nel bacino idrografico del Simeto in base alla presenza/assenza dei *taxa* di diatomee osservati in ciascuna stazione durante il periodo autunno 2005-estate 2007. Le stazioni vengono riportate con il codice regionale identificativo seguito da una lettera che indica la stagione in cui è stato fatto il campionamento (I=inverno, P=primavera, E=estate, A=autunno) e l'anno.

stagioni più asciutte, in cui maggiore è il contenuto salino, e nel *cluster* B quelli relativi al periodo piovoso, in cui l'apporto idrico del versante meridionale dei Nebrodi fa registrare i valori minimi di cloruri. Anche quest'analisi conferma che il grado di mineralizzazione dell'acqua è l'aspetto abiotico che maggiormente influenza la composizione e la distribuzione delle comunità diatomiche nel bacino idrografico del Simeto. Si pone tuttavia il problema della determinazione di un confine tra la HER 19 e la HER 20, in quanto l'ambivalenza della stazione 103 e la particolare comunità di diatomee che caratterizza la stazione 99 evidenziano la presenza di una fascia territoriale in cui una HER sfuma nell'altra, e per la quale la definizione di comunità e siti di riferimento, per la valutazione della qualità ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, diventa piuttosto difficoltosa.

### CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

I dati raccolti confermano che le diatomee sono fortemente sensibili alle caratteristiche chimico-fisiche delle acque. Nel caso in studio, insieme ai nutrienti ed alla sostanza organica in soluzione, i cloruri sono tra i fattori che condizionano maggiormente lo sviluppo e la distribuzione delle diatomee.

In generale, il basso stato ecologico rilevato nel bacino idrografico del Simeto potrebbe in parte essere dovuto ai criteri di valutazione dell'EPI-D, che è stato elaborato e sperimentato su corsi d'acqua dal grado di

mineralizzazione molto più basso; questo indice, come altri indici diatomici integrati europei, associando l'elevato grado di mineralizzazione ad una condizione di inquinamento minerale, considera le specie alofile come indicatori di ambienti più o meno degradati. Ma quando la forte mineralizzazione di un corso d'acqua è dovuta a cause naturali, l'EPI-D rischia di sottostimarne la qualità. Nel caso del bacino del Simeto l'elevata salinità sembra dovuta alla geologia del territorio piuttosto che a livelli di antropizzazione elevata che tuttavia sono presenti. I risultati ottenuti da questa prima applicazione dell'EPI-D ad ambienti particolari come quelli in esame, quindi, mostrano come sia necessario estendere l'indagine a corsi d'acqua di tipologia simile a quelli del bacino del Simeto, in modo da ottimizzare la funzionalità di questo indice diatomico nel valutare la qualità ambientale.

L'EPI-D rappresenta tuttavia un importante punto di partenza nella costruzione di sistemi di valutazione che soddisfino i criteri della Direttiva 2000/60/CE. Il confronto con comunità di riferimento potrebbe portare ad una valutazione più aderente alla realtà, riuscendo probabilmente a distinguere, tra le specie presenti, quelle più propriamente indicatrici di degrado da quelle tipiche degli ambienti salmastri. Ciò pone tuttavia il problema, di difficile risoluzione, del reperimento di appropriati siti di riferimento per queste particolari tipologie fluviali, totalmente inserite in un territorio che presenta un elevato livello di antropizzazione.

### BIBLIOGRAFIA

- ÁCS É., KISS K.T., PADISÁK J. (eds.), 2007. Proceeding of 6th International Symposium on Use of algae for monitoring rivers. *Archiv für Hydrobiologie Supplement Large Rivers*, 17 (2): 265-550.
- APAT-IRSA-CNR, 2003. Metodi analitici per le acque. APAT Manuali e Linee Guida 29/2003.
- A.R.R.A. (Agenzia Regionale Rifiuti ed Acque), 2008. [http://www.regione.sicilia.it/arra/piano\\_acque/piano08\\_allegati1.htm](http://www.regione.sicilia.it/arra/piano_acque/piano08_allegati1.htm)
- BATTEGAZZORE M., MORISI A., GALLINO B., FENOGLIO S., 2004. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research*, 19: 149-165.
- BELTRAMI M.E., ECTOR L., CIUTTI F., CAPPELLETTI C., HOFFMANN L., ROTT E., 2009. Longitudinal variations of benthic diatoms and water quality along a large river (Adige River) in Northern Italy. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 30 (6): 915-918.
- BONA F., FALASCO E., FASSINA S., GRISELLI B., BADINO G., 2007. Characterization of diatom assemblages in mid-altitude streams of NW Italy. *Hydrobiologia*, 583 (1): 265-274.
- CEN, 2003. *Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946*. Comité Européen de Normalisation, Geneva, 14 pp.
- CEN, 2004. *Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatoms from rivers. EN 14407*. European Committee for Standardization, Brussels, 12 pp.
- CEU (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION), 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities L327*: 1-72.
- CHOLNOKY B.J., 1953a. Diatomeenassoziationen aus dem Hennops-River bei Pretoria. *Verhandlungen der Zool.-Bot. Ges. in Wien*, 93: 134-149.
- CHOLNOKY B.J., 1953b. Studien zur Ökologie der Diatomeen eines eutrophen subtropischen Gewässers. *Sonderabdruck aus den Berichten der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 66 (9): 347-356.
- CIUTTI F., CAPPELLETTI C., CORRADINI F., 2003. Applicazione dell'indice EPI-D a un corso d'acqua delle Alpi (Torrente

- Fersina): osservazioni sulla metodica di determinazione delle abbondanze relative. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, **80**: 95-100.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 maggio 1999, n. 152. "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole", testo aggiornato a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258. *Gazzetta Ufficiale n. 246 del 20 ottobre 2000 - Supplemento Ordinario n. 172*.
- DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE 16 giugno 2008, n. 131. "Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto" *Gazzetta Ufficiale n. 187 del 11-8-2008 - Suppl. Ordinario n.189*.
- DELLA BELLA V., PUCCINELLI C., MARCHEGGIANI S., MANCINI L., 2007. Benthic diatom communities and their relationship to water chemistry in wetlands of central Italy. *Ann. Limnol.* – *Int. J. Lim.*, **43** (2): 88-89.
- DELL'UOMO A., 1981. Alge di acqua corrente e loro impiego come bioindicatori. *Giorn. Bot. Ital.*, **115**: 327-342.
- DELL'UOMO A., 1991. Use of benthic macroalgae for monitoring rivers in Italy. In: Whitton B. A., Rott E., Friedrich G. (eds), *Use of algae for monitoring rivers I*: 129-137.
- DELL'UOMO A., 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton B. A., Rott E. (eds), *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Studia Student. Ges.m.b.H., Innsbruck: 65-72.
- DELL'UOMO A., 2003. Les algues des milieux lotiques de l'Italie et leur importance dans l'évaluation de la qualité des cours d'eau. *Boccone*, **16** (1): 367-377.
- DELL'UOMO A., 2004. *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. Linee guida. APAT, ARPAT, CTN\_AIM, Roma, Firenze, 101 pp.
- DELL'UOMO A., PENSIERI A., CORRADETTI D., 1999. Diatomées épilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie, Algologie*, **20**: 253-269.
- ECTOR L., KINGSTON J.C., CHARLES D.F., DENYS L., DOUGLAS M.S.V., MANOYLOV K., MICHELUTTI N., RIMET F., SMOL J.P., STEVENSON R. J., WINTER J.G., 2004. Workshop report freshwater diatoms and their role as ecological indicators. In: Poulin M. (ed.), *Proc. of the 17<sup>th</sup> Int. Diatom Symp.* 2002, Ottawa, Canada. Biopress Limited, Bristol: 469-480.
- FINOCCHIARO M., TORRISI M., FERLITO A., DELL'UOMO A., ECTOR L., 2008. Biodiversità algale in Sicilia: diatomee rare o notevoli del bacino idrografico del fiume Simeto. *Atti del XXXVII Congresso della Società Italiana di Biogeografia, Catania 7-10 ottobre 2008, Biogeographia*, in stampa.
- HAMMER Ø., HARPER D.A.T., RYAN P.D., 2007. PAST: PAleontological STatistics, ver. 1.66. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.
- HOFMANN G., 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Biblioth. Diatomol.*, **30**: 1-241.
- HUSTEDT F., 1956. *Kieselalgen (Diatomeen)*. Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 70 pp.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986, 1988, 1991a, 1991b. *Bacillariophyceae - Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Fischer G, Stuttgart 2 (1-4), 876+596+576+437 pp.
- LANGE-BERTALOT H. (ed.), 1995-2004. *Iconographia Diatomologica*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany.
- LANGE-BERTALOT H. (ed.), 2000-2003. *Diatoms of the European inland waters and comparable habitats*. 1-4. Gantner Verlag, Berlin, Germany.
- MANNINO A.M., 2001. New records from the Oreto river (N.W. Sicily). *Phycologia Suppl.*, **40**: 71-72.
- MANNINO A.M., 2002. Le peuplement diatomique des eaux sulfureuses-thermales du Fleuve Caldo (Sicile nord-occidentale): premiers resultants. In: *Deuxième Supplément Hors Série Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France*. Nantes, pp. 101-104.
- MANNINO A.M., 2007. Diatoms from thermal-sulphur waters of « Fiume Caldo » (North-western Sicily). *Cryptogamie, Algologie*, **28** (4): 385-396.
- MIHO A., ÇULLAJ A., LAZO V., HASKO A., KUPE L., BACHOFEN R., BRANDL H., SCHANZ F., 2006. Assessment of water quality of some Albanian rivers using diatom-based monitoring. *Albanian Journal of Natural and Technical Sciences*, **19** (20): 94-105.
- PRYGIEL J., COSTE M., 2000. *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. N FT 90-354. Agence de l'Eau – Cemagref – Groupement de Bordeaux. Agence de l'eau, 134 pp.
- PRYGIEL J., WHITTON B.A., BUKOWSKA J., 1999. *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, France, 271 pp.
- RIMET F., CAUCHIE H.-M., HOFFMANN L., ECTOR L., 2005. Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *J Appl Phycol* **17**: 119-128.
- TAYLOR J.C., ARCHIBALD C.G.M., HARDING W.R., 2006. *An Illustrated Guide to Some Common Diatom Species from South Africa*. Report to the Water Research Commission by DH Environmental Consulting, 212 pp.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001a. Les diatomées benthiques des parties rhithrales et potamales des cours d'eau de l'Apennin central (Italie) et leurs significations écologiques. *Archiv für Hydrobiologie, Algological Studies*, **102**: 35-47.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001b. Diatomées benthiques et qualité biologique d'un cours d'eau de l'Apennin central (Italie): le fleuve Chienti. *Actes du 21<sup>ème</sup> Colloque de l'ADLaF, Deuxième Supplément Hors Série, Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France, Nantes*, pp. 230-241.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2003. Diatomées benthiques et

- qualité biologique d'un cours d'eau de l'Apennin central (Italie): le fleuve Chienti. *Actes du 21 ème Colloque de l'ADLaF, Deuxième Supplement Hors Série, Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France, Nantes*, pp. 230-241.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., ECTOR L., 2008. Évaluation de la qualité des rivières des Apennins (Italie) au moyen des indices diatomiques: le fleuve Foglia. *Cryptogamie, Algologie*, **29** (1): 45-61.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28**: 117-133.
- WASSON J.W., GARCIA BAUTISTA A., CHANDESRIS A., PELLA H., ARMANINI D., BUFFAGNI A., 2006. Approccio delle Idro-Ecoregioni Europee e tipologia fluviale in Francia per la Direttiva Quadro sulle Acque (EC 2000/60). Documento di discussione per il Gruppo di Lavoro MATTM sulla Tipologia Fluviale. Notiziario IRSA dei Metodi Analitici, 2006 (1): 20-38.
- WHITTON B.A., ROTT E., 1996. *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Studia Student. Ges.m.b.H., Innsbruck, 196 pp.
- WHITTON B. A., ROTT E., FRIEDRICH G., 1991. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Germany, Universität Innsbruck, 183 pp.
- ZELINKA M., MARVAN P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, **57**: 389-407.
- ZORZA R., ORIOLO G., HONSELL G., BONFANTI P., SIGURA M. 2005. Analisi multidisciplinare e multiscale di un corso d'acqua: l'ambito fluviale del Natisone (Provincia di Udine). *Società Italiana di Ecologia*, Atti, 1-6.

## Biologia e gestione delle popolazioni di lupo

Riccardo Carradori

Biologo faunista: riccardo.carradori@libero.it

Il lupo (*Canis lupus*) ha la testa schiacciata con il profilo della fronte e quello del naso sullo stesso piano, le orecchie dritte e brevi, il naso molto piccolo rispetto al cranio, che si presenta largo e schiacciato, i denti ferini (cioè il quarto premolare superiore e il primo molare inferiore) molto sviluppati. I lupi hanno arti lunghi e zampe larghe; il pelo può avere una colorazione che varia dal marrone-grigio al marrone chiaro ma, anche, nero, beige, bianco o fulvo. La colorazione e l'aspetto variano in relazione alla stagione e all'età dell'animale. Sul dorso la colorazione è beige con punte nere, sulla parte superiore delle zampe anteriori può esserci una vistosa striscia nera e il torace è quasi sempre marrone chiaro. Il mantello è costituito da due tipi di pelo: uno folto e lanoso (borra) e uno lungo e scuro (giarra). Nella popolazione italiana sono stati avvistati anche individui completamente neri, tipici delle popolazioni nordiche. Ha coda corta. Le dimensioni aumentano con la latitudine e variano in relazione alla sottospecie: l'altezza varia da 60 a 95 centimetri, il peso oscilla tra 32 e 64 chilogrammi. Le femmine sono generalmente più piccole, con un peso inferiore di circa il 10%. Olfatto e udito sono molto sviluppati. Il lupo può compiere prestazioni eccezionali arrivando a percorrere in una notte da 60 a 190 km con una velo-

cià che può giungere a punte di 50 km/h; è capace di sopportare temperature estreme tipiche delle aree subtropicali e circumpolari. Evita solo le giungle tropicali e i deserti. Un tempo era il predatore più diffuso sulla terra: la specie popolava tutto l'emisfero a nord del 15° parallelo; oggi è diffuso soprattutto nell'emisfero boreale. *Canis lupus* è presente in America settentrionale e in buona parte dell'Europa e dell'Asia: delle 11 sottospecie note, 5 sono nel continente nord-americano e 6 in Eurasia, presentando caratteristiche morfologiche ed ecologiche molto diverse tra di loro.

Negli Stati Uniti d'America, i lupi sono sopravvissuti soltanto in Alaska e nel Minnesota dove è stato dichiarato specie protetta (ad eccezione dell'Alaska, in cui è ancora soggetto a caccia). Nei paesi dell'ex Unione Sovietica il lupo è presente nelle province meridionali della Georgia, dell'Azerbaigian e del Daghistan. Il territorio più importante è quello fra il Mar Caspio e la Cina (nel Kazakistan vivono 85-90000 unità). In Cina la specie è protetta in singole province ma non in tutto lo stato. La legislazione dell'India lo ha posto sotto protezione dal 1972; nel subcontinente



Lupo fotografato utilizzando una trappola fotografica lungo un sentiero nell'Appennino della Provincia di Firenze. Foto di Duccio Berzi (CSDL [www.canislupus.it](http://www.canislupus.it))

sono presenti due sottospecie: *Canis lupus pallipes* in pianura, e *Canis lupus lupus* nel massiccio dell'Himalaia. Il lupo è presente in Arabia Saudita, nel Kuwait, in Irak, in Giordania, in Siria, nel Libano e in Israele. Sopravvive nell'Europa orientale e meridionale (Paesi dell'Est, Grecia, Balcani, Carpazi, Italia, Penisola Iberica). Nei Paesi scandinavi vivono circa 40 lupi, in Finlandia 100. La Penisola iberica ne ospita circa 1500-2000, mentre l'Italia, a seconda delle fonti, sembra accogliere da 500 a 1000 esemplari. La popolazione italiana è stata in passato descritta come sottospecie distinta, ma recenti analisi hanno dimostrato che la distanza genetica del lupo italiano dalle altre popolazioni europee rientra nella normale variabilità intra-popolazionale.

In Romania vive la più grossa popolazione di lupo europea: circa 2500 lupi. Sono ormai vent'anni che il lupo è in espansione in tutta Europa.

I lupi sono animali sociali: il branco si origina da una coppia i cui figli, alla maturità, non si allontanano. Alcune teorie ritengono che l'origine dell'organizzazione sociale sia strettamente connessa con la necessità di avere maggiori probabilità di successo nella caccia delle prede; altri ricercatori sostengono, invece, che l'origine del branco sia dovuta alla necessità di accrescere il successo riproduttivo. La vita in gruppo facilita la difesa del territorio e garantisce condizioni più sicure per allevare i cuccioli. Vivendo in gruppo i cuccioli restano in contatto con gli adulti per un periodo di tempo maggiore e apprendono i comportamenti e le strategie di caccia. La grandezza del branco varia in relazione alla qualità dell'habitat e alla quantità di cibo. I branchi possono variare dai 2 ai 20 lupi;

un branco medio è formato da 6 o 7 individui. Animali in fase dispersiva evitano i territori di altri lupi perché gli intrusi vengono scacciati o uccisi; quando trovano un territorio libero lo occupano e formano un nuovo branco. Nel branco vige una rigida gerarchia: il livello più alto è occupato dai due individui dominanti: il maschio alfa e la femmina alfa. Nei branchi più grandi si possono trovare due gerarchie separate: la prima viene esercitata sui maschi del branco ed è guidata dal maschio alfa; l'altra sulle femmine del branco ed è governata dalla femmina alfa. In questo caso, il maschio alfa è il componente più importante della coppia alfa; solo in rari casi sono state osservate situazioni in cui la femmina alfa ha preso il controllo dell'intero branco. Oltre alla coppia alfa si possono trovare un lupo o dei lupi beta (secondi in comando) seguono i membri subdominanti, ossia i giovani lupi nati negli anni precedenti e i cuccioli. Normalmente, i beta contribuiscono all'allevamento dei nuovi nati. Le coppie alfa sono, di norma, monogame. Tuttavia può capitare che un individuo alfa preferisca l'accoppiamento con un lupo di importanza minore nella scala sociale, in particolare se l'altro alfa è un fratello o una sorella. La morte di un alfa non influisce sullo stato dell'altro. Lo stato alto nella scala sociale è basato più sulla personalità e sull'atteggiamento che sulla taglia dell'individuo o sulla sua forza fisica. In branchi molto grandi, o in un gruppo di giovani lupi, il grado sociale può mutare costantemente. I legami sono molto forti, soprattutto fra lupi cresciuti insieme. Il lupo ha bisogno di avere legami sociali; in alcuni branchi è presente il maschio *omega*, che vive ai margini del branco ed è disposto a sopportare le aggressio-

ni degli altri membri del branco piuttosto che vivere da solo.

La coppia alfa decide la caccia, gli spostamenti, la difesa del territorio. Il compito più importante della coppia alfa è quello di regolare la riproduzione. Il controllo viene esercitato, soprattutto da parte della femmina, impedendo alle femmine di riprodursi. Gli altri lupi possono allevare ma non possiedono le risorse necessarie a portare i cuccioli alla maturità. I piccoli, una volta divenuti adulti, possono scegliere se rimanere all'interno del branco e aiutare ad allevare i nuovi nati oppure disperdersi. Le femmine partecipano all'allevamento dei cuccioli, mentre i maschi subadulti svolgono il ruolo di guardiani.

La coesione interna al gruppo, la preservazione della struttura sociale, la difesa del territorio, la sopravvivenza stessa del branco, dipendono dalla capacità di comunicare. I rapporti sociali sono regolati da una gerarchia che si stabilisce attraverso lotte ritualizzate mediante le quali si stabilisce chi sono i dominanti. Per confermare il rango acquisito sono utilizzate una serie di espressioni che coinvolgono la posizione della coda, delle orecchie, della bocca e addirittura della pelliccia. I peli sul dorso, sul collo e su parte della coda s'inseriscono in uno strato della pelle solida con la muscolatura e ciò permette il controllo dell'erezione della pelliccia, essenziale per l'assunzione di una vasta gamma di posture. Il ruolo che gli individui assumono durante la caccia e il gioco concorrono a confermare lo status acquisito durante le lotte. La perdita di grado può avvenire in vari modi: un lupo può abbandonare il proprio status quando si presenta un pretendente, evitando spargimenti di sangue, oppure può scegliere la lotta. Durante la stagione

degli accoppiamenti, sebbene le aggressioni siano ritualizzate, gli animali possono arrivare a infliggersi ferite o danni; chi ne esce sconfitto può essere cacciato via o, addirittura, ucciso dagli altri membri del branco.

I diversi branchi comunicano tra di loro attraverso ululati ai quali contribuiscono tutti i componenti; in tal modo si manifesta la presenza, la posizione e anche la dimensione del branco. Il branco si sposta soprattutto durante le ore notturne e in una notte può percorrere più di 100 chilometri. Le tane sono usate solo durante la stagione riproduttiva: per il resto dell'anno, i lupi si accontentano di ripari nell'erba o fra i cespugli. La tana può essere usata per più anni e al suo interno nascono e vengono allevati i piccoli. In cattività il lupo può superare i 15 anni di età ma gli individui selvatici raggiungono raramente i 10 anni. All'età di due anni il lupo raggiunge la maturità sessuale e, nel periodo che va da gennaio e marzo (tra la metà di febbraio e la fine di marzo in Europa), gli esemplari si accoppiano e, dopo una gravidanza di circa 60 giorni, nascono -da marzo a giugno- da 3 a 8 cuccioli; non più della metà sopravviveranno al primo inverno. La coppia difende dagli altri lupi un territorio che marca con segnali olfattivi, visivi ed uditivi. La femmina viene aiutata nella cura, nell'alimentazione e nell'educazione dei piccoli dal compagno e dagli altri individui del gruppo. Il branco in Italia, è composto da un minimo di due (gruppo familiare) a un massimo di sette lupi. Un branco presente nel parco del Mercantour (Alpi Marittime, Francia) è di norma composto da due a otto animali. In Polonia è formato da circa 5 lupi. Le dimensioni sono in relazione alla dimensione delle prede e alle tecniche di

caccia. I territori vengono scelti in zone montane e boschive, nelle quali sia ridotto il disturbo da parte dell'uomo e, nel contempo, si trovi una buona disponibilità di cibo. Un branco possiede un territorio, mentre i lupi solitari vivono nelle aree fra un territorio e l'altro ed evitano il contatto con i branchi. Le dimensioni del territorio dipendono dall'offerta di cibo e dalla latitudine. Un lupo ha, mediamente, un territorio di caccia di 100 km<sup>2</sup>; in un territorio inospitale il territorio può essere molto più esteso. In Abruzzo i branchi vivono in territori di 120-200 km<sup>2</sup>, nel Mercantour i territori coprono circa 200 km<sup>2</sup>. Nel Nord America vanno dai 52 km<sup>2</sup> del Minnesota fino ai 2500 km<sup>2</sup> dell'Alaska. L'attività è concentrata nelle ore notturne; di giorno riposa nelle aree meno disturbate del suo territorio. Percorre non più di una decina di chilometri per notte anche se i giovani possono percorrere distanze molto più lunghe

La dieta del lupo dipende dal-

la disponibilità di prede; caccia di preferenza alci, caribù, cervi, caprioli, camosci, mufloni e cinghiali. Lo stambecco è predato in misura minore, probabilmente perché, vivendo su pareti rocciose, è più difficile da catturare. Spesso attacca animali domestici, soprattutto pecore e capre. Non disdegna prede più piccole, come lepri, conigli, marmotte ma anche volpi e piccoli mammiferi. La dieta è completata con frutta, insetti, anfibi, uccelli e rettili. Nelle regioni dove le grosse prede scarseggiano, come l'Appennino settentrionale, si adatta vivendo in coppie o piccoli gruppi e integra la dieta con piccoli mammiferi, grossi insetti, e frutti selvatici; in Italia centro-meridionale ha imparato ad alimentarsi nelle discariche di rifiuti. I branchi cacciano in maniera cooperativa i grandi erbivori mentre gli esemplari solitari si limitano a prede piccole. Le tecniche di caccia vanno dall'attacco a sorpresa ai lunghi inseguimenti. I lupi solitari catturano le prede lanciandosi ad-



Capriolo predato da lupo. La predazione avviene con un morso nella zona retromandibolare (si noti la ferita mortale alla regione carotidea); successivamente avviene il consumo della muscolatura e degli organi interni. Foto di Duccio Berzi (CSDL [www.canislupus.it](http://www.canislupus.it)).

dosso e bloccandole al terreno con le zampe anteriori. Quando cacciano prede molto grandi i branchi attaccano da tutte le direzioni puntando al collo e alle parti laterali dell'animale. Le specie introdotte, quando mal adattate, vengono predate di preferenza perché più facili da catturare: è il caso del mufone, ridotto a pochi esemplari in alcune aree d'Italia. Il fabbisogno quotidiano di un lupo ammonta a circa 3,7-4,5 kg di carne (alcuni autori indicano circa 2 kg per il lupo italiano). Uno studio svolto in Toscana analizzando le fatte ha rilevato che il lupo segue una dieta basata sugli ungulati selvatici (oltre il 95% del campione); gli animali domestici rappresentano poco più del 2% e il resto, trascurabile, è attribuibile a micromammiferi (topi, talpe e simili), uccelli, specie vegetali e frutta. Disaggregando i dati per analizzare le variazioni stagionali si osserva un consumo relativamente maggiore di cinghiale in autunno (presenza di subadulti), e di daino in primavera (periodo delle nascite), mentre il capriolo è consumato con regolarità durante tutto il resto dell'anno. Se può scegliere e le greggi sono ben custodite, preferisce gli animali selvatici a quelli domestici. Durante un attacco ad animali domestici può succedere che uccida diversi animali in una sola volta (da 4 a 7, ma anche di più), senza consumarli. I vitelli sono più vulnerabili nei primi dieci giorni della loro vita quando non sono ancora accettati e difesi da tutta la mandria. Nella tarda estate preferisce rivolgersi alle pecore, che hanno dimensioni più contenute. In Abruzzo, dove il bestiame è custodito, soltanto il 4,1% dei proprietari ha perso più di 2 animali.

I metodi più utilizzati per rilevare la presenza del lupo si basano sull'osservazione diretta, sul rinvenimento di tracce, di resti ali-

mentari, di feci. I dati migliori provengono dall'avvistamento di individui vivi. Questo è un evento estremamente raro poiché è una specie elusiva, con abitudini prevalentemente notturne, che occupa ampi territori. Per stabilire in quali aree sia stato presente ci si può affidare, allora, a informazioni indirette basate sulla somministrazione di questionari agli abitanti e si raccolgono documenti riguardanti le denunce di danni. Tali inchieste forniscono un quadro generale sulla distribuzione, ma lasciano ampi margini di incertezza perché non sempre le fonti sono attendibili e molti segni di presenza sono difficilmente distinguibili da quelli lasciati dai cani.

Le impronte del lupo sono molto simili a quelle di un cane di grosse dimensioni: misurano circa 10 centimetri di lunghezza per 9 di larghezza, presentano il segno di quattro dita, sia nell'arto anteriore che in quello posteriore. Alcuni autori ritengono che la forma dell'impronta possa essere diagnostica della presenza di lupi: secondo questi è possibile individuare le due dita centrali più avanti della linea congiungente le due laterali. Se si seguono le impronte sulla neve è possibile avere una idea più attendibile: le orme del lupo si presentano allineate una dopo l'altra (a differenza di quelle del cane più divaricate), inoltre il lupo procede in modo rettilineo senza digressioni. Più individui procedono in fila indiana, calpestando esattamente le orme del primo; solo in caso di variazioni di direzione è possibile stimare il numero degli esemplari perché il branco si apre a ventaglio. Una volta accertata la presenza della specie in una zona, si ricercano le aree più frequentate esaminando percorsi campione. I resti alimentari, le fatte e le impronte incon-

trati lungo i transetti sono conteggiati e registrati. In tale modo è possibile definire il territorio utilizzato e il numero di lupi. Una discreta quantità di informazioni proviene dagli escrementi. Le fatte sono deposte in punti come dossi, sentieri, biforcazioni, incroci con corsi d'acqua; di solito sono in posizione ben visibile perché hanno la funzione di marcare il territorio. Misurano circa 3 centimetri di diametro e sono lunghe fra i 10 e i 15 centimetri; contengono resti di animali o vegetali: pelo e ossa e, durante il periodo invernale, anche semi di rosa canina e di altri frutti. Hanno un odore molto penetrante e, insieme alle marcature d'urina, servono a far comprendere agli altri lupi che la zona è già occupata da un branco; dalla posizione, inoltre, è possibile riconoscere il sesso ed il rango gerarchico dell'animale. Le marcature sono un messaggio molto importante anche all'interno del gruppo: in tale modo le femmine comunicano ai maschi l'entrata in calore. Poiché i cani inselvatichiti adottano modelli comportamentali simili, stime delle popolazioni eseguite unicamente con questo metodo non sono attendibili. Per avere la certezza che la zona sia frequentata da lupi è possibile predisporre una serie di trappole fotografiche. Nel caso di rinvenimento di sostanze provenienti dal lupo come peli, saliva ma anche feci è possibile estrarne il DNA per il riconoscimento dell'individuo, determinarne il sesso, e i rapporti parentali con altri individui; grazie alla stessa analisi è possibile individuare l'eventuale presenza di genoma canino.

Un altro metodo per accertare la presenza del lupo è ascoltarne le vocalizzazioni. Anche questo, però, è un evento raro a causa della scarsa densità delle popolazioni.

Gli ululati possono essere stimolati diffondendo suoni registrati che simulano la presenza di un branco (*wolf howling*). A partire dall'imbrunire si emettono registrazioni di lupi singoli, gruppi familiari e coppie. I lupi rispondono all'ululato, rivelando la presenza, la localizzazione e la presenza di cuccioli. Gli ululati del lupo sono udibili dall'uomo fino a circa 2 chilometri di distanza. I periodi più indicati sono da febbraio ad aprile e da luglio a ottobre. Le grandi distanze che i lupi possono percorrere e alle quali possono udire gli ululati rendono necessaria l'organizzazione di diverse squadre. I limiti del metodo sono legati alla possibilità di confondere gli ululati dei lupi con quelli dei cani e la possibilità di sotto-stimare popolazioni particolarmente silenziose.

Il lupo è stato descritto come divoratore di carne umana; durante le guerre o nel corso di epidemie è probabile che questi animali, divoratori di carogne, abbiano avuto occasione di cibarsi di cadaveri. Tuttavia negli ultimi 150 anni non esiste alcuna segnalazione circostanziata di attacchi di lupi all'uomo. In Europa e nell'America del nord ferimenti di persone da parte di lupi sono sconosciuti. In Canada, la cui popolazione di lupi supera le 60.000 unità, non si conoscono casi di aggressioni spontanee a persone. Le situazioni spiacevoli sono quasi sempre dovute a casi di rabbia, oppure ad animali messi alle strette. Nel caso di incontri a distanza ravvicinata, si può presumere che un lupo selvatico scappi persino di fronte a dei bambini; va, comunque, sottolineato che ogni lupo costretto a difendersi non esiterà ad azzannare.

Dall'ultimo dopoguerra e per tutti gli anni Settanta le popolazioni italiane di lupo si trovarono in una situazione critica: appena

un centinaio di esemplari in tutto il paese. Era avvenuto lo spopolamento delle montagne con la scomparsa di prede domestiche; allo stesso tempo gli animali selvatici non esistevano quasi più. La specie è sopravvissuta solo nelle zone dove erano rimasti consistenti greggi (come in Abruzzo, in Maremma e nell'Appennino meridionale) o dove esistevano popolazioni relitte di ungulati selvatici (come nelle foreste dell'Appennino Tosco-romagnolo). L'abbandono delle aree montane ha permesso alla vegetazione ed alla fauna di ricominciare ad espandersi. I boschi, prima ceduti per la produzione del carbone, sono abbandonati, i coltivi ed i pascoli al margine dei boschi, non mantenuti, sono colonizzati dagli arbusti; i castagneti da frutto sono invasi dal sottobosco. I cambiamenti nel paesaggio hanno un effetto dirompente sulla fauna: le specie legate agli ambienti agricoli, come ad esempio la starna, la pernice rossa, la lepre lasciano il posto alle specie legate al bosco ed agli ambienti naturali come gli ungulati e il lupo. Le popolazioni di ungulati selvatici, le prede naturali del lupo, riprendono consistenza, anche per effetto di massicce reintroduzioni. Caprioli, cervi, cinghiali, daini e mufloni, non avendo più la concorrenza del bestiame domestico, rioccupano velocemente montagne e colline. Tutto ciò ha favorito la ripresa delle popolazioni di lupo senza intervento diretto da parte dell'uomo (resiste, tuttavia, ancora la leggenda della liberazione di lupi con il paracadute). La protezione legale assicurata al lupo, l'ambiente montano che ha riacquisito un aspetto più naturale, l'aumento delle prede -insieme con una grande plasticità ecologica- hanno permesso al lupo di ricolonizzare l'Appennino settentrionale e di fare la

sua ricomparsa sull'arco alpino. Il lupo ha una capacità di spostamento e ricolonizzazione sufficienti per comparire sporadicamente quasi in ogni parte della penisola. Ciò spiega la presenza anche in tempi e luoghi nei quali la specie non vive in forma stabile.

Si ritiene che i 100-200 lupi degli anni Settanta siano diventati circa 400-500. A questa espansione numerica corrisponde anche un'espansione geografica. I lupi, infatti, sono tornati sull'Appennino settentrionale ed hanno costituito nuclei stabili in particolare nelle Foreste Casentinesi (a cavallo tra le province di Arezzo e Forlì) e nell'Appennino Ligure. Da qui alcuni individui si sono spinti ancora più a ovest ed hanno raggiunto il versante francese delle Alpi Marittime. Attualmente in Italia la specie è presente sulla dorsale appenninica, nelle fasce superiori a 500-1000 metri di quota, dove i boschi di faggio si alternano alle radure e ai pascoli. Nel parco delle Alpi Marittime e nel Parco Nazionale del Mercantour (Francia) il lupo è tornato negli anni '90, dopo circa 80 anni di assenza. Dal 1985 al 1992 il fronte di diffusione della popolazione del lupo si è spostata di 190 km, da Genova verso est (Mercantour), e cioè con una media annua di 22,8 km.

La sua dieta è basata su mufloni, camosci, cervi e caprioli, ma qualche volta può comprendere anche marmotte e, soprattutto, ovis. Per una specie come il lupo la principale causa di limitazione e di mortalità è l'uomo: il lupo è cacciato perché ritenuto pericoloso per il bestiame e perché considerato feroce in base ad ataviche tradizioni. La maggiore sensibilità ai problemi ecologici e le campagne di educazione e sensibilizzazione a favore della specie hanno, in parte, contribuito a cambiare la sua im-

magine nella cultura di massa. Il ritorno del lupo porta alcuni problemi di convivenza con le attività umane; in particolare si generano situazioni conflittuali fra il lupo e gli allevatori che lamentano casi di predazione su capi di bovini, di ovini e, occasionalmente, di equini. Questi episodi rappresentano per gli allevatori un innegabile danno economico. Gli animali sono particolarmente esposti agli attacchi del lupo a causa dei mutamenti nelle pratiche dell'allevamento. Un tempo l'allevamento dei bovini era a livello familiare e le nascite avvenivano nelle stalle. Con la gestione allo stato brado le mandrie sono portate ai pascoli precocemente e i vitelli nascono senza essere sorvegliati. Anche i greggi di pecore rimangono ai pascoli per lunghi periodi. Queste abitudini si sono sviluppate soprattutto in quelle regioni dove il lupo non era segnalato in tempi recenti. Dove il lupo è sempre stato presente le pratiche di allevamento ne hanno tenuto conto, esponendo il bestiame a rischi minori. È stato dimostrato che gli individui di mandrie di un'area non minacciata dal predatore spendono meno tempo nel vigilare i dintorni. Le mandrie di zone frequentate dal lupo interrompono spesso il pascolamento o il riposo; sostano raramente nelle zone boscate, dove è più difficile controllare l'avvicinamento del predatore; tendono a riunirsi in gruppi numerosi per difendere più efficacemente i vitelli.

La minaccia del lupo per l'allevamento, una delle poche attività attualmente redditizie nelle regioni montane dell'Appennino, induce nella popolazione sentimenti di forte avversione per questa specie. Per conciliare le esigenze degli allevatori con una buona gestione faunistica è necessario che le amministrazioni intervengano: in alcune regioni sono stati introdotti degli

indennizzi economici per gli allevatori che dimostrino di aver subito danni ad opera del lupo. Questa politica va nella direzione giusta, ma soffre ancora di diversi inconvenienti: i rimborsi sono spesso soggetti a notevoli ritardi, si basano su stime del valore dei capi all'età in cui vengono predati non considerando il capitale potenziale dell'individuo adulto, non considerano che l'attacco di un lupo può disperdere il gregge o provocare una serie di aborti in presenza di femmine gravide.

Quando si trovano resti alimentari o carcasse di animali predati è difficile riconoscere l'autore della predazione in quanto i cani cacciano con modalità simili a quelle del lupo. L'incertezza diminuisce nelle zone dove il randagismo è limitato e dove non ci sono cani inselvaticiti. In caso di carcasse di notevoli dimensioni in cui gran parte della carne è stata asportata in breve tempo è molto probabile che si tratti di lupi. Di solito il collo dell'animale ucciso presenta morsi e lacerazioni tali da far morire l'animale per soffocamento. Per primi sono consumati i quarti posteriori e i visceri; solo se non disturbato viene mangiata buona parte dell'animale. Al pasto successivo, che può avvenire anche dopo una settimana, la preda viene consumata interamente. Un lupo è capace di uccidere in una sola notte un consistente numero di pecore; molte di più di quante egli non sia effettivamente in grado di consumare. Quando un pascolo è recintato "alla buona" i lupi sono in grado di penetrarvi ma gli animali domestici non riescono a fuggire. In tutti i casi in cui sono presenti ostacoli che impediscono la fuga delle prede avviene il comportamento di *surplus killing*. Da numerosi studi risulta che, adottando dei buoni cani da difesa e ricoverando le

pecore la notte in ovili chiusi, i danni diminuiscono sensibilmente o cessano del tutto. Un altro accorgimento, spesso trascurato, è quello di tenere sotto stretto controllo il gregge nei giorni successivi (fino a 10 giorni) dall'evento predatorio. Infatti in circa il 35% dei casi dopo circa una settimana dal primo attacco se ne verifica un secondo.

La Regione Toscana ha promulgato una legge (N. 26/05) per la tutela del patrimonio zootecnico soggetto a predazione; sono previsti contributi per la realizzazione di interventi di miglioramento dei sistemi di guardiania, difesa, governo e ricovero delle specie animali allevate ma non sono contemplati rimborsi per coprire le perdite economiche degli allevatori colpiti. La regione riserva, tuttavia, dei fondi per promuovere la stipula di contratti assicurativi.

Nelle regioni in cui i predatori non sono mai scomparsi le tecniche antipredatorie sono ancora in uso. Per proteggere il bestiame dagli assalti dei grandi predatori, gli allevatori utilizzano grandi cani dotandoli di collari con punte metalliche (per proteggerli dagli attacchi alla gola). I cani vivono insieme alle pecore e sono capaci di respingere un lupo e, pare, persino un orso. Nel 1985 è iniziato, nella Francia meridionale, un programma di difesa delle greggi per proteggere gli animali dalle aggressioni dei cani randagi utilizzando il Montagne des Pyrénées. I cani da difesa sono utilizzati per proteggere le pecore sia dai cani randagi che dai grandi predatori anche in Portogallo, Norvegia, Francia, Slovacchia, Bulgaria. In Italia si utilizza il Pastore Maremmano Abruzzese. Il cane deve essere collocato nel gregge precocemente (poche settimane) e deve rimanervi ininterrottamente, affinché si identifichi con le pecore. Il metodo migliore è farlo na-

scere in mezzo alle pecore e ridurre al minimo il suo contatto con gli uomini. Il cane inizierà a considerare le pecore come cospecifici e le difenderà anche contro i membri della sua specie, cani o lupi che siano. Al contrario del cane pastore da condotta, i cui falsi attacchi sono utilizzati per radunare il gregge, il cane da difesa delle greggi non mostra nessuna forma di comportamento predatorio nei confronti delle pecore. Le pecore cercano la vicinanza dei cani, la cui presenza rassicura il gregge. Con i debiti accorgimenti è possibile abituare alla convivenza i cani da difesa e i cani da condotta. Di notte, per facilitare il compito dei cani, il gregge deve comunque essere radunato. In molte aree il maggiore ostacolo legato all'utilizzazione dei cani da difesa è rappresentato dal raduno serale del bestiame. Le greggi sono spesso lasciate sugli alpeggi senza sorveglianza, e sono visitate solo una o due volte la settimana. Le esperienze acquisite in Francia, Italia e Polonia hanno mostrato che i cani da difesa delle greggi non sono aggressivi nei confronti delle persone. Tuttavia ci sono stati alcuni casi di aggressioni a escursionisti. Per questo, ma anche per una migliore difesa del bestiame, la soluzione preferita resta la presenza, oltre che dei cani, anche del pastore. Per respingere efficacemente un grande predatore come il lupo è indispensabile affidare un gregge alla guardia di più cani. La presenza di almeno due cani ottiene l'effetto che la coppia s'incoraggi reciprocamente. Se confrontiamo l'impiego di cani con le diverse misure di difesa esistenti (recinti elettrificati o metallici, fasce in tessuto sventolanti, dispositivi luminosi o sonori, trappole, collari per pecora tossici) il cane da difesa delle greggi rimane uno dei metodi migliori. Una certa difesa può essere assicurata

anche dagli asini. Questi animali sono utilizzati nell'America del Nord contro il coyote e in Namibia contro il ghepardo. Essi potrebbero forse rendersi utili per proteggere piccole greggi chiuse in recinti. I cani da difesa delle greggi possono garantire una protezione efficiente, ma non sicura al cento per cento. La sfida dei prossimi anni consisterà nell'adeguare i vecchi metodi di protezione e nell'elaborarne nuovi, conformi alla realtà socioeconomica. Tale compito potrà essere svolto soltanto attraverso la cooperazione con gli allevatori e i pastori.

Un'altra importante linea di intervento è il rafforzamento delle popolazioni di ungulati selvatici; dove presenti in abbondanza costituiscono per il lupo una fonte alimentare più appetibile del bestiame domestico, anche perché attaccarli non comporta il rischio di imbattersi nell'uomo. Per questa ragione, le reintroduzioni e i ripopolamenti possono contribuire molto a ridurre il problema della convivenza del lupo con l'allevamento bovino e ovino. Un ruolo importante deve essere svolto dall'informazione e dalle iniziative di sensibilizzazione; diffondere una migliore conoscenza della biologia del lupo è un presupposto indispensabile per modificare gli atteggiamenti culturali, e quindi anche i comportamenti. Nessun intervento gestionale può dare buoni risultati se non è fondato sulla conoscenza della dieta, del comportamento sociale e riproduttivo e delle dinamiche delle popolazioni del lupo. Inoltre è importante seguire l'evoluzione della distribuzione del predatore nelle diverse aree, acquisendo informazioni sulla consistenza numerica e sull'areale di distribuzione delle popolazioni, in modo da programmare gli interventi nel modo migliore. Uno studio, svolto in provincia di Arezzo, ha valutato l'impatto

della specie sugli animali domestici. Sono stati analizzati i documenti relativi ai sopralluoghi svolti dal servizio veterinario dal 1990 al 1999. Sebbene i dati rappresentino parzialmente il fenomeno (perché, spesso, molti allevatori non chiedono i rimborsi) è risultato che la categoria più predata è quella degli ovini adulti, seguita dai caprini e dai bovini. I comuni più danneggiati sono stati quelli di fondovalle. Questo è probabilmente dovuto al fatto che nei comuni montani i pastori adottano mezzi per prevenire la predazione (come l'impiego di cani maremmani addestrati) e sorvegliano il gregge; nei comuni di fondovalle, dove si trovano grandi allevamenti con un numero di capi che può superare le cinquecento unità, spesso manca la sorveglianza. L'approccio culturale è importante: in queste zone i pastori sono di origine sarda o siciliana e, quindi, non abituati alla presenza del lupo. Un ruolo determinante nel fenomeno della predazione sugli animali domestici è stato attribuito ai cani vaganti (maggiormente presenti nelle zone del fondovalle). Il fenomeno della predazione ha avuto il picco massimo nel periodo estivo, durante il quale viene praticato l'alpeggio e il predatore ha i piccoli da sfamare. La frazione di capi predati sul totale degli animali al pascolo, è stata dello 0,69% (in Umbria raggiunge il 2%).

Nonostante l'espansione geografica e demografica il lupo continua ad essere una specie minacciata: il bracconaggio, eseguito prevalentemente con bocconi avvelenati, resta il principale fattore di controllo (15-20% della popolazione totale). Il bracconaggio avviene da parte di allevatori in difesa del bestiame domestico e di cacciatori. Si creano interruzioni degli areali impedendo il rimescolamento del-

le popolazioni. Trovano spazio i cani randagi e inselvaticiti che, se riescono a stabilire dei forti nuclei locali, impediscono la ricolonizzazione da parte del lupo. La sopravvivenza della specie non è legata alla carenza di fonti alimentari adeguate né dipende dalla disponibilità di aree di rifugio. L'Appennino centro settentrionale è probabilmente uno degli ambienti più adatti per il lupo. Montagne non troppo elevate, boschi estesi alternati a pascoli, prede in abbondanza. Molto probabilmente il lupo da queste zone non è mai scomparso. Attualmente vive con densità molto alte e la sua dieta è basata in modo quasi esclusivo su animali selvatici (cinghiali, caprioli, daini, mufloni, cervi).

**Tab. I.** Le legislazioni e le forme di tutela del lupo.

Normativa di riferimento	Note
<i>Convenzione di Berna</i> Convenzione del 19 settembre 1979 sulla conservazione della flora e fauna selvatica europea e dei suoi habitat naturali. Allegato II (animali severamente protetti)	Il lupo non sottostà alla protezione di detta Convenzione in Bulgaria, Repubblica Ceca, Finlandia, Lettonia, Lituania, Polonia, Slovacchia, Spagna e Turchia.
<i>Convention on International Trade in Endangered Species of the Wild Fauna and Flora</i> (CITES; 3.3.1973). Allegato II (specie potenzialmente minacciate).	Per Bhutan, Pakistan India e Nepal il lupo è elencato nell'Allegato I (specie minacciate d'estinzione).
Direttiva CEE 92/43 "Habitat". Allegato II (lo spazio vitale deve essere conservato). Allegato IV (la specie è severamente protetta).	
<i>Italia, Legge 157/92</i> "Norme per la Protezione della Fauna Selvatica Omeoterma e per il Prelievo Venatorio" Specie particolarmente protetta.	

## Bibliografia

- <http://www.appennino4p.it/lupo.htm>  
[http://www2.minambiente.it/sito/settori\\_azione/scn/docs/qcn/qcn\\_lupo.pdf](http://www2.minambiente.it/sito/settori_azione/scn/docs/qcn/qcn_lupo.pdf)
- APOLLONIO M., MATTIOLI L., (Ed.) 2007. *Il lupo in provincia di Arezzo*. Provincia di Arezzo, 1-163.
- BOITANI L., CIUCCI P., 1998. *Il Lupo*. Doc. tecnici. INFS. Bologna. 1-116.
- BOSCAGLI G., L. VIELMI, O. DE CURTIS (a cura di), 2003. *Il Lupo e i Parchi. Il Valore scientifico e culturale di un simbolo della natura selvaggia*. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna: 1-336.
- BERZI D., VALDRÈ G., 2002. *Il lupo nella provincia di Firenze. Storia, distribuzione ed aspetti dell'ecologia del mitico predatore*. Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca Firenze. 1-33.
- CECERE F. (Ed.), 1996. Atti del Convegno "Dalla parte del Lupo". Atti e Studi del WWF Italia, n. 10: 1-160.
- CIUCCI P., BOITANI L., 1998. *Il lupo, elementi di biologia, gestione, ricerca*. Documenti tecnici I.N.F.S. (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica), n°23: 1-60.
- CIUCCI P., BOITANI L., 1991. Viability assessment of the Italian Wolf and guidelines for the management of the wild and captive populations. *Ric. Biol. Selv.*, **89**: 1-58.
- GENOVESI P. (Ed.), 2002. Piano di azione nazionale per la conservazione del lupo (*Canis lupus*). *Quaderni di conservazione della natura* I.N.F.S. 1-100.
- GENOVESI P., E. DUPRÈ, 2000. Strategia nazionale di conservazione del Lupo (*Canis lupus*): indagine sulla presenza e la gestione dei cani vaganti in Italia. *Biol. Cons. Fauna*, **104**: 1-36.

# Un impianto di fitodepurazione in ambiente montano: progettazione e rese depurative<sup>§</sup>

Raffaella Canepel<sup>1\*</sup>, Floriana Romagnoli<sup>2</sup>

1 APPA Trento, Via Mantova 16 – 38100 Trento

2 Loc. Giandeto Biancana, 3 – 42034 Casina (RE)

\* Referente per la corrispondenza: raffaella.canepel@provincia.tn.it

## INTRODUZIONE

I sistemi di trattamento delle acque inquinate mediante aree umide artificiali sono comunemente definiti “impianti di fitodepurazione”: si tratta di sistemi ingegnerizzati, progettati e costruiti per riprodurre i naturali processi autodepurativi in un ambiente maggiormente controllabile. I sistemi naturali di fitodepurazione rappresentano una tipologia di trattamento depurativo praticata da molto tempo nella maggior parte dei paesi del mondo: la prima esperienza risale al 1952, anno in cui Seidel avviò al Max Plank Institute di Plon una linea di ricerca sperimentale su questa particolare tipologia impiantistica (SEIDEL, 1955). Fu nel 1977, in Germania a Othfresen, che venne realizzato il primo impianto a scala reale per il trattamento dei reflui urbani (KICKTUTH, 1977).

In Italia vi è stato un certo ritardo nella diffusione delle tecniche di depurazione naturale rispetto ai paesi nordeuropei e questo principalmente in quanto, dal punto di vista normativo, tale tipologia depurativa non è mai stata presa in considerazione.

<sup>§</sup> Progetto finanziato dalla Provincia Autonoma di Trento secondo la Legge Provinciale 22 marzo 2001, n. 3 art. 27 comma 4 e 5 e realizzato conformemente alle linee guida sperimentali, approvate dalla Giunta provinciale con deliberazione n. 992 del 10 maggio 2002.

Infatti, solo dal 1999, anno in cui lo Stato Italiano recepisce la Direttiva europea 91/271 con decreto legislativo 152/99, la fitodepurazione viene suggerita dalla norma stessa come trattamento secondario appropriato (sotto i 2000 abitanti equivalenti) e come trattamento di affinamento per impianti tecnologici di grandi dimensioni.

Attualmente (APAT, 2005) si stima che su tutto il territorio italiano siano operativi oltre 300 impianti di fitodepurazione, concentrati soprattutto nel centro e nord Italia.

Oggetto del presente lavoro è

la realizzazione e il controllo dell'efficacia depurativa di un impianto di fitodepurazione al servizio delle acque reflue domestiche provenienti dall'area attrezzata Ponte Verde in Val Genova, realizzato nel 2004 nel Comune di Carisolo (TN) nel Parco Nazionale Adamello Brenta, a quota 900 m s.l.m. (Fig. 1).

## MATERIALI E METODI

La progettazione di un impianto di fitodepurazione si basa su modelli e formulazioni empiriche che, per un sicuro utilizzo, necessitano della approfondita conoscenza dei fattori specifici a partire dai quali sono state definite.

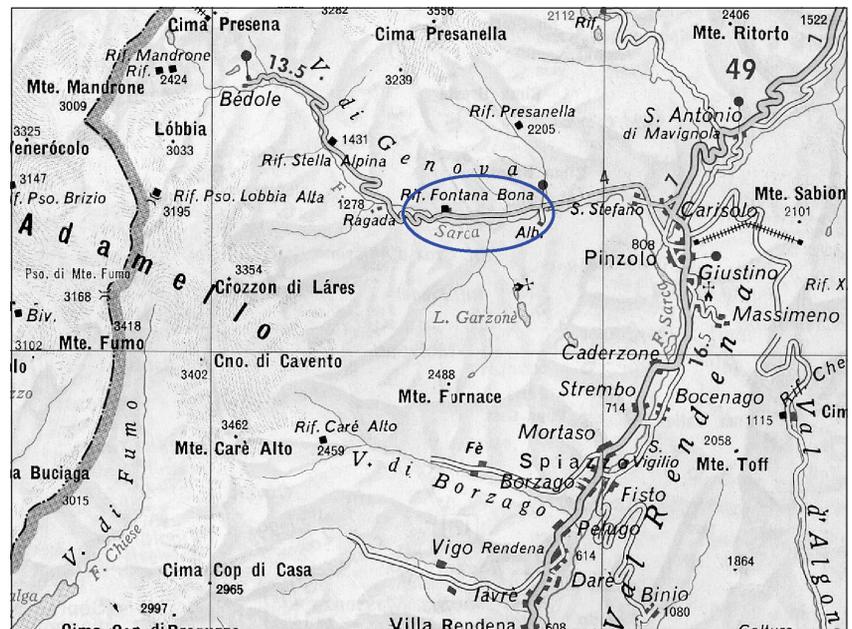


Fig. 1. Ubicazione dell'impianto, Comune di Carisolo (TN).

L'azione di abbattimento degli inquinanti deriva dalla complessa interazione di processi di tipo fisico, biologico, chimico e biochimico. Questi, a loro volta, sono influenzati dalla combinazione di vari fattori tra cui in particolare la temperatura, il tempo di ritenzione idraulica, il carico idraulico, il carico di inquinante applicato, la profondità, la forma e le dimensioni degli impianti, e così via.

L'impianto di fitodepurazione a servizio dell'area attrezzata Ponte Verde è costituito da un bacino a flusso sommerso orizzontale (HF) e da uno a flusso superficiale (FWS) posti in serie. L'effluente depurato viene recapitato nel fiume Sarca che rientra in classe I per i parametri biologici e di funzionalità fluviale.

Per dimensionare il sistema di fitodepurazione si è ricorsi alla metodologia ed alle linee guida di progettazione suggerite dai seguenti autori: BRIX (1995, 1996, 2003), REED *et al.* (1995), KADLEC e KNIGHT (1996).

Le linee guida danesi scritte da Hans Brix danno indicazioni, per i sistemi HF, sui m<sup>2</sup> per abitante equivalente, sulla curva granulometrica e la permeabilità del substrato di riempimento e sulla profondità minima dei letti. Gli altri

due autori americani propongono modelli matematici basati sulle cinetiche di rimozione dei principali inquinanti e sull'utilizzo di coefficienti semiempirici, approssimando sostanzialmente i sistemi HF a sistemi "plug-flow" a biomassa adesa.

I parametri utilizzati per il calcolo delle superfici dei due bacini di fitodepurazione sono riportati nella tabella I.

Il calcolo dell'area superficiale del sistema HF è stato eseguito utilizzando la seguente formula (KADLEC e KNIGHT, 1996):

$$Ah = Qd (\ln Co - \ln Ct) / KBOD$$

Ah = area superficiale, m<sup>2</sup>;

Qd = portata media giornaliera del reflu, m<sup>3</sup>/d;

Co = valore medio del BOD<sub>5</sub> in entrata, mg/L;

Ct = valore medio del BOD<sub>5</sub> richiesto in uscita, mg/L;

KBOD = costante, m/d;

KBODt = KBOD<sub>20</sub> (1,1) t-20.

Per il sistema a flusso libero (FWS) le equazioni di calcolo, che si basano sulla rimozione biologica di alcuni parametri come BOD<sub>5</sub>, ammoniaca e nitrati, seguono le cinetiche del primo ordine (REED *et al.*, 1995). I sistemi a flusso superficiale sono infatti strettamente legati alla temperatura dell'acqua: l'area del bacino

dipende da una costante di temperatura Kt calcolata secondo le formule seguenti:

$$\ln \left( \frac{C_i}{C_o} \right) = K_T * t$$

$$K_T = K_R * \theta^{(T_w - T_R)}$$

$$t = \frac{V_f}{Q} = \frac{A_s * y * n}{Q}$$

$$A_s = L * W = \frac{Q * t}{y * n} = \frac{Q * \ln \left( \frac{C_i}{C_o} \right)}{K_T * y * n}$$

A<sub>s</sub> = area del bacino (m<sup>2</sup>);

C<sub>o</sub> = concentrazione in uscita (mg/L);

C<sub>i</sub> = concentrazione in entrata (mg/L);

K<sub>R</sub> = costante alla temperatura di riferimento;

K<sub>T</sub> = costante alla temperatura TW;

L = lunghezza del bacino (m);

n = porosità;

t = tempo di residenza idraulico (in giorni);

T<sub>w</sub> = temperatura dell'acqua nel bacino (°C);

T<sub>R</sub> = temperatura di riferimento (°C);

V<sub>f</sub> = volume effettivo del bacino (m<sup>3</sup>);

W = larghezza bacino (m);

y = profondità bacino (m);

q<sub>R</sub> = coefficiente di temperatura (θ/R);

Q = portata.

Tab. I. Parametri di calcolo per impianto di fitodepurazione HF e FWS.

Parametro di calcolo	Valore	Unità di misura
Numero massimo di abitanti equivalenti trattati giornalmente	66	a.e.
Dotazione idrica procapite	80	L / a.e. al giorno
Carico organico	60	grBOD <sub>5</sub> / a.e. al giorno
Qmn (Portata media giornaliera)	5,3	m <sup>3</sup> / d
Profondità dei letti a flusso orizzontale (HF)	0,80	m
Profondità media dei letti a flusso superficiale (FWS)	0,60	m
Pendenza letti	1	%
Conducibilità idraulica ghiaia letto flusso orizzontale (Ks)	800	m / d
Carico organico in ingresso (dopo trattamento primario) BOD <sub>5</sub>	670	mgO <sub>2</sub> / L
Rimozione % (obiettivi di depurazione) come BOD <sub>5</sub>	99	
Rimozione % (obiettivi di depurazione) come NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	97	

**Valori delle costanti e coefficienti di temperatura**

Parametro	Rimozione BOD	Rimozione patogeni
$T_R$ (°C)	20	20
$K_R$ (d <sup>-1</sup> )	0,678	2,6
$q_R$	1,06	1,19

Dalle valutazioni effettuate in base all'esperienza ed ai metodi sopra citati l'area del sistema HF risulta pari a 216 m<sup>2</sup> e quella del sistema FWS pari a 255 m<sup>2</sup>.

La temperatura minima di funzionamento dell'acqua nell'impianto è stata cautelativamente assunta pari a 4°C.

In linea generale l'impianto è composto dai seguenti elementi (Fig. 2):

- trattamento primario costituito da una fossa Imhoff (posizionata vicino agli scarichi);
- pozzetto d'ispezione (in testa all'impianto)
- bacino a flusso sommerso orizzontale (HF) costituito da una vasca di forma rettangolare (18 m x 12 m) della profondità di 0,8 m;
- pozzetto regolatore di livello (posizionato in uscita alla vasca HF);
- bacino a flusso superficiale di forma irregolare (FWS) e profondità media di 0,6 m;
- pozzetto di controllo;
- scarico nel corpo idrico recettore (effluente depurato).

Il sistema di fitodepurazione prevede che i liquami, dopo un pretrattamento di sedimentazione nella fossa Imhoff, vengano inviati a caduta al pozzetto di ispezione e da qui, attraverso i tubi di distribuzione, sul filtro sommerso orizzontale. Il sistema HF prevede il passaggio del refluo in modo continuo attraverso un bacino impermeabile riempito di ghiaia a diversa granulome-

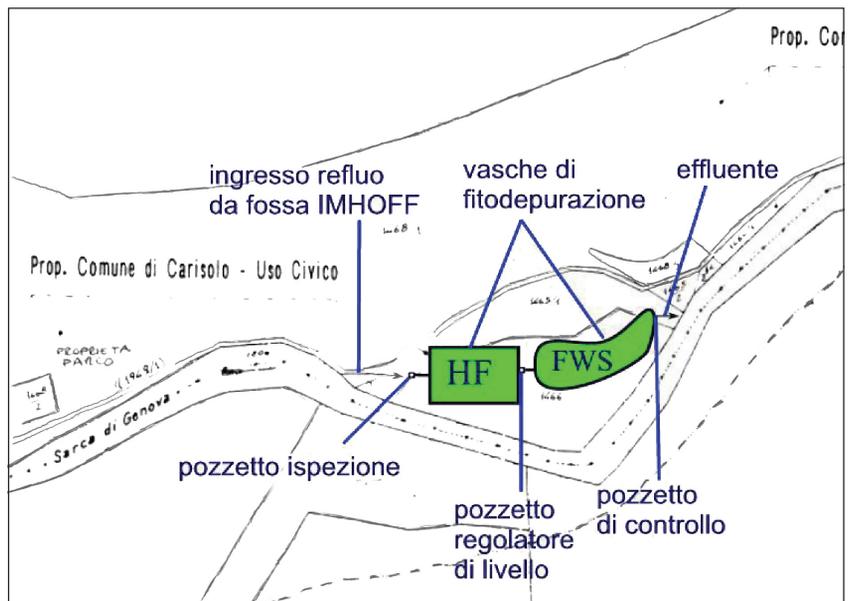


Fig. 2. Schema impiantistico.

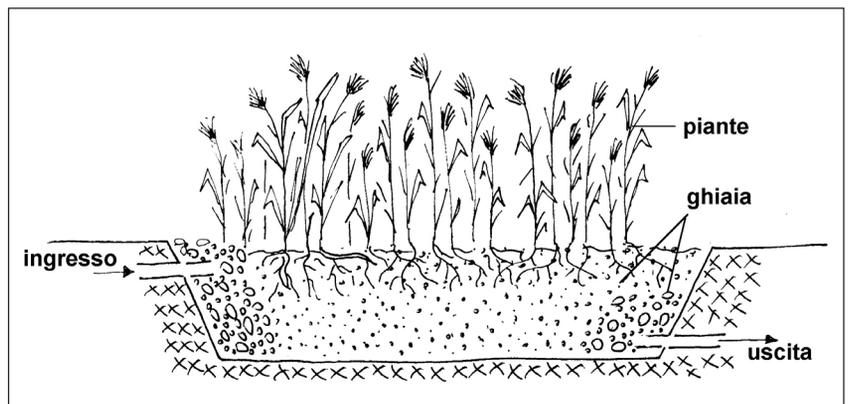


Fig. 3. Schema di un impianto a flusso sommerso orizzontale HF (ROMAGNOLLI, 2000).

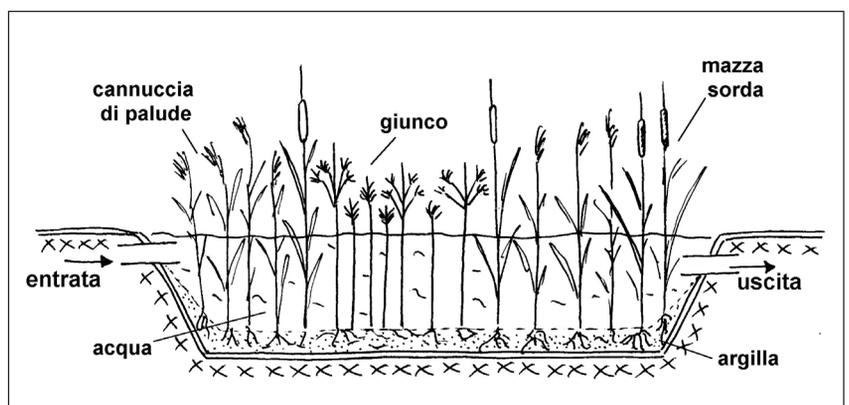


Fig. 4. Schema di un impianto a flusso libero (FWS) (ROMAGNOLLI, 2000).

tria (8-16 mm al centro e 100-120 mm in ingresso e uscita): la depurazione si attua soprattutto attraverso processi anaerobici e aerobici, favoriti dall'apporto di ossigeno dai rizomi di *Phragmites australis* (cannuccia di palude), e attraverso processi chimici, fisici e biologici con rendimenti di rimozione molto elevati per il carico organico, solidi sospesi e carica batterica.

Nei bacini sono state messe a dimora piante acquatiche (idrofite ed elofite). In particolare nel sistema a flusso sommerso orizzontale si è utilizzata *Phragmites australis*. Nel sistema a flusso libero si sono utilizzate sia specie autoctone prelevate in loco (*Carex* spp.) sia specie da vivaio: *Alisma plantago aquatica*, *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica*, *Nuphar lutea*, *Typhalatifolia*, *Hydrocharis morsus-ranae*. Il sistema sta ora evolvendo naturalmente, accogliendo e selezionando le specie più idonee.

Nelle figure 3 e 4 si propongono due schemi convenzionali relativi alle tipologie citate.

Le figure 5 e 6 corrispondono invece all'impianto realizzato, al suo primo anno di avviamento.

Sono stati condotti due cicli di analisi chimico-fisiche e batteriologiche nei periodi estivi degli

anni 2005 e 2006: fra giugno e settembre di ciascun anno sono stati condotti campionamenti mensili.

Per evidenziare la resa depurativa dei singoli settori, i campioni sono stati prelevati in tre punti differenti: a valle della fossa Imhoff, a valle dell'impianto a flusso sommerso orizzontale e a valle del bacino a flusso superficiale, in pozzi appositamente realizzati.

I parametri indagati, analizzati secondo la metodologia ufficiale (CAPRI *et al.*, 2004a, b, c), sono stati i seguenti: colore, odore, temperatura al prelievo, pH, conducibilità, COD, azoto ammoniacale, azoto nitroso, azoto nitrico, azoto totale, fosforo totale, fluoruri, cloruri, solfati, coliformi totali, coliformi fecali, *Escherichia coli*, streptococchi fecali.

## RISULTATI

Dalle analisi condotte sono emersi risultati molto confortanti.

Nella tabella II sono rappresentate le concentrazioni medie rilevate a valle dei singoli stadi e le percentuali di abbattimento al passaggio fra la fossa Imhoff e il bacino a flusso sommerso orizzontale: punto 1 - a valle della fossa Imhoff; punto 2 - a valle del bacino HF;

punto 3 - a valle del bacino FWS (prima del recapito in corso d'acqua).

Come si può notare, la qualità del refluo in uscita dalla fossa Imhoff, benché conforme alla normativa vigente (decreto del Presidente della Giunta provinciale 26 gennaio 1987, n. 1-41/Legisl.), presenta valori piuttosto elevati.

Analizzando nel dettaglio i singoli parametri si evidenzia come per l'ammoniaca ( $N-NH_4^+$ ) si passi da una concentrazione media di 105,7 mg/L a valle della fossa Imhoff, a 0,14 mg/L a valle del bacino con sistema HF e a 0,01 mg/L in corrispondenza del recapito finale, dopo il bacino a superficie libera.

In questo caso appare evidente, come atteso, l'azione ossidativa legata alla nitrificazione che determina la trasformazione dell'ammoniaca in nitrato.

Sicuramente più interessante risulta invece l'abbattimento dell'azoto totale che, a partire da 100,28 mg/L, passa a 0,28 mg/L nel punto 2 per risalire leggermente a valle del bacino FWS (1,04 mg/L).

Sensibili abbattimenti si osservano ancora per COD, Fosforo totale ed *Escherichia coli*.



Fig. 5. Bacino a flusso sommerso orizzontale (HF).



Fig. 6. Bacino a flusso superficiale (FWS).

**DISCUSSIONE E CONCLUSIONI**

Dall'analisi dei dati emerge che l'impianto assolve correttamente alla funzione depurativa, assicurando abbattimenti estremamente interessanti dei principali inquinanti.

Emerge soprattutto l'efficacia del bacino a flusso sommerso che, da solo, provvede alla completa depurazione del refluo in ingresso.

Le concentrazioni di COD e Azoto totale subiscono addirittura un lieve incremento, comunque leggibile, al passaggio fra i due bacini.

Tale condizione, apparentemente contraddittoria, è comprensibile analizzando brevemente le differenti dinamiche che possono instaurarsi nelle due condizioni.

Durante il passaggio dei reflui nel bacino a flusso sommerso orizzontale, attraverso il materiale di riempimento e la rizosfera delle elofite, la materia organica viene decomposta dall'azione microbica, l'azoto subisce i vari processi di degradazione e il fosforo viene fissato per adsorbimento sul materiale di riempimento.

L'efficacia dell'azione depurativa pertanto si esplica in questo bacino, mentre il secondo in realtà si comporta proprio come un ecosistema a sé stante, caratterizzato da tutte le dinamiche biologiche proprie di un sistema lacustre.

Questo spiega l'aumento, seppur modesto, delle concentrazioni

**Tab. II.** Rese depurative del sistema HF e FWS. I valori relativi alle concentrazioni dei parametri sono mediati sui 5 campionamenti eseguiti nell'arco del biennio 2005-2006.

	u.m.	Punto 1	Punto 2	%abbatt.	Punto 3
Ammoniaca (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	105,7	0,14	>99%	0,01
Azoto totale (N)	mg/L	100,28	0,28	>99%	1,04
COD	mg/L	161,5	6,5	97%	18,5
Fosforo Totale (P)	mg/L	5,6	0,02	>99%	0,02
<i>Escherichia coli</i>	u.f.c./100 mL	119700	2	>99%	19

di COD e azoto totale nei prelievi condotti a valle del bacino FWS in quanto al suo interno si svolgono i cicli biologici legati all'attività di tipo lacustre con produzione di materia organica, demolizione della medesima e conseguente cessione all'acqua.

Al bacino poi giungono gli apporti provenienti dall'ambiente esterno, quali foglie, detriti e quant'altro che contribuiscono all'incremento della sostanza organica.

In ultima analisi vi è da dire che non esiste correlazione diretta fra l'analisi condotta a valle del bacino HF con quella condotta a valle del bacino FWS, poiché quando si analizza l'acqua proveniente dal bacino a superficie libera si analizza un'acqua che porta con sé l'eredità della permanenza in situ.

Si può concludere pertanto che l'esperienza condotta porta ad avvalorare l'ipotesi di procedere alla depurazione stagionale di modesti

carichi inquinanti attraverso sistemi naturali tenuto conto soprattutto della sensibilità ambientale del contesto in cui s'inserisce l'opera.

Si ritiene altresì interessante l'aver verificato la validità del sistema a flusso sommerso orizzontale. Il sistema a flusso libero, oltre ad estrinsecare una funzione ecologica importante, assolve al ruolo di bacino "tampone" nel caso in cui dovessero verificarsi, nel corso degli anni, malfunzionamenti nell'impianto a monte.

**RINGRAZIAMENTI**

Si ringraziano il direttore del Parco Adamello-Brenta, dott. Claudio Ferrari, per la disponibilità realizzativa, il geom. Bruno Battocchi per la disponibilità operativa, il sig. Alfredo Trainotti per aver eseguito i campionamenti, il Settore Laboratorio e Controlli dell'APPA Trento per aver eseguito le analisi chimiche e l'Azienda Provinciale per i Servizi Sanitari di Trento per aver eseguito le analisi microbiologiche.

**BIBLIOGRAFIA**

APAT, 2005. *Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione di reflui civili*. A cura di Marco Mazzoni, Firenze, 88 pp.  
 BRIX H., 1995. Use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment - an overview. In:

Ramadori R., Cingolani L. and Cameroni L., (eds.). *Natural and constructed wetlands for wastewater treatment and reuse - experiences, goals and limits*. Preprint of the international seminar, 26-28 Oct. 1995, Perugia, Italy.  
 BRIX H., 1996. Design Criteria for a

two-stage constructed wetland. In: *Preprints of Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, IX/6, 15-19 Sept., Vienna, Austria.  
 BRIX H., 2003. Danish guidelines for small constructed wetland

- system. Atti del convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp.109-117.
- CAPRI S., PAGNOTTA R., PETTINE M., BELLI M., CENTIOLI D., DEZORZI P., SANSONE S., 2004a. *Metodi analitici per le acque*. Vol. I: Sez.1000 - Pt. generale. Sez. 2000 - Parametri chimico-fisici, Sez 3000 - Metalli, Manuali e linee guida N.29/2003, Roma - ed. APAT-IRSA CNR, 1-490 pp.
- CAPRI S., PAGNOTTA R., PETTINE M., BELLI M., CENTIOLI D., DEZORZI P., SANSONE S., 2004b. *Metodi analitici per le acque*. Vol. II: Sez. 4000 - Inorganici non metallici, Sez. 5000 - Organici. Manuali e linee guida N.29/2003, Roma - ed. APAT-IRSA CNR, 491-840 pp.
- CAPRI S., PAGNOTTA R., PETTINE M., BELLI M., CENTIOLI D., DEZORZI P., SANSONE S., 2004c. *Metodi analitici per le acque*. Vol. III: Sez. 6000 - Metodi microbiologici, Sez. 7000 - Metodi per microorganismi, Sez. 8000 - Metodi ecotossicologici, sez. 9000 - Indicatori biologici. Manuali e linee guida N.29/2003, Roma - ed. APAT-IRSA CNR, 841-1153 pp.
- KADLEC R.H., KNIGHT R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis, Boca Raton.
- KICKUTH R., 1977. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant hydrosphere under limnic conditions. In: "Utilization of Manure Land Spreading", Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, pp. 335-343.
- REED S.C., CRITES R.W., MIDDLEBROOKS E.J., 1995. *Natural Systems for wastewater Management and Treatment*. 2nd ed., Mc-Graw-Hill, Inc., New York press, Florida.
- ROMAGNOLLI F., 2000. "La fitodepurazione: manuale tecnico divulgativo per una gestione sostenibile del ciclo delle acque". Comune di Reggio Emilia, 106 pp
- SEIDEL K., 1955. Die Flechbinse *Scirpus lacustris*. In: "Ökologie, Morphologie und Entwicklungs, ihre Stellung bei den Vollkern und ihre Wirtschaftliche Bedeutung", Sweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 37-52.

**Manoscritti.** I lavori proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali* vengono sottoposti a referee. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti capitoli: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'autore. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata allo scambio di informazioni, idee ed esperienze, accoglie anche lavori che non soddisfano interamente i requisiti dei *Lavori originali* e che, perciò, non sono sottoposti a referee.

**Titolo e Autori.** Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

**Riassunto, abstract e parole chiave.** Sono richiesti solo per i *Lavori originali*. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

**Figure e tabelle.** Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

**Bibliografia.** Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

DUTTON I.M., SAENGER P., PERRY T., LUKER G., WORBOYS G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.

HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

PULLIAM H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

CORBETTA F., PIRONE G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

**Proposte di pubblicazione.** Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it). Qualora le eccessive dimensioni dei file non ne consentano l'invio per posta elettronica, inviare i singoli file in messaggi separati, oppure inviare per posta ordinaria il supporto magnetico a: Redazione di Biologia Ambientale, c/o Giuseppe Sansoni, viale XX Settembre 148 - 54033 Carrara (MS).

Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'autore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'autore può essere ommesso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale tassonomica superiore al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee).

La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

**Bozze ed estratti.** Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni lavorativi; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'articolo in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

**Formato dei file.** Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file va inviato in formato Microsoft® Word (\*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale) o Rich Text Format (\*.RTF). I grafici saranno stampati in bianco e nero; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Microsoft® Excel) al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato \*.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato \*.JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm). Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file DOC non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre anche i grafici e le figure come file indipendenti**. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail [biologia.ambientale@cisba.it](mailto:biologia.ambientale@cisba.it)).

**Foto di copertina.** Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, gli autori possono inviare una o più foto (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato) candidate alla copertina della rivista. La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella che ritiene più adatta al numero in uscita.

# BIOLOGIA AMBIENTALE

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003  
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

Volume 23  
Numero 1  
Giugno 2009

## SOMMARIO

Lavori originali

- 3 IETTO F., TALARICO F., FRANCOLINO S. - **Cause dell'alluvione di Vibo Valentia del 2006 e caratteristiche dell'ambiente costiero dopo l'evento**
- 13 CAPURRO M., GALLI L., MORI M., ARILLO A. - **Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea, Decapoda, Astacidae) nel Lago del Brugneto (Liguria, Italia nord occidentale)**
- 21 SPADA P. - **Un approccio metodologico integrato per il monitoraggio della qualità ambientale di agroecosistemi in ambito fluviale mediterraneo**
- 33 DUTTO M. - **Prima segnalazione certa di *Aedes albopictus* (Skuse, 1897) (Diptera, Culicidae) in provincia di Cuneo (Piemonte, Italia)**
- 37 PERETTI P., GATTI F., DEFILIPPO F. - ***Aedes albopictus* a Parma: monitoraggio e analisi dell'infezione**
- 43 BALDACCINI G.N., GIANCIECCHI U. - **Le zanzare dell'area versiliese (Toscana nord-occidentale): ambiti naturali e artificiali di insediamento e di diffusione**
- 53 FINOCCHIARO M., TORRISI M., FERLITO A. - **Caratterizzazione delle comunità di diatomee del bacino idrografico del fiume Simeto (Sicilia orientale) mediante applicazione dell'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione (EPI-D)**
- 67 CARRADORI R. - **Biologia e gestione delle popolazioni di lupo**
- 75 CANEPEL R., ROMAGNOLLI F. - **Un impianto di fitodepurazione in ambiente montano: progettazione e rese depurative**

Info  
& doc