

# Biologia Ambientale

Volume 28  
Numero 1  
Aprile 2014

## SOMMARIO

### LAVORI ORIGINALI

- Brighenti S., Bona F. - **Impronta idrica a scala di bacino: il caso studio dell'alta Valle Arroschia** 3
- Naldi M., Fagioli L., Lovo S., Paesanti F., Turolla S., Viaroli P. - **Potenzialità e limiti della digestione anaerobica delle biomasse derivanti dalle fioriture macroalgali nella Sacca di Goro** 15
- Salmaso F., Quadroni S., Romanò A., Compare S., Gentili G., Crosa G. - **Definizione dello stato ecologico secondo il D.M. 260/2010 in due fiumi di pianura (Adda e Ticino) interessati dal Deflusso Minimo Vitale** 25
- Fornieris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C. - **Riflessioni sull'applicazione degli indici di valutazione dello stato delle comunità ittiche in Piemonte** 39
- Gippoliti S. - **Animali esotici negli zoo e valutazione del loro benessere: un approccio olistico** 57

### INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- Camerini G. - **Impatto dell'illuminazione artificiale sugli organismi viventi** 65
- Dutto M., Rinaudo S., Moino G., Mori E. - **Primi dati sulla presenza di *Hystrix cristata* Linnaeus, 1758 (Mammalia, Rodentia, Hystricidae) nel Piemonte sud-occidentale (nord-ovest Italia)** 90
- Dutto M. - **Considerazioni su alcuni casi di infestazioni domestiche sostenute da coleotteri carabidi (Coleoptera, Carabidae) in Piemonte (nord-ovest Italia)** 94

Foto di copertina

Visione notturna della pianura lombarda, ripresa dai primi contrafforti collinari dell'Oltrepo Pavese (foto G. Camerini, 2013)

IMPRESSO NEL MESE DI APRILE MMXIV  
DALLA «LINOGRAF MAURILUCIANO» - CREMONA

# Impronta idrica a scala di bacino: il caso studio dell'alta Valle Arroscia

Brighenti Stefano <sup>1,2\*</sup>, Bona Francesca <sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Libero professionista, via Ponzoni 40 – 18026 Pieve di Teco (IM)*

<sup>2</sup> *DBIOS Università degli Studi di Torino, via Accademia Albertina 13 – 10123 Torino*

\* *Referente per la corrispondenza: stefano.brighenti85@gmail.com*

*Pervenuto il 6.9.2013; accettato il 6.10.2013*

## Riassunto

La gestione sostenibile delle risorse idriche a scala di bacino è indicata dalla DIR 2000/60 come una priorità di interesse comunitario. Gli strumenti tradizionali di studio consistono in valutazioni puntiformi degli elementi biologici per analisi di qualità ecologica, oppure nel censimento delle derivazioni e captazioni secondo un'ottica ingegneristica ed antropocentrica che trascurava considerazioni di carattere ambientale. Il presente lavoro ha come scopo la presentazione della metodologia di impronta idrica, utilizzabile in differenti contesti ai fini del raggiungimento degli obiettivi della DIR 2000/60 e per la transizione verso un'economia sostenibile, riconosciuta a livello internazionale ma in Italia ancora poco nota e inapplicata. Il metodo analizza secondo un approccio ecocentrico i volumi d'acqua dolce che le attività umane sottraggono al ciclo idrologico tramite prelievi e inquinamento. L'impronta idrica ha un grande potere riassuntivo e divulgativo. Inoltre permette, attraverso una contestualizzazione alla realtà locale, una stima della sostenibilità idrica delle attività economiche. Viene qui presentata una prima applicazione al bacino dell'alta Valle Arroscia (Liguria), territorio scarsamente popolato interessato da coltivazioni e pastorizia tradizionali e da una limitata attività industriale.

PAROLE CHIAVE: impronta idrica / bacino idrografico / sostenibilità ambientale

## Water Footprint within the Arroscia valley

Sustainable water management at the river basin level is stated by the Water Framework Directive 2000/60/EU as a priority of European interest. The conventional tools of analysis consist in point evaluation of biological elements for the assessment of environmental quality, or in the census of water abstractions and derivations, with an engineering and anthropocentric outlook neglecting environmental considerations. With the present work we display a new methodology, suitable to fulfill the targets of the Water Framework Directive 2000/60/EU in different contexts and to transition to a sustainable economy, so far unknown and unused in Italy despite international recognition. Water footprint calculation analyzes, from an ecocentric standpoint, the freshwater volumes appropriated by human activities from the water cycle through utilization, abstractions and pollution. This method has a strong summarizing and educational power. Furthermore it allows, through the contextualization to the local situation, a sustainability analysis of human activities. Here we present a first application to the upper Arroscia river basin (Liguria region), a scarcely populated area where the main human activities are traditional agriculture and livestock rearing, and scarce industrial activities.

KEY WORDS: water footprint / river basin / environmental sustainability

## INTRODUZIONE

Le problematiche legate all'inquinamento e allo sfruttamento dell'acqua dolce sono temi sempre più attuali, in un mondo caratterizzato da una crescente espansione demografica e da una progressiva occidentalizzazione degli stili di vita. La gestione sostenibile delle risorse idriche è tra le principali sfide del nuovo millennio (UNEP, 2012).

Sempre maggiore a livello internazionale è l'attenzione rivolta alla cosiddetta "governance dell'acqua", definita dalla Global Water Partnership come "la varietà dei sistemi politici, sociali, economici ed amministrativi messi in atto per sviluppare e gestire le risorse idriche, e la fornitura dei servizi idrici, ai differenti livelli della società" (Rogers et Hall, 2003). È necessa-

rio superare il concetto di “gestione” per abbracciare un approccio più olistico, perché le tematiche legate alle risorse idriche si intrecciano indissolubilmente con quelle dell'utilizzo del territorio, dell'uso del suolo, della pianificazione paesaggistica, dei cambiamenti climatici, dello sviluppo demografico, del consumo e della produzione economica, della salute pubblica, della gestione ambientale, del mercato internazionale, delle politiche, della cooperazione allo sviluppo e della sicurezza nazionale (Hoekstra, 2011).

La fase di ricarica a terra del ciclo dell'acqua è il bacino idrogeologico, dal momento in cui in esso vengono costantemente riciclate le disponibilità idriche che possono essere utilizzate dall'uomo. Il bacino viene dunque assunto come unità di riferimento per il monitoraggio, la gestione e l'allocazione delle risorse idriche. L'obiettivo della sostenibilità è fare in modo che a tale livello le esigenze dell'economia in termini di prelievi ed inquinamento non compromettano quelle della società (attuale e futura) e dell'ambiente, e che vi sia un equilibrio tra i tre sistemi che, convivendo nello stesso territorio, utilizzano la stessa risorsa vitale.

### L'impronta idrica

L'economia è responsabile dell'inquinamento e dello sfruttamento dell'acqua dolce a scala di bacino, perché determina quali prodotti vengono immessi sul mercato e in che modo questi vengono realizzati. Esiste dunque una connessione tra il consumo delle merci e lo sfruttamento dell'acqua dolce che è stato necessario per produrle. Questo dato di fatto è stato concettualizzato con l'ideazione del termine di “acqua virtuale” (Allan, 1996), definita come l'acqua totale necessaria per produrre un bene o un servizio. Importando prodotti dall'estero, i Paesi importano virtualmente anche quell'acqua che è stata necessaria per produrli, riducendo in questo modo le pressioni sulle proprie risorse idriche ma incrementando al contempo quelle sulle risorse dei Paesi esportatori. Hoekstra (2003) ha implementato il concetto di “virtual water”, introducendo quello di “water footprint” (WF) o impronta idrica: essa, riferita ad un prodotto o un servizio, è il volume totale di acqua dolce sfruttata per la sua produzione, lungo tutte le fasi del processo di produzione (Hoekstra *et al.*, 2011). Lo sfruttamento dell'acqua dolce non compete solo ai produttori ma anche ai consumatori i quali, tramite i prodotti che acquistano ed i servizi di cui si avvalgono, lasciano sulle risorse di acqua dolce del Pianeta un'impronta più o meno elevata.

Il numero di applicazioni del concetto di impronta idrica sta rapidamente crescendo (Hoekstra *et al.*, 2011), anche se gli studi principali sono focalizzati su

quattro livelli: processo, settore, unità amministrativa, scenario globale. A livello di processo Chapagain *et al.* (2006) hanno calcolato ad esempio la WF della produzione del cotone. A livello di prodotto, Mekonnen e Hoekstra (2011) hanno stimato la WF di 126 colture in tutto il mondo per il periodo 1996-2005, con un'elevata risoluzione spaziale. Sono stati anche sviluppati calcoli di impronta relativi alla pasta e alla pizza in Italia (Aldaya e Hoekstra, 2009) e al consumo di tè e di caffè (Chapagain e Hoekstra, 2007). A livello di settore Aldaya *et al.* (2010) hanno calcolato per la Spagna la WF dei settori domestico, industriale ed agricolo. A scala nazionale sono state indagate le impronte di Cina (Liu e Savenije, 2008; Ma *et al.*, 2006), Indonesia (Bulsink *et al.*, 2010), Olanda (Van Oel *et al.*, 2009), Regno Unito (Chapagain e Orr, 2008), e Francia (Erwin *et al.*, 2012). A livello globale, la WF dei servizi e dei beni consumati dalle varie nazioni è stata quantificata da Hoekstra e Chapagain (2007) e da Hoekstra e Mekonnen (2012).

### L'impronta idrica a scala di bacino

Nonostante l'abbondanza di letteratura in materia di impronta idrica, pochi studi sono stati condotti sinora a livello di bacino (UNEP, 2011). In Spagna Aldaya e Lamas (2008) hanno indagato la WF del bacino del Guadiana, mentre Rodriguez-Casado *et al.* (2009) quella del Guadalquivir. Uscendo dai confini comunitari, Brown *et al.* (2009) hanno analizzato la WF della valle del basso Fraser e del bacino dell'Okanagan (Canada), Zeitoun *et al.* (2010) quella del bacino del Nilo, mentre Zeng *et al.* (2012) quella dell'Heite (Cina).

La maggior parte di questi studi si è focalizzata principalmente sull'acqua virtuale in ingresso e in uscita e sul rapporto tra commercio, efficienza idrica e risorse locali. Solamente i lavori di Rodriguez-Casado (2009) e Zeng *et al.* (2012) si sono soffermati anche sull'allocazione dell'acqua nei differenti settori economici all'interno del bacino, contestualizzando l'impronta idrica alla disponibilità effettiva della risorsa nel bacino ed effettuandone una valutazione di sostenibilità ambientale (Zeng *et al.*, 2012).

La Spagna, anche a causa di evidenti necessità legate alla scarsità idrica, è il Paese europeo che maggiormente sta prestando attenzione al tema della WF a scala di bacino, a tal punto che tale tipologia di valutazione è stata inserita nelle linee guida per la pianificazione idrologica a livello sia nazionale (ORDEN ARM/2656/2008) sia regionale (Ley 9/2010). In attesa di un incremento di pubblicazioni spagnole innescato dall'importante innovazione legislativa, è chiaro come anche in un Paese altrettanto mediterraneo come il nostro, in cui la scarsità idrica è una priorità anche a livello comunitario (EEA, 2012a) debba essere alta

l'attenzione nei confronti di questo nuovo metodo, come del resto indicato anche dalle linee guida dell'Unione Europea (EEA, 2012b).

Il presente lavoro si inserisce proprio in questo quadro di riferimento, ed ha come oggetto lo studio dell'impronta idrica interna all'alta Valle Arroscia (Liguria), al fine di valutare l'allocazione delle risorse idriche nei differenti settori produttivi dell'economia e di determinarne la sostenibilità ambientale attraverso il metodo descritto da Hoekstra *et al.* (2011).

Il lavoro, il primo di questo tipo a livello nazionale, presenta delle novità rispetto ai lavori analoghi svolti sinora a scala di bacino. Innanzitutto la scala molto piccola alla quale si è lavorato (253 km<sup>2</sup> contro, ad esempio, i 67000 km<sup>2</sup> del Guadiana, i 57527 km<sup>2</sup> del Guadalquivir, i 10200 km<sup>2</sup> dell'Okanagan ed i 13300 km<sup>2</sup> della valle del Fraser). Si è inoltre calcolata l'impronta idrica grigia, definita nella sezione "Materiali e metodi", che negli studi pregressi a scala di bacino è stata invece tralasciata. In ultimo vi è il tentativo di includere nei calcoli tutte le attività produttive che insistono sulla valle, e non solo quelle principali ma comprendendo ad esempio anche gli orti famigliari che sono una parte fondamentale dell'economia locale.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio

Il bacino del torrente Arroscia (Provincia di Imperia, 2003) è situato nel ponente ligure e fa parte di quello più ampio del fiume Centa. L'area di studio (Fig. 1) ne rappresenta la porzione imperiese (253 km<sup>2</sup>), che occupa il tratto medio-alto della Valle Arroscia e comprende i territori amministrativi di 14 comuni, con una popolazione complessiva di 5000 abitanti (Provincia di Imperia, 2009). Con un territorio collinare-montano tipico dell'entroterra ligure, il bacino è caratterizzato da un clima mediterraneo montano, con una transizione verso la continentalità all'aumentare della quota e della distanza dal mare (Provincia di Imperia, 2003).



Fig. 1. Il contesto territoriale. In tratteggio l'alta Valle Arroscia.

Le risorse idriche principali sono date da numerose sorgenti e dal torrente Arroscia ed i suoi due principali affluenti, l'Arognà ed il Giara di Rezzo, che determinano i due sottobacini principali.

L'economia valliva è caratterizzata prevalentemente dalle produzioni agricole (Provincia di Imperia, 2009), scarsamente remunerative ed organizzate prevalentemente secondo i tipici terrazzamenti liguri, che occupano il 10% circa del territorio. Vi è una preponderanza di uliveti (72%) e vigneti (14%), seguiti da colture agrarie (12%), frutteti e vivai (2%). Di minore importanza economica sono il settore della zootecnia estensiva e quello industriale.

### L'impronta idrica

L'impronta idrica (WF) all'interno di un territorio è data dalla somma delle impronte di ciascun processo produttivo, ed è composta di tre sottoimpronte: blu, verde e grigia (Fig. 2).

L'impronta idrica blu (WF<sub>blu</sub>) è un indice di sfruttamento delle acque superficiali o sotterranee (acque blu), che possono essere sottratte al bacino tramite: evaporazione, traspirazione, incorporamento nei prodotti, prelievi non restituiti o restituiti in un periodo dell'anno differente da quello di prelievo. L'impronta idrica verde (WF<sub>verde</sub>) è un indice di sfruttamento di quell'acqua di precipitazione che non va ad alimentare il deflusso o la falda, ma che viene stoccata nel suolo o rimane temporaneamente nella porzione superficiale del terreno o sulla vegetazione (acqua verde), e che può essere sottratta al bacino tramite l'evaporazione e la traspirazione.

L'impronta idrica grigia (WF<sub>grigia</sub>) è un indice dell'inquinamento provocato, ed è calcolato come il volume di acqua dolce necessario per diluire gli inquinanti fino alle concentrazioni stabilite dagli standard di qualità esistenti.

Oggetto dello studio è il calcolo dell'impronta idrica annuale dell'alta Valle Arroscia (WF<sub>Arr</sub>), ottenuta dalla somma delle impronte di ciascun settore produttivo ricadente al suo interno (Tab. I).

### Impronta dell'agricoltura

L'impronta dell'agricoltura (WF<sub>agr</sub>) ha come componenti verde (WF<sub>agr,verde</sub>) e blu (WF<sub>agr,blu</sub>) i valori di evapotraspirazione (ET) dai campi coltivati. Sono pertanto stimate per ogni tipologia di coltura l'evapotraspirazione annuale dell'acqua verde (ET<sub>verde</sub>) e di quella blu (ET<sub>blu</sub>), calcolate tramite il metodo FAO Penman-Monteith come descritto da Allen *et al.* (1998), attraverso il programma di calcolo CROPWAT 8.0 (FAO, 2010), e seguendo il metodo descritto da Hoekstra *et al.* (2011).

Il foglio elettronico di lavoro è impostato con le

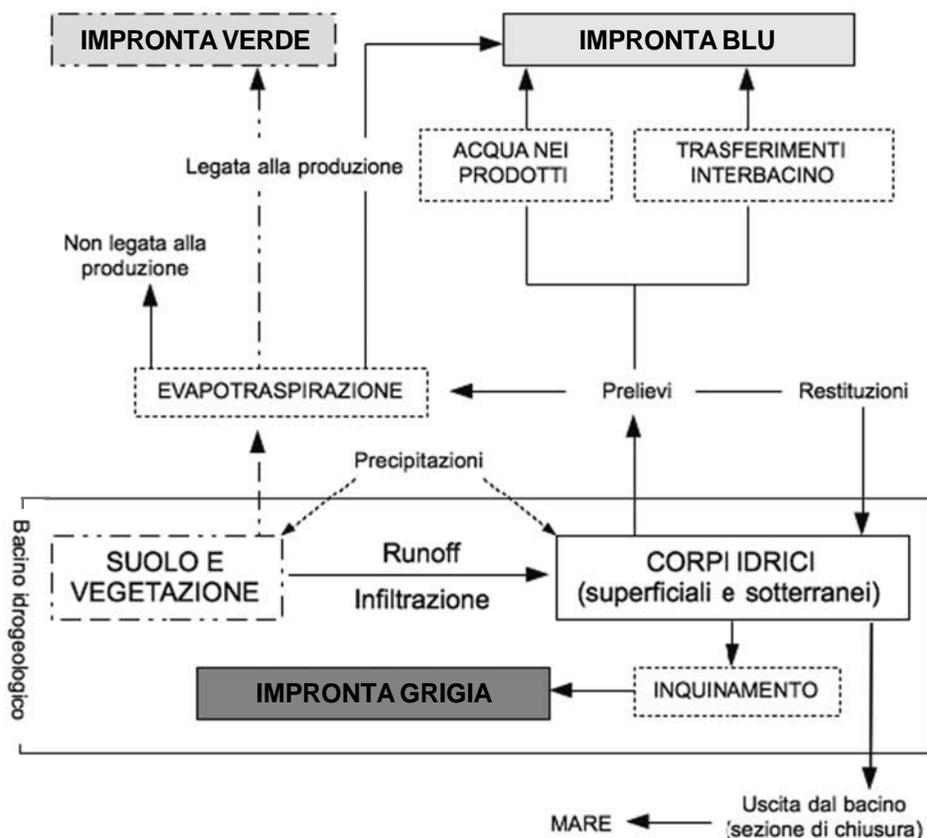


Fig. 2. Dimensioni dell'impronta idrica in relazione al bilancio idrico a scala di bacino.

Tab. I. Impronta idrica della Valle Arroschia suddivisa per tipologia e settore produttivo.

SETTORE	Attività	IMPRONTA VERDE	IMPRONTA BLU	IMPRONTA GRIGIA
Agricoltura	Oliveti Vigneti Frutteti Colture agrarie	Acqua piovana evapotraspirata dalle coltivazioni	Acqua irrigua evapotraspirata dalle coltivazioni	Acqua teorica di diluizione dei fitofarmaci che raggiungono i corpi idrici
		<b>Impronta idrica dell'agricoltura</b>		
Allevamento	Vacche da latte Vacche da carne Pecore	Acqua piovana evapotraspirata per la produzione del foraggio	Acqua bevuta dagli animali Acqua per i servizi al bestiame	Acqua teorica di diluizione dell'azoto che dalle deiezioni raggiunge i corpi idrici
		<b>Impronta idrica dell'allevamento</b>		
Industria	Imbottigliamento acqua Produzione calcestruzzo Taglio materiali e roccia		Acqua inglobata nelle merci Acqua di processo non restituita	
		<b>Impronta idrica dell'industria</b>		
Settore domestico	Approvvigionamento idrico Trattamento reflui		Acqua persa dalla rete Trasferimenti interbacino	Acqua teorica di diluizione dell'azoto immesso con i reflui urbani
		<b>Impronta idrica del settore domestico</b>		
<b>TOTALE ATTIVITÀ NEL BACINO</b>		<b>IMPRONTA IDRICA DELL'ALTA VALLE ARROSCIA</b>		

opzioni ‘Crop Water Requirement’ (*CWR*), ‘single crop coefficient’. CROPWAT 8.0 viene utilizzato per stimare l’utilizzo idrico annuale di ciascuna coltura (*CWU*, in  $\text{m}^3/\text{ha}$ ), calcolato a partire dall’evapotraspirazione *ET*. Conoscendo il numero di ettari (*A*) interessati alla coltivazione di ciascuna coltura [*q*], da *CWU* si ottiene la sua impronta idrica ( $\text{WF}_{\text{crop}}$ ):

$$\text{WF}_{\text{crop,green}} [q] = A \cdot \text{CWU}_{\text{green}} = A \cdot 10 \cdot \text{ET}_{\text{green}} \quad [\text{m}^3/\text{anno}]$$

$$\text{WF}_{\text{crop,blue}} [q] = A \cdot \text{CWU}_{\text{blue}} = A \cdot 10 \cdot \text{ET}_{\text{blue}} \quad [\text{m}^3/\text{anno}]$$

$\text{CWU}_{\text{green}}$  rappresenta l’acqua piovana totale evapotraspirata da ogni ettaro di terreno durante la stagione vegetativa *lgp*, mentre  $\text{CWU}_{\text{blue}}$  ne rappresenta la frazione irrigua. Non avendo a disposizione i reali volumi di irrigazione, si assume che tutta l’acqua necessaria alle piante venga fornita dagli agricoltori, e che  $\text{ET}_{\text{blue}}$  corrisponda all’acqua di irrigazione. Per le colture in cui è effettivamente conosciuto il periodo in cui avviene l’irrigazione (vigneto, frutteto, colture agrarie) si ricava  $\text{ET}_{\text{blue}}$  considerando solo tale arco temporale.

I dati meteorologici relativi alle tre stazioni ricadenti nel bacino (Pieve di Teco, Pornassio, Ranzo) sono forniti dall’ARPAL-CMIRL. A ciascuna stazione sono riferiti i dati necessari per i calcoli relativi ai campi coltivati ad essa più vicini.  $\text{WF}_{\text{crop,green}}$  e  $\text{WF}_{\text{crop,blue}}$  sono ottenuti dalla media dei valori di impronta su tre anni consecutivi (2008, 2009, 2010), gli unici con un dataset completo per tutte e tre le stazioni di riferimento. I dati relativi alle ore di sole sono stimati tramite il programma di calcolo NEW\_LOCCLIM (FAO, 2005).

I dati relativi ai parametri delle colture sono ricavati da Allen *et al.* (1998) e dalle linee guida della FAO (Doorenbos e Kassam, 1979). L’inizio e la fine della stagione vegetativa sono ottenuti (vite ed olivo) dai bollettini fenologici regionali (CAAR, 2011) e da interviste ai contadini locali (colture agrarie e frutteti).

Sono considerate le quattro principali tipologie di coltura, indicate dal PTCP (Provincia di Imperia, 2009) come differenti classi di uso del suolo agricolo: oliveto, vigneto, frutteto e colture agrarie. Queste ultime rappresentano i tipici orti a conduzione familiare, caratterizzati da un’enorme varietà di piante coltivate, differenti per composizione e stagionalità nella valle. Questa eterogeneità è riassunta ai fini dei calcoli in un unico tipo di coltura, caratterizzata per ogni parametro necessario al modello dalla media pesata di tutte le varietà coltivate. I dati sulla distribuzione, la stagionalità e l’importanza di ciascuna varietà all’interno degli orti è ricavata tramite interviste ai contadini. Un procedimento analogo è seguito per la caratterizzazione dei frutteti.

L’impronta grigia dell’agricoltura ( $\text{WF}_{\text{agr,grey}}$ ) è data dalla somma dei valori di impronta grigia di ciascun tipo di uso del suolo agricolo ( $\text{WF}_{\text{crop,grey}}$ ), dove:

$$\text{WF}_{\text{crop,grey}} [q] = (AR \cdot \alpha \cdot A) / (c_{\text{max}} - c_{\text{nat}}) \quad [\text{m}^3/\text{anno}]$$

*AR* ( $\text{kg}/\text{ha}$ ) è il tasso di applicazione di pesticidi e/o fertilizzanti,  $\alpha$  è la frazione dell’inquinante che subisce deflusso superficiale o sotterraneo,  $c_{\text{max}}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) la concentrazione massima ammissibile per il corpo idrico ricevente,  $c_{\text{nat}}$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) la sua concentrazione naturale, *A* la superficie coltivata ( $\text{ha}$ ) con la coltura [*q*]. Si utilizzano come indicatori gli agrofarmaci. I dati su tipologie e tassi di applicazione sono ricavati da interviste ai contadini e al direttore dell’ufficio agricoltura della Comunità Montana dell’Alta Valle Arroscia e dell’Olivo. Per i vigneti è utilizzato come indicatore il Methomyl, il più persistente tra quelli applicati (APAT, 2006). Dato che *AR* varia di anno in anno, a seconda della diffusione e virulenza dei patogeni, viene considerato un valore medio tra i due estremi di applicazione massima e minima. Le  $c_{\text{max}}$  sono riferite alla legislazione vigente, ovvero al DM 56-2009 per i fitofarmaci e al Dlgs. 152/2006 per quanto concerne il rame (idoneità delle acque alla vita dei pesci). Si considera una frazione di deflusso dell’1% ( $\alpha = 0,01$ ), in riferimento a Dabrowsky *et al.* (2009).

### Impronta dell’allevamento

Le più significative tra le specie allevate sono indicate dal PTCP (Provincia di Imperia, 2009) come i bovini (Vacca Piemontese) e gli ovini (Pecora Brigasca), sui quali lo stesso documento fornisce il numero di capi allevati per ciascun comune. Le informazioni su tipologie e modalità di allevamento sono ricavate da interviste ai pastori. I parametri relativi alle razze allevate e alle loro caratteristiche sono forniti dal Portale Agricoltura della regione Liguria (Agriligurianet, 2011). Si ricavano da Mekonnen e Hoekstra (2010a) i volumi di acqua utilizzati per i servizi al bestiame ( $\text{WF}_{\text{serv}}$ ), di quella bevuta dagli animali ( $\text{WF}_{\text{drink}}$ ) e l’impronta del foraggio ( $\text{WF}_{\text{feed}}$ ). L’assunzione giornaliera di cibo è ottenuta da Rasby (2006) per le vacche, da BOA (1987) per le pecore.

L’impronta grigia legata agli allevamenti ( $\text{WF}_{\text{all,grey}}$ ) è calcolata come l’apporto medio di azoto dalle deiezioni (*Nd*). Viene considerato solo il periodo di pascolo (8 mesi), in quanto le deiezioni prodotte durante la stagione in stalla sono utilizzate per la concimazione in campo agricolo. *Nd* è ottenuto (Tab. II), come suggerito dallo studio effettuato dalla Provincia di Livorno (ARSIA, 1998), moltiplicando tra loro il peso medio di ogni capo (*a*), un fattore di correzione caratteristico per ogni razza (*b*) e la quantità media di azoto nelle

deiezioni ( $c$ ). Viene assunto che vi sia una lisciviazione di azoto del 20,5% rispetto agli apporti, come indicato da Scotton *et al.* (2005).

$WF_{all, grey}$  è ricavata per ciascuna tipologia di animale allevato  $[q]$  tramite la formula:

$$WF_{all, grey} [q] = L / (c_{max} - c_{nat}) \quad [m^3/anno]$$

Dove  $L$  è il carico totale lisciviato, corrispondente agli apporti azotati di tutti i capi presenti in valle. Le concentrazioni di azoto massime per i corsi d'acqua riceventi sono desunte dal Dlgs. 152/2006, mentre le concentrazioni naturali sono riferite al valore misurato nella Giara di Rezzo, che si considera come il torrente più incontaminato del bacino.

### Impronta dell'industria e del settore domestico

L'impronta idrica del settore industriale ( $WF_{ind}$ ) è ottenuta dalla somma dell'acqua inglobata all'interno delle merci prodotte con quella di processo non restituita. La raccolta dei dati è avvenuta tramite interviste dirette a rappresentanti delle aziende (Tab. I).

L'impronta idrica del settore domestico ( $WF_{civ}$ ) è ottenuta dalla somma dell'impronta grigia dovuta agli scarichi reflui urbani ( $WF_{civ, grey}$ ), da quella blu ( $WF_{civ, blue}$ ) connessa alle perdite lungo la rete di distribuzione comunale dell'acqua potabile e alle captazioni idriche a scopo potabile destinate all'adiacente bacino del torrente Impero (Provincia di Imperia, 2009). Le caratteristiche degli impianti di depurazione per il calcolo di  $WF_{civ, grey}$  sono ricavate a livello comunale dal PTCP (Provincia di Imperia, 2009). Le portate e le concentrazioni di inquinanti in corrispondenza dei punti di immissione in alveo vengono stimati tramite il modello indicato dalla Provincia di Torino (1982), utilizzando come indicatore l'azoto totale.

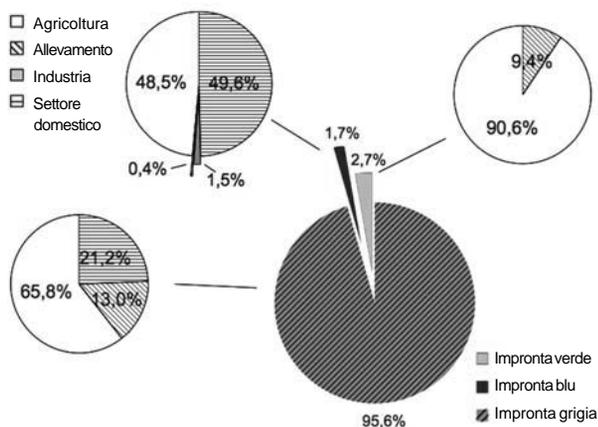


Fig. 3. Composizione dell'impronta idrica complessiva del bacino dell'Arroscia ( $WF_{Arr}$ ).

### Valutazione di sostenibilità

La valutazione di sostenibilità ambientale di impronta blu all'interno di un bacino viene effettuata, come indicato da Hoekstra *et al.* (2011), confrontando la  $WF_{blue}$  incidente al suo interno con la disponibilità di acqua dolce ( $WA_{blue}$ ), dove:

$$WA_{blue} = R_{nat} - EFR$$

Tab. II. Dati degli allevamenti utilizzati per i calcoli di impronta.

	Pecore	Vacche
Numero	1293	813
Peso medio (a)	60 kg	550 kg
Consumo di cibo (sostanza secca)	1,5 kg/die	11 kg/die
Fattore di conversione (b)	14,67	14,67
Frazione azotata delle feci (c)	0,008	0,004

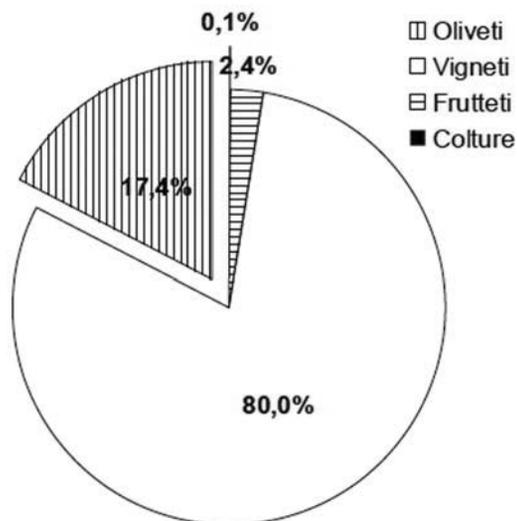


Fig. 4. Composizione di  $WF_{agr, grey}$ .

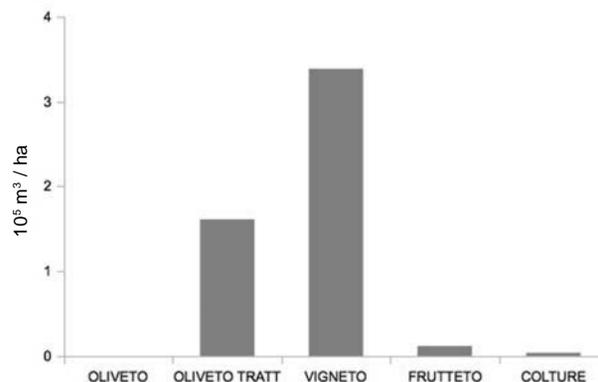


Fig. 5.  $WF_{crop, grey}$  per ciascuna tipologia di coltura.

$R_{nat}$  (Run-off naturale) rappresenta la disponibilità di acqua dolce in assenza di intervento umano, mentre EFR sono le richieste ambientali di flusso, che l'uomo ha il dovere di non intaccare (Richter, 2010). Quando  $WF_{Arr,blue}$  eccede  $WA_{blue}$ , si ha una situazione di insostenibilità ambientale.  $R_{nat}$  è ottenuto dal Piano di Bacino (Provincia di Imperia, 2003) considerando la portata naturale mensile del torrente Arroscia alla sezione di chiusura. Si considera l'approccio cautelativo di Hoekstra (2011), che suggerisce di considerare EFR come l'80% di  $R_{nat}$ , e lo si confronta con i valori del Deflusso Minimo Vitale in corrispondenza della sezione di chiusura (Provincia di Imperia, 2003). Il DMV rappresenta infatti l'unica limitazione alle derivazioni indicata dal Piano di Bacino.

## RISULTATI

$WF_{Arr}$  per il periodo 2008-2010 ammonta a 231,1  $Mm^3/anno$ , ed è dovuta in massima parte alla componente grigia (96,1%). In figura 3 la composizione percentuale delle varie componenti (verde, blu e grigia), suddivise al loro interno secondo ciascun settore produttivo. L'impronta grigia è dovuta per la maggior parte all'agricoltura, in misura minore al settore domestico e all'allevamento. L'impronta verde, che contribuisce al 2,7% del totale, è dovuta in massima parte all'agricoltura e per il 9,4% all'allevamento. L'impronta blu contribuisce solo all'1,7% di quella totale ed è suddivisa in parti pressoché uguali tra agricoltura e settore domestico a cui si aggiunge una piccola percentuale da parte dei settori industriale e zootecnico.

## Impronta dell'agricoltura

Analizzando i dati disaggregati per settore produttivo, si osserva che l'impronta idrica dell'agricoltura ( $WF_{agr}$ ) è pari a 152,8  $Mm^3/anno$ , di cui il 95,6% è costituito dalla componente grigia ( $WF_{agr,gre}$ ) seguita da quella verde (3,3%) e da quella blu (1,1%). In figura 4 si può osservare come la componente grigia sia legata prevalentemente alla somministrazione di fitofarmaci ai vigneti, seguita dai trattamenti degli oliveti e da quelli dei frutteti e delle colture agrarie. Il vigneto risulta anche la coltura con una maggiore impronta grigia per ettaro, come si può notare in figura 5.

Se si considerano le impronte verde e blu a parte (Fig. 6), si osserva come gli oliveti diano un forte contributo all'impronta verde agricola. Il contributo maggiore all'impronta blu è dato invece dalle colture agrarie.

Analizzando tramite lo stesso ragionamento le differenze tra ciascun ettaro coltivato (Fig. 7), si può notare come le coltivazioni più intensive dal punto di vista idrico siano le colture agrarie ed il frutteto, seguite dall'oliveto irrigato, dal vigneto e dall'oliveto non irrigato (che caratterizza circa il 90% degli oliveti del territorio).

## Impronta dell'allevamento

L'impronta idrica dell'allevamento ( $WF_{all}$ ) è pari a 29,5  $Mm^3/anno$ . È costituita per la quasi totalità (98,2%) dalla componente grigia ( $WF_{all,gre}$ ), legata in prevalenza (74,3%) agli allevamenti bovini. Si osservi l'importanza relativa delle componenti blu e verde aggregate

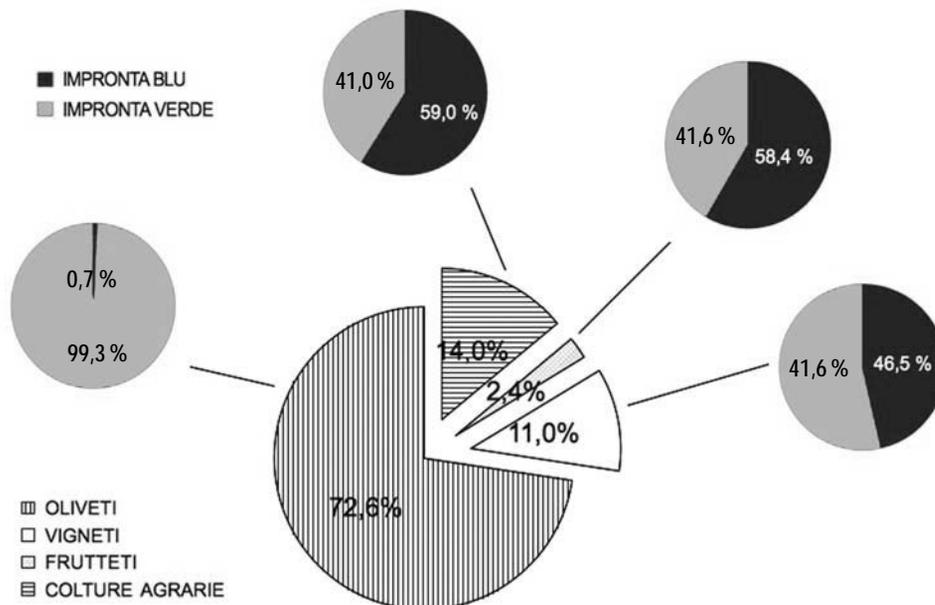


Fig. 6. Composizione di  $WF_{agr}$  secondo le componenti blu e verde, per tipologia di uso del suolo agricolo.

su  $WF_{all}$  totale (Fig. 8) e su ogni capo allevato (Fig. 9).

L'impronta dell'industria ( $WF_{ind}$ ) ammonta a 51114  $m^3/anno$ . È composta totalmente dalla componente blu ed è dovuta prevalentemente all'imbottigliamento di acqua minerale (97,1%), a cui fa seguito la produzione di calcestruzzo (2,9%) e la lavorazione e taglio di materiali e roccia (0,001%).

L'impronta del settore domestico ( $WF_{civ}$ ) ammonta a 48,8  $Mm^3/anno$ , ed è costituita per il 96,5% dalla componente grigia ( $WF_{civ,gray}$ ) e per il 3,5% da quella blu ( $WF_{civ,blue}$ ).  $WF_{civ,blue}$  è legata per la quasi totalità (99,9%) ai prelievi da sorgente destinati al Comune di Imperia e per la restante parte alle perdite lungo le reti di distribuzione di acqua potabile (222  $m^3/anno$ ).

### Valutazione di sostenibilità

Come si può osservare in figura 10, per l'impronta blu i confini della sostenibilità (EFR) non sono mai superati, né considerando l'approccio cautelativo dell'80%, né tantomeno utilizzando i dati del DMV. Da tenere in considerazione il fatto che WA è sicuramente sottostimato, dal momento in cui rappresenta unicamente la portata naturale del torrente Arroscia alla sezione di chiusura e non la totale disponibilità di acqua dolce.

I mesi dell'anno in cui l'impronta blu è maggiore (giugno-settembre) sono anche quelli in cui la disponibilità idrica è minore. Tuttavia le caratteristiche estensive dell'economia valliva mantengono sempre  $WF_{Arr,blue}$  entro i limiti della sostenibilità.

I risultati ottenuti possono essere utilizzati per effettuare previsioni sull'evoluzione dell'impronta in seguito a scelte gestionali e di settore. Ad esempio, è noto che l'irrigazione dell'oliveto ne aumenta la resa. Si può dunque assumere che in un futuro l'irrigazione si espanda per rendere più produttivi i terreni. Anche se le previsioni economiche stimano un ulteriore abbandono dei campi coltivati (Provincia di Imperia, 2009), si può immaginare una potenziale impronta secondo lo scenario in cui tutto il territorio attuale ad oliveto venga convertito all'irrigazione. Come si può notare in figura 11, se questo avvenisse potrebbero essere violati i limiti di sostenibilità (EFR<sub>2</sub>) nei mesi caldi dell'anno (luglio-settembre), durante i quali vi è una minore disponibilità idrica. Ad aggravare la situazione potrebbero subentrare i mutamenti climatici che secondo le previsioni (EEA, 2012b) potranno ridurre ulteriormente le disponibilità idriche locali a causa dell'instaurarsi di condizioni più aride.

### DISCUSSIONE

La netta preponderanza dell'impronta grigia su quelle blu e verde testimonia che la criticità principale del territorio è rappresentata dall'inquinamento, in preva-

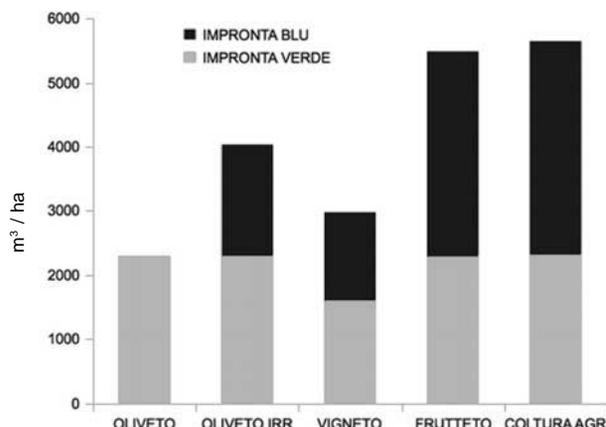


Fig. 7.  $WF_{crop,blue}$  e  $WF_{crop,green}$  per ciascun ettaro coltivato.

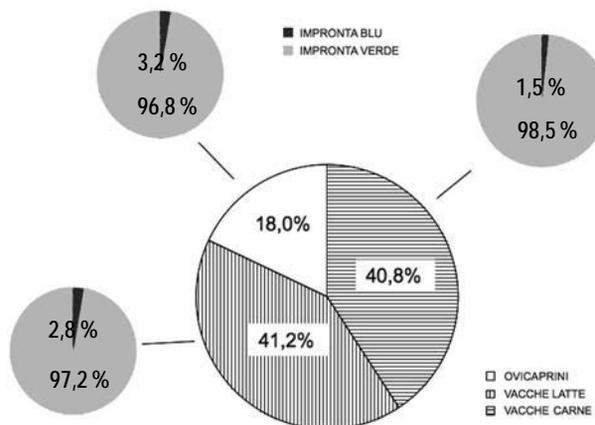


Fig. 8. Importanza delle componenti blu e verde di  $WF_{all}$

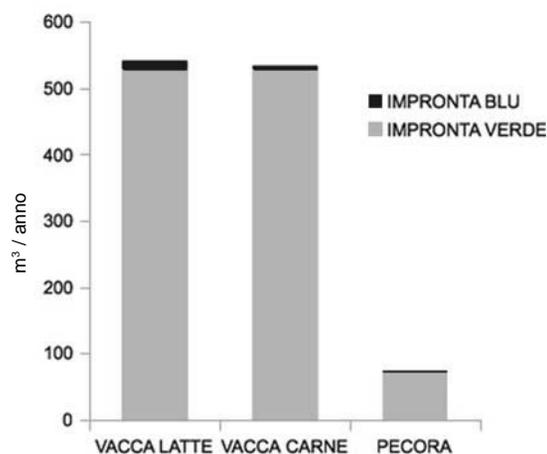


Fig. 9.  $WF_{all,blue}$  e  $WF_{all,green}$  per ciascun capo allevato.

lenza quello diffuso di origine agricola. L'utilizzo degli agrofarmaci nei calcoli di impronta grigia agricola è tuttavia inusuale, dal momento in cui la maggior parte degli studi sinora pubblicati (e.g. Mekonnen e Hoekstra, 2010b; Mekonnen e Hoekstra, 2011) ha utilizzato come indicatore l'azoto dei fertilizzanti. Hoekstra *et al.* (2011) sottolineano comunque come tra gli inquinanti prodotti debbano essere utilizzati quelli ai quali corrisponde un valore di impronta maggiore, che nel presente lavoro sono risultati i fitofarmaci. Anche per i calcoli sull'allevamento si è scelto di superare i metodi comunemente utilizzati, che non stimano il carico di inquinanti provenienti dagli allevamenti ma considerano l'impronta grigia analizzando solamente la fase di produzione del foraggio (Mekonnen e Hoekstra, 2010a). Se si fosse scelta tale metodologia anche per il presente studio, essa sarebbe stata nulla.

Nei risultati si sono aggregate ed analizzate separatamente l'impronta verde e quella blu, dal momento in cui rappresentano lo sfruttamento dell'acqua in quanto "sorgente" per i prelievi. L'agricoltura contribuisce alla maggior parte dell'impronta verde della valle, e rappresenta anche una buona percentuale dell'impronta di ciascun tipo di uso del suolo agricolo. Basti pensare all'impronta degli oliveti, in cui  $WF_{crop,green}$  rappresenta la quasi totalità dei volumi e quindi permette, allo stato attuale, di raggiungere le richieste dei campi senza compromettere i limiti di sostenibilità. Si noti l'importanza strategica dell'acqua verde, che ha un minore costo di opportunità di quella blu (Aldaya *et al.*, 2008). Il suo sfruttamento può comportare quindi una diminuzione delle pressioni sugli ecosistemi acquatici e sulle falde. Soprattutto nella produzione del cibo, migliorare la gestione dell'acqua verde ed incrementare la sua produttività può essere uno strumento utile per una gestione sostenibile delle risorse idriche (Zeng *et al.*, 2012).

Si vuole ora confrontare l'impronta blu con i parametri tradizionali sui prelievi idrici a scala di bacino. Il Piano di Bacino (Provincia di Imperia, 2003) fornisce i

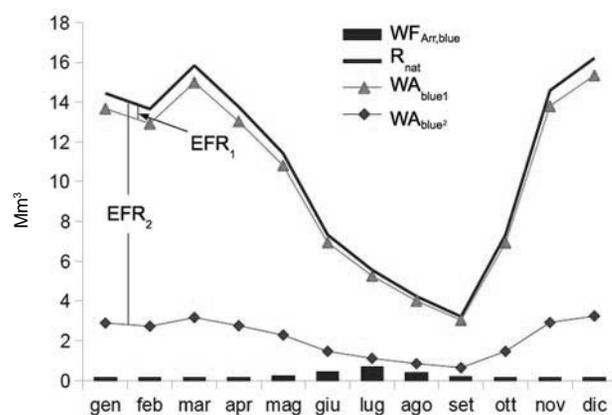
**Tab. III.** Confronto tra concessioni per i prelievi idrici a livello di bacino (Provincia di Imperia, 2003 mod.) ed impronta idrica blu relativa.

Destinazione	Concessioni (L/s)	Concessioni annuali (Mm <sup>3</sup> )	Impronta blu (Mm <sup>3</sup> )
Potabile	119	3,7	1,72
Igienica	32	1	1,72
Irrigua	160	5	1,68
Industriale	0,3	0,09	0,05

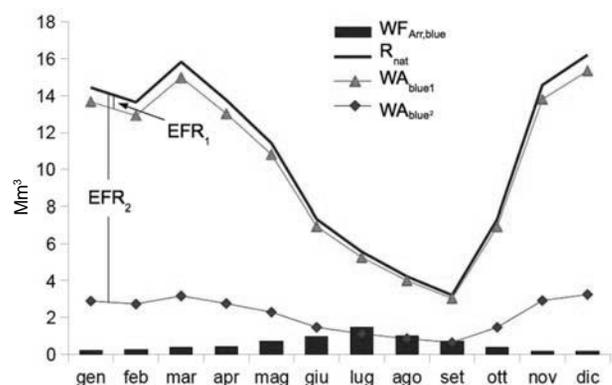
Lavori originali

dati relativi alle concessioni per i prelievi idrici, suddividendole per destinazione (Tab. III).

L'industria ha un'impronta blu corrispondente a circa il triplo dei volumi concessi. Quella del settore domestico corrisponde invece a poco meno di un terzo delle concessioni nel settore. Le concessioni a scopo irriguo integrate lungo la stagione vegetativa (giugno-settembre) ammontano a 1,68 Mm<sup>3</sup>, che è esattamente il volume di  $WF_{agr,blue}$ . L'impronta blu, dal momento in cui è per definizione minore o uguale alle derivazioni, indica dunque prelievi maggiori rispetto a quelli concessi (captazioni illegali) oppure un utilizzo assai razionale della risorsa. Del resto è possibile anche che si sia giunti ad una sovrastima di  $WF_{agr,blue}$ , che può derivare dalle caratteristiche intrinseche del modello utilizzato



**Fig. 10.** Confronto tra impronta blu mensile ( $WF_{Arr,blue}$ ), disponibilità idrica ( $WA_{blue}$ ) e richieste ambientali (EFR) per la valutazione di sostenibilità ambientale.  $WA_{blue1}$  è calcolata utilizzando i dati del DMV, mentre  $WA_{blue2}$  tramite l'approccio cautelativo dell'80%.



**Fig. 11.** Valutazione di sostenibilità ambientale dell'impronta blu secondo le previsioni di incremento dell'irrigazione dell'ulivo. Seguendo l'approccio di Hoekstra *et al.* (2011) i limiti della sostenibilità sono superati nei mesi secchi di luglio, agosto e settembre.

(che esclude fattori limitanti l'evapotraspirazione) e/o dall'imprecisione dei dati iniziali.

In ultima analisi si vuole notare come i consumi della città di Imperia, che costituiscono ingenti volumi d'acqua sottratti al bacino, non solo rappresentino il 99% dell'impronta blu del settore domestico, ma anche il 50% di quella della valle, superando di poco l'agricoltura. Il dato è peculiare, dato che il settore agricolo è a livello mondiale quello nettamente più idrovoro dell'economia (Chapagain e Hoekstra, 2004).

## CONCLUSIONI

La carenza e l'imprecisione di numerosi dati necessari per i calcoli, prevalentemente dovute alla scala di indagine e allo scarso interesse economico del territorio, hanno reso necessaria l'adozione di alcune approssimazioni. Queste hanno riguardato in particolare l'analisi dei dati meteorologici, che ha preso in considerazione tre anni consecutivi, non essendo disponibili serie locali sul lungo periodo; la semplificazione della modellazione sull'evapotraspirazione per la classe di uso del suolo "colture agrarie"; la mancanza di quelli relativi all'immissione di inquinanti dagli impianti di depurazione. Tuttavia la precisione assoluta del risultato finale (caratteristica che viene comunque persa nella modellizzazione di sistemi complessi) non è l'obiettivo dello studio, che è piuttosto quello di analizzare in che termini ciascun settore produttivo ricadente nel bacino contribuisce allo sfrut-

tamento dell'acqua dolce disponibile.

A prescindere dai limiti di scala e di affidabilità dei dati, è dunque chiaro come l'impronta idrica e la sua valutazione di sostenibilità ambientale possano risultare efficaci strumenti per la pianificazione territoriale e di settore, da poter inserire nei piani di bacino ed in quelli di tutela delle acque. Il raggiungimento dell'utilizzo sostenibile delle risorse potrebbe essere ricercato affiancando agli attuali strumenti di pianificazione territoriale un efficace metodo di eccezionale valore riassuntivo e divulgativo, utile sia a livello di analisi e pianificazione sia a quello di partecipazione ed educazione della cittadinanza.

L'impronta idrica ha il vantaggio di riassumere in che termini l'economia sfrutta le risorse idriche. Ridurre l'impronta significa ridurre gli impatti sulle risorse idriche di bacino, ed incrementare la porzione verde a scapito di quella blu può essere un utile strumento per diminuire le pressioni sulle risorse di acqua dolce, le quali vengono condivise con gli ecosistemi e pertanto hanno un valore aggiunto ma anche un elevato costo di opportunità (Aldaya *et al.*, 2008).

Come prospettive future, è auspicabile estendere lo studio all'intero bacino recettore (il Centa), sottoposto a impatti più intensi e vari rispetto all'area qui indagata. Sarebbe inoltre di grande interesse mettere in relazione i dati sull'impronta idrica con quelli sullo stato ecologico delle acque valutato attraverso i principali indicatori biologici previsti dalla direttiva 2000/60.

## BIBLIOGRAFIA

- Agriligurianet. *Portale agricoltura della Regione Liguria*. [www.agriligurianet.it](http://www.agriligurianet.it), ultimo accesso 12 aprile 2013.
- Aldaya M.M., Llamas M.R., 2008. *Water footprint analysis for the Guadiana river basin*. Value of Water Research Report Series n° 35, UNESCO-IHE.
- Aldaya M.M., Hoekstra A.Y., 2009. *The water needed for Italians to eat pasta and pizza*. Value of Water Research Report Series n° 36, UNESCO-IHE.
- Aldaya M.M., Allan J.A., Hoekstra A.Y., 2008. *Strategic importance of green water in international crop trade*. Value of Water Research Report Series n° 25, UNESCO-IHE.
- Aldaya M.M., Garrido A., Llamas M.R., Varelo-Ortega C., Novo P., Casado R.R., 2010. *Water footprint and virtual water trade in Spain*. In: *Water policy in Spain*, CRC Press, Leiden, The Netherlands: 49-59.
- Allan J.A., 1996. *Policy responses to the closure of water resources: regional and global issues*. In: *Water policy: allocation and management in practice*, P. Howsam and R.C. Carter.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., 1998. *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper n. 56, Food and Agriculture Organization, Rome.
- APAT, 2006. *Sostanze prioritarie ai fini della protezione delle acque sotterranee*. In: *Piano di controllo degli effetti ambientali dei prodotti fitosanitari*. Manuali e linee guida APAT, Roma.
- ARSIA, 1998. *Progetto vulnerabilità da nitrati. Studio degli apporti azotati derivanti da attività agricola che danno luogo a lisciviazione nel territorio di Vada-S.Pietro in Palazzi*. Regione Toscana, 1998. 19 pp.
- Boa, 1987. *Predicting feed intake of food-producing animals*. Subcommittee on Feed Intake, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, 1987, 96 pp.
- Brown S., Schreier H., Lavkulich L.M., 2009. *Incorporating virtual water into water management: A British Columbia example*. *Water Resources Management*, 13: 2681-2696.
- Bulsink F., Hoekstra A.Y., Booij M.J., 2010. *The water footprint of Indonesian provinces related to the consump-*

- tion of crop products. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **14**: 119-128.
- CAAR, Centro di Agrometeorologia Applicata Regionale, 2011. Bollettini dell'olivo e della vite, anni 2008, 2009 e 2010. [www.caar.it](http://www.caar.it)
- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., 2004. *Water footprints of nations*. Value of Water Research Report Series n. 16, UNESCO-IHE.
- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., 2007. The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. *Ecol. Econ.*, **64**: 109-118.
- Chapagain A.K., Orr S., 2008. *UK Water Footprint: the impact of the UK's food and fibre consumption on global water resources*, WWF-UK, Godalming, UK.
- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., Savenije H.H.G., Gautam R., 2006. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics*, **60**: 186-203.
- Dabrowski J.M., Murray K., Ashton P.J., Leaner J.J., 2009. Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions. *Ecological Economics*, **68/4**: 1074-1082.
- DIR 2000/60/CE, 2000. Direttiva del Parlamento europeo e del consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- Dlgs 152/2006. Norme in materia ambientale. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006, aggiornato al terzo correttivo Dlgs 128/10.
- DM 56/2009. Regolamento recante «Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento 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 3, del decreto legislativo medesimo». Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 124 del 30-5-2009 - Supplemento Ordinario n. 83.
- Doorenbos J., Kassam A.H., 1979. *Yield response to water*. FAO Irrigation and drainage papers n. 33, FAO, Rome, 193 pp.
- EEA - Environment European Agency, 2012a. *Report on the Review of the European Water Scarcity and Droughts Policy*. 15 pp.
- EEA - Environment European Agency, 2012b. *Towards efficient use of water resources in Europe*. EEA report n. 1/2012, 72 pp.
- Ercin A.E., Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2012. *The water footprint of France*. Value of Water Research Report Series n. 56, UNESCO-IHE.
- FAO, 2005. *New\_LocClim Local climate estimator*. Disponibile su [www.fao.org](http://www.fao.org)
- FAO, 2010. CROPWAT 8.0 model. Disponibile su [www.fao.org](http://www.fao.org)
- Hoekstra A.Y., 2003. *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade 12-13 December 2002*. Value of Water Research Report Series n. 12, UNESCO-IHE.
- Hoekstra A.Y., 2011. The global dimension of water governance: why the river basin approach is no longer sufficient and why cooperative action at global level is needed. *Water* **3**: 21-46.
- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., 2007. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, **21**: 35-48.
- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., Mekonnen M.M., 2011. *The water footprint assessment manual*. Earthscan, London, UK. 228 pp.
- Hoekstra A.Y., Mekonnen M.M., 2012. The water footprint of humanity. *Proceedings of the national academy of science*, **109**: 3232-3237.
- Ley 9/2010. Junta de Andalucía, de Aguas para Andalucía, BOJA n. 155 Sevilla, 9 de agosto, pp. 6-40.
- Liu J., Savenije H.H.G., 2008. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrology and Earth System Science*, **12**: 887-898.
- Ma J., Hoekstra A.Y., Wang H., Chapagain A.K., Andwang D., 2006. Virtual versus real water transfers within China. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, **361**: 835-842.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2010a. *The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products*. Value of Water Research Report Series n. 48, UNESCO-IHE.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2010b. A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Science*, **14**: 1259-1276.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Science*, **15**: 1577-1600.
- ORDEN ARM/2656/2008 de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado, n. 229.
- Provincia di Imperia, 2003. *Piano di Bacino Stralcio sul Bilancio Idrico del Torrente Arroscia*. Approvato con D.C.P. N. 19 del 27/02/2003.
- Provincia di Imperia, 2009. *Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale*. Approvato con Deliberazione Consiglio Provinciale n. 79 del 25/11/2009.
- Provincia di Torino, 1982. *Guida tecnica sui trattamenti delle acque. Tecniche di trattamento dei reflui, sistemi di depurazione e di smaltimento*. Franco Angeli editore, Milano 1982, pp. 386-397.
- Rasby R., 2006. Estimating daily forage intake of cows. In: *Beef cattle production*. <http://beef.unl.edu/stories/200608210.shtml>
- Richter B.D., 2010. Re-thinking environmental flows: From allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Research and Applications*, **26/8**: 1052-1063.
- Rodríguez-Casado R., Garrido A., Llamas M.R., Aldaya M.M., 2009. *Análisis de la huella hídrica de la cuenca del Guadalquivir*. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, 2009.
- Rogers P., Hall A.W., 2003. *Effective Water Governance*. TEC Background Papers n. 7, Global Water Partnership, Stockholm, Sweden.

- Scotton A., Gianelle D., Paoletti R., Rigoni Stern G., 2005. Regime alimentare e di pascolamento della vacca da latte da alpeggio: effetti sulla distribuzione spaziale della fertilità del suolo. *Quaderni SOZOOALP* **2**: 15-58.
- UNEP, 2011. *Water footprint and corporate water accounting for resource efficiency*. United Nations Environment Programme, Paris. 91 pp.
- UNEP, 2012. *Measuring water use in a green economy*. Report of the Working Group on Water Efficiency to the International Resource Panel. 92 pp.
- Van Oel P.R., Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2009. The external water footprint of the Netherlands: geographically-explicit quantification and impact assessment. *Ecological Economics* **69**: 82-92.
- Zeitoun M., Allan J.A., Mohieldeen Y., 2010. Virtual water “flows” of the Nile Basin, 1998–2004: a first approximation and implications for water security. *Global Environmental Change*. **20/2**: 229-242.
- Zeng Z., Liu J., Koeneman P.H., Zarate E., Hoekstra A.Y., 2012. Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China. *Hydrology and Earth System Science*, **16**: 2771-2781.

# Potenzialità e limiti della digestione anaerobica delle biomasse derivanti dalle fioriture macroalgali nella Sacca di Goro

Mariachiara Naldi<sup>1</sup>, Luigi Fagioli<sup>2</sup>, Stefano Lovo<sup>3</sup>,  
Francesco Paesanti<sup>4</sup>, Saverio Turolla<sup>3</sup>, Pierluigi Viaroli<sup>1\*</sup>

*1* Dipartimento di Bioscienze, Università degli Studi di Parma, Parco Area delle Scienze 11A – 43124 Parma

*2* Laboratorio Analisi Agroalimentari, via Conca 85 – 44123 Ferrara

*3* P.O. Acque Costiere ed Economia Ittica, Provincia di Ferrara, via Isonzo 105/a – 44121 Ferrara

*4* Biologo Libero professionista, via G. Carducci 16 – 44020 Goro (FE)

\* Autore per la corrispondenza: pierluigi.viaroli@unipr.it

Pervenuto il 5.9.2013; accettato il 16.10.2013

## RIASSUNTO

Le fioriture di specie macroalgali dei generi *Ulva* e *Gracilaria* rappresentano una seria minaccia per l'integrità ambientale e per lo sviluppo dell'allevamento della vongola verace nella Sacca di Goro (Delta del Po). Fino ad oggi la crescita delle macroalghe è stata in parte controllata mediante la raccolta delle biomasse prodotte che sono state smaltite prevalentemente in discarica. In questa nota è valutata la possibilità di impiegare le biomasse per produrre biogas.

L'analisi dei dati disponibili per la Sacca di Goro ha dimostrato che le biomasse algali sono disponibili solo stagionalmente con quantitativi mediamente variabili tra 3000 e 6000 t di biomassa fresca. Il materiale algale presenta caratteristiche chimiche e biochimiche che ne dimostrano l'idoneità per l'uso proposto, con un limite, già rilevato nella letteratura internazionale, dovuto all'alto contenuto di ceneri e di zolfo. In considerazione della disponibilità temporale e della qualità, le biomasse derivanti dalle fioriture macroalgali nella Sacca di Goro possono essere impiegate in co-generazione, miscelate con altri materiali disponibili in loco: sottoprodotti agricoli e della pesca, materiale vegetale da sfalcio, deiezioni animali (es. pollina). Su questi aspetti sono in corso prove pilota per verificare la resa in metano di diverse miscele.

PAROLE CHIAVE: lagune costiere / eutrofizzazione / uso biomasse algali / biogas

## Macroalgal blooms in the Sacca di Goro lagoon: feasibility and limits of biomass uses for biogas production.

The macroalgal blooms of *Ulva* and *Gracilaria* species represent a serious threat to the ecosystem health and clam farming in the Sacca di Goro lagoon (Po river delta). To date, the macroalgal growth has been managed by biomass harvesting and disposal mainly in landfill. In this paper the possibility of using biomass to produce biogas is assessed. The analysis of the data available for the Sacca di Goro has shown that algal biomass is only available seasonally, with quantities between 3000 and 6000 tonnes of fresh biomass. The chemical and biochemical composition of the harvested biomass is suitable for anaerobic digestion, with some restrictions due to the high ash and sulfur content. Due to its timing and quality, we suggest to use the macroalgal biomass in co-generation, mixed with other materials available on site: agricultural and fishery by-products, plant residues and manure. Pilot tests are ongoing to verify the methane yield of different mixtures.

KEY WORDS: coastal lagoons / eutrophication / algal biomass uses / biogas

## **CONTROLLO E USO DELLE BIOMASSE DELLE FIORITURE MACROALGALI NELLE LAGUNE COSTIERE**

A partire dalla metà degli anni '70 del secolo scorso, le lagune dell'Alto Adriatico sono state interessate da una crescente diffusione di fioriture di macroalghe efemerale (Sfriso e Facca, 2007; Abbiati *et al.*, 2010). Nella laguna di Venezia il fenomeno ha avuto il massimo sviluppo dal 1975 al 1985, quando è stata stimata una produzione annua netta di alghe verdi del complesso *Ulva* pari a  $\sim 3 \times 10^6$  t di biomassa fresca, con un picco di standing crop pari a  $\sim 0.8 \times 10^6$  t nella tarda primavera (Sfriso e Facca, 2007). Dal 1990 in poi, la proliferazione di *Ulva* nella laguna di Venezia si è notevolmente ridimensionata, mentre è comparsa in modo massiccio nelle lagune del delta del Po, in particolare modo nella sacca di Goro, dove ha avuto il massimo sviluppo fino al 1998 (Viaroli *et al.*, 2006) e, di nuovo, tra il 2005 e il 2008 (Abbiati *et al.*, 2010).

Il picco di biomassa si presenta in genere tra maggio e giugno, quando gli specchi d'acqua sono completamente coperti da più strati di talli con uno spessore di diverse decine di cm (Fig. 1). In queste condizioni, le concentrazioni dell'ossigeno subiscono ampie variazioni giornaliere, passando da valori di saturazione di oltre il 200% nelle ore di massimo irraggiamento alla completa anossia nelle ore notturne (Viaroli *et al.*, 2010). L'aumento delle temperature e l'accumulo di così elevate quantità di biomassa possono infine innescare intensi processi di decomposizione microbica che portano alle cosiddette crisi distrofiche, ovvero alla comparsa di condizioni di anossia che possono persistere per più giorni nell'intera massa d'acqua. I danni al biota acquatico derivanti dalla carenza di ossigeno possono essere ulteriormente aggravati dall'insorgenza di processi anaerobici, quali la solfato-riduzione, che producono sostanze tossiche come l'acido solfidrico (Viaroli *et al.*, 2010).

Le fioriture macroalgali sono particolarmente dannose per l'ecosistema acquatico che va incontro a processi degenerativi con la perdita delle componenti biologiche più pregiate. La formazione dei letti macroalgali e le frequenti crisi distrofiche hanno inoltre un impatto rilevante sull'allevamento dei molluschi, una delle componenti fondamentali dell'economia locale.

Le cause della crescita abnorme delle macroalghe vanno ricercate nei carichi di azoto e fosforo che provengono soprattutto dal Po di Goro e dal Po di Volano (Viaroli *et al.*, 2006) e dalla disponibilità di microelementi che possono stimolare la produttività fotosintetica (Viaroli *et al.*, 2005; Naldi e Viaroli, 2012). La diffusione e lo sviluppo delle macroalghe possono però dipendere anche dalla gestione degli allevamenti delle vongole e della sacca nel suo complesso (Nizzoli

*et al.*, 2007; Viaroli *et al.*, 2010). In particolare, i molluschi filtratori esercitano una pressione di pascolo sul fitoplancton e rigenerano i nutrienti inorganici modificandone la stechiometria: in tal modo le macroalghe possono essere favorite a svantaggio del fitoplancton (Bartoli *et al.*, 2001; 2003).

Per prevenire i danni derivanti dalle fioriture, negli anni sono state avviate campagne di raccolta delle macroalghe, in genere nel momento di massima crescita e con risultati non sempre positivi. Il problema dei costi e dei benefici attesi dalla raccolta delle biomasse macroalgali è stato studiato con l'ausilio di modelli bio-economici con l'obiettivo di fornire un supporto scientifico alle decisioni (De Leo *et al.*, 2002; Cellina *et al.*, 2003; Mocenni *et al.*, 2009). In particolare si è avuta la riprova che per ottenere un controllo effettivo delle fioriture nei momenti di massimo sviluppo i tassi di raccolta devono essere nettamente superiori a quelli di crescita della biomasse. In tal modo però si ha un grande accumulo di biomassa putrescibile che deve essere smaltita in tempi rapidi. In alternativa, si può procedere alla raccolta delle biomasse nelle prime fasi di crescita, controllando le zone da cui si sviluppa successivamente la fioritura. In tutti i casi si pone il problema dello smaltimento delle biomasse. Fino ad oggi si è proceduto prevalentemente allo smaltimento in discarica, con costi particolarmente elevati. L'impiego agronomico diretto è stato escluso per i possibili rischi di salinizzazione dei suoli. A livello sperimentale sono stati sviluppati progetti per l'essiccazione delle biomasse e per la produzione di carta. Queste ultime iniziative, che hanno un notevole valore simbolico, non sono però sostenibili per gli elevati costi energetici e per l'impatto ambientale ad essi correlati. Negli ultimi anni, con lo sviluppo delle energie alternative, ha ripreso quota l'uso energetico che aveva avuto un notevole impulso tra il 1970 e il 1980, in occasione della prima grande crisi energetica.

## **LE BIOMASSE MACROALGALI COME POSSIBILE FONTE DI ENERGIA**

La possibilità di utilizzare le macroalghe marine per la produzione di energia è stata studiata a partire dalla grande crisi energetica dagli anni '70 del secolo scorso (Habit *et al.*, 1984; Ryther *et al.*, 1984; Bird *et al.*, 1990). Tali studi dimostrarono come la prospettiva migliore fosse rappresentata dalla produzione di metano, mentre risultò poco conveniente la conversione in biocarburante (bioetanolo e biodiesel), a causa del basso contenuto di lipidi delle macroalghe. Il trasferimento dei risultati di laboratorio alla scala di impianto reale non ebbe però esiti positivi e gli studi furono abbandonati (Bruhn *et al.*, 2011). L'uso di queste biomasse per la produzione di metano ha ricevuto

nuovo interesse negli ultimi anni come conseguenza degli studi sulle fonti energetiche rinnovabili e in ragione dell'eccessiva proliferazione di macroalghe, quali *Ulva* e *Gracilaria*, in ambienti acquatici eutrofizzati, per esempio nella Laguna di Venezia (Cecchi *et al.*, 1993) e sulle coste della Bretagna, in Francia (Briand e Morand, 1997). Ad esempio si citano alcuni progetti di ricerca finanziati a livello europeo: Aquafuels (<http://www.aquafuels.eu/>), BioMara (<http://www.biomara.org/>), BioWALK4biofuels (<http://www.biowalk4biofuels.eu/>).

I nuovi studi hanno ulteriormente dimostrato come le biomasse prodotte da macroalghe marine a rapida crescita siano un materiale interessante per la produzione di biogas (Wei *et al.* 2013); restano tuttavia i problemi del trasferimento alla scala industriale e della gestione delle biomasse, già evidenziati negli studi precedenti. Una sintesi dei vantaggi e dei limiti della conversione delle biomasse macroalgali in biogas è riportato nella tabella I.

Alcuni dei limiti dell'uso di *Ulva* e *Gracilaria* in impianti di produzione di biogas possono essere superati con la co-digestione con altre matrici a disponibilità costante o più ricche di carbonio: frazione organica dei rifiuti solidi urbani (Cecchi *et al.* 1993), residui di lavorazione del latte (Matsui e Koike, 2010), liquame di allevamenti di suini (Nielsen e Heiske, 2011, Peu *et al.* 2011), fanghi di depurazione (Costa *et al.*, 2012), sedimenti lagunari (Migliore *et al.*, 2012) e oli esausti (Park e Li, 2012). Restano aperti altri problemi legati alla stagionalità della disponibilità della biomassa macroalgale e del contenuto di azoto dei talli che, in certi momenti del ciclo di crescita, aumenta portando il rapporto C:N a valori inferiori a 20-30, al di sotto della soglia ottimale

per la digestione anaerobica (Nielsen *et al.*, 2012). Le macroalghe marine hanno infine un contenuto eccessivo di zolfo e di ceneri che interferiscono con l'applicazione alla scala industriale (Peu *et al.*, 2011).

## DISPONIBILITÀ DELLE BIOMASSE MACROALGALI NELLA SACCA DI GORO

### Tassi di crescita e variazioni stagionali delle biomasse

La vegetazione acquatica della Sacca di Goro è dominata da poche specie di macroalghe bentoniche appartenenti prevalentemente ai generi *Ulva* (Chlorophyta) e *Gracilaria* (Rhodophyta). Il sopralluogo più recente, effettuato nel 2009, ha rilevato cinque specie di *Ulva* (*U. compressa*, *U. curvata*, *U. linza*, *U. prolifera*, *U. rigida*), tra le quali prevale *Ulva rigida* che dalla fine degli anni '80 è sempre stata la specie dominante la comunità macroalgale. L'altra specie importante, per abbondanza e copertura, è *Gracilaria vermiculophylla*. Questa specie alloctona di origine asiatica, segnalata per la prima volta nel 2008 in alcune lagune del delta del Po Veneto, nella Sacca di Goro ha completamente sostituito la rodoficea autoctona *Gracilaria verrucosa* (Sfriso *et al.*, 2010; 2012).

Le specie del genere *Ulva* crescono principalmente nella zona orientale (Valle di Gorino) e nel periodo di massima diffusione possono estendersi fino a centro Sacca (Viaroli *et al.*, 2006). *Gracilaria*, in precedenza limitata alla zona centrale e settentrionale della laguna, occupa attualmente anche la Valle di Gorino (Viaroli *et al.*, 2006; Sfriso *et al.*, 2012).

La biomassa delle principali specie macroalgali ha uno sviluppo stagionale con minimi invernali e massimi

**Tab. I.** Vantaggi e limiti della produzione di biogas da macroalghe (Briand e Morand, 1997; Morand e Briand, 1999; Bruhn *et al.*, 2011).

vantaggi	limiti
Elevati tassi di crescita.	La disponibilità di biomassa non è costante, ma concentrata in un periodo relativamente breve dell'anno (anche se le macroalghe sono presenti tutto l'anno, la raccolta non è conveniente al di sotto di una certa soglia di biomassa).
Buon contenuto di polisaccaridi, necessari per un'efficiente produzione di metano.	Elevato contenuto di acqua (circa l'85-90% del peso fresco).
Non necessitano di consumo di suolo agricolo o acqua, quindi non c'è competizione con le colture agricole destinate all'alimentazione umana.	Elevato contenuto di ceneri, compreso tra il 20 e il 50 % del peso secco (metalli, in particolare alcalini quali Na e K), che comportano problemi di fouling del digestore.
Possibilità di utilizzo nell'acquacoltura integrata per il trattamento degli scarichi di impianti di allevamenti ittici.	Elevato contenuto di zolfo che causa la formazione di H <sub>2</sub> S. Durante la combustione del biogas H <sub>2</sub> S viene trasformato in H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> con danni alle parti metalliche.
Depurazione "naturale" dei corpi idrici soggetti ad elevati carichi di nutrienti: le alghe assimilano i nutrienti in eccesso e la produzione di biogas rappresenta una valida alternativa allo smaltimento in discarica delle biomasse che devono essere raccolte da spiagge e lagune costiere.	I pre-trattamenti necessari per migliorare la resa del processo (risciacquo con acqua dolce per eliminare sabbia, detriti e sali, essiccamento) fanno aumentare notevolmente i costi.

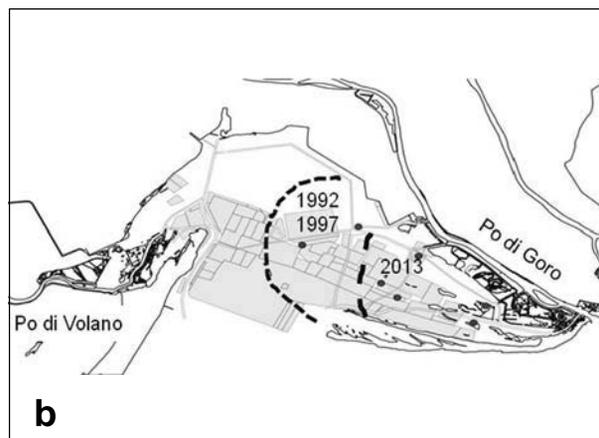
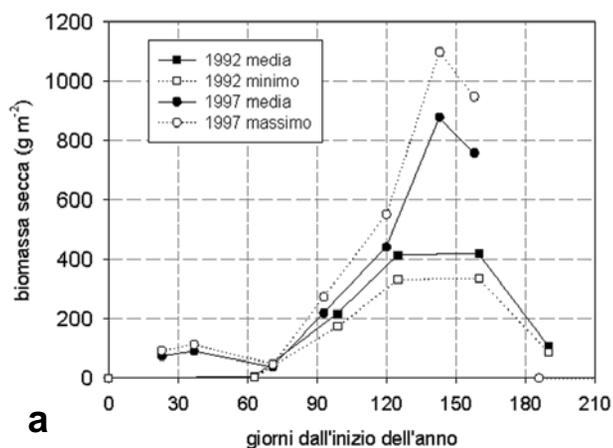
tardo-primaverili o estivi (Fig. 1).

Per *Ulva* i valori massimi di biomassa (come sostanza secca) possono arrivare ad oltre 1000 g m<sup>-2</sup>. Negli anni '90 *G. verrucosa* raggiungeva in genere biomasse attorno ai 200 g m<sup>-2</sup>. Attualmente *G. vermiculophylla* è presente con popolamenti molto abbondanti, soprattutto nella Valle di Gorino. I primi risultati di una ricerca iniziata nel 2013 hanno evidenziato come la crescita di questa specie sia molto più invasiva della precedente. Nel mese di maggio 2013 ha infatti raggiunto una copertura pari a circa il 90% in tutta la Valle di Gorino, con densità mediamente comprese tra 500 e 2500 g m<sup>-2</sup> (come biomassa secca).

In diverse occasioni, tra il 1994 e il 1998, sono stati determinati in campo i tassi di crescita di *Ulva* e *Gracilaria* (Viaroli *et al.*, 1996; 2005). L'incubazione dei talli di *Ulva* in gabbie sospese nella colonna d'acqua per circa una settimana ha permesso di calcolare tassi di crescita di *Ulva* compresi tra 5 e 15% d<sup>-1</sup> nel periodo primaverile (Tab. II). I tassi di crescita di *Gracilaria* sono stati misurati solo nel 1995 e sono

risultati inferiori a quelli di *Ulva* (0,6 - 5 % d<sup>-1</sup>). Al momento non sono disponibili dati sui tassi di crescita di *G. vermiculophylla* nella Sacca di Goro, ma in letteratura sono riportati valori compresi tra 1 e 8% d<sup>-1</sup> per un ampio spettro di condizioni ambientali dal Mar Baltico (Weinberger *et al.*, 2008; Nejrup e Pedersen, 2010) al Portogallo (Abreu *et al.*, 2011).

I tassi di crescita dipendono da temperatura, radiazione luminosa, disponibilità dei nutrienti e densità delle biomasse algali. Nell'arco dell'anno, l'andamento stagionale dei tassi di crescita di *Ulva* è guidato principalmente dalle variazioni di temperatura e radiazione luminosa. La disponibilità di nutrienti (azoto, fosforo e metalli) stimola direttamente la capacità di crescita quando luce e temperatura sono favorevoli, mentre l'accumulo di biomassa deprime l'ulteriore accrescimento delle macroalghe (limitazione da densità). I tassi di crescita riportati in tabella II sono da considerarsi potenziali, in quanto le densità iniziali in ogni esperimento erano molto basse (pochi grammi di sostanza secca per gabbia).



**Fig. 1. a:** variazioni delle biomasse di *Ulva* nella Valle di Gorino negli anni di maggiore crescita (1992 e 1998). Dati riprodotti da Viaroli *et al.* (2005, 2006). **b:** zone della Sacca di Goro interessate dalle fioriture di *Ulva* e *Gracilaria* negli anni 1992 e 1997 (Viaroli *et al.*, 2006) e dalla crescita di *Gracilaria vermiculophylla* nel 2013. Le aree in grigio rappresentano le concessioni degli allevamenti di vongole.

**Tab. II.** Tassi giornalieri di crescita massimi di *Ulva* e *Gracilaria* determinati con incubazioni in gabbie sospese nella colonna d'acqua nella Sacca di Goro. Dati da Viaroli *et al.* (1996, 2005) e dati non pubblicati. Per ogni data sono riportati i valori medi e le deviazioni standard (d.s.) di cinque repliche.

anno	periodo	<i>Ulva rigida</i>		<i>Gracilaria verrucosa</i>	
		tasso di crescita (% d <sup>-1</sup> ) media	d.s.	tasso di crescita (% d <sup>-1</sup> ) media	d.s.
1994	Maggio	8,21	1,20		
1995	Luglio	10,93	0,83	2,80	3,59
1997	Aprile	15,45	4,68		
1998	Aprile	11,73	1,25		

### Stima della biomassa potenzialmente utilizzabile per la conversione in biogas

La biomassa macroalgale potenzialmente disponibile per la digestione anaerobica è stata valutata con i modelli elaborati da De Leo *et al.* (2002) e Cellina *et al.* (2002; 2003) per ottimizzare la raccolta di *Ulva* nella Sacca di Goro. Questi modelli valutano la soglia di sicurezza oltre la quale è bene raccogliere *Ulva*, minimizzando così il rischio di collasso dei letti algali, con conseguente crisi distrofica, e i costi di raccolta e smaltimento della biomassa. Entrambi i modelli indicano in 100 g m<sup>-2</sup> (come biomassa secca) il valore soglia da non superare per avere un rapporto costi benefici ottimale. In particolare, il modello di Cellina *et al.* (2002) propone una valutazione costi/benefici della decisione di raccogliere le biomasse macroalgali per prevenire il rischio della crisi distrofica. A partire da biomasse di 50 g m<sup>-2</sup> (come peso secco), la raccolta meccanica con i battelli in uso nella sacca richiede uno sforzo di 1 battello per 1,25 km<sup>2</sup> in una superficie che è pari a quella abitualmente occupata dalle macroalghe nel momento di massimo sviluppo (circa il 50% della superficie della sacca). Nell'ipotesi di sfruttare la biomassa raccolta per la produzione di biogas, i costi di smaltimento non rappresenterebbero più un problema, ma resta la necessità di raccogliere la biomassa a densità inferiori a 100 g m<sup>-2</sup> che garantiscano la prevenzione della crisi anossica. Pertanto, è possibile calcolare, sia pure con ampi margini di incertezza, la biomassa che può essere potenzialmente raccolta per la produzione di biogas. Il calcolo è stato fatto sulla base delle seguenti assunzioni: 1) i battelli raccolgono le macroalghe quando la densità è compresa tra 50 e 100 g m<sup>-2</sup> come peso secco; 2) l'area interessata varia tra 6,5 e 13 km<sup>2</sup>; 3) la copertura macroalgale, nell'area interessata, varia tra il 50 e il 100%; 4) il rapporto peso secco/peso fresco è 1/10. Nella tabella III sono riportate le tonnellate di peso fresco raccolte che si ottengono dalle possibili combinazioni di questi fattori. I valori così ottenuti rappresentano la biomassa presente sulla superficie lagunare ad un dato momento. Questi valori rappresentano la massima quantità di biomassa utilizzabile nell'ipotesi che la raccolta sia effettuata tutta nello stesso giorno. Si tratta ovviamente di un'ipotesi non realistica, in quanto l'attività dei battelli è possibile solo nelle ore di luce e con marea medio-alta, per cui gli interventi sono ripetuti in più giorni e/o settimane. In tal caso la biomassa raccolta aumenta in quanto la biomassa residua continua a crescere. I valori così calcolati rappresentano pertanto un limite inferiore delle quantità che sono potenzialmente disponibili.

Considerando i vari scenari riportati nella tabella III, si può notare come i valori più frequenti sono compre-

si tra 3.250 e 6.500 t di peso fresco, con un picco di 13.000 t. I dati simulati con i modelli sono coerenti con i valori di biomassa effettivamente raccolti in occasione delle fioriture algali (Tab. IV). Tali valori possono ragionevolmente rappresentare la quantità minima disponibile nel caso di fioriture di *Ulva*. Si può pertanto ritenere che con la gestione corrente della sacca si potrebbero rendere disponibili fino a circa 10.000 t di biomassa algale fresca per un periodo di circa due mesi l'anno, a grandi linee tra aprile e giugno.

La simulazione della raccolta è stata fatta imponendo la condizione che si debba iniziare l'intervento prima di arrivare a densità superiori a 100 g m<sup>-2</sup>. Nel caso in cui si volesse aumentare la quantità di biomassa da avviare alla digestione anaerobica basterebbe alzare la soglia a 150-200 g m<sup>-2</sup>. Si deve tuttavia considerare che, se è vero che nella Sacca di Goro sono state osservate densità macroalgali anche maggiori di 300 g m<sup>-2</sup> ben prima dell'insorgenza delle crisi

**Tab. III.** Previsione del raccolto annuale di biomasse algali sulla base dei modelli di De Leo *et al.* (2002) e Cellina *et al.* (2002; 2003).

Densità (peso secco)	Biomassa totale raccolta (t peso fresco) Superficie	Copertura	
		50%	100%
50 g m <sup>-2</sup>	6,5 km <sup>2</sup>	1625	3250
	13 km <sup>2</sup>	3250	6500
100 g m <sup>-2</sup>	6,5 km <sup>2</sup>	3250	6500
	13 km <sup>2</sup>	6500	13000

**Tab. IV.** Dati relativi alla quantità di biomassa di *Ulva* raccolta nella Sacca di Goro dal 1991 al 2010 (dati Provincia di Ferrara) e alla corrispondente produzione potenziale di metano, assumendo un contenuto di solidi volatili pari al 75% del peso secco.

	raccolto biomassa fresca (t)	prod. potenziale di metano (m <sup>3</sup> ·10 <sup>3</sup> )	
		min	max
1991	1100	30	40
1997	3200	80	130
1998	12000	290	490
1999	4500	110	180
2001	3000	70	120
2004	500	10	20
2005	6000	140	240
2006	1650	40	80
2007	6000	140	240
2008	5000	120	200
2009	4000	100	160
2010	3000	700	120

anossiche (es. 1992 e 1997, Fig. 1), in altri anni le crisi si sono verificate con biomasse non superiori ai 200 g dw m<sup>-2</sup> (1991, 1994, 1995). La raccomandazione di rispettare la soglia dei 100 g dw m<sup>-2</sup>, e se possibile iniziare la raccolta a biomasse addirittura inferiori, riveste quindi una fondamentale importanza per evitare l'insorgenza delle crisi anossiche (Cellina *et al.*, 2003).

È importante osservare che questo tipo di raccolta è fortemente stagionale e che avviene necessariamente in un arco di tempo breve, in modo da ridurre al minimo il rischio che le biomasse vadano incontro a decomposizione causando l'anossia. Nell'ipotesi quindi che le biomasse riportate nella tabella III rappresentino il totale annuale, esse corrispondono a una resa annuale di 2,5 – 10 t ha<sup>-1</sup> di sostanza fresca (pari a circa 0,25 – 1 t ha<sup>-1</sup> di sostanza secca). Questi valori sono nettamente inferiori alle rese per ettaro di colture per le produzioni bioenergetiche o degli scarti di altre coltivazioni vegetali (Bruhn *et al.*, 2011). Si stima che agli inizi di giugno 1997, poco prima del verificarsi della crisi distrofica, fossero presenti in circa la metà della superficie lagunare da 50.000 a 70.000 tonnellate di biomassa fresca, che dall'inizio degli studi nella Sacca di Goro rappresentano il probabile limite massimo raggiunto dallo standing crop di *Ulva* (Fig. 1, Viaroli *et al.*, 2006). In questo caso, la resa annuale di circa 4-6 t ha<sup>-1</sup> di sostanza secca, è di gran lunga inferiore alle rese delle coltivazioni di *Ulva* e *Gracilaria* che possono variare da 27 a 88 t ha<sup>-1</sup> come sostanza secca (Bruhn *et al.*, 2011).

### Composizione elementare di *Ulva* e *Gracilaria*

Nella tabella V è riportato il contenuto medio di carbonio, azoto, fosforo e sostanza organica di *Ulva* e *Gracilaria* raccolte nella Sacca di Goro tra il 1989 e il 1998 in occasione di campionamenti e campagne sperimentali. Dato l'elevato numero di campioni analizzati, in particolare per *Ulva*, i valori riportati possono essere considerati rappresentativi della composizione media, nonché dell'intervallo di variazione, delle macroalghe della laguna.

La composizione elementare dei talli delle macroalghe presenta variazioni stagionali più o meno ampie, a seconda dell'elemento considerato. Il contenuto medio di carbonio è attorno al 30 % del peso secco per entrambe le macroalghe e non presenta variazioni stagionali significative, fatta eccezione per i valori minimi osservati durante le fasi di collasso della biomassa al termine della stagione di crescita. Azoto e fosforo presentano invece una più marcata variabilità. In particolare, *Ulva* ha un contenuto massimo di azoto totale del 4-5 % in inverno, quando la disponibilità in acqua di azoto inorganico disciolto è massima e i tassi di crescita sono limitati dalle condizioni sfavorevoli di luce e temperatura (Viaroli *et al.*, 2005). Contenuti elevati di azoto totale indicano in genere un alto contenuto proteico, ma *Ulva* è in grado di accumulare azoto anche in forma nitrica fino a raggiungere il 15 % dell'azoto totale (Naldi e Viaroli, 2002). Le riserve di nitrato si esauriscono nella tarda primavera, quando la crescita è massima e la disponibilità di azoto nitrico nell'acqua è pressoché nulla.

**Tab. V.** Valori minimi, massimi, mediani e medi del contenuto di carbonio, azoto, fosforo, ceneri e di alcuni metalli in campioni di *Ulva* e *Gracilaria* raccolti in Sacca di Goro dal 1991 al 1997. Tutti valori sono espressi come % o µg/g di sostanza secca. d.s. = deviazione standard; n = numero di campioni analizzati; n.r. = non rilevabile.

	%C	%N	%P	% ceneri	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Cr (µg/g)	Ni (µg/g)	Pb (µg/g)	Cd (µg/g)
<b><i>Ulva</i></b>												
min	21,15	1,50	0,08	14,59	268	40	0,06	15,40	0,64	3,89	0,40	0,06
max	36,00	5,05	0,43	45,85	7026	4541	23,66	269,20	27,80	27,90	13,00	0,62
mediana	30,25	3,22	0,19	23,16	963	426	3,91	70,60	3,50	14,60	3,50	0,12
media	29,61	3,17	0,21	24,37	1479	681	6,96	92,83	5,76	14,31	3,84	0,17
d.s.	3,18	0,66	0,08	5,71	1524	862	7,96	68,01	6,26	6,18	3,37	0,16
n	97	108	109	109	34	34	20	32	22	22	21	10
<b><i>Gracilaria</i></b>												
min	26,58	2,85	0,09	17,60	204	49	4,42	29,30	0,51	3,34	0,20	n.r.
max	34,39	4,51	0,43	41,80	3497	14384	17,30	185,70	10,80	29,30	13,00	n.r.
mediana	30,75	3,34	0,26	25,73	1295	3996	9,48	52,80	2,70	12,28	8,50	n.r.
media	30,57	3,57	0,25	26,86	1536	3745	9,42	65,05	3,75	13,88	7,27	n.r.
d.s.	1,96	0,50	0,08	6,66	923	3326	3,87	40,31	2,71	6,51	4,81	
n	27	27	32	21	21	21	21	21	21	21	18	

Entrambe le macroalghe hanno un contenuto medio di ceneri compreso tra il 24 e il 27%, con massimi fino al 40-45%. Anche il contenuto di metalli può essere elevato, in particolare quello di Fe e Mn in *Gracilaria* (Tab. V).

Il contenuto di carboidrati, proteine e lipidi di *Ulva* e *Gracilaria* può variare per l'effetto delle condizioni di crescita (intensità della radiazione luminosa, disponibilità di azoto e fosforo). In letteratura sono disponibili numerosi dati sui contenuti elementari e macromolecolari delle macroalghe, ma raramente sono presentati database completi accompagnati da dati ambientali di contorno quali temperatura dell'acqua, nutrienti disciolti, biomassa presente (importante per dedurre il grado di auto ombreggiamento e quindi di limitazione della fotosintesi). I dati relativi ad alcune specie di *Ulva* sono riportati nella tabella VI.

Mentre il contenuto di lipidi raramente supera il 5% del peso secco, il contenuto di carboidrati è più importante e generalmente compreso tra il 20 e il 30% del peso secco (Peña-Rodríguez *et al.*, 2011; Satpati e Pal, 2011; Yaich *et al.*, 2011). Tra i carboidrati, in *Ulva* una frazione importante è rappresentata dall'ulvano, un polisaccaride della parete cellulare ad elevato contenuto di zolfo (Robic *et al.*, 2009).

*Ulva* e *Gracilaria* possono dare una resa in metano compresa tra 160 e 400 m<sup>3</sup> t<sup>-1</sup> di solidi volatili (Tab. VII). *Gracilaria* ha una resa maggiore di *Ulva*. Sulla

**Tab. VI.** Contenuto di proteine, lipidi, ceneri e zuccheri in specie del genere *Ulva* (Briand e Morand, 1997)

<i>Ulva</i>		Composiz. degli zuccheri di <i>Ulva</i> (%)	
Proteine (%)	10-17	ramnosio	36-41
Lipidi (%)	1,8-3,5	acidi uronici	19-21
Zuccheri (%)	41-61	xylosio	7-9
Ceneri (%)	17-35	glucosio	10-16
Zolfo (%)	3-4	galattosio	3-4

**Tab. VII.** Resa in biomassa e in biogas di *Ulva* e *Gracilaria* (Bruhn *et al.*, 2011) e di alcune delle più comuni colture bioenergetiche (Braun *et al.*, 2010). La biomassa è espressa come sostanza secca con un contenuto medio di solido volatile del 75%.

	Resa in biomassa t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	Resa in metano m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> di biomassa (come solido volatile)
<i>Ulva</i>	45-74	160-270
<i>Gracilaria</i>	40-87	280-460
Mais	40-50	210-450
Orzo	12-24	350-660
Paglia	7-13	240-320

base dei dati di letteratura possiamo quindi concludere che le macroalghe presenti nella Sacca di Goro sono potenzialmente idonee alla produzione di biogas e che possono dare rese confrontabili con le principali colture da bioenergetiche. Occorre però precisare che gli studi fin qui condotti hanno riguardato macroalghe appositamente coltivate per la produzione di energia (Bruhn *et al.*, 2011). L'impiego delle biomasse derivanti da fioriture macroalgali non presenta problemi di idoneità per la digestione anaerobica (Briand e Morand, 1997; Morand e Briand, 1999), ma piuttosto è reso difficile dalla gestione (disponibilità, raccolta e trattamento) delle biomasse prodotte in condizioni non controllate.

Sulla base delle rese stimate da Braun (2007) e da Bruhn *et al.* (2011) è stata fatta una valutazione della produzione potenziale di biogas a partire dalle quantità di biomassa di *Ulva* effettivamente raccolta in laguna tra il 1991 e il 2010: si osserva una grande variabilità con un minimo di 10.000 m<sup>3</sup> ed un massimo di circa 490.000 m<sup>3</sup> (Tab. IV).

#### CONSIDERAZIONI DI SINTESI: POTENZIALITÀ DELLA DIGESTIONE ANAEROBICA DELLE BIOMASSE MACROALGALI DELLA SACCA DI GORO

Nella Sacca di Goro, le frequenti fioriture macroalgali costituiscono un grave rischio per gli allevamenti di vongole. I danni maggiori sono causati dalle crisi anossiche che accompagnano il collasso e la decomposizione dei letti macroalgali. Danni non marginali possono derivare anche dalla deposizione di spessi strati di macroalghe sui banchi dei molluschi allevati.

La crescita e la diffusione incontrollata delle macroalghe dipende in larga misura dalla disponibilità di azoto e fosforo, per cui la soluzione del problema richiede interventi preventivi, sulle sorgenti di questi nutrienti.

In occasione delle fioriture macroalgali, al fine di ridurre l'impatto, sono necessari interventi di rimozione delle biomasse prodotte. La raccolta delle alghe presenta anzitutto problemi tecnici, dovuti alla disponibilità di mezzi adatti ad operare in fondali poco profondi. I problemi maggiori sono però costituiti dai costi, in particolare da quelli che coprono le spese di trasporto e smaltimento del materiale raccolto. Tali oneri possono compromettere la sostenibilità economica dell'allevamento dei molluschi che rappresenta uno dei cardini dell'economia locale.

La possibilità di trovare un impiego produttivo delle biomasse macroalgali rappresenta pertanto una grande opportunità per ridurre i costi e, nel contempo, può contribuire alla sostenibilità complessiva della gestione dell'ecosistema lagunare.

In considerazione della composizione delle biomasse prodotte, che in genere sono costituite da più specie, e del possibile accumulo di metalli e sostanze chimiche di sintesi sono stati esclusi gli usi che prevedono l'estrazione di sostanze da destinare alle industrie alimentare e farmaceutica. L'impiego agronomico come ammendante è stato escluso in ragione della salinità del materiale raccolto. È stato pertanto considerato il solo uso energetico per la produzione di biogas.

Le valutazioni generali delle potenzialità e dei limiti di questa opzione sono già stati richiamati nella tabella I.

L'analisi dei dati disponibili per la Sacca di Goro ha dimostrato che le biomasse algali sono generalmente disponibili per un breve periodo di tempo, in genere da aprile a giugno. Osservazioni e indagini recenti hanno però dimostrato che la specie invasiva *G. vermiculophylla*, presente in sacca da circa cinque anni, tende a persistere più a lungo, soprattutto nella parte più orientale (Valle di Gorino). In tutti i casi, ad una prima valutazione sia su base modellistica che con riferimento ai dati della raccolta effettiva svolta dal 1991 ad oggi, potrebbe essere mediamente garantita una disponibilità di 3.000-6.000 t di biomassa fresca in un arco di tempo di circa tre mesi.

Il materiale algale presenta caratteristiche chimiche e biochimiche che ne dimostrano l'idoneità per l'uso proposto, con un limite, già rilevato nella letteratura internazionale, dovuto all'alto contenuto di ceneri e di zolfo. Questo materiale è inoltre ricco d'acqua e non è pertanto idoneo allo stoccaggio. Prove preliminari di conservazione in cumuli delle biomasse appena raccolte e lavate hanno evidenziato la tendenza alla putrefa-

zione che è, tra l'altro, accompagnata dalla perdita di circa il 50% dei carboidrati.

Le biomasse macroalgali raccolte con mezzi meccanici sono frammiste a quantità spesso significative di sedimento che determina un netto aumento del contenuto di ceneri. Prima dell'uso le biomasse vanno dunque lavate per rimuovere il detrito inorganico, con possibili costi aggiuntivi.

In ultima analisi, in considerazione della disponibilità temporale e della qualità, le biomasse derivanti dalle fioriture macroalgali nella Sacca di Goro possono essere impiegate in co-generazione, miscelate con altri materiali disponibili in loco: sottoprodotti agricoli e della pesca, materiale vegetale da sfalcio, deiezioni animali (es. pollina). Su questi aspetti sono in corso prove pilota per verificare la resa di diverse miscele.

Più in generale, anche un impiego parziale delle biomasse raccolte ha un notevole valore euristico in quanto ha l'obiettivo di promuovere una gestione integrata del sistema lagunare e del territorio circostante. In prospettiva, si potrebbe addirittura ipotizzare di gestire le biomasse macroalgali per ridurre il carico dei nutrienti che arrivano alla laguna, sfruttando l'approccio delle poli-culture o, entro certi limiti, dei sistemi estensivi di fitodepurazione.

#### RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto *SEA-R, Energia sostenibile nelle Regioni dell'Adriatico: Conoscenza per investire*, progetto europeo realizzato nell'ambito del programma di cooperazione transfrontaliera IPA Adriatico e coordinato dalla Provincia di Ferrara.

#### BIBLIOGRAFIA

- Abbiati M., Mistri M., Bartoli M., Ceccherelli V.U., Colanigelo M.A., Ferrari C.R., Giordani G., Munari C., Nizzoli D., Ponti M., Rossi R., Viaroli P., 2010. Tradeoff between conservation and exploitation of the transitional water ecosystems of the Northern Adriatic Sea. *Chemistry and Ecology* **26**: 105-119.
- Abreu M.H., Pereira R., Yarish C., Buschmann A.H., Sousa-Pinto I., 2011. IMTA with *Gracilaria vermiculophylla*: Productivity and nutrient removal performance of the seaweed in a land-based pilot scale system. *Aquaculture* **312**: 77-87.
- Bartoli M., Nizzoli D., Viaroli P., Turolla E., Castaldelli G., Fano A.E., Rossi R., 2001. Impact of *Tapes philippinarum* farming on nutrient dynamics and benthic respiration in the Sacca di Goro. *Hydrobiologia* **455**: 203-212.
- Bartoli M., Naldi M., Nizzoli D., Roubaix V., Viaroli P., 2003. Influence of clam farming on macroalgal growth: a mesocosm experiment. *Chemistry and Ecology* **19**: 147-160.
- Bird K.T., Chynoweth D.P., Jerger D.E., 1990. Effects of marine algal proximate composition on methane yields. *Journal of Applied Phycology* **2**: 207-213.
- Braun R., 2007. Anaerobic digestion – A multi faceted process for energy, environmental management and rural development. In: Ranalli P. (Ed.) *Improvement of crop plants for industrial end users*. Springer, Dordrecht: 335-416.
- Braun R., Weiland P., Wellinger A., 2010. *Biogas from energy crop digestion*. IEA Bioenergy. <http://www.iea-biogas.net/>

- files/daten-redaktion/download/energycrop\_def\_Low\_Res.pdf
- Briand X., Morand P., 1997. Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 1. Relationship between *Ulva* composition and methanisation. *Journal of Applied Phycology* **9**: 511-524.
- Bruhn A., Dahl J., Nielsen H.B., Nikolaisen L., Rasmussen M.B., Markager S., Olesen B., Arias C., Jensen P.D., 2011. Bioenergy potential of *Ulva lactuca*: Biomass yield, methane production and combustion. *Bioresource Technology* **102**: 2595-2604.
- Cecchi F., Vallini G., Pavan P., Bassetti A., Mata-Alvarez J., 1993. Management of macroalgae from Venice lagoon through anaerobic co-digestion and co-composting with municipal solid waste (MSW). *Water Science and Technology* **27**: 159-168.
- Cellina F., De Leo G.A., Bartoli M., Viaroli P., 2002. The control of algal bloom damages to clam yield in a North Adriatic coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Proceedings of the Conference iEMSs 2002*, Lugano, Switzerland, vol. 3: 479-484.
- Cellina F., De Leo G.A., Rizzoli A.E., Viaroli P., Bartoli M., 2003. Economic modelling as a tool to support macroalgal bloom management: a case study (Sacca di Goro, Po river delta). *Oceanologica Acta* **26**: 139-147.
- Costa J.C., Gonçalves P.R., Nobre A., Alves M.M., 2012. Biomethanation potential of macroalgae *Ulva* spp. and *Gracilaria* spp. and in co-digestion with waste activated sludge. *Bioresource Technology* **114**: 320-326.
- De Leo G.A., Bartoli M., Naldi M., Viaroli P., 2002. A first generation stochastic bioeconomic analysis of algal bloom control in a coastal lagoon (Sacca of Goro, Po river Delta). *Marine Ecology* **23**: 92-100.
- Habig C., DeBusk T.A., Ryther J.H., 1984. The effect of nitrogen content on methane production by the marine algae *Gracilaria tikvahiae* and *Ulva* sp. *Biomass* **4**: 239-251.
- Matsui T., Koike Y., 2010. Methane fermentation of a mixture of seaweed and milk at a pilot-scale plant. *Journal of Bioscience and Bioengineering* **110**: 558-563.
- Migliore G., Alisi C., Sprocati A.R., Massi E., Ciccoli R., Lenzi M., Wang A., Cremisini C., 2012. Anaerobic digestion of macroalgal biomass and sediments sourced from the Orbetello lagoon, Italy. *Biomass and Bioenergy* **42**: 69-77.
- Mocenni C., Casini M., Paoletti S., Giordani G., Viaroli P., Zaldivar J.M., 2009. A decision support system for the management of the Sacca di Goro (Italy). In Marcomini A., G.W. Suter, Critto A. (eds), *Decision support systems for risk-based management of contaminated sites*. Springer, New York: 399-422.
- Morand P., Briand X., 1999. Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 2. Study of *Ulva* degradation and methanisation of liquefaction juices. *Journal of Applied Phycology* **11**: 165-177.
- Naldi M., Viaroli P., 2002. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Italy) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **269**: 65-83.
- Naldi M., Viaroli P., 2012. Indications of multi-nutrient growth limitation in the blooming macroalga *Ulva rigida* C. Agardh. *Cahiers de Biologie Marine* **53**: 397-402.
- Nejrup L.B., Pedersen M.F., 2010. Growth and biomass development of the introduced red alga *Gracilaria vermiculophylla* is unaffected by nutrient limitation and grazing. *Aquatic Biology* **10**: 249-259.
- Nielsen H.B., Heiske S., 2011. Anaerobic digestion of macroalgae: methane potentials, pre-treatment, inhibition and co-digestion. *Water Science and Technology* **64**: 1723-1729.
- Nielsen M.M., Bruhn A., Rasmussen M.B., Olesen B., Larsen M.M., Møller H.B., 2012 Cultivation of *Ulva lactuca* with manure for simultaneous bioremediation and biomass production. *Journal of Applied Phycology* **24**: 449-458.
- Nizzoli D., Bartoli M., Viaroli P., 2007. Nitrogen and phosphorus budgets during a farming cycle of the bivalve *Ruditapes philippinarum*. *Hydrobiologia* **587**: 25-36.
- Park S., Li Y., 2012. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. *Bioresource Technology* **111**: 42-48.
- Peña-Rodríguez A., Mawhinney T.P., Ricque-Marie D., Cruz-Suárez L.E., 2011. Chemical composition of cultivated seaweed *Ulva clathrata* (Roth) C. Agardh. *Food Chemistry* **129**: 491-498.
- Peu P., Sassi J.F., Girault R., Picard S., Saint-Cast P., Béline F., Dabert P., 2011. Sulphur fate and anaerobic biodegradation potential during co-digestion of seaweed biomass (*Ulva* sp.) with pig slurry. *Bioresource Technology* **102**: 10794-10802.
- Robic A., Rondeau-Mouro C., Sassi J-F., Lerat Y., Lahaye M., 2009. Structure and interactions of ulvan in the cell wall of the marine green algae *Ulva rotundata* (Ulvales, Chlorophyceae). *Carbohydrate Polymers* **77**: 206-216.
- Ryther J.H., Debusk T.A., Blakeslee M., 1984. Cultivation and conversion of marine macroalgae. (*Gracilaria* and *Ulva*). In: *SERI/STR-231-2360*, pp. 1-88.
- Satpati G.G., Pal R., 2011. Biochemical composition and lipid characterization of marine green alga *Ulva rigida* – a nutritional approach. *Journal of Algal Biomass Utilization* **2**: 10-13.
- Sfriso A., Facca C., 2007. Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia* **577**: 71-85.
- Sfriso A., Maistro S., Andreoli C., Moro I., 2010. First record of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta) in the Po Delta lagoons, Mediterranean Sea (Italy). *Journal of Phycology*, **46**: 1024-1027.
- Sfriso A., Wolf M. A., Maistro S., Sciuto K., Moro I., 2012. Spreading and autoecology of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta) in the lagoons of the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **114**: 192-198.
- Viaroli P., Naldi M., Bondavalli C., Bencivelli S., 1996. Growth of the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro lagoon (Northern Italy). *Hydrobiologia* **329**: 93-103.

- Viaroli P., Bartoli M., Azzoni R., Giordani G., Mucchino C., Naldi M., Nizzoli D., Tajé L., 2005. Nutrient and iron limitation to *Ulva* blooms in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Hydrobiologia* **550**: 57-71.
- Viaroli P., Giordani G., Bartoli M., Naldi M., Azzoni R., Nizzoli D., Ferrari I., Zaldívar J.M., Bencivelli S., Castaldelli G., Fano E.A., 2006. The Sacca di Goro lagoon and an arm of the Po River. In: P.J. Wangersky (Ed.) *The handbook of environmental chemistry* Volume 5, Part H Estuaries. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 197-232.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Nizzoli D., 2010. Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology* **1**: 271-293.
- Weinberger F., Buchholz B., Karez R., Wahl M., 2008. The invasive red alga *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. *Aquatic Biology* **3**: 251-264.
- Wei N., Quarterman J., Jin Y.-S., 2013. Marine macroalgae: an untapped resource for producing fuels and chemicals. *Trends in Biotechnology* **31**: 70-77.
- Yaich H., Garna H., Besbes S., Paquot M., Blecker C., Attia H., 2011. Chemical composition and functional properties of *Ulva lactuca* seaweed collected in Tunisia. *Food Chemistry* **128**: 895-901.

## **Definizione dello stato ecologico secondo il D.M. 260/2010 in due fiumi di pianura (Adda e Ticino) interessati dal Deflusso Minimo Vitale**

**Francesca Salmaso<sup>1\*</sup>, Silvia Quadroni<sup>1</sup>, Andrea Romanò<sup>2</sup>,  
Stefania Compare<sup>2</sup>, Gaetano Gentili<sup>2</sup>, Giuseppe Crosa<sup>1</sup>**

*1 Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell'Insubria, Via JH Dunant, 3 – 21100 Varese*

*2 GRAIA srl - Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Via Repubblica, 1 – 21020 Varano Borghi (VA)*

*\* Referente per la corrispondenza: francesca.salmaso@uninsubria.it*

*Pervenuto il 24.9.2013; accettato il 8.10.2013*

### **Riassunto**

La Direttiva Quadro sulle Acque ha introdotto un nuovo approccio di tipo ecosistemico per la valutazione e la classificazione della qualità dei corsi d'acqua, basato sull'analisi della struttura tassonomica delle loro principali comunità biologiche. Tale approccio ha posto gli Stati Membri di fronte alla necessità di elaborare dei metodi di analisi e degli indici biologici idonei a giudicare lo stato dei singoli bioindicatori. Per quanto riguarda l'Italia il nuovo sistema di monitoraggio, riportato nel D.M. 260/2010, presenta tuttora delle criticità sia di carattere operativo che interpretativo. Nonostante queste criticità, ad oggi risulta il principale riferimento tecnico-normativo nazionale anche per la valutazione sperimentale dei Deflussi Minimi Vitali (DMV) definiti a livello regionale.

In tale contesto si inserisce questo lavoro, in cui sono presentati e discussi i risultati di un'indagine triennale effettuata su due grandi fiumi di pianura, Adda e Ticino sublacuali, nell'ambito di due progetti di sperimentazione del DMV. Lo studio condotto ha consentito un'analisi delle criticità tecniche e scientifiche delle metodiche nazionali di monitoraggio dei corsi d'acqua e delle conseguenti difficoltà di interpretazione dei risultati. Il commento ai dati relativi alle sperimentazioni si pone anche l'obiettivo di testimoniare scientificamente una fase del processo di implementazione delle Direttive europee in tema di gestione dei corpi idrici che, nel prossimo futuro, vedrà ulteriori sviluppi in seguito all'introduzione del concetto di flusso ecologico.

PAROLE CHIAVE: WFD / fiumi di pianura / DMV / stato ecologico / monitoraggio

### **Ecological status definition according to D.M. 260/2010 in two lowland rivers (Adda and Ticino) characterized by minimum flow**

The Water Framework Directive has introduced a new ecosystem approach for the evaluation and classification of watercourses quality, based on the taxonomic structure analysis of main lotic communities. This approach has forced the Member States to urgently develop analytical methods and biological indices suitable for evaluating the status of each bioindicator. Referring to Italy, the new monitoring system, reported in D.M. 260/2010, still shows some criticisms, both of operational and interpretative character. Nevertheless, today it represents the most important national technical-normative reference also for the experimental evaluation of minimum flows defined at regional scale.

In this context this paper shows and discusses the results of a three years survey carried out in two large lowland rivers, Adda and Ticino, within two projects dealing with the minimum flow experimentation. This study allowed a critical analysis of the national watercourses monitoring methods and of the consequent problems concerning the results interpretation. Comments about minimum flow experimentations also aim to scientifically report one step of the implementation process of the European Directives about waterbodies management, that, in the near future, will be involved in further developments following the introduction of the environmental flow concept.

KEY WORDS: WFD / lowland rivers / minimum flow / ecological status / monitoring

## INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE, WFD – Water Framework Directive) ha portato sostanziali cambiamenti nei criteri di monitoraggio e classificazione della qualità dei corpi idrici superficiali e, con l'introduzione del concetto di stato ecologico, la semplice valutazione chimica della matrice acquosa è stata superata da un approccio ecosistemico.

In questa ottica, nella determinazione dello stato ecologico degli ambienti fluviali è stato dato particolare rilievo alla valutazione delle quattro principali componenti biologiche: 1) diatomee, 2) macrofite, 3) fauna macrobentonica e 4) fauna ittica. Il raggiungimento dell'obiettivo finale di un buono stato ecologico (GES – Good Ecological Status) previsto dalla Direttiva per tutti i corsi d'acqua è vincolato quindi all'analisi di tali componenti biologiche, la cui qualità deve essere espressa come Rapporto di Qualità Ecologica (RQE), ossia come scostamento della comunità campionata da una condizione di riferimento imperturbata.

Questa concezione ha portato alla ricerca di specifici indici per l'analisi delle comunità biologiche, che sono stati definiti dai singoli Stati Membri ed intercalibrati a livello europeo.

Come evidenziato da diversi Autori in ambito nazionale e internazionale (Rossi, 2010; Hering *et al.*, 2010), le nuove modalità di monitoraggio ambientale, introdotte in Italia con il D. Lgs. 152/2006 e il D.M. 260/2010, hanno presentato e presentano tuttora alcune difficoltà di applicazione, soprattutto per le comunità il cui studio non ha una lunga tradizione. Queste criticità, che portano in ultima analisi ad una difficoltà nella lettura del contenuto informativo dei risultati delle attività di monitoraggio, nascono sostanzialmente dal fatto che la maggior parte degli indici biologici adottati è carente di un chiaro significato ecologico per diverse ragioni: campionamenti non esaustivi dei diversi tipi di habitat presenti (per alcuni le acque marginali non sono considerate), classificazioni operate su base tassonomica piuttosto che funzionale, fattori di correlazione piuttosto che causali (Moss, 2008; Demars *et al.*, 2012a). È inoltre da segnalare l'inabilità di molti indici a discriminare tra diverse pressioni antropiche o tra queste e condizioni naturali limitanti; a titolo di esempio, indici basati sulle macrofite tendono a riflettere variazioni in parametri come l'alcalinità delle acque piuttosto che la presenza di nutrienti (N e P) (Demars e Thiebaut, 2008). Nonostante tali criticità, questi indici sono spesso utilizzati anche per l'analisi di specifici fattori perturbativi; ad esempio la loro applicazione è esplicitamente prevista nei progetti di studio per la definizione sperimentale dei Deflussi Minimi Vitali (DMV) a livello locale. Se dunque l'impianto di monitoraggio può e dovrà essere perfezionato in relazione

alle sue finalità di controllo dello stato ecologico complessivo dei corpi idrici, anche sulla base dell'esperienza acquisita durante questi primi anni di applicazione, a maggior ragione particolare attenzione deve essere posta quando l'attività di monitoraggio è finalizzata alla valutazione di specifici elementi perturbativi o di interventi di mitigazione degli stessi.

In relazione a queste premesse, il presente lavoro riporta le principali risultanze di due progetti che hanno avuto come oggetto la sperimentazione di potenziali DMV nei tratti sublacuali dei fiumi Adda e Ticino. È intenzione degli Autori presentare e commentare i risultati alla luce delle recenti considerazioni critiche emerse nel contesto scientifico internazionale. In particolare, i commenti sono rivolti a) in generale a verificare i possibili elementi di criticità nell'applicazione dei metodi di monitoraggio previsti dalla normativa in due contesti di particolare rilevanza naturalistica e produttiva e b) nello specifico a valutare quanto i risultati che emergono dall'applicazione degli strumenti di monitoraggio introdotti dal D.M. 260/2010 siano informativi sui reali effetti dell'alterazione delle portate naturali.

## MATERIALI E METODI

### Area di studio

I dati utilizzati per il presente studio sono stati raccolti in 11 stazioni lungo il corso sublacuale dei fiumi Adda e Ticino (Fig. 1).

Le stazioni di monitoraggio, per le quali si forniscono alcuni descrittori in tabella I, sono attribuibili a cinque differenti corpi idrici (definiti in base a quanto stabilito dalla WFD e recepito dal D.M. 131/2008) e sono caratterizzate da situazioni ambientali differenti, sia per le loro caratteristiche naturali che per gli impatti antropici a cui sono sottoposte. L'andamento delle portate è caratteristico del regime pluvio-nivale, con due periodi di morbida, uno primaverile e uno autunnale; entrambi i corsi d'acqua hanno una regolazione dei deflussi già poco dopo l'incile del lago dal quale si originano.

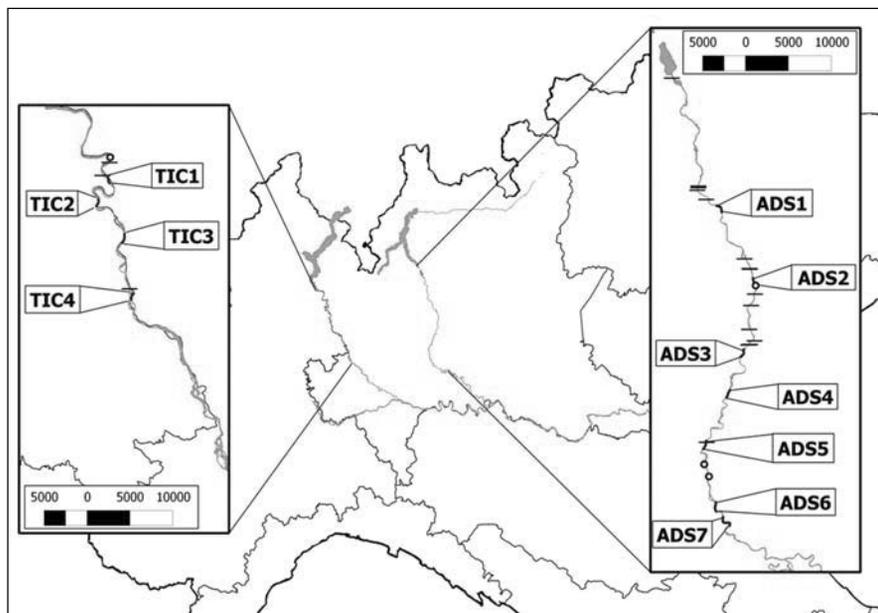
Il fiume Adda, nei suoi 48 km di corso tra la prima e l'ultima stazione di campionamento, attraversa una prima zona a carattere pedemontano (corrispondente alle stazioni ADS1 e ADS2), parzialmente in forra, con substrato a granulometria grossolana e morfologia molto variabile. In quest'area i carichi inquinanti in ingresso risultano limitati, mentre sono presenti ingenti derivazioni a scopo principalmente idroelettrico; tra le principali opere di derivazione sono da segnalare le dighe di Robbiate, di Paderno e di Concesa. L'andamento annuo delle portate in questo tratto è caratterizzato da periodi prolungati di presenza in alveo del solo DMV

che si manifestano generalmente dall'inverno alla fine della primavera.

Un secondo tratto, che si sviluppa nell'alta Pianura Padana (stazioni ADS3 e ADS4), è caratterizzato da substrato prevalentemente a ciottoli e dalla presenza di aree fortemente antropizzate. In questo tratto i prelievi idrici sono finalizzati sia all'irrigazione che alla produzione di energia idroelettrica ma, nonostante queste derivazioni, gli apporti di acqua dalla falda ed il rilascio da parte delle opere di derivazione di acqua a favore delle concessioni presenti più a valle, in alcune sezioni (ADS4) garantiscono la presenza in alveo di portate

superiori al DMV per quasi tutto l'anno. Da segnalare la presenza di importanti infrastrutture che incidono, oltre che sugli aspetti idrologici, anche sulle caratteristiche morfologiche: tra queste il "Traversino" (per la derivazione del canale Muzza) e le dighe di S. Anna e Rusca.

Nel tratto finale (ADS5, ADS6 e ADS7), la presenza di aree destinate all'agricoltura intensiva e alle attività zootecniche genera un carico inquinante diffuso che si somma a quello puntiforme dovuto ai reflui civili. Le derivazioni che interessano questo tratto sono principalmente a scopo irriguo (canale Vacchelli), quindi più



**Fig. 1.** Mappa delle 11 stazioni di monitoraggio sui fiumi Adda e Ticino. Oltre ai siti di campionamento, sono indicate le grandi derivazioni (linee orizzontali) e gli ingressi dei reflui provenienti dai principali depuratori (cerchi).

**Tab. I.** Caratterizzazione geografica delle 11 stazioni di monitoraggio dei fiumi Adda e Ticino.

corso d'acqua	codice stazione	comune	distanza dal lago (km)	codice corpo idrico
Adda	ADS1	Medolago (BG)	19	N00800110lo
	ADS2	Vaprio d'Adda (MI)	31	
	ADS3	Fara Gera d'Adda (BG)	38	
	ADS4	Rivolta d'Adda (CR)	47	N00800112lo
	ADS5	Comazzo (LO)	56	
	ADS6	Boffalora d'Adda (LO)	65	
	ADS7	Montanaso L. (LO)	67	
Ticino	TIC1	Somma Lombardo (VA)	16	N0080982ir
	TIC2	Vizzola Ticino (VA)	23	
	TIC3	Lonate Pozzolo (VA)	29	N0080983ir
	TIC4	Turbigo (MI)	54	

intense nel periodo estivo, durante il quale, tuttavia, la presenza del solo DMV in alveo è stata registrata generalmente per brevi periodi.

Per quanto riguarda il fiume Ticino, il tratto studiato è quasi interamente sotteso a un'unica sezione da cui si diramano più derivazioni (tra cui il canale Villorosi e il canale Industriale), che nel periodo di studio hanno determinato un andamento delle portate caratterizzato da lunghi periodi di solo DMV intervallati a periodi con portate superiori, spesso coincidenti con le morbide (TIC1, TIC2 e TIC3). La stazione TIC4 è localizzata a valle della derivazione a carico del Naviglio Langosco. Il territorio in cui sono inseriti i tratti di studio è caratterizzato prevalentemente da aree boscate. Si segnala tuttavia lo scarico del depuratore di Somma Lombardo, a monte della stazione TIC1.

Entrambi i tratti dei corsi d'acqua studiati sono oggetto di pesca dilettantistica, con conseguenti possibili alterazioni quali-quantitative della comunità ittica naturale dovute a prelievo alieutico, ripopolamenti e introduzione di specie esotiche.

Per entrambi i corsi d'acqua, l'intero tratto oggetto di studio ricade all'interno di aree protette; per quanto riguarda l'Adda: il Parco Adda Nord, il Parco Adda Sud, oltre ai Siti d'Importanza Comunitaria (SIC) *Boschi e Lanca di Comazzo* e *Spiagge Fluviali di Boffalora*; sul fiume Ticino: il Parco Lombardo della Valle del Ticino, il Parco Naturale Valle del Ticino, oltre alla *ZPS Boschi del Ticino*, ai SIC *Ansa di Castelnovate e Turbigaccio*, *Boschi di Castelletto e Lanca di Bernate* e al SIC e *ZPS Valle del Ticino*.

### Campionamenti e analisi dei dati

Durante gli anni 2010-2012 in tutte le stazioni localizzate in entrambi i fiumi sono stati raccolti mensilmente campioni d'acqua per le analisi chimico-fisiche, stagionalmente campioni di macroinvertebrati, all'inizio e alla fine dell'estate campioni di diatomee e macrofite; sono stati inoltre condotti annualmente rilievi della fauna ittica.

Per quanto riguarda le macrofite acquatiche e i pesci non è stato talvolta possibile condurre i campionamenti secondo le frequenze previste dal D.M. 260/2010 a causa delle elevate portate in alveo. Per le modalità di campionamento e analisi dei campioni sono stati applicati i protocolli APAT (2007).

Gli indici per la definizione dello stato ecologico sono stati calcolati in accordo con le indicazioni fornite nel D.M. 260/2010 (Mancini e Sollazzo, 2009; ANFOR, 2003; Minciardi *et al.*, 2009; Buffagni *et al.*, 2008; Zerunian *et al.*, 2009). Poiché i fiumi a valle dei grandi laghi sono ad oggi privi di specifici riferimenti relativi alle loro condizioni naturali, per il calcolo degli indici ICMi, IBMR e STAR\_ICMi sono stati utilizzati i

valori di riferimento generici relativi all'area geografica *Centrale*, macrotipo fluviale *C* (D.M. 260/2010) e per il calcolo dell'ISECI la lista faunistica relativa alla *Regione Padana*, zona zoogeografico-ecologica *II* (zona dei Ciprinidi a deposizione litofila) (Zerunian *et al.*, 2009).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

### Diatomee (ICMi)

Le comunità diatomiche rinvenute nei due corsi d'acqua hanno mostrato valori di ricchezza elevati ( $39 \pm 8$  specie nel fiume Adda,  $30 \pm 6$  nel fiume Ticino), tipici del tratto intermedio dei corsi d'acqua (Molloy, 1992). Le specie generalmente dominanti sono *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek Stoermer e *Mayamaea atomus* var *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot.

Il numero di specie, soprattutto nel fiume Adda, è risultato minore nei campioni raccolti in giugno-luglio ( $33 \pm 6$ ) rispetto a quelli di agosto-settembre ( $43 \pm 6$ ), probabilmente in relazione al maggiore sviluppo della comunità col protrarsi della stagione estiva e con l'allontanarsi dai periodi di morbida primaverili. Quest'aumento di ricchezza è accompagnato da un generale cambiamento della struttura tassonomica della comunità. Dai dati raccolti è emerso che, nei corsi d'acqua studiati, caratterizzati da una forte stagionalità dei regimi termici e idrologici, la struttura delle comunità differisce maggiormente tra campioni raccolti durante lo stesso anno in periodi differenti che tra campioni raccolti in anni differenti durante lo stesso periodo (Fig. 2a).

Nonostante il D.M. 260/2010 preveda l'esecuzione di più campionamenti durante l'anno per cogliere tali differenze e per descrivere con accuratezza le strutture delle comunità diatomiche, i valori dell'indice ICMi nei due periodi di campionamento non presentano una significativa variazione (Fig. 2b). Questo fatto, se da un lato garantisce l'indipendenza dell'indice da fattori di disturbo naturali, dall'altro può riflettere una bassa sensibilità del metodo a rilevare modifiche anche importanti della struttura tassonomica delle comunità dovute a una modifica del regime idraulico.

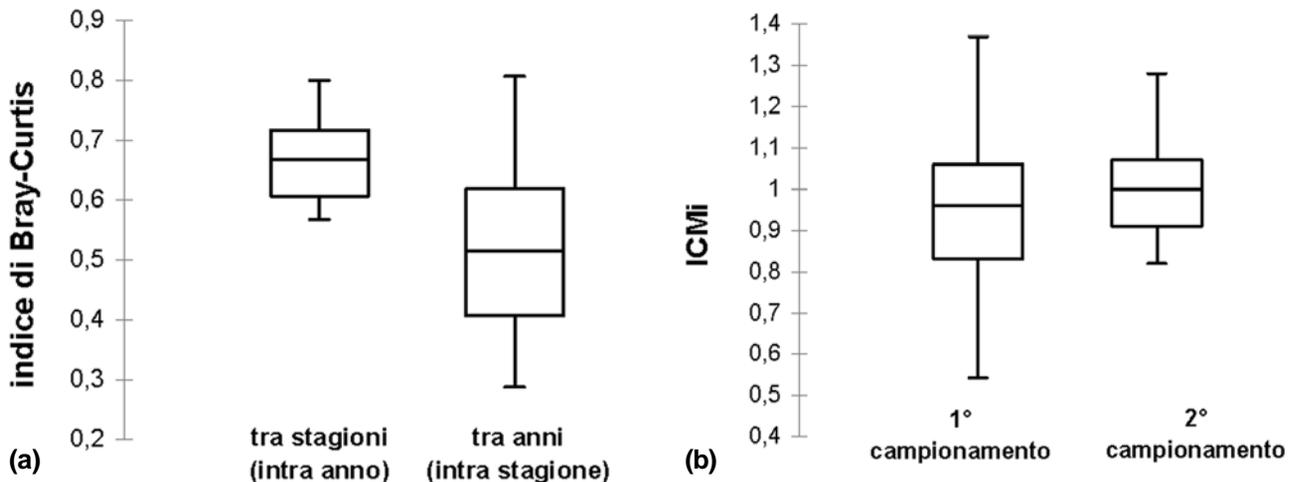
Ai fini di una corretta definizione dello stato dei corsi d'acqua è fondamentale l'adeguatezza al contesto locale delle liste floristiche utilizzate per il calcolo dell'indice. Nel presente studio sono state registrate 13 specie (Tab. II) non incluse nella lista floristica di riferimento (Mancini e Sollazzo, 2009). La presenza di una o più di queste specie è stata rinvenuta in diversi siti, talvolta anche con abbondanze rilevanti. Ad esempio nel tratto di fiume Adda poco a valle del Lago di

Como (ADS1) la presenza di *Cyclotella comensis* (Grunow), specie tipica di ambienti lentici (Marchetto e Bettinetti, 1995), è risultata abbondante, fino a rappresentare il 51% della comunità nell'agosto 2011. È evidente come la non inclusione di tale specie nel calcolo dell'indice ICMi in questo caso abbia portato a una valutazione parziale della reale condizione della comunità, in quanto non è stata considerata la specie dominante.

È pertanto auspicabile un adeguamento delle liste floristiche, integrando le informazioni mancanti con quelle presenti in letteratura e in banche dati come

quella predisposta all'interno del programma Omnidia (Lecointe *et al.*, 1993). Questa banca dati, infatti, sebbene di grande utilità, non rappresenta un riferimento attualmente previsto a livello normativo.

Premesse alcune criticità nella sua applicazione, l'indice ICMi ha portato alla definizione di uno stato elevato per le comunità diatomiche dei fiumi Adda e Ticino nell'80% dei casi. Con riferimento alla specificità di questa metrica a rilevare situazioni di alterata trofia delle acque, è da osservare che nell'Adda, nonostante la concentrazione dell'azoto totale ( $1,71 \pm 0,52$  mg/L) rispecchi uno stato generalmente eutrofico delle



**Fig. 2.** Variabilità della struttura della comunità diatolica in Adda e Ticino tra diversi anni e tra diverse stagioni di campionamento (inizio estate vs fine estate), valutata tramite il valore dell'indice di Bray-Curtis (a); variabilità nei valori dell'indice ICMi tra diverse stagioni di campionamento (b).

**Tab. II.** Specie di diatomee rinvenute nelle 11 stazioni di monitoraggio non incluse nella lista per il calcolo dell'ICMi (+ = specie osservata, ma non rientrante nei conteggi).

Specie	n° di campioni in cui è stata rinvenuta	% massima
<i>Aulacoseira islandica</i> (O.Müller) Simonsen	2	+
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehremberg) Simonsen	1	0,5
<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	31	50,9
<i>Cyclotella cyclopuncta</i> Håkansson e J.R.Carter	3	1,0
<i>Cymbella affniformis</i> Krammer	1	0,2
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	22	5,9
<i>Encyonema ventricosum</i> (Agarth) Grunow	4	0,2
<i>Encyonopsis subminuta</i> (Krammer e Reichardt)	1	0,2
<i>Gomphonema insigne</i> Gregory	1	0,2
<i>Navicula caterva</i> Hohn e Hellermann	1	1,9
<i>Navicula rotunda</i> Hustedt	1	0,5
<i>Navicula submolesta</i> Hustedt	1	0,5
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M Peragallo	3	1,4
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehremberg) Kützing var <i>gastrum</i>	2	0,5

acque (Dodds *et al.*, 1998), di probabile origine antropica, l'indice diatamico ( $0,89 \pm 0,13$ ) segnala una qualità perlopiù elevata.

Sia la possibile inadeguatezza delle liste floristiche a specifiche condizioni locali che una generale tendenza dell'indice a sovrastimare lo stato ecologico erano già state evidenziate e approfondite da Falasco *et al.* (2012) in diversi macrotipi fluviali.

Infine, è necessario evidenziare l'elevato grado di preparazione in materia di determinazione tassonomica necessario per l'analisi al microscopio dei campioni algali, dovuto anche alla frequente revisione delle unità tassonomiche. Ciò rende questo indicatore uno strumento poco idoneo all'applicazione diffusa e alla rapida valutazione dello stato di qualità.

### Macrofite (IBMR)

Le comunità macrofittiche rinvenute nei fiumi Adda e Ticino sono risultate composte prevalentemente da macroalghe filamentose, appartenenti ai generi *Cladophora*, *Spirogyra* e *Oedogonium* e da fanerogame, sia strettamente idrofite, principalmente appartenenti a specie del genere *Ranunculus* e a *Vallisneria spiralis* L., che non, come *Rorippa amphibia* (L.) Besser e alcune graminoidi (Poaceae e Cyperaceae). Lo sviluppo della componente muscinale è risultato ridotto e ristretto solo ad alcuni tratti del fiume Adda in cui è stata rinvenuta prevalentemente *Fontinalis antipiretica* Hedw. In termini generali lo sviluppo, la struttura e la ricchezza delle comunità sono risultate variabili sia a livello spaziale che temporale. In particolare, ridotte coperture sono state osservate in corrispondenza di aree caratterizzate dai substrati più movibili (ghiaia e piccoli ciottoli; Fig. 3) e da un idrogramma particolarmente variabile (sul fiume Adda da ADS4 ad ADS7). Uno scarso sviluppo della vegetazione è stato osservato, come prevedibile, nei campionamenti eseguiti successivamente ai periodi di morbida; gli effetti di tali eventi idrologici sono stati osservati anche a distanza di alcune settimane (Fig. 4). L'importanza di fattori quali la velocità della corrente (e la sua variabilità) e la granulometria del substrato (e quindi la sua mobilità) nella determinazione delle biocenosi macrofittiche è già stata evidenziata in diversi ambiti territoriali sia a livello nazionale (Minciardi *et al.*, 2010) che internazionale (Clarke e Wharton, 1998; Biggs, 1996).

La forte dominanza delle alghe ( $90 \pm 22\%$ ) e, tra queste, la presenza di unità sistematiche generaliste come *Cladophora* sp. e *Spirogyra* sp. (Dodds e Gudder, 1992; Cambra e Aboal, 1992) all'interno della comunità macrofittica mette in luce l'insospettabilità delle tipologie fluviali campionate per organismi che richiedono stabilità idraulica e di substrato. Le fanerogame, rinvenute sempre con coperture relative inferiori al

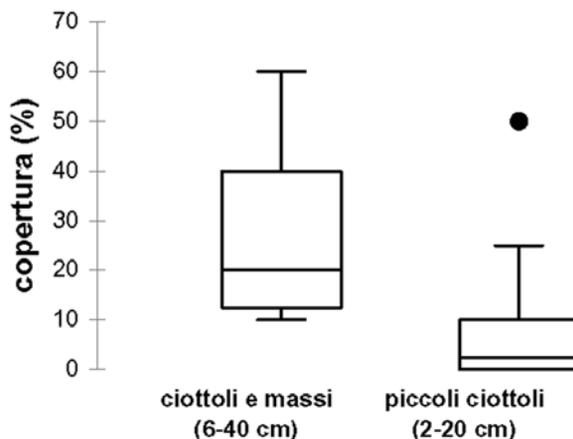
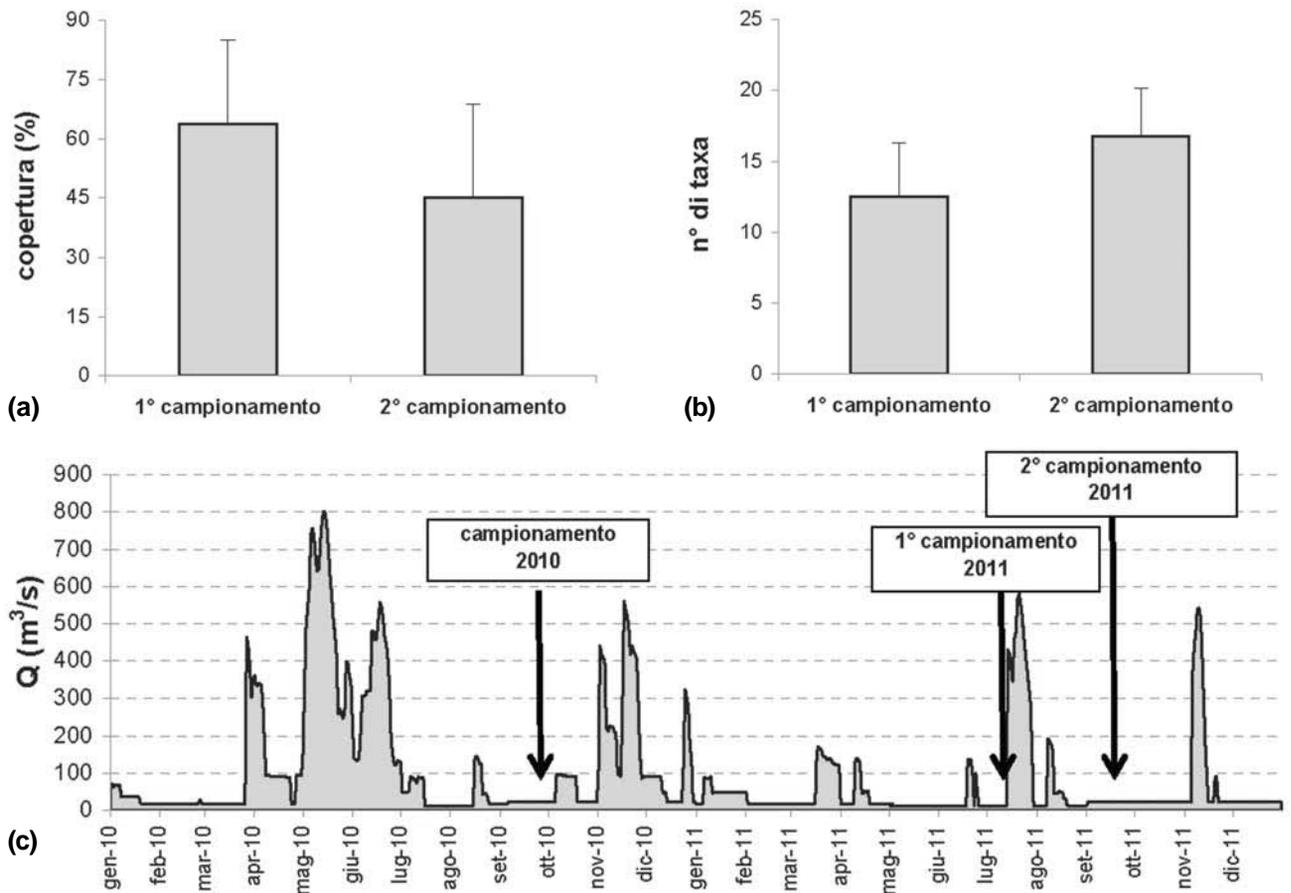


Fig. 3. Ambito di copertura macrofittica in aree caratterizzate prevalentemente da ciottoli di medie e grandi dimensioni e in aree caratterizzate da ghiaia grossolana e ciottoli di medie dimensioni.

45%, sono risultate generalmente confinate alle aree laterali o a tratti fluviali con tirante idraulico costantemente basso. La dominanza da parte di pochi generi algali è stata osservata anche da Bolpagni *et al.* (2012) per il fiume Oglio sublacuale. Questi Autori hanno evidenziato come la banalizzazione della comunità macrofittica possa essere spiegata da un'elevata disponibilità di nutrienti; tuttavia, nei fiumi Adda e Ticino, caratterizzati da una migliore qualità delle acque, appare determinante il ruolo svolto dall'instabilità fisica degli habitat acquatici. Nei casi studiati, la limitazione dello sviluppo delle comunità dovuta a tale instabilità è risultata tanto rilevante da non consentire di condurre in tutti i tratti entrambi i campionamenti annuali previsti dalla metodica (all'inizio e alla fine dell'estate; APAT, 2007). In particolare, la copertura macrofittica sull'Adda è risultata sempre inferiore al 5% nella prima parte dell'estate (dopo le morbide primaverili); questo andamento, osservato anche sul fiume Ticino nel 2010 e nel 2012, è risultato disatteso nel 2011, anno in cui l'arrivo ritardato delle morbide ha favorito lo sviluppo di una copertura mediamente maggiore nella prima parte dell'estate rispetto alla seconda (Fig. 4). È interessante notare come, a fronte di una copertura prevalentemente condizionata dalle dinamiche della portata in alveo, la ricchezza tassonomica della comunità vari maggiormente in relazione alla stagione, con un aumento del numero delle unità sistematiche rinvenute (soprattutto per quanto riguarda le fanerogame) tra il primo e il secondo campionamento (Fig. 4).

A causa della scarsa copertura (inferiore al 5%), dovuta alle condizioni idromorfologiche limitanti, in molti casi l'indice IBMR non è risultato applicabile, impedendo di fatto l'utilizzo del bioindicatore data la mancanza di continuità nei dati.



**Fig. 4.** Sviluppo della comunità macrofitica (media + ds) sul fiume Ticino dal punto di vista della copertura (a) e della ricchezza in taxa (b) nel 2011, prima e dopo le portate di morbida (c).

Anche nei casi in cui la copertura ha superato la soglia minima del 5%, l'utilizzo di questa componente biologica ai fini della determinazione dello stato ecologico del corso d'acqua è apparso poco idoneo in quanto da un lato l'effetto negativo dato dalla mobilità del substrato non segnala necessariamente uno scostamento da una condizione di naturalità, dall'altro l'effetto positivo indotto sullo sviluppo di queste comunità biologiche da parte di portate costantemente basse, in relazione ai prelievi idrici in atto, non può essere interpretato come una condizione per il buono stato ecologico del corso d'acqua.

#### Macroinvertebrati bentonici (STAR\_ICMi)

Sia nel fiume Adda che nel Ticino le comunità di macroinvertebrati bentonici sono risultate tassonomicamente ricche e composte principalmente da individui appartenenti alle famiglie Chironomidae, Hydropsychidae, Ephemeroidea (*Ephemerella*) e Baetidae (*Baetis*), con locali e temporanee densità elevate di altre unità sistematiche.

In tutte le stazioni sono state osservate variazioni

stagionali della densità dei gruppi tassonomici campionati, riconducibili in parte ai naturali cicli vitali di alcune specie, ad esempio di Chironomidae e Simuliidae (Gendron e Laville, 1992; Werner, 2003). I valori più elevati di densità generalmente sono stati rilevati a fine inverno-inizio primavera e sono da imputare all'incremento di alcune famiglie come Chironomidae o Ephemeroidea.

Tali variazioni a carico della struttura delle comunità non vengono rilevate dall'indice STAR\_ICMi, che presenta valori simili in campioni caratterizzati da densità differenti anche di un ordine di grandezza. Questo indice tiene infatti poco conto della densità complessiva della comunità bentonica, in quanto tutte le metriche che lo compongono fanno riferimento al numero di famiglie o all'abbondanza relativa, non all'abbondanza assoluta, fatta eccezione per il sottoindice  $\log_{10}(sel_{EPTD}+1)$ . Poiché la densità è fortemente influenzata dalle condizioni idrauliche determinate dalle portate fluenti (Jowett, 2003), lo STAR\_ICMi risulta poco adatto a rilevare i principali effetti ambientali determinati dalle variazioni di portata, siano esse di

origine naturale o antropica. Questo da un lato garantisce che lo stato di qualità della comunità macrobentonica non risulti mascherato dagli effetti indotti dalle naturali variazioni di portata, dall'altro comporta un'incapacità nel rilevare alcuni fenomeni di perturbazione che determinano come risposta variazioni di densità (come il *drift* catastrofico legato al trasporto di materiale solido in sospensione o a fenomeni di hydropeaking, Suren e Jowett, 2001; Mochizuki *et al.*, 2008).

Per come è strutturato, lo STAR\_ICMi è idoneo a rilevare specifiche alterazioni della qualità chimica delle acque, in quanto l'indice di tolleranza all'inquinamento organico *ASPT* riveste il peso maggiore (33,3%) tra le sei sottometriche che lo compongono. Scarso peso è dato invece al grado di equiripartizione della comunità: l'unica metrica che ne tiene conto è *Shannon-Wiener*, con un peso dell'8,3%.

Anche la metrica  $\log_{10}(sel\_EPTD+1)$ , con un peso del 26,6% sul giudizio finale di qualità, presenta delle criticità: solo metà delle 14 famiglie considerate per il suo calcolo è stata rinvenuta nelle 11 stazioni monito-

rate, spesso con frequenza e densità molto basse, anche in stazioni caratterizzate da una buona naturalità complessiva (es. TIC3). Questo aspetto determina un'ampia variabilità nei valori della metrica, che in alcuni casi può risultare pari a zero, influenzando negativamente sul valore finale dello STAR\_ICMi. L'assenza di alcune famiglie nei tratti campionati potrebbe essere determinata in parte dalla natura del metodo di campionamento *multihabitat* proporzionale (APAT, 2007), che trascura microambienti percentualmente poco rilevanti dal punto di vista spaziale, ma importanti per la diversità complessiva della comunità bentonica, come le zone litorali lentiche, a sedimento fine e con abbondante vegetazione: ad esempio, la famiglia dei *Brachycentridae* potrebbe non essere mai stata rilevata in quanto strettamente associata alla componente macrofitica dei corsi d'acqua (Buffagni *et al.*, 2000), che, come descritto precedentemente, è presente solo in un arco temporale limitato nel corso dell'anno e con percentuali quasi sempre al di sotto della soglia del 10% prevista dal protocollo.

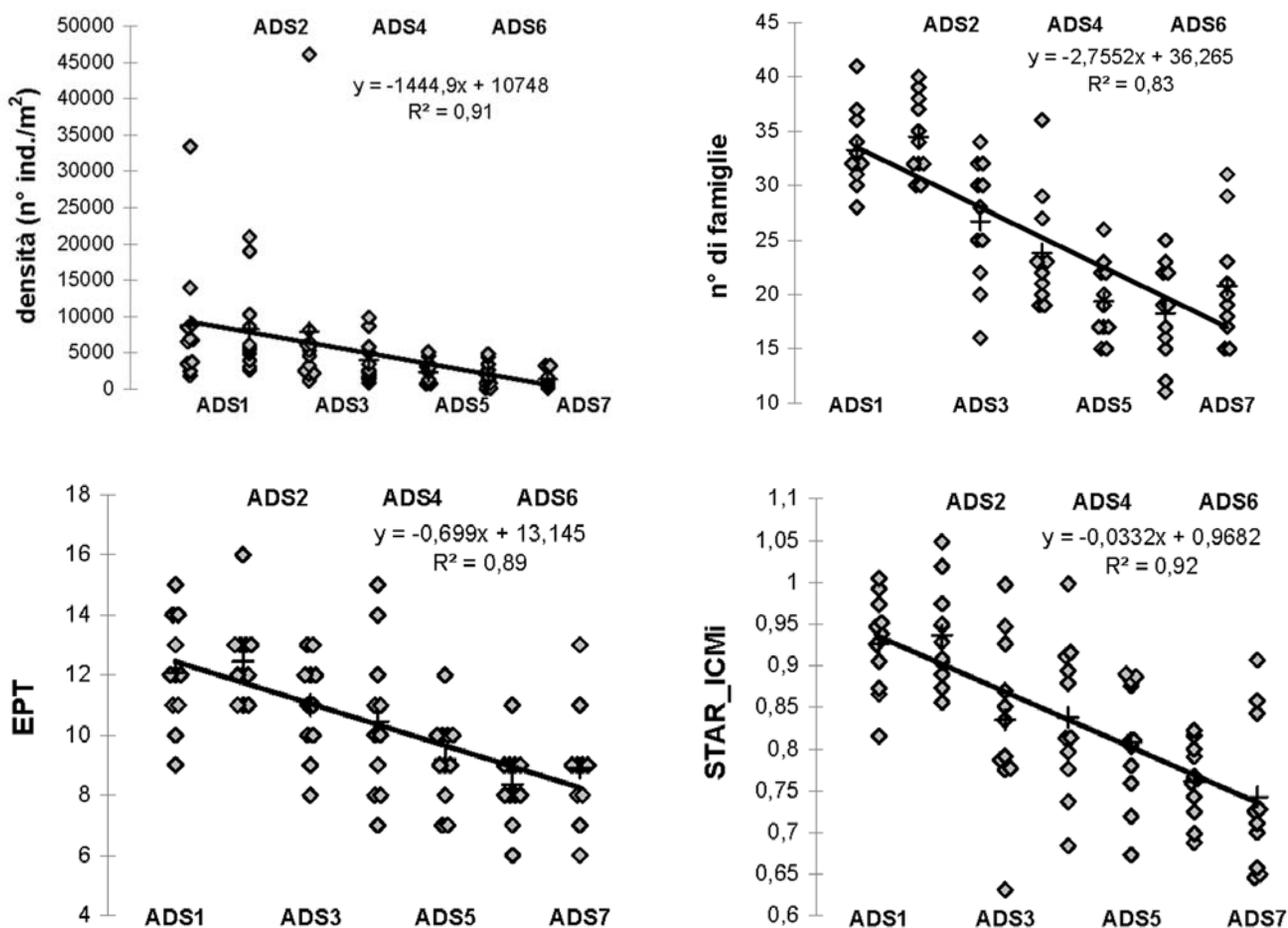


Fig. 5. Andamento della densità, del numero di famiglie, dell'EPT e dello STAR\_ICMi nelle sette stazioni dell'Adda da monte a valle.

I valori relativi alle metriche  $n^\circ$  di famiglie ed EPT, così come la densità, seguono un gradiente longitudinale nel fiume Adda (Fig. 5); ciò è in parte giustificato dalla naturale articolazione strutturale delle comunità macrobentoniche (così come descritto dal *river continuum concept*, Vannote *et al.*, 1980). L'utilizzo degli stessi valori di riferimento nel caso di queste ultime due metriche, non tenendo conto di questa forte variabilità, appare quindi inadeguato per il contesto sperimentale in studio. La debole diminuzione dei valori dell'indice STAR\_ICMi (Fig. 5) lungo l'asta sottile lo scarso peso di queste due metriche.

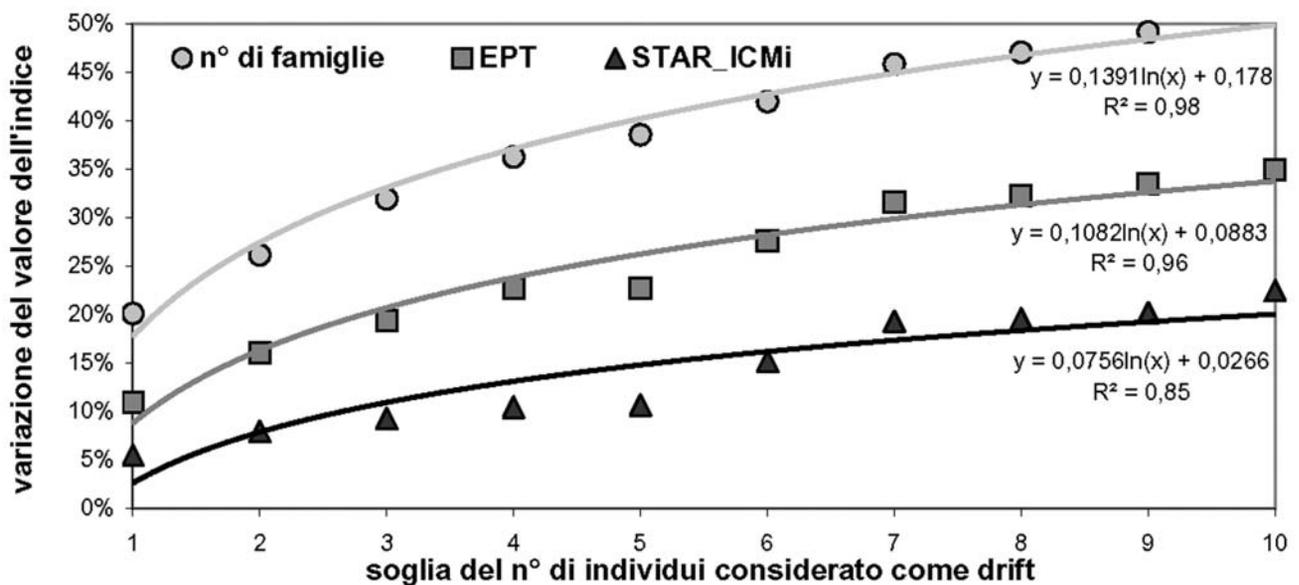
Un'ultima considerazione riguarda il protocollo di campionamento: sebbene la natura quantitativa dell'indice STAR\_ICMi preveda la definizione di un numero esatto di individui raccolti, a livello nazionale le tecniche di smistamento non sono ancora omogenee tra i diversi laboratori, prevedendo talvolta la conta totale (adottata in questo studio), talvolta sistemi di stima o subcampionamento di vario tipo. Eventuali differenze di valutazione tra le diverse tecniche adottate possono portare a definire comunità caratterizzate da abbondanza e ricchezza differenti, con variazioni significative per le famiglie caratterizzate da pochi individui (definite come *drift* nell'Indice Biotico Esteso – APAT, 2003). Ciò influisce sul valore di metriche quali  $n^\circ$  di famiglie, EPT e  $\log_{10}(\text{sel\_EPTD}+1)$  e di conseguenza sul valore finale di STAR\_ICMi, come rappresentato in figura 6. In alcuni casi, non considerando le famiglie costituite da un solo individuo è stato osserva-

to un abbassamento del giudizio di qualità anche di una classe.

Sarebbe quindi opportuno standardizzare i metodi di smistamento al fine di assicurare la comparabilità dei dati e la loro rappresentatività nei confronti delle comunità campionate. A tale proposito, la metodica AQEM (AQEM Consortium, 2002) può essere considerata un buon compromesso tra i diversi approcci in uso.

### Fauna ittica (ISECI)

Nei tratti studiati dell'Adda e del Ticino sono state rilevate comunità ittiche generalmente caratterizzate da un buon numero di specie, fino a un massimo di 30. Per limitare la sottostima dell'abbondanza delle specie e degli stadi vitali più elusivi, la definizione delle strutture delle comunità è avvenuta tramite la combinazione dei risultati ottenuti da più campionamenti semiquantitativi eseguiti con diverse tecniche (elettropesca e osservazioni subacquee). Dai censimenti è emersa una comunità ittica composta principalmente da Ciprinidi reofili, quali soprattutto vairone (*Leuciscus souffia* Risso), sanguinerola (*Phoxinus phoxinus* L.), cavedano (*Leuciscus cephalus* L.) e barbo (comune e d'oltralpe – *Barbus plebejus* Bonaparte, *B. barbus* L.) e da specie bentoniche di piccola taglia, quali ghiozzo (*Pseudogobius martensii* Gunther), cobite (*Cobitis bilineata* Canestrini) e scazzone (*Cottus gobio* L.). Nell'Adda, tra le specie di maggiore interesse dal punto vista naturalistico e conservazionistico (Allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE), si segnala la presenza



**Fig. 6.** Scostamento dei valori relativi a  $n^\circ$  di famiglie, EPT e STAR\_ICMi rispetto al valore calcolato per l'intero campione, rimuovendo artificialmente le famiglie composte da bassi numeri di individui (da 1 a 10 individui/m<sup>2</sup>). Analisi condotta su campioni del fiume Ticino (sito TIC1).

abbondante e pressoché ubiquitaria del vairone, significativa dello scazzone e della trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus* Cuv.), sporadica dello storione cobice (*Acipenser naccarii* Bonaparte), della lasca (*Chondrostoma genei* Bonaparte), del pigo (*Rutilus pigus* Lacepède) e della savetta (*Chondrostoma soetta* Bonaparte), mentre il barbo comune risente in modo pesante della diffusione del barbo d'oltralpe. Nel Ticino, all'interno del tratto studiato, è stata invece rilevata l'assenza di Salmonidi e della lasca e la ridottissima presenza di specie autoctone dall'elevato valore faunistico quali la savetta e il pigo.

Circa un quarto delle specie catturate risulta di origine alloctona e tra queste le più abbondanti sono rodeo amaro (*Rhodeus sericeus amarus* Bloch), barbo europeo, gardon (*Rutilus rutilus* L.) e siluro (*Silurus glanis* L.). Nella maggior parte dei tratti indagati, circa metà delle specie autoctone rilevate non sono considerate nella lista faunistica utilizzata per il calcolo dell'indice ISECI. Ciò ha portato quindi a un'evidente sottovalutazione del valore naturalistico potenzialmente esprimibile dai popolamenti ittici studiati. Come già evidenziato da altri Autori (Forneris *et al.*, 2010; Zerunian, 2012), uno dei principali limiti di applicabilità dell'indice è legato infatti agli elenchi di specie di riferimento per singola comunità attese forniti dal D.M. 260/2010. Nei corsi d'acqua studiati la lista trascura specie di rilevante valore ecologico e naturalistico native dei fiumi sublacuali della Pianura Padana. Questi fiumi, possedendo caratteristiche ambientali molto eterogenee, consentono la presenza non solo delle specie incluse nella zona dei Ciprinidi a deposizione litofila (utilizzata per il calcolo dell'indice in questo ambito), ma anche alcune di quelle tipiche della zona a Salmonidi (temolo – *Thymallus thymallus* L. – e scazzone) e della zona dei Ciprinidi fitofili (savetta, pigo, alborella – *Alburnus alburnus alborella* De Filippi –, storione cobice). Queste considerazioni portano a ritenere che, con lo stato attuale delle liste faunistiche di riferimento, l'utilizzo dell'ISECI in contesti fluviali come quelli studiati risulti ad oggi poco appropriato e sottolineano la necessità di

avviare il percorso tecnico-amministrativo, previsto dal D.M. 260/2010, per rivedere le comunità ittiche di riferimento.

Occorre infine sottolineare il peso fortemente negativo dato dall'ISECI alla presenza di individui, puri o ibridi, appartenenti a specie esotiche: questa scelta, da un lato meritevole di prendere in considerazione l'"inquinamento biologico", dall'altro porta spesso a declassare lo stato complessivo di tratti di corsi d'acqua unicamente per la presenza di queste entità (anche se rappresentate da un basso numero di individui). Nel caso dei tratti di Ticino e Adda campionati questo è avvenuto in 4 casi su 11 (Tab. III).

Dalle criticità sopra esposte risulta evidente come, nel caso in studio, l'ISECI non sia uno strumento idoneo per il monitoraggio degli effetti indotti sulla fauna ittica dalle variazioni artificiali delle portate; analisi su singole popolazioni di specie sensibili alle condizioni idromorfologiche forniscono in tal senso informazioni maggiormente significative.

#### Parametri fisico-chimici (LIM<sub>eco</sub>)

Il giudizio di qualità derivante dall'applicazione dell'indice LIM<sub>eco</sub> è risultato generalmente superiore a quello definito dagli indici biologici ad eccezione dell'ICMi (in questo caso solo nel 18% dei casi il valore medio annuo dei due indici ha portato a giudizi di qualità differenti). Lo stato di qualità definito per i due corsi d'acqua a livello medio annuo è risultato elevato per tutte le stazioni monitorate e per tutti gli anni di studio ad eccezione di tre casi.

Come nel caso dell'ICMi, si ritiene che tale indice sovrastimi l'effettivo stato di qualità; ciò è probabilmente dovuto sia all'assenza nel suo calcolo di importanti descrittori (quali BOD<sub>5</sub> e COD, presenti invece nel precedente LIM) che alla scelta di limiti inadeguati per le classi di qualità.

Per quanto concerne la misura del *deficit* di ossigeno, bisogna sottolineare che, ad eccezione di situazioni fortemente compromesse, raramente il suo valore medio giornaliero risulta allontanarsi più di 20 punti rispet-

**Tab. III.** Stato ecologico delle 11 stazioni dei fiumi Adda e Ticino: i giudizi di qualità di ciascun indicatore corrispondono al valore medio ottenuto dai campionamenti eseguiti su tre anni consecutivi (2010-2012) (bianco = stato elevato; grigio chiaro = stato buono; grigio scuro = stato sufficiente).

	ADS1	ADS2	ADS3	ADS4	ADS5	ADS6	ADS7	TIC1	TIC2	TIC3	TIC4
ICMi	0,97	0,91	0,87	0,95	0,97	0,83	0,72	1,09	1,14	1,18	1,09
IBMR	0,79	0,90	0,85	1,12	0,94	0,73	0,77	0,81	0,82	0,82	0,82
STAR ICMi	0,93	0,94	0,84	0,84	0,81	0,76	0,74	0,85	0,81	0,84	0,82
ISECI	0,59	0,64	0,68	0,81	0,68	0,55	-	0,63	0,63	0,55	0,55
LIM <sub>eco</sub>	0,82	0,72	0,65	0,74	0,75	0,69	0,68	0,82	0,79	0,82	0,73
Stato ecologico	sufficiente	buono	buono	buono	buono	sufficiente	sufficiente	buono	buono	sufficiente	sufficiente

to alla saturazione (facendo così rientrare il parametro nel livello 3). Tale scostamento è stato misurato solo temporaneamente in estate, nei momenti che rappresentano gli estremi del ciclo circadiano dell'ossigeno, cioè durante la notte (valore minimo) e nel pomeriggio (valore massimo). A tal proposito risulta interessante notare l'assenza di indicazioni ufficiali sugli orari in cui eseguire le misure ai fini del calcolo dell'indice. Data la forte variabilità circadiana di questo parametro, soprattutto nel periodo estivo, il giudizio conseguente può infatti variare. I dati utilizzati nel presente studio sono stati quindi raccolti, come appare raccomandabile, sempre durante la mattinata, in condizioni che si possono considerare intermedie tra quelle che possono essere osservate nelle 24 ore.

### Stato Ecologico dei corsi d'acqua

In tabella III è riportato lo stato ecologico delle 11 stazioni monitorate sui fiumi Adda e Ticino, corrispondente al peggiore tra i giudizi di qualità relativi ai diversi indici.

In molti casi l'IBMR o l'ISECI hanno determinato il giudizio finale, il quale risulta quindi influenzato dalle problematiche specifiche di questi due indici, già precedentemente esposte. È inoltre emersa spesso un'incorruenza tra i giudizi definiti dai diversi indici, anche quelli formulati per rilevare perturbazioni di natura simile (ICMi, IBMR e LIM<sub>eco</sub>).

Come già sottolineato in ambito internazionale e nazionale (Hering *et al.*, 2010; Nardini *et al.*, 2008), il criterio adottato dalla WFD del caso peggiore per la definizione dello stato ecologico appare critico, in particolare in questo momento in cui gli indici adottati non sono ancora in grado di dare valutazioni del tutto corrette. Un suo utilizzo in contesti caratterizzati da pressioni ambientali multiple può creare una distorsione nella comprensione del sistema in studio e portare ad allocare in modo errato le risorse destinate alla riqualificazione ambientale.

Riteniamo che la proposta metodologica Fluvial Ecosystem Assessment (FLEA, elaborata da Nardini *et al.*, 2008), basata su un sistema di aggregazione degli indicatori integrato e ponderato (criterio di compensazione), sia un buon esempio dei possibili criteri da utilizzare per superare le criticità segnalate.

Un'ultima considerazione riguarda la valutazione dello stato per singoli corpi idrici: alcune delle 11 stazioni campionate in questo studio fanno parte del medesimo corpo idrico (Tab. I). Tuttavia, i giudizi sullo stato ecologico ad esse assegnati all'interno di uno stesso corpo idrico sono talvolta differenti (Tab. III). Questo fatto, di cui è utile tenere conto nella valutazione dello stato ecologico dei singoli corpi idrici, potrebbe essere legato in parte ad una suddivisione ancora migliorabile,

in parte alla presenza di gradienti di qualità non facilmente imbrigliabili in una visione discretizzata del sistema fluviale (si pensi allo scadimento derivante dalla presenza di carichi inquinanti diffusi).

### CONCLUSIONI

I corsi d'acqua oggetto di studio sono strategici a livello nazionale per la produzione di energia idroelettrica e per l'irrigazione di vaste aree agricole del nord Italia; nondimeno derivazioni idriche non regolamentate operate per queste finalità possono risultare in conflitto con la valenza naturalistica degli ambienti fluviali, collocati in aree protette, e gli obiettivi di qualità posti dalla Direttiva Quadro europea. Per superare tale criticità, nella redazione dei Piani di Bacino sono state individuate soglie di derivazione che possono essere oggetto di ridefinizioni sito-specifiche in seguito ad opportune sperimentazioni. In questa ottica sperimentale, risulta fondamentale che gli strumenti di monitoraggio adottati siano realmente adeguati alla valutazione degli effetti ambientali dei deflussi proposti, al fine di rispettare gli obiettivi di qualità della WFD.

In tale contesto il presente lavoro ha permesso di evidenziare alcune criticità del sistema di monitoraggio definito dal D.M. 260/2010, applicato in un ambito sperimentale particolarmente articolato dal punto di vista dei rilasci ed inserito in un contesto ambientale eterogeneo e soggetto a pressioni multiple.

Nella valutazione dei dati raccolti è emersa la necessità di riconsiderare alcuni degli indici associati agli indicatori previsti dalla WFD. Per fare ciò è necessaria anzitutto una riflessione sull'adeguatezza dell'approccio adottato per rispondere alla richiesta finale della WFD: il mantenimento/raggiungimento del GES. Lo stato ecologico di un sistema è legato, infatti, oltre che alle sue strutture biologiche e fisiche, alla sua funzionalità (definita dai processi e dalle interazioni che intercorrono tra le diverse componenti biotiche e abiotiche ambientali del corpo idrico). Per tenere in considerazione entrambi gli aspetti è possibile seguire due diversi approcci: (i) uno studio approfondito delle componenti strutturali biologiche, per le quali sono note le implicazioni funzionali sull'ecosistema delle modificazioni a loro carico o (ii) lo studio diretto della funzionalità fluviale talvolta definita come metabolismo fluviale (Gessner e Chauvet, 2002; Young *et al.*, 2008).

Poiché la WFD si è indirizzata sullo sviluppo del primo tipo di approccio, risulta quantomeno necessaria l'individuazione di un quadro di indicatori e relativi indici realmente esaustivo dello stato ecologico del corso d'acqua. Relativamente a questo aspetto si sottolinea come il rapporto tra struttura delle comunità ed implicazioni funzionali sull'ecosistema risulti attualmente documentato nella letteratura internazionale li-

mitatamente alle macrofite (Demars *et al.*, 2012a) e ai macroinvertebrati bentonici (Extence *et al.*, 1999; Armanini *et al.*, 2011; Demars *et al.*, 2012b). Dall'esperienza sperimentale eseguita per Adda e Ticino e come osservato anche da altri Autori (i.e. Codarin *et al.*, 2012) è possibile rilevare come gli indici biologici previsti dalla normativa siano più indirizzati a segnalare alterazioni di tipo chimico, rispetto alle alterazioni di tipo idraulico o morfologico, spesso rilevanti se non prevalenti all'interno di molti corpi idrici nazionali. È da notare che anche nel caso di componenti biologiche per le quali è riconosciuta in ambito scientifico una particolare sensibilità alle condizioni idrauliche, come nel caso delle macrofite, il loro utilizzo così come formulato da molti indici sviluppati a livello internazionale non ne permette un uso in tal senso (Demars *et al.*, 2012a).

Il sistema di monitoraggio previsto dal D.M. 260/2010 nell'ambito delle sperimentazioni del DMV nel complesso si è rivelato inadeguato, sia per l'impianto generale stabilito dalla WFD, la cui finalità non è l'individuazione di specifiche pressioni ambientali, bensì dello stato ecologico complessivo del corpo idrico, così come emerge dall'insieme delle perturbazioni in atto, che per i già citati limiti degli indici nel rilevamento di alterazioni idrologiche. L'esperienza acquisita durante il presente studio porta a rilevare che un'applicazione

acritica degli strumenti di monitoraggio previsti dalla normativa può portare talora ad attribuire giudizi poco realistici a determinati tratti di corsi d'acqua, impedendo di individuare le azioni di risanamento più adeguate ad ogni situazione locale.

Un'altra rilevante criticità per i grandi fiumi di pianura riguarda la mancanza di una definizione delle condizioni di riferimento specifiche per il calcolo degli RQE. Tali condizioni, in assenza di siti privi di alterazione di origine antropica, potrebbero essere stabilite a partire dallo studio delle comunità rilevate nei siti meno impattati, privilegiando quindi la scelta di siti appartenenti alla medesima tipologia fluviale rispetto a quella di siti perfettamente imperturbati ma geograficamente poco comparabili con quelli oggetto di studio.

I problemi e le criticità nell'attuazione della WFD rilevati sui fiumi Adda e Ticino rappresentano esempi eclatanti della necessità di perfezionare il sistema di monitoraggio, anche per renderlo informativo e di indirizzo per la messa in opera, dove necessario, di specifiche azioni di recupero dello stato ecologico.

#### RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata realizzata nell'ambito di due progetti di sperimentazione del DMV sui fiumi Adda e Ticino, finanziati, rispettivamente, dal Consorzio dell'Adda e dal Consorzio del Ticino.

#### BIBLIOGRAFIA

- ANFOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)* – NF T 90-395: 28pp.
- APAT, 2007. *Metodi biologici per le acque. Parte I. Manuali e linee guida 20/2007*. Roma, 248 pp.
- APAT, IRSA-CNR, 2003. *Metodi analitici per le acque. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.)*. Manuali e Linee Guida 29/2003. Roma, 26 pp.
- AQEM Consortium, 2002. *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive*. Version 1.0, February 2002. Essen, 202 pp.
- Armanini D.G., Horrigan N., Monk W.A., Peters D.L., Baird D.J., 2011. Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River Research and Applications*, **27** (6): 723-737.
- Bolpagni R., Laini A., Racchetti E., Bartoli M., Viaroli P., 2012. Analisi della comunità a macrofite del fiume Oglio sublacuale: prime evidenze per una loro valutazione ecologica. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 29-37.
- Biggs B.J.F., 1996. Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**: 131-144.
- Buffagni A., Crosa G., Harper D.M., Kemp J.L., 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia*, **435**: 213-225.
- Buffagni A., Erba S., Pagnotta R., 2008. Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/EC (WFD): il sistema di classificazione MacOper. *Notiziario dei Metodi Analitici*, numero speciale (2008), CNR-IRSA, Brugherio (MI): 24-46.
- Cambrá J., Aboal M., 1992. Filamentous green algae in Spain. *Limnetica*, **8**: 213-220.
- Clarke S.J., Wharton G., 1998. Sediment-macrophyte interactions in rivers: using macrophytes for environmental assessment of rivers. *Hydrology in a Changing Environment 1*: 421-430.
- Codarin A., Favrin G., Meloni C., Pavan A., Sinesi A., 2012.

- Risposta di indicatori biologici a specifiche perturbazioni antropiche nei corsi d'acqua: due casi di studio. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 64-67.
- Demars B.O.L., Thiébaud G., 2008. Distribution of aquatic plants in the Northern Vosges rivers: implications for biomonitoring and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 619-632.
- Demars B.O.L., Potts J.M., Trémolières M., Thiébaud G., Gougelin N., Nrdmann V., 2012a. River macrophyte indices: not the Holy Grail! *Freshwater Biology*, **57**: 1745-1759.
- Demars B.O.L., Kemp J. L., Friberg N., Usseglio-Polatera P., Harper D.M., 2012b. Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological Indicators*, **23**: 301-311.
- Dodds W.K., Gudder D.A., 1992. The ecology of Cladophora. *Journal of Phycology*, **28**: 415-427.
- Dodds W.K., Jones J.R., Welch E.B., 1998. Suggested criteria for stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, **32**: 1455-1462.
- Extence C.A., Balbi D.M., Chadd R.P., 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management*, **15** (6): 545-574.
- Falasco E., Mobili L., Riso A.M., Bona F., 2012. Considerazioni sull'applicazione dell'indice diatomico ICMi (Intercalibration Common Metric index) nell'Italia nord-occidentale. *Biologia ambientale*, **26** (1): 21-28.
- Fornieris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., Zaccara P., 2010. Applicazione dell'Indice Ittico (I.I.) in Piemonte e sperimentazione del nuovo Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI). *Biologia Ambientale*, **24** (2): 27-42.
- Gendron J.M., Laville H., 1992. Diel emergence patterns of drifting chironomid (Diptera) pupal exuviae in the Aude River (Eastern Pyrenees, France). *Aquatic Ecology*, **26** (2-4): 273-279.
- Gessner M.O., Chauvet E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, **12**: 498-510.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., Heiskanen A-S., Johnson R.K., Moe J., Pont D., Solheim A.L., van de Bund W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, **408**: 4007-4019.
- Jowett I.G., 2003. Hydraulic constraints on habitat suitability for benthic invertebrates in gravel-bed rivers. *River Research and Applications*, **19**: 495-507.
- Lecoince C., Coste M., Prygiel J., 1993. Omnidia: Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiology*, **269/270**: 509-513.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. *Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche*. Rapporti ISTISAN 09/19, 32 pp.
- Marchetto A., Bettinetti R., 1995. Reconstruction of the phosphorus history of two deep subalpine Italian lakes from sedimentary diatoms, compared with long-term chemical measurements. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **53**: 27-38.
- Minciardi M.R., Spada C.D., Rossi G.L., Angius R., Orrù G., Mancini L., Pace G., Marcheggiani S., Puccinelli C., 2009. *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche*. RT/2009/23/ENEA. ENEA – Sezione Biol. Amb. e Cons. Nat., Saluggia Vercelli, Istit. Sup. Sanità – Dip. di ambiente e connessa prevenzione primaria, Roma: 37 pp.
- Minciardi M.R., Azzollini R., Spada D., 2010. Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice degli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 291-300.
- Mochizuki S., Kayaba Y., Tanida K., 2008. Responses of benthic invertebrates in an experimental channel to artificial flushes. *Hydrobiologia*, **603**: 73-81.
- Molloy J. M., 1992. Diatom communities along stream longitudinal gradients. *Freshwater Biology*, **28**: 59-69.
- Moss B., 2008. The Water Framework Directive: total environment or political compromise? *Science of the Total Environment*, **400**: 32-41.
- Nardini A., Sansoni G., Schipani I., Conte G., Goltara A., Boz B., Bizzi S., Polazzo A., Monaci M., 2008. Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment). *Biologia Ambientale*, **22** (2): 3-18.
- Rossi G.L., 2010. La qualità biologica delle acque del bacino idrografico padano. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 301-306.
- Suren A.M., Jowett I.J., 2001. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **35**: 725-737.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137.
- Werner D., 2003. The Simuliidae (Diptera) of the River Oder and its tributaries, with special reference to the re-appearance of *Simulium (Schoenbaueria) nigrum* (Meigen) in larger rivers in Central Europe. *Journal of Natural History*, **37**: 1509-1528.
- Young R.G., Matthaei C.D., Townsend C.R., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, **27** (3): 605-625.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B., 2009. Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **23** (2): 15-30.
- Zerunian S., 2012. L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche: criticità e proposte operative. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 55-58.



## **Riflessioni sull'applicazione degli indici di valutazione dello stato delle comunità ittiche in Piemonte**

**Gilberto Forneris<sup>1</sup>, Fabrizio Merati<sup>2</sup>, Massimo Pascale<sup>3</sup>, Gian Carlo Perosino<sup>3</sup>**

*1 Dip. di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino. Via Leonardo da Vinci, 44 – 10095 Grugliasco (To).*

*2 Studio Idrobiologico Lombardo. Via Einstein, 24 – 20083 Gaggiano (Mi).*

*3 C.R.E.S.T., Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio. Via Caprera, 15 – 10136 Torino.*

\* Referente per la corrispondenza: [g.c.perosino@crestsnc.it](mailto:g.c.perosino@crestsnc.it)

*Pervenuto il 27.8.2013; accettato il 23.10.2013*

### **Riassunto**

In Piemonte sono state recentemente effettuate importanti campagne di monitoraggio dell'ittiofauna, insieme a quelle finalizzate alla classificazione della qualità dei corsi d'acqua ai sensi del D.Lgs. 152/99 fino al 2008 e del D.Lgs. 152/06 a partire dall'anno 2009. Si dispone quindi di un ricco insieme di dati per effettuare efficaci analisi sui metodi di valutazione di stato dell'elemento EQB "pesci" previsto dalla Direttiva 2000/60/CE. In particolare sono state applicate le metodologie dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche e dell'Indice Ittico, nelle loro più recenti versioni, sulla base degli esiti dei campionamenti dell'ittiofauna effettuati, nel 2009, su 428 stazioni delle nuove reti regionale e provinciali. Sono risultate evidenti difficoltà nell'applicazione di tali metodi, in particolare per i corsi d'acqua montani, popolati unicamente da salmonidi di immissione e per gli ambienti dominati dalle specie alloctone. Ulteriori problemi sono emersi in relazione ai recenti aggiornamenti della sistematica dei Pesci.

PAROLE CHIAVE: indici ittici / torrenti montani / fauna alloctona / sistematica dei pesci

### **Considerations about the application of the indexes of assessment of the state of ichthyic communities in Piedmont (NW-Italy)**

In the frame of the monitoring campaigns recently undertaken in Piedmont for the classification of the water rivers quality, according with D.Lgs. 152/99 upon 2008 and D.Lgs. 152/06 starting from the 2009, several ichthyofauna monitoring campaigns has been also carried out. A rich database has been collected to effectively analyze the methods of assessment of the state of the element EQB "fish", in accordance with 2000/60/EC Directive. Last revision of the Ecological Status of Ichthyic Communities Index and Ichthyological Index (I.I.) methodologies has been applied on the results of the ichthyofauna monitoring campaign undertaken in the 2009 which involved 428 sampling stations belonging to the new regional and provincial sampling net. The application of those methods presented several criticalities, particularly referring to the mountain rivers exclusively populated by injected salmonides and to the environments dominated by allochtonen species. Further difficulties arose due to the recently revision of the Fish systematic.

KEY WORDS: Ichthyological Index / mountain rivers / allochthonous fauna / systematic fish.

## INTRODUZIONE

Il primo monitoraggio dello stato dell'ittiofauna in Piemonte fu effettuato nel biennio 1988/89 su 287 siti della rete di stazioni predisposta nell'ambito della "Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese" (Regione Piemonte, 1992). Un secondo monitoraggio fu effettuato nell'anno 2004 su 201 siti della rete di stazioni predisposta dalla Regione Piemonte (2002) ai fini della redazione del Piano di Tutela delle Acque (PTA), ai sensi del D.Lgs. 152/99 (Regione Piemonte, 2006).

Con il D.Lgs. 152/06, in recepimento della Direttiva 2000/60/CE, la Regione Piemonte ha predisposto una nuova rete di 197 stazioni individuate secondo i criteri previsti dalla Direttiva stessa. Sono state confermate 142 stazioni della vecchia rete, al fine di consentire confronti con il pregresso per il 70% delle stazioni di quella nuova.

Con la predisposizione del "Piano regionale per la tutela e la conservazione degli ambienti e della fauna acquatica e l'esercizio della pesca" (in attuazione della L.R. 37/2006) è stato organizzato un sistema di reti di monitoraggio per l'ittiofauna finalizzato alla redazione delle carte ittiche regionale e provinciali. In questo ambito è stata definita una rete di monitoraggio regionale per l'ittiofauna coincidente con quella nuova predisposta ai sensi del succitato D.Lgs. 152/99 (197 stazioni). Ad essa si aggiungono le reti a livello provinciale per un totale di 428 siti di campionamento (Fig. 1). Per l'individuazione dei siti delle stazioni delle reti provinciali si è tenuto conto della necessità di recuperare tutte le stazioni delle reti oggetto dei precedenti monitoraggi.

Nell'anno 2009 è stato effettuato il monitoraggio sulle 428 stazioni di campionamento del nuovo sistema delle reti regionale e provinciali, ottenendo quindi un aggiornato quadro complessivo dello stato dell'ittiofauna in Piemonte (con l'esclusione dei laghi e delle acque stagnanti in generale). I campionamenti effettuati su un così elevato numero di siti hanno fornito una notevole quantità di dati che sono stati utilizzati per sperimentare, con buona efficacia, l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI; Zerunian *et al.*, 2009) e l'Indice Ittico ambientale (I.I.a; Forneris *et al.*, 2011). Sono emersi alcuni problemi inerenti i corsi d'acqua montani, gli ambienti con forte presenza di alloctoni e le revisioni della nomenclatura scientifica di numerose specie e quindi dei loro areali naturali di distribuzione.

## MATERIALI E METODI

Per tutte le stazioni di campionamento si sono valutati numerosi parametri degli ambienti fisici dei bacini sottesi e dei relativi tratti fluviali (essenzialmente mor-

fometrici, pluviometrici ed idrologici), mentre per quanto riguarda l'ittiofauna i rilievi hanno permesso di acquisire le seguenti informazioni<sup>1</sup>:

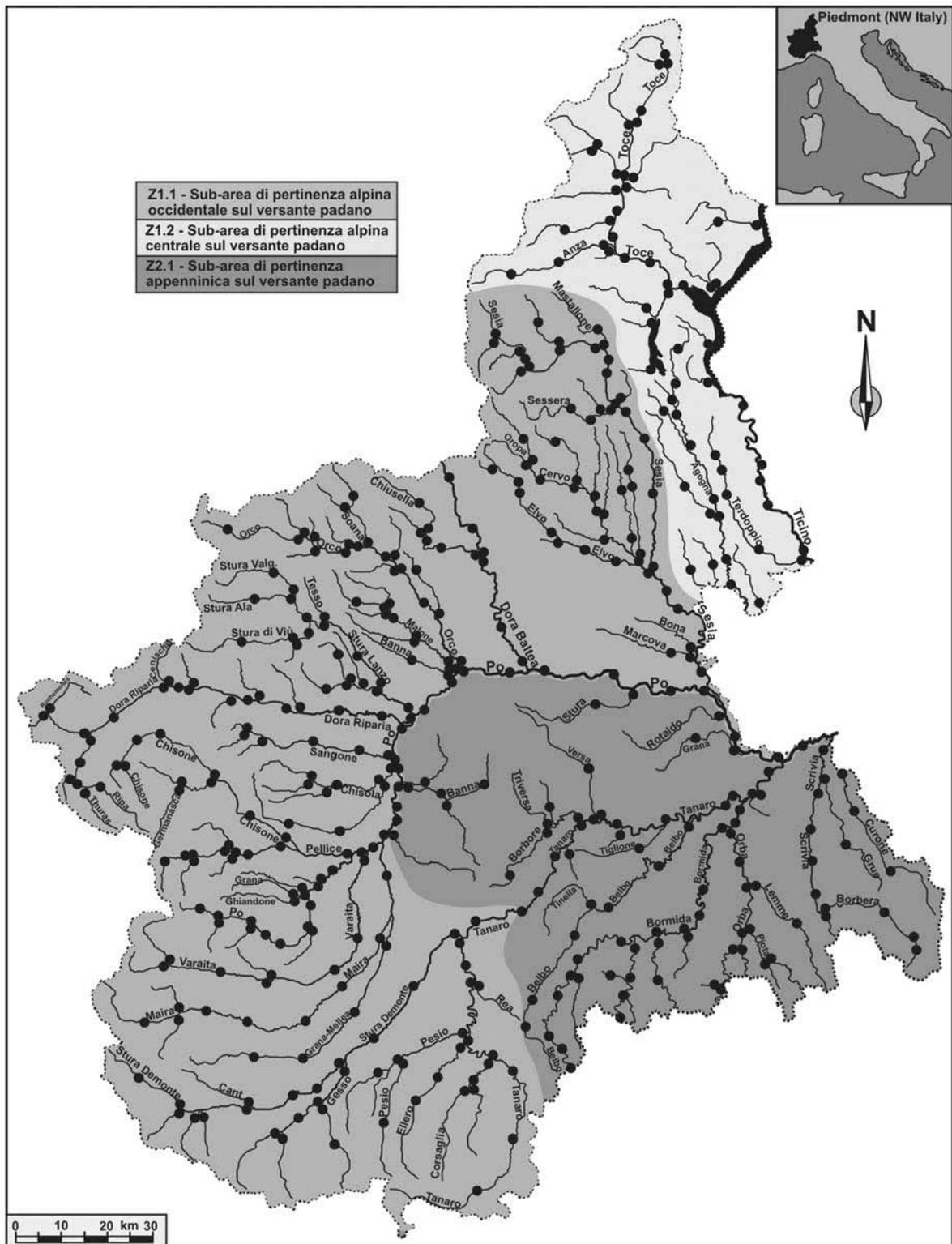
- specie e relativi valori intrinseci ( $V = AD$ ) attribuiti secondo i criteri proposti da Forneris *et al.* (2011a), positivi per le specie ittiche autoctone (AU) piemontesi (Tab. I) e pari a -1 per quelle alloctone (AL); è anche considerata la lampreda (*Lampetra zanandrea*);
- ibridi tra individui indigeni e alloctoni per i generi indicati da Zerunian *et al.* (2009); con il monitoraggio 2009 sono stati rinvenuti unicamente ibridi *Salmo [trutta] marmoratus* X *Salmo [trutta] fario*;
- numero totale delle specie autoctone (AU);
- numero totale delle specie autoctone (AU) riferibili alle comunità di riferimento (sottoinsieme di AU);
- numero totale delle specie alloctone (AL);
- numero totale delle specie (AT = AU + AL);
- LIM (Livello Inquinamento Macrodescrittori), IBE (valore Indice Biotico Esteso) e SECA (Stato Ecologico del Corso d'Acqua) dell'anno 2008 per le stazioni della rete di monitoraggio predisposta ai sensi del D.Lgs. 152/99 (Forneris *et al.*, 2010);
- LIMeco (Livello Inquinamento Macrodescrittori per lo stato ecologico), STAR\_ICMi (Indice Multimetrico di Intecalibrazione per il macrobenthos), ICMi (Indice Multimetrico di Intecalibrazione per le diatomee), IBMR (Indice Biologico Macrofitico) e Stato Ecologico degli anni 2009 e 2010 per le stazioni della rete di monitoraggio predisposta ai sensi del D. Lgs. 152/06 (Fiorenza *et al.*, 2010; Fiorenza, 2011).

Per ciascuna popolazione delle specie ittiche rinvenute in fase di campionamento, sono disponibili indicazioni semiquantitative riguardanti l'abbondanza e la struttura. I parametri considerati sono l'indice di Moyles e Nichols (1973) e l'indice di abbondanza (Forneris *et al.*, 2011a). L'utilizzo di tali parametri secondo le procedure descritte dai succitati Autori portano alla valutazione degli indicatori "condizione biologica" ( $p_{2,1}$ ) per l'ISECI e "indice di rappresentatività" (Ir) per l'I.I. (Tab. II).

Sulla base degli esiti dei campionamenti effettuati con i criteri sopra descritti, si sono valutati gli stati delle comunità ittiche per tutte le 428 stazioni delle reti

1 Tutti i dati relativi ai parametri ambientali ed ai risultati dei campionamenti sono disponibili sui siti web della Regione Piemonte e del C.R.E.S.T.:

- [http://www.regione.piemonte.it/caccia\\_pesca/dwd/17062011/istruzioni.pdf](http://www.regione.piemonte.it/caccia_pesca/dwd/17062011/istruzioni.pdf);
- [http://www.regione.piemonte.it/caccia\\_pesca/dwd/2012/tabella\\_dati\\_riassuntiva.pdf](http://www.regione.piemonte.it/caccia_pesca/dwd/2012/tabella_dati_riassuntiva.pdf);
- <http://www.crestsnc.it/natura/media/testoistruzioni.pdf>;
- <http://www.crestsnc.it/natura/media/tabella.xls>.



**Fig. 1.** Stazioni (●) delle reti di monitoraggio regionale e provinciali sul reticolo idrografico piemontese individuate dal Piano Ittico Regionale redatto ai sensi della L.R. 37/2006. Sono esclusi gli ambienti ad acque stagnanti. Nel bacino del Po Forneris *et al.* (2005a, 2007) hanno individuato le aree Z1 (pertinenza alpina) e Z2 (pertinenza appenninica), a loro volta divise, nella porzione occidentale, nelle subaree Z1.1, Z1.2 e Z2.1.

di monitoraggio regionale e provinciali mediante i succitati metodi nelle loro più recenti versioni: ISECI (Zerunian *et al.*, 2009) e I.I. (Forneris *et al.*, 2011a). A tale proposito molta attenzione si è posta alla determinazione delle comunità di riferimento. In particolare merita citare il programma di lavoro coordinato dall'Area Ambiente della Regione Piemonte e dal Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino (nell'ambito delle attività di ricerca finalizzate alla sperimentazione dei sistemi di

valutazione dello Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua ai sensi della Direttiva Europea 2000/60/CE) che ha comportato un'analisi delle conoscenze attuali e pregresse sulla fauna ittica piemontese al fine di individuare le comunità ittiche di riferimento reali (o meglio le più probabili).

Si è ritenuto di procedere ad una classificazione più "fine" delle tipologie ambientali (zone ittiche) rispetto a quelle proposte da Forneris *et al.* (2011a) e da Zerunian *et al.* (2009) come illustrato nelle tabelle III ÷ V.

**Tab. I.** Lista delle specie ittiche autoctone del Piemonte elencate secondo le tassonomie vecchie (Gandolfi *et al.*, 1991; Zerunian, 2002, 2004) e nuove (Kottelat e Freyhof, 2007; Bianco e Delmastro, 2011). Fattore **AD** delle specie secondo Forneris *et al.* (2011a; Tab. X) ed in funzione delle dimensioni degli areali di distribuzione coerenti con le nuove denominazioni. Su sfondo grigio i nuovi endemismi (e).

Famiglia	Nome volgare	Vecchie denom. scientifiche	AD	Nuove denom. scientifiche	AD
Acipenseridae	Storione cobice	<i>Acipenser naccarii</i>	3 (e)	<i>Acipenser naccarii</i>	3 (e)
	Storione comune	<i>Acipenser sturio</i>	1	<i>Acipenser sturio</i>	1
	Storione Ladano	<i>Huso huso</i>	1	<i>Huso huso</i>	1
Anguillidae	Anguilla	<i>Anguilla anguilla</i>	1	<i>Anguilla anguilla</i>	1
Clupeidae	Agone / cheppia / alosa	<i>Alosa fallax</i>	2	<i>Alosa agone</i>	3 (e)
				<i>Alosa fallax</i>	1
Cyprinidae	Alborella	<i>Alburnus alburnus alborella</i>	3 (e)	<i>Alburnus alborella</i>	3 (e)
	Barbo canino	<i>Barbus meridionalis caninus</i>	3 (e)	<i>Barbus caninus</i>	3 (e)
	Barbo	<i>Barbus plebejus</i>	2 (e)	<i>Barbus plebejus</i>	2 (e)
	Lasca	<i>Chondrostoma genei</i>	3 (e)	<i>Protochondrostoma genei</i>	3 (e)
	Savetta	<i>Chondrostoma soetta</i>	3 (e)	<i>Chondrostoma soetta</i>	3 (e)
	Gobione	<i>Gobio gobio</i>	1	<i>Gobio benacensis</i> <sup>1</sup>	3 (e)
	Cavedano	<i>Leuciscus cephalus</i>	1	<i>Squalius squalus</i>	2 (e)
	Vairone	<i>Leuciscus souffia muticellus</i>	2 (e)	<i>Telestes savigny</i>	2 (e)
	Sanguinerola	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1
	Triotto	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	3 (e)	<i>Rutilus erythrophthalmus</i> <sup>2</sup>	3 (e)
	Pigo	<i>Rutilus pigus</i>	3 (e)	<i>Rutilus pigus</i>	3 (e)
	Scardola	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	<i>Scardinius hesperidicus</i>	2 (e)
Tinca	<i>Tinca tinca</i>	1	<i>Tinca tinca</i>	1	
Cobitidae	Cobite	<i>Cobitis taenia bilineata</i>	2 (e)	<i>Cobitis bilineata</i>	2 (e)
	Cobite mascherato	<i>Sabanejewia larvata</i>	3 (e)	<i>Sabanejewia larvata</i> (e)	3 (e)
Gadidae	Bottatrice	<i>Lota lota</i>	1	<i>Lota lota</i>	1
Gasterosteidae	Spinarello	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	2	<i>Gasterosteus gymnurus</i>	2
Blenniidae	Cagnetta	<i>Salaria fluviatilis</i>	2	<i>Salaria fluviatilis</i>	2
Gobiidae	Ghiozzo padano	<i>Padogobius martensii</i>	3 (e)	<i>Padogobius bonelli</i> (e)	3 (e)
Percidae	Persico reale	<i>Perca fluviatilis</i>	1	<i>Perca fluviatilis</i>	1
Esocidae	Luccio	<i>Esox lucius</i>	1	<i>Esox cisalpinus</i> <sup>3</sup> o <i>flaviae</i> <sup>4</sup>	2 (e)
Salmonidae	Trota marmorata	<i>Salmo [trutta] marmoratus</i>	3 (e)	<i>Salmo marmoratus</i>	3 (e)
Thymallidae	Temolo	<i>Thymallus thymallus</i>	1	<i>Thymallus thymallus</i>	1
Cottidae	Scazzone	<i>Cottus gobio</i>	1	<i>Cottus gobio</i>	1

1. *Romanogobio benacensis* secondo Kottelat e Freyhof (2007).

2. *Rutilus aula* secondo Kottelat e Freyhof (2007).

3. Nuova specie endemica, come recentemente proposto da Bianco e Delmastro (2011).

4. Nuova specie endemica, come recentemente proposto da Lucentini *et al.* (2011).

Quindi si è proceduto alla determinazione più precisa delle comunità di riferimento per ciascuno degli ambienti fluviali delle succitate 428 stazioni, facendo riferimento ai risultati dei campionamenti effettuati con il monitoraggio del 2009 ed a quelli dei monitoraggi pregressi (Regione Piemonte, 1992, 2006; C.R.E.S.T., 1995, 1997, 2000, 2005; Provincia di Biella, 2002; Provincia di

Cuneo, 2002; Provincia di Torino, 2000, 2005a, 2005b; Provincia di Vercelli, 2007). Si è inoltre fatto ampio uso della letteratura ittologica riguardante il territorio piemontese (Cortese, 1997, 1999, 2000, 2002; Delmastro, 1982; Delmastro *et al.*, 1990, 2007; Forneris, 1989; Forneris *et al.*, 2005b; Badino *et al.*, 2002; AA, 2000). La maggior parte delle stazioni presentano comunità di

**Tab. II.** Valutazione delle condizioni biologiche delle popolazioni delle specie ittiche utilizzata con i campionamenti dell'ittiofauna sulle reti di monitoraggio regionale e provinciali del Piemonte (428 stazioni) effettuati nell'anno 2009 (Forneris *et al.*, 2011a).

Indice di abbondanza (Ia)	0	Assente.					
	1	Sporadica. Pochissimi individui, anche un solo esemplare.					
	2	Presente. Pochi individui, ma in numero probabilmente sufficiente per l'automantenimento.					
	3	Abbondante. Molti individui, senza risultare dominante.					
	4	Molto abbondante. Moltissimi individui, spesso dominanti.					
	a	a <sub>1</sub>	Presenti almeno il 30 % di giovani (immaturi) o il 20 % di adulti (maturi) della popolazione.				
		a <sub>2</sub>	Presenti giovani in netta prevalenza; adulti rappresentati per meno del 20 % della popolazione.				
	b	b <sub>1</sub>	Adulti in netta prevalenza; giovani per meno del 30 % della popolazione.				
		b <sub>2</sub>	Presenti esclusivamente individui giovani.				
	c	Presenti esclusivamente individui adulti.					
Numero minimo "N" di individui per Ia = 2 e 2N per Ia ≥ 3. Valori dell'indice "Im" di Moyle-Nichols (1973).							
		Ia = 2		Ia = 3			
		N	Im	2N	Im		
Barbo, lasca, cavedano, alborella, rovela, vairone, ghiozzo padano.		≥ 30	3	≥ 60	≥ 4		
Barbo canino, scardola, sanguinerola, triotto, gobione, savetta.		≥ 25	3	≥ 50	≥ 4		
Agone/cheppia/alosa, temolo, panzarolo, cobite, lavarello, bondella, gambusia e pseudorasbora.		≥ 20	2	≥ 40	≥ 3		
Pigo, tinca, persico reale, salmonidi, persico sole, persico trota, <i>Ictalurus</i> spp., cagnetta, scazzone, carpa, carpa erbivora, <i>Carassius</i> spp., aspigo, gardon, rodeo amaro, abramide, barbo d'oltralpe.		≥ 15	2	≥ 30	≥ 3		
Cobite mascherato, spinarello, acerina e misgurno.		≥ 8	2	≥ 15	≥ 2		
Anguilla, storioni (comune, cobice e ladano), bottatrice, luccio, siluro e lucioperca.		≥ 5	1	≥ 8	≥ 2		
Indice di abbondanza (Im) di Moyle-Nichols (1973). Im = 1 ÷ 5 in funzione del numero (N) di individui rapportati ad un tratto fluviale di 50 m.		N	1 ÷ 2	3 ÷ 10	11 ÷ 20	21 ÷ 50	> 50
		Im	1	2	3	4	5
Valori degli indicatori Ir (per l'I.I.) e p <sub>2,1</sub> (per l'ISECI) della condizione biologica delle popolazioni ittiche in funzione dell'Indice di abbondanza Ia (con integrazione dell'Indice di Moyle-Nichols).							
Ia	Consistenza demografica	Struttura	Indicatore Ir (I.I.)	Indicatore p <sub>2,1</sub> (ISECI)			
1c	scarsa	destrutturata	0,4	0,2			
1b	scarsa	mediamente strutturata	0,4	0,2			
1a	scarsa	ben strutturata	0,4	0,2			
2c	intermedia	destrutturata	0,5	0,2			
3c	pari a quella attesa	destrutturata	0,6	0,4			
2b	intermedia	mediamente strutturata	0,6	0,5			
3b	pari a quella attesa	mediamente strutturata	0,8	0,7			
2a	intermedia	ben strutturata	0,8	0,8			
3a	pari a quella attesa	ben strutturata	1,0	1,0			
4	popolazione dominante (molto abbondante)		1,0	1,0			
- Per Ia = 4 si assegna il valore dell'indicatore pari a 1 ritenendo inutile la valutazione sulla struttura.							
- Per anguilla e lampreda vale Ir = 0,6 e p <sub>2,1</sub> = 0,4 per Ia = 1, Ir = p <sub>2,1</sub> = 0,8 per Ia = 2 e Ir = p <sub>2,1</sub> = 1,0 per Ia = 3.							
- Alle specie cobite mascherato, spinarello, acerina, misgurno, storioni, bottatrice, luccio, siluro e lucioperca si assegna Ir = 0,6 e p <sub>2,1</sub> = 0,5 per tutti gli indici di abbondanza 1a/b/c, 2c e 3c (si escludono i valori Ir < 0,6 e p <sub>2,1</sub> < 0,5).							

**Tab. III.** Comunità di riferimento delle diverse tipologie ambientali Alpina inferiore (Ai), Salmonicola (S), Mista (M) e Ciprinicole superiore (Cs) e inferiore (Ci) del Piemonte nelle aree e sub-aree Z1 e Z2.1. In *corsivo* sono le specie endemiche e sub-endemiche secondo Zerunian *et al.* (2009). Le specie evidenziate con l'asterisco sono quelle di maggiore importanza ecologico-funzionale secondo Zerunian *et al.* (2009). Quelle sottolineate sono incerte.

ZONA DEI SALMONIDI		ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA		
Z1		Z1	Z1 e Z2.1	Z1 e Z2.1
Ai	S	M	Cs	Ci
<i>T. marmorata*</i> Scazzone	<i>T. marmorata*</i> Scazzone Temolo* <i>Barbo canino</i> Vairone <u>Sanguinerola</u>	<i>T. marmorata*</i> Scazzone Temolo* <i>Barbo canino</i> Vairone Sanguinerola <i>Barbo</i> Cavedano <i>Lasca</i> Anguilla Gobione <i>Cobite</i> <i>Ghiozzo</i>	<i>Barbo canino</i> Vairone Sanguinerola <i>Barbo</i> Cavedano <i>Lasca</i> Anguilla Gobione <i>Cobite</i> <i>Ghiozzo</i>	Vairone <i>Barbo</i> Cavedano <i>Lasca</i> Anguilla Gobione <i>Cobite</i> <i>Ghiozzo</i> Alborella Scardola Tinca Triotto

**Tab. IV.** Comunità di riferimento delle diverse tipologie ambientali Salmonicola (S), Mista (M) e Ciprinicola (C) del fiume Po (Z1). In *corsivo* sono le specie endemiche e sub-endemiche secondo Zerunian *et al.* (2009). Le specie evidenziate con l'asterisco sono quelle di maggiore importanza ecologico-funzionale secondo Zerunian *et al.* (2009). Quelle sottolineate sono incerte.

ZONA DEI SALMONIDI		ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA			
S		M		C	
confl. Croesio p.te Martiniana	p.te Martiniana confl. Ghiandone	confl. Ghiandone confl. Maira	confl. Maira confl. Sangone	confl. Sangone confl. St.Casale	confl. St. Casale confl. Scrivia
Scazzone	<i>T. Marmorata*</i> Scazzone Temolo* <i>Barbo canino</i> Vairone <u>Sanguinerola</u>	<i>T. Marmorata*</i> Scazzone Temolo* <i>Barbo canino</i> Vairone Sanguinerola Barbo Cavedano Lasca Anguilla Gobione Cobite Ghiozzo	<i>T. Marmorata*</i> Scazzone Temolo* <i>Barbo canino</i> Vairone Sanguinerola Barbo Cavedano Lasca Anguilla Gobione Cobite Ghiozzo Alborella	<i>T. Marmorata*</i> <i>Barbo canino</i> Vairone Sanguinerola Barbo Cavedano Lasca Anguilla Gobione Cobite Ghiozzo Alborella Scardola Tinca <i>Triotto</i> Luccio* Savetta Persico reale*	Vairone Barbo Cavedano Lasca Anguilla Gobione Cobite Ghiozzo Alborella Scardola Tinca <i>Triotto</i> Luccio* Savetta Persico reale*

**Tab. V.** Comunità di riferimento del fiume Ticino (Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila - tipologia Ciprinicola "C" in Z1). In *corsivo* sono le specie endemiche e sub-endemiche secondo Zerunian *et al.* (2009). Le specie evidenziate con l'asterisco sono quelle di maggiore importanza ecologico-funzionale secondo Zerunian *et al.* (2009). Quelle sottolineate sono incerte.

<i>T. Marmorata*</i>	<i>Vairone</i>	<i>Lasca</i>	<i>Ghiozzo</i>	<i>Triotto</i>
<u>Scazzone</u>	Sanguinerola	Anguilla	<i>Alborella</i>	Luccio*
<u>Temolo*</u>	<i>Barbo</i>	Gobione	Scardola	<i>Savetta</i>
<u>Barbo canino</u>	Cavedano	<i>Cobite</i>	Tinca	Persico reale*

riferimento identiche a quelle genericamente indicate, nelle tabelle III ÷ V. Altre presentano una o due specie in più o in meno in funzione delle situazioni attuale e pregresse effettivamente riscontrate.

### SITUAZIONI NELLA TIPOLOGIA ALPINA SUPERIORE (AS)

Più volte abbiamo sostenuto che la tipologia Alpina non è adatta per l'individuazione di specifiche comunità di riferimento, in quanto rappresentativa di ambienti quasi sempre popolati da salmonidi (in genere alloctoni) conseguenza di immissioni per fini alieutici e la cui condizione naturale è probabilmente l'assenza di ittiofauna (Forneris *et al.*, 2006a-b, 2007, 2011a). Inoltre i risultati dei campionamenti sono influenzati dalle modalità di gestione dei ripopolamenti e dai prelievi alieutici in misura ben maggiore rispetto alle condizioni ambientali dei corsi d'acqua. Tuttavia, ad un'analisi più accurata, risulta che alcuni ambienti nei tratti più a valle della tipologia Alpina sono popolati (o potrebbero esserlo, almeno potenzialmente, se non alterati) da comunità costituite da almeno due specie (trota marmorata e scazzone). Sono comunità povere, ma sufficienti per tentare valutazioni di stato. Per tale motivo si è ritenuto di suddividere la tipologia Alpina (A) in superiore (As), nella quale non è effettivamente possibile descrivere comunità autoctone naturali ed inferiore (Ai), nella quale è invece possibile descrivere comunità autoctone naturali, seppure povere (o molto povere) in numero di specie (2-3).

Al fine di esaminare in maggior dettaglio tale questione si è ritenuto opportuno considerare, rispetto al totale dei 428 siti oggetto di monitoraggio dell'anno 2009, esclusivamente le 62 stazioni classificate nella tipologia As (Tab. VI) dove, oltre alla descrizione degli stati dell'ittiofauna, sono riportate le classificazioni SECA del 2008 (ai sensi del D.Lgs. 152/99) e dello Stato Ecologico del 2009 e del 2010 (ai sensi del D.Lgs. 152/06). Non è stato determinato l'Indice Ittico, in quanto tale metodo, per tali ambienti, non viene ritenuto applicabile. Invece è stato applicato l'ISECI considerando le comunità di riferimento indicate da Zerunian *et al.* (2009).

Il punteggio medio dell'ISECI è pari a 0,29, mentre la media dei livelli di qualità di stato delle comunità

ittiche è pari a 4,41 (insufficiente/pessimo). Su 16 stazioni per le quali sono disponibili le classificazioni SECA e/o dello Stato Ecologico risulta (Tab. VII):

- tutti i livelli ISECI sono significativamente inferiori a quelli ottenuti dal SECA e/o dallo Stato Ecologico;
- 13 stazioni (l'80 %) sono in quinta classe (stato pessimo) secondo l'ISECI; nessuna stazione risulta in tale condizione secondo le valutazioni SECA e/o dello Stato Ecologico;
- risulta un livello medio pari a 2,0 per il SECA per le 10 stazioni per le quali tale dato è disponibile, mentre il valore medio dell'ISECI per le stesse stazioni è pari a 4,7 cioè oltre due livelli in meno;
- risulta un livello medio pari a 2,3 per lo Stato Ecologico per le 15 stazioni per le quali tale dato è disponibile, mentre il valore medio dell'ISECI per le stesse stazioni è pari a 4,9; di nuovo oltre due livelli in meno.

Rispetto alle 62/428 stazioni As considerate, sei sono risultate prive di ittiofauna, quindi con valore ISECI non determinabile. Una di esse (Chisone a Prangelato) è stata classificata con Stato Ecologico sufficiente nel 2009. Dalle note trascritte dagli ittiologi che hanno effettuato i campionamenti sulle altre cinque stazioni non risultano segnalazioni significative di alterazioni ambientali.

Lo Stato Ecologico viene determinato dal peggiore dei livelli LIMeco ed EQB (macrobenthos, diatomee, macrofite e pesci). Con l'applicazione di tale criterio risulta evidente che gli ambienti As verrebbero classificati nel quinto livello (pessimo) nella maggior parte delle situazioni, con alcuni casi nel quarto livello (insufficiente) e molto rari nel terzo (sufficiente), comunque sempre inferiori all'obiettivo "buono" ai sensi del D.Lgs. 152/06.

Rispetto alle 62/428 stazioni As considerate, ben 17 appartengono alla nuova rete di monitoraggio regionale, cioè il 9 % del totale di 197. Per esse, nel caso dell'applicazione acritica della valutazione dello Stato Ecologico nei termini succitati, l'obiettivo "buono" non potrà essere conseguito, indipendentemente dalle reali condizioni ambientali dei corsi d'acqua.

Zerunian (2012) ha ipotizzato la possibilità di considerare parautoctona la trota fario (*Salmo [trutta] trutta*). Tale idea è stata poi ripresa da Agostini *et al.*

**Tab. VI.** Elenco delle stazioni facenti parte del sistema delle reti di monitoraggio regionale e provinciali del territorio piemontese, con tipologia classificata nell'*Alpina superiore* (As) presenti nelle sub-aree Z1.1 (di pertinenza alpina occidentale sul versante padano) e Z1.2 (di pertinenza alpina centrale sul versante padano) ed oggetto di campionamenti relativi all'ittiofauna effettuati nel 2009. Per ogni stazione sono indicati gli Indici di abbondanza (Ia) delle specie campionate, l'eventuale presenza di ibridi (X) ed i numeri totali "AT" delle specie autoctone (AU) ed alloctone (AL). Vengono quindi riportati i valori (ed i relativi livelli di qualità) ottenuti dall'applicazione dell'ISECI e gli esiti dei monitoraggi sulla qualità delle acque effettuati negli anni 2008 (D.Lgs. 152/1999), 2009 (D.Lgs. 152/2006) e 2010 (D.Lgs. 152/2006). Sintesi in Tab. VII.

Corso d'acqua	Codice	Prov	Comune	ms.lm.	Z	Stato ittiofauna 2009						Monitoraggi qualità delle acque					ISECI			
						Ib			Presenza ibridi	N specie			2008			2009/2010		Valore	Livello	
						Trota marmorata	Scuzzone	Trota fario		Trota iridea	AU	AL	AT (AU+AL)	LIM	IBE	SECA	LIMeco			STAR_ICMi
Po	001015	CN	Crissolo	1.384	1.1			4				1	1	1	1	2		2	0,20	5
Po	CN005	CN	Oncino	846	1.1			4											0,20	5
Lenta	CN045	CN	Oncino	825	1.1			4											0,20	5
Croesio	CN050	CN	Paesana	552	1.1			4											0,20	5
Pellice	TO105	TO	Bobbio Pellice	1.430	1.1			1											0,20	5
Chisone	029001	TO	Pragelato	1.580	1.1										1	3	1	3	?	?
Chisone	029002	TO	Pragelato	1.463	1.1			1			1	1	2	3	3	1	3	3	0,20	5
Chisone	TO140	TO	Usseaux	1.344	1.1			1			1	1							0,20	5
Chisone	TO145	TO	Perosa Arg.	616	1.1			3a	X		1	1							0,10	5
Chisonetto	671050	TO	Pragelato	1591	1.1			2b			1	1			1	3		3	0,20	5
Germanasca	TO150	TO	Prali	926	1.1	1		1		X	1	1	2						0,32	4
Germanasca Mas.	TO155	TO	Prali	946	1.1			2b			1	1							0,20	5
Varaita	CN060	CN	Casteldelfino	1.271	1.1			1			1	1							0,20	5
Varaita	CN065	CN	Sampeyre	846	1.1	1		4		X	1	1	2						0,32	4
Varaita Chianale	CN075	CN	Casteldelfino	1.336	1.1			4			1	1							0,20	5
Gilba	CN080	CN	Brossasco	602	1.1		2a	4	1		1	2	3						0,50	3
Maira	CN085	CN	Acceglio	1.178	1.1			3a			1	1							0,20	5
Marmora	CN095	CN	Prazzo	886	1.1			4			1	1							0,20	5
Elva	CN100	CN	Prazzo	900	1.1	1	2a	2a		X	2	1	3						0,52	3
Sangonetto	TO415	TO	Coazze	746	1.1	2b		3a		X	1	1	2						0,41	3
Ripa	235050	TO	Sauze Cesana	1.541	1.1			2b			1	1			1	3		3	0,20	5
Dora Riparia	TO505	TO	Cesana	1.348	1.1			2a			1	1							0,20	5
Dora Riparia	038001	TO	Cesana	1.232	1.1			1			1	1	2	2	2	1	3	3	0,20	5
Dora Riparia	TO510	TO	Oulx	1.068	1.1			2a			1	1							0,20	5
Dora Riparia	038330	TO	Salbertrand	995	1.1			1			1	1	2	2	2	1	4	4	0,20	5
Thuras	TO530	TO	Cesana	1.452	1.1			1			1	1							0,20	5
Piccola Dora	TO535	TO	Cesana	1.406	1.1														?	?
D.Bardonecchia	TO537	TO	Bardonecchia	1.259	1.1			2c			1	1							0,20	5
D.Bardonecchia	236020	TO	Oulx	1.060	1.1			1			1	1	2	3	3	1	3	3	0,20	5
Rochemolles	TO538	TO	Bardonecchia	1.285	1.1														?	?
Cenischia	TO540	TO	Susa	512	1.1			2b			1	1							0,20	5
Rocciamelone	TO545	TO	Bussoleno	461	1.1			2b			1	1							0,20	5
Gravio Villarfoc.	TO550	TO	Villarfocchiardo	410	1.1			3b			1	1							0,20	5
Gravio Condove	TO555	TO	Condove	391	1.1														?	?
Stura Ala	TO605	TO	Balme	1.130	1.1	2a		3a		X	1	1	2						0,50	3
Stura Viù	TO635	TO	Usseglio	1.237	1.1			3a			1	1							0,20	5
Orco	034040	TO	Ceresole Reale	1.590	1.1			3a	4		2	2	1	1	1	1	1	1	0,20	5
Piantonetto	TO820	TO	Locana	706	1.1	2b		3a		X	1	1	2						0,41	3

Corso d'acqua	Codice	Prov	Comune	ms.Lm.	Z	Stato ittiofauna 2009			Monitoraggi qualità delle acque							ISECI							
						Ib			N specie			2008			2009/2010				Valore	Livello			
						Trota marmorata	Scazzone	Trota fario	Trota iridea	Presenza ibridi	AU	AL	AT (AU+AL)	LIM	IBE	SECA	LIMeco	STAR_JCmi			Diatomee	Macrophyta	Stato Ecologico
Eugio	TO825	TO	Locana	661	1.1															?	?		
Soana	225020	TO	Valprato Soana	1.087	1.1			3a			1	1									0,20	5	
Forzo	428010	TO	Ronco C.se	900	1.1			2a			1	1			1	2	1	1	2		0,20	5	
Sesia	VC005	VC	Riva Valdobbia	1.084	1.1	3b	2c		X	1	1	2									0,47	3	
Vogna	VC050	VC	Riva Valdobbia	1.109	1.1	4	4		X	1	1	2									0,56	3	
Artogna	VC055	VC	Campertogno	881	1.1	3a	2b		X	1	1	2									0,56	3	
Egua	VC065	VC	Rimasco	908	1.1		2a	3a			1	1	2								0,50	3	
Cervo	009015	BI	Sagliano Micca	583	1.1			3a			1	1		1	1	1		1	2		0,20	5	
Oropa	410005	BI	Biella	415	1.1			3a			1	1						1	1		1	0,20	5
Lanca	571050	BI	Muzzano	717	1.1			3c			1	1						1	1		1	0,20	5
Strona Vallemosso	011015	BI	Veglio	565	1.1			2b			1	1		2	1	2		1	1		1	0,20	5
Stura Demonte	CN275	CN	Argentera	1.450	1.1			4			1	1										0,20	5
Stura Demonte	026015	CN	Vinadio	950	1.1			3c	3a		1	1	2	2	2	2		1	2		2	0,38	4
Corborant	CN300	CN	Pianche	1.046	1.1			2c	4		1	1	2									0,32	4
S.Anna	CN305	CN	Vinadio	964	1.1			3a	4		1	1	2									0,56	3
Rio Freddo	CN310	CN	Vinadio	932	1.1			2c	4		1	1	2									0,32	4
Cant	CN315	CN	Demonte	726	1.1			4	3a		1	1	2									0,56	3
Falmenta	835010	VB	Falmenta	609	1.2				1		1	1					1	2	2		2	0,20	5
Toce	VB010	VB	Formazza	1.405	1.2	1	1	3a		X	2	1	3	2	1	2						0,43	3
Toce	VB015	VB	Formazza	1.295	1.2	2c	2a	4		X	2	1	3									0,52	3
Vannino	VB045	VB	Formazza	1.446	1.2																	?	?
Cairasca	VB050	VB	Trasquera	547	1.2			3a			1	1										0,20	5
Troncone	VB075	VB	Antrona	691	1.2			3a	3a	1	1	2	3									0,56	3
Anza	VB080	VB	Macugnana	1.182	1.2				1		1	1										0,20	5

**Tab. VII.** Sintesi del confronto tra i livelli di qualità relativi al SECA (D.Lgs. 152/99 per l'anno 2008), allo Stato Ecologico (D.Lgs. 152/06 per gli anni 2009/2010) ed all'ISECI (per l'anno 2009) valutati per le stazioni facenti parte del sistema delle reti di monitoraggio regionale e provinciali del territorio piemontese, con tipologia classificata nell'*Alpina superiore* (As) e presenti nelle sub-aree Z1.1 (di pertinenza alpina occidentale sul versante padano) e Z1.2 (di pertinenza alpina centrale sul versante padano).

Sub-aree	Z1.1										Z1.2						medie	
SECA	1	-	3	-	-	2	2	3	1	-	1	-	-	2	2	-	2	2,0
Livello ISECI	5		5			5	5	5	5		5	5	4		3			4,7
Stato Ecologico	2	3	3	3	3	3	4	3	1	2	-	1	1	1	2	2	-	2,3
Livello ISECI	5	?	5	5	5	5	5	5	5	5		5	5	5	4	5		4,9

(2012) per l'applicazione dell'ISECI ai corsi d'acqua del Veneto confrontando due scenari differenti: nel primo la trota fario come alloctona e nel secondo come parautoctona. Si è quindi ritenuto di valutare lo scenario che risulterebbe con la fario parautoctona per l'insieme delle 62 stazioni As in Piemonte.

In 36 stazioni (58 % del totale di 62) è risultata presente la sola trota fario. In 20 stazioni sono risultate

presenti anche le specie trota marmorata e/o scazzone; sono ambienti che si trovano sopra i limiti altitudinali superiori degli areali di distribuzione di tali specie, la cui presenza è dovuta ad immissioni di pesci recuperati (per motivi diversi) da altri corsi d'acqua ad opera di personale volontario delle associazioni dei pescatori che operano nelle valli piemontesi. Pertanto, considerando parautoctona la trota fario essa costituisce l'unica specie

della comunità di riferimento (monospecifica) della tipologia As in Piemonte, come anche stabilito dal succitato Piano Ittico Regionale ai sensi della L.R. 37/2006.

L'ISECI è la somma dei punteggi determinati da indicatori principali: presenza di specie indigene ( $f_1$ ), condizione biologica delle popolazioni ( $f_2$ ), presenza di ibridi ( $f_3$ ), presenza di specie aliene ( $f_4$ ) e endemiche ( $f_5$ ). Per i siti di campionamento As considerati i punteggi relativi agli indicatori  $f_1$  (presente la trota fario quale unica specie attesa),  $f_2$  (assenza di ibridi tra specie autoctone e alloctone) ed  $f_4$  (assenza di specie aliene) assumono i valori massimi, con identica somma ponderata pari a 0,5 per tutte le stazioni. Il punteggio relativo all'indicatore  $f_5$  è sempre pari a zero, in quanto la comunità attesa è priva di specie endemiche.

Per 31 stazioni (50 %) la trota fario è risultata con Ia = 3a oppure con Ia = 4; pertanto l'indicatore  $f_2$  assume valore massimo ( $p_{2,1} = 1$ ; cfr. Tab. II); la somma ponderata di tutti gli indicatori (valore numerico dell'ISECI) è pari a 0,8 (stato buono). Per 4 stazioni (6 %) la trota fario è risultata con Ia = 2a; l'indicatore  $f_2$  assume valore  $p_{2,1} = 0,8$ ; la somma ponderata di tutti gli indicatori è ISECI = 0,74 (stato buono). Per una stazione è risultato Ia = 3b; l'indicatore  $f_2$  assume valore  $p_{2,1} = 0,7$ ; la somma ponderata di tutti gli indicatori è ISECI = 0,71 (stato buono). Per 7 stazioni (11 %) è risultato Ia = 2b; l'indicatore  $f_2$  assume valore  $p_{2,1} = 0,5$ ; la somma ponderata di tutti gli indicatori è ISECI = 0,65 (stato buono). Per 1 stazione è risultato Ia = 3c; l'indicatore  $f_2$  assume valore  $p_{2,1} = 0,4$ ; la somma ponderata di tutti gli indicatori è ISECI = 0,62 (stato buono). Per 12 stazioni (19 %) sono risultate condizioni biologiche delle popolazioni di trota fario inferiori, quindi con valori  $0,6 > \text{ISECI} > 0,5$  (stato sufficiente). In sintesi:

- per 44 stazioni (71 %) risulta  $0,8 \geq \text{ISECI} > 0,6$  (stato buono);
- per 12 stazioni (19 %) risulta  $0,6 > \text{ISECI} > 0,5$  (stato sufficiente);
- per 6 stazioni (10 %) l'ittiofauna è risultata assente (ISECI = 0; stato pessimo); sono tratti di torrenti che (a parte uno), fino a pochi anni fa, ospitavano trote fario, successivamente scomparse per interruzione dei ripopolamenti (per minori risorse disponibili per tale pratica gestionale); per quelle stazioni l'ittiofauna non è assente a causa di alterazioni ambientali, ma semplicemente perché non sono più stati immessi pesci;
- risulta il valore medio dell'ISECI pari a 0,65 (stato buono), decisamente superiore a quello (0,29) ottenuto considerando la trota fario alloctona;
- per tutte le 62 stazioni As il punteggio massimo dell'ISECI è pari a 0,8; non è possibile esprimere lo stato eccellente (ISECI > 0,8) per mancanza di

specie endemiche;

- l'unico indicatore variabile è quello della condizione biologica ( $f_2$ ), strettamente (o unicamente) dipendente dalle modalità di gestione dell'ittiofauna per fini alieutici.

## SITUAZIONI CON FAUNA ALLOCTONA DOMINANTE

I metodi di valutazione di stato delle comunità ittiche sono condizionati dalla presenza di specie alloctone, in particolare quando queste formano popolazioni abbondanti e talora dominanti. Lo stato di degrado dell'ittiofauna è conseguenza di molteplici fattori, tra i quali la presenza di specie aliene, “... probabilmente irreversibile, in quanto è molto difficile (se non impossibile) eradicare o almeno contenere la presenza... della fauna alloctona... In molti casi, trattandosi di un fattore di degrado non rimovibile, l'obiettivo di qualità legato all'EQB “pesci” rischia di non essere conseguibile, con inevitabile pregiudizio del giudizio... dello Stato Ecologico dei corpi d'acqua” (Forneris *et al.*, 2011a).

Al fine di mettere in evidenza tale questione, si sono esaminati gli esiti dei campionamenti del succitato monitoraggio dell'anno 2009 considerando le stazioni caratterizzate dalla presenza di un numero di specie alloctone pari o superiore al 50 % del totale delle specie costituenti le comunità (AL/AT  $\geq 0,5$ ; Tab. VIII).

Su 23 stazioni così selezionate il punteggio medio dell'I.I.a è pari a 0,16, mentre quello dell'ISECI è pari a 0,38, con medie dei livelli di qualità di stato corrispondenti rispettivamente ai valori 4,7 (prossimo alla quinta classe) e 3,7 (prossimo alla quarta classe).

Su 20 stazioni per le quali sono disponibili le classificazioni SECA per il 2008 (D.Lgs. 152/99) e/o dello Stato Ecologico per il 2009/2010 (D.Lgs. 152/06) risulta (Tab. VIII):

- tutti i livelli dell'I.I.a, tranne un caso, sono significativamente inferiori a quelli ottenuti dal SECA e/o dallo Stato Ecologico;
- per quanto riguarda i livelli ISECI un solo caso presenta una valutazione migliore rispetto al SECA ed allo Stato ecologico, risultano 6 casi (30 %) con valutazione identica al SECA e/o a quello dello Stato Ecologico e 13 casi (65 %) con valutazione peggiore rispetto al SECA e/o a quello dello Stato Ecologico;
- 11 stazioni (55 %) sono classificate nel quinto livello (stato pessimo) e 9 stazioni (45 %) nel quarto (stato insufficiente) secondo l'I.I.a; nessuna stazione è risultata con stato pari o migliore del terzo livello;
- una sola stazione (5 %) è classificata nel livello 5 secondo l'ISECI; 9 stazioni (45 %) risultano nel quarto livello e 10 stazioni nel terzo (50 %);
- risulta una media pari a 3,0 per il SECA per le 13 stazioni per le quali tale dato è disponibile, mentre il

valore medio del livello dell'I.I.a è pari a 4,8; quello dell'ISECI è migliore, pari a 3,5, comunque inferiore al SECA;

- risulta una media pari a 2,6 per lo Stato Ecologico per le 16 stazioni per le quali tale dato è disponibile, mentre il valore medio del livello dell'I.I.a per le stesse stazioni è pari a 4,6 cioè oltre due livelli in meno; quello dell'ISECI risulta 3,6 un livello in meno.

Preoccupante è la situazione del fiume Po a valle di Casale Monferrato e del reticolo idrografico di pianura

del Piemonte orientale, dove massiccia è la presenza di specie alloctone. In alcuni casi lo Stato Ecologico valutato senza considerare l'EQB “pesci” è risultato “buono”, quindi in linea con gli obiettivi di qualità. Per quanto riguarda gli altri ambienti considerati, a parte il Lovassino a Montecastello e il Terdoppio a Cerano, lo Stato Ecologico corrisponde al livello “sufficiente”; quindi, con l'applicazione rigorosa di quanto previsto dal Piano di Tutela delle Acque (approvato dal Consiglio Regionale 117-10731 del 13/03/2007), si può ipo-

**Tab. VIII.** Elenco delle stazioni facenti parte del sistema delle reti di monitoraggio regionale e provinciali del territorio piemontese, con esclusione della tipologia *Alpina superiore*, oggetto di campionamenti relativi all'ittiofauna effettuati nel 2009 e presenti nelle sub-aree Z1.1 (di pertinenza alpina occidentale sul versante padano), Z1.2 (di pertinenza alpina centrale sul versante padano) e Z2.1 (di pertinenza appenninica sul versante padano). Le tipologie ambientali sono quella *Alpina inferiore* (Ai), *Salmonicola* (S), *Ciprinicola* (C - per il solo fiume Po), *Ciprinicola superiore* (Cs) e *Ciprinicola inferiore* (Ci). Per ogni stazione sono indicati i numeri totali “N” delle specie campionate autoctone (AU) ed alloctone (AL). Sono riportate unicamente le stazioni con AL/AT  $\geq 0,5$ . Vengono quindi riportati i valori (ed i relativi livelli di qualità) ottenuti dall'applicazione dell'I.I.a e dell'ISECI e gli esiti dei monitoraggi sulla qualità delle acque effettuati negli anni 2008 (D.Lgs. 152/1999), 2009 (D.Lgs. 152/2006) e 2010 (D.Lgs. 152/2006). Sintesi in Tab. IX.

Corso d'acqua	Codice	Prov Comune	ms.lm.	Z	Tp	N specie (2009)			2008			2009/2010					I.I.a		ISECI	
						AU	AL	AT (AU+AL)	LIM	IBE	SECA	LIMeco	STAR_ICMi	Diatomee	Macrophyta	Stato Ecologico	Valore	Livello	Valore	Livello
Po	CN015	CN	Martiniana	386	1.1	S	0	1	1								0,00	5	0,20	5
Po	AL005	AL	Casale M.to	105	1.1	C	5	5	10	3	2	3					0,18	5	0,45	3
Po	001250	AL	Frassineto Po	93	1.1	C	5	6	11				3	1	3	0,21	4	0,40	4	
Po	001270	AL	Valenza	85	1.1	C	4	7	11	2	3	3	2	1	2	0,13	5	0,31	4	
Po	AL010	AL	Bassignana	76	1.1	C	5	8	13							0,17	5	0,35	4	
Po	001280	AL	Isola S.Antonio	72	1.1	C	3	8	11	3	3	3	2	2	2	0,14	5	0,34	4	
Grana	064040	AL	Valenza	90	2.1	Ci	3	6	9	3	3	3	3	3	1	3	0,12	5	0,30	4
Canale Lanza	090025	AL	Ovvimiano	112	2.1	Ci	4	5	9				2		2	0,22	4	0,52	3	
Tanaro	046165	AL	Felizzano	96	2.1	Ci	4	6	10				2	3	2	3	0,20	4	0,47	3
Tanaro	AL105	AL	Alessandria	95	2.1	Ci	3	8	11	3	3	3				0,13	5	0,31	4	
Tanaro	046190	AL	Alessandria	94	2.1	Ci	2	7	9				2	2	2	0,10	5	0,31	4	
Tanaro	AL110	AL	Montecastello	93	2.1	Ci	3	7	10	3	3	3				0,13	5	0,31	4	
Tanaro	046210	AL	Bassignana	88	2.1	Ci	3	6	9	3	2	3	2	2	2	0,15	5	0,35	4	
Bormida	AL125	AL	Cassine	115	2.1	Ci	5	6	11	2	3	3				0,27	4	0,43	3	
Bormida	065090	AL	Alessandria	89	2.1	Ci	6	6	12	2	3	3	2	3	2	3	0,30	4	0,45	3
Lovassino	089020	AL	Montecastello	82	2.1	Ci	1	2	3	5	5	5	5	5	5	0,07	5	0,48	3	
Agogna	053010	NO	Briga N.se	304	1.2	Cs	1	1	2	2	1	2	2	3	3	0,11	5	0,51	3	
Toce	051025	VB	Crevalodossola	304	1.2	S	2	2	4				1	2	2	0,36	4	0,52	3	
Devero	066010	VB	Premia	540	1.2	Ai	1	1	2	2	2	2	1	2	2	0,30	4	0,53	3	
Diveria	VB055	VB	Crevalodossola	549	1.2	Ai	0	1	1							0,00	5	0,20	5	
Anza	077008	VB	Vanzone	589	1.2	Ai	1	2	3				1	2	2	0,20	4	0,44	3	
Strona Omegna	055010	VB	Omegna	398	1.2	Ai	0	1	1				1	2	2	0,00	5	0,20	5	
Terdoppio/Molinara	058030	NO	Cerano	104	1.2	Ci	3	4	7	3	3	3	3	4	4	0,10	5	0,36	4	

tizzare concretamente raggiungibile il conseguimento dell'obiettivo "buono". La presenza così rilevante di fauna ittica alloctona comporta inevitabilmente giudizi di livello 3-4 per l'EQB "pesci" secondo l'ISECI e di 4-5 secondo l'I.I.a, imponendo così la stessa valutazione anche per lo Stato Ecologico e rendendo di fatto difficile il conseguimento degli obiettivi di qualità.

### NUOVE SPECIE ENDEMICHE

L'Indice Ittico naturalistico (I.I.n; Forneris *et al.*, 2011a) fornisce una qualificazione naturalistica di una comunità ittica. Tale metodo considera, come valori negativi, le presenze di specie alloctone e considera sia le condizioni biologiche delle popolazioni delle specie autoctone, sia il loro "valore intrinseco" in funzione dell'estensione dell'*areale di distribuzione naturale della specie* (fattore "AD"; Tab. I e X).

Consideriamo, come esempio, il cavedano, cioè "*Leuciscus cephalus*" secondo Gandolfi *et al.* (1991) e Zerunian (2002, 2004), caratterizzato da un ampio areale di distribuzione, comprendente quasi tutta l'Europa; pertanto vale AD = 1 (Tab. I). Sono passati oltre 20 anni dall'importante contributo della monografia di Gandolfi *et al.* (1991), la cui nomenclatura scientifica è ancora ampiamente utilizzata da molti ittiologi italiani, ma "... con l'avvento, a partire soprattutto dagli anni novanta, delle moderne indagini biomolecolari, e delle ipotesi biogeografiche sulle origini degli endemismi perimediterranei, molti aspetti tassonomici riguardanti le specie europee e italiane sono cambiati" (Bianco e

Delmastro, 2011). Ora il cavedano viene denominato "*Squalius squalus*", secondo Kottelat e Freyhof (2007) e confermato da Bianco e Delmastro (2011), un nuovo endemismo italiano, quindi con valore AD = 2. La Tab. I riporta l'elenco delle specie ittiche del Piemonte con indicazione delle tassonomie *vecchia* e *nuova*:

- per 16 delle 29 specie considerate (55 %) le denominazioni scientifiche non sono cambiate;
- per 8 specie (28 %), tutte endemiche italiane, sono state proposte nuove denominazioni, ma che non comportano modifiche dei loro areali naturali di distribuzione e quindi dei rispettivi valori AD;
- per 5 specie (17 %) sono state proposte nuove denominazioni che comportano modifiche, anche significative, dei loro areali naturali di distribuzione; il caso più evidente è quello relativo al gobione che, da *Gobio gobio* considerato presente in gran parte dell'Europa e nel distretto padano-veneto (AD = 1), è diventato *Gobio benacensis*, presente esclusivamente nel solo distretto padano-veneto (AD = 3).

Per quanto riguarda la metodologia dell'Indice Ittico ambientale (I.I.a), nulla cambia, in quanto basata sul confronto diretto tra le comunità ittiche riscontrata e attesa; tale confronto è influenzato dalle condizioni biologiche delle popolazioni delle specie, senza distinzioni di tipo ecologico-funzionale e indipendentemente dai valori AD. Invece quasi tutto cambia rispetto all'Indice Ittico naturalistico (I.I.n), in quanto sarebbero da rivedere sia i valori AD assegnati alle singole specie, sia quelli dei punteggi relativi alle comunità ai fini

**Tab. IX.** Sintesi del confronto tra i livelli di qualità relativi al SECA (D. Lgs. 152/99 per l'anno 2008), allo Stato Ecologico (D.Lgs. 152/06 per gli anni 2009/2010) ed all'I.I.a ed all'ISECI (per l'anno 2009) valutati per le stazioni facenti parte del sistema delle reti di monitoraggio regionale e provinciali del territorio piemontese, limitatamente alle stazioni per le quali il numero di specie alloctone è risultato pari o superiore al 50 % del numero totale delle specie rinvenute ed ad esclusione delle tipologie classificate nell'*Alpina superiore*. Le tipologie ambientali sono quella *Alpina inferiore* (Ai), *Salmonicola* (S), *Ciprinicola* (C - per il solo fiume Po), *Ciprinicola superiore* (Cs) e *Ciprinicola inferiore* (Ci).

Tipologia	C	C	C	C	Ci	Cs	S	Ai	Ai	Ai	Ci	Medie									
SECA	3	-	3	3	3	-	-	3	-	3	3	3	3	5	2	-	2	-	-	3	3,0
Livello I.I.a	5		5	5	5			5		5	5	4	4	4	5		4			5	4,8
Livello ISECI	3		4	4	4			4		4	4	3	3	3		3				4	3,5
Stato Ecologico	-	3	2	2	3	2	3	-	2	-	2	-	3	5	3	2	2	2	2	4	2,6
Livello I.I.a		4	5	5	5	4	4		5		5		4	4	5	4	4	4	5	5	4,6
Livello ISECI		4	4	4	4	3	3		4		4		3	3	3	3	3	3	5	4	3,6

**Tab. X.** Valori del fattore di distribuzione naturale delle specie ittiche secondo Forneris *et al.* (2007).

AD = 1	Ampia distribuzione in tutta o gran parte dell'Europa.
AD = 2	Porzione ristretta dell'Europa e/o fascia mediterranea e/o tutta o buona parte della penisola italiana.
AD = 3	Fascia mediterranea e/o tutta o buona parte della penisola italiana, ma con popolazioni frammentate ed incerte e/o limitata a uno dei due distretti zoogeografici padano-veneto e tosco.laziale individuati da Bianco (1987, 1996).

dell'attribuzione delle classi di qualità. Rimangono da stabilire gli eventuali effetti sul metodo dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI).

Rispetto alle 428 stazioni di campionamento delle reti di monitoraggio regionale e provinciali, oggetto di monitoraggio dell'ittiofauna nell'anno 2009, ai fini dell'analisi degli effetti sull'ISECI dovuti ai cambiamenti della nomenclatura scientifica e quindi della individuazione di nuovi endemismi, si sono considerate unicamente le stazioni della nuova rete regionale (ai sensi del D.Lgs. 152/06) ed inoltre si sono escluse le stazioni:

- classificate nelle tipologie Alpina superiore (As) e inferiore (Ai) e Salmonicola (S), perché poco o nulla condizionate dalle nuove tassonomie;
- con assenza di pesci;
- con  $AL/AT \geq 0,40$ , al fine di evitare le situazioni eccessivamente condizionate dalla presenza di specie alloctone;
- rispetto alle quali, per particolari condizioni ambientali, non è stato possibile individuare le comunità di riferimento;
- con comunità di riferimento inferiori a 8 specie, tenuto conto che, secondo lo schema standard utilizzato per tutto il territorio piemontese e ad esclusione della tipologia Salmonicola (S) la tipologia più "povera" è la Ciprinicola superiore (Cs) con 10 specie (Tabb. III ÷ V);
- nelle quali si è rinvenuto un numero pari o inferiore a 5 specie della comunità di riferimento;
- con I.I.a e/o ISECI pari o inferiori al quarto livello, al fine di evitare le situazioni dovute a forti alterazioni, ben più importanti nel condizionare le valutazioni di stato delle comunità ittiche;
- per le quali non è disponibile, ai fini di eventuali confronti, il dato SECA per l'anno 2008 e/o quello relativo allo Stato Ecologico per gli anni 2009/2010.

In sintesi, esaminando il sottoinsieme delle 47 stazioni considerate sulla base dei criteri succitati (Tab. XI), si sono valutati gli indici ISECI/1 secondo le *vecchie* nomenclature ed ISECI/2 secondo quelle *nuove*. Risulta quanto segue:

- si osserva una variazione molto modesta del punteggio medio "P<sub>5</sub>", relativo all'indicatore "presenza di specie endemiche" (f<sub>5</sub>), che passa dal valore 0,78 con l'utilizzo delle *vecchie* nomenclature al valore 0,81 con l'utilizzo delle *nuove* nomenclature;
- tenuto conto che il punteggio "P<sub>5</sub>" condiziona quello dell'ISECI solo per il 20 %, il valore medio (0,73) rimane identico per gli indici ISECI/1 ed ISECI/2;
- risultano due casi con passaggio dal livello di qualità 2 al livello 1 ed un solo caso dal livello 2 al livello 3 dall'ISECI/1 all'ISECI/2, quindi senza variazioni si-

- gnificative dei livelli medi (da 1,83 a 1,81);
- sulla base delle *vecchie* nomenclature il numero medio delle specie endemiche  $AUR_a(e1)$  risulta pari al 57 % rispetto a quello totale ( $AUR_a$ ) delle specie attese della comunità di riferimento;
- sulla base delle *nuove* nomenclature il numero medio delle specie endemiche  $AUR_a(e2)$  risulta pari al 75 % rispetto a quello totale ( $AUR_a$ ) delle specie attese della comunità di riferimento.

Sostanzialmente sembra che i recenti cambiamenti tassonomici riguardanti un elevato numero di specie autoctone (13/29, il 45 % per il territorio piemontese) e con evidente incremento di quelle endemiche, condizionino poco o nulla la metodologia dell'ISECI, in termini di valutazione complessiva di stato dell'EQB "pesci". Piuttosto emerge un problema di non poco conto. Infatti, con l'utilizzo delle *nuove* nomenclature, come succitato e dall'esame del campione significativo delle 47 stazioni considerate, risulta un valore percentuale medio piuttosto elevato (75 %) del rapporto " $AUR_a(e)/AUR_a$ ", cioè tra il numero delle specie endemiche della comunità di riferimento e quello totale della stessa comunità. In molti casi tale rapporto supera l'80 %. Adirittura sul Piota a Silvano d'Orba risultano 8 specie endemiche su nove autoctone attese della comunità di riferimento (89 %). Ciò potrebbe far ritenere che gli indicatori f<sub>1</sub> (*presenza di specie indigene*) ed f<sub>5</sub> (*presenza di specie endemiche*) siano praticamente sovrapponibili, per cui, di fatto, i corrispondenti punteggi P<sub>1</sub> (con peso pari a 0,3) e P<sub>5</sub> (con peso pari a 0,2), sommati come rappresentativi di un unico indicatore, condizionano per il 50 % il valore complessivo dell'ISECI, con conseguente sottovalutazione dell'importante indicatore relativo alla "*condizione biologica delle popolazioni*" (f<sub>2</sub>), con peso del relativo punteggio (P<sub>2</sub>) pari a 0,3.

## CONCLUSIONI

Nel territorio piemontese, in questo ultimo decennio, sono state effettuate importanti campagne di monitoraggio dell'ittiofauna, insieme a quelle finalizzate alla classificazione della qualità dei corsi d'acqua mediante il SECA ai sensi del D.Lgs. 152/99 fino all'anno 2008 e dello Stato Ecologico ai sensi del D.Lgs. 152/06 a partire dall'anno 2009. È stato quindi possibile, analogamente a quanto proposto con precedenti contributi (Forneris *et al.*, 2006b, 2010, 2011b; Delmastro *et al.*, 2007), disporre di un ricco insieme di dati per effettuare efficaci analisi sui metodi di valutazione di stato dell'elemento EQB "pesci", con particolare riferimento ai corsi d'acqua naturali. Merita evidenziare che le considerazioni espresse sulla base delle esperienze acquisite per il territorio piemontese si possono ritenere valide per gran parte del territorio nazionale.

**Tab. XI.** Elenco delle stazioni facenti parte del sistema della rete di monitoraggio regionale ai sensi del D.Lgs. 152/06 ritenute maggiormente idonee ai fini della valutazione degli effetti dovuti ai cambiamenti della nomenclatura scientifica di varie specie e presenti nelle sub-aree Z1.1 (di pertinenza alpina occidentale sul versante padano), Z1.2 (di pertinenza alpina centrale sul versante padano) e Z2.1 (di pertinenza appenninica sul versante padano). Le tipologie ambientali sono quella *Mista* (M), *Ciprinicola* (C - per il solo fiume Po), *Ciprinicola superiore* (Cs) e *Ciprinicola inferiore* (Ci). Per ogni stazione sono indicati i numeri totali "N" delle specie campionate nel 2009 autotone (AU), costituenti le comunità di riferimento (AUr, sottinsieme delle AU) ed alloctone (AL). Sono riportati gli esiti dei monitoraggi sulla qualità delle acque effettuati negli anni 2008 (D.Lgs. 152/1999), 2009/2010 (D.Lgs. 152/2006) e i valori (ed i relativi punteggi dell'indicatore "p" relativo alle "specie endemiche" e dei livelli di qualità) ottenuti dall'applicazione dell'ISECI/1 sulla base delle *vecchie* tassonomie secondo Gandolfi *et al.* (1991) e Zerunian, 2002, 2004) e dell'ISECI/2 con utilizzo delle *nuove* tassonomie secondo Kottelat e Freyhof (2007) e Bianco e Delmastro (2011). AUr<sub>a</sub>(e1) è il numero di specie attese della comunità di riferimento. AUr<sub>a</sub>(e2) è il numero di specie endemiche secondo le *vecchie* nomenclature. AUr<sub>a</sub>(e2) è il numero di specie endemiche secondo le *nuove* nomenclature.

Corso d'acqua	Codice	Prov	Comune	ms.lm.	Z	Tp	N specie (2009)			Monitoraggi		ISECI/1		ISECI/2		Comunità attese					
							AU	AUr	AL	AT (AU+AL)	SECA (2008)	SE (09/10)	Valore	Valore P <sub>s</sub>	Valore	Valore P <sub>s</sub>	AUr <sub>a</sub>	AUr <sub>a</sub> (e1)	AUr <sub>a</sub> (e2)	AUr <sub>a</sub> (e2)/AUr <sub>a</sub>	
Po	001040	TO	Villafranca Pte	251	1.1	M	10	10	0	10	3	3	0,76	0,79	0,88	2	13	7	0,54	7	0,54
Po	001065	TO	Carignano	227	1.1	M	11	11	0	11	2	2	0,66	0,69	0,73	2	16	9	0,56	11	0,69
Po	001095	TO	Torino	220	1.1	C	14	13	3	17	3	3	0,64	0,63	0,79	2	18	10	0,56	13	0,72
Po	001197	TO	Lauriano	163	1.1	C	8	8	4	12	3	3	0,49	0,50	0,54	3	18	10	0,56	13	0,72
Pellice	030030	TO	Villafranca Pte	242	1.1	M	8	8	2	10	2	2	0,62	0,62	0,78	2	12	8	0,67	9	0,75
Varaita	022040	CN	Polonghera	243	1.1	M	7	7	0	7	3	3	0,63	0,63	0,56	2	13	7	0,54	9	0,69
Chisola	043005	TO	Volvera	250	1.1	Ci	10	10	4	14	4	4	0,86	0,84	0,90	1	13	7	0,54	10	0,77
Chisola	043010	TO	Moncalieri	221	1.1	Ci	11	10	2	13	3	4	0,79	0,80	0,90	2	13	7	0,54	10	0,77
Sangone	032010	TO	Torino	221	1.1	Cs	8	7	2	10	3	3	0,79	0,80	0,88	1	10	6	0,60	8	0,80
Stura Lanzo	044015	TO	Venaria R.	248	1.1	M	8	8	1	9	2	3	0,60	0,58	0,78	3	11	7	0,64	9	0,82
Ceronda	040010	TO	Venaria R.	247	1.1	Cs	10	8	5	15	2	3	0,75	0,76	0,88	2	10	6	0,60	8	0,80
Malone	045020	TO	Front	265	1.1	Cs	11	9	1	12	2	2	0,84	0,84	1,00	1	10	6	0,60	8	0,80
Malone	045030	TO	Lombardore	221	1.1	Cs	10	8	1	11	3	3	0,81	0,82	0,88	1	10	6	0,60	8	0,80
Malone	045060	TO	Chivasso	182	1.1	Cs	14	10	4	18	3	3	0,85	0,87	1,00	1	11	7	0,64	9	0,82
Orco	034010	TO	Chivasso	185	1.1	M	12	11	3	15	2	3	0,78	0,78	1,00	2	13	7	0,54	9	0,69
Malesina	035045	TO	S.Giusto C.se	226	1.1	Cs	7	6	0	7	2	2	0,67	0,70	0,63	2	10	6	0,60	8	0,80
Dora Baltea	039025	VC	Saluggia	160	1.1	M	9	9	2	11	2	3	0,62	0,63	0,78	2	13	6	0,46	9	0,69
Chiusella	033010	TO	Strambino	222	1.1	M	10	9	0	10	2	3	0,77	0,78	0,89	2	13	6	0,46	9	0,69
Sesia	014022	VC	Ghislarengo	200	1.1	M	8	7	1	9	2	3	0,61	0,58	0,56	3	13	6	0,46	9	0,69
Sessera	013030	VC	Borgosesia	338	1.1	M	6	6	1	7	2	3	0,63	0,64	0,50	2	12	7	0,58	8	0,67
Cervo	009040	BI	Cossato	229	1.1	Cs	6	6	0	6	2	3	0,76	0,78	0,63	2	10	6	0,60	8	0,80
Cervo	009060	VC	Quinto V.se	140	1.1	Ci	8	8	5	13	3	4	0,63	0,63	0,70	2	13	7	0,54	10	0,77
Elvo	007015	BI	Mongrando	336	1.1	Cs	7	7	1	8	2	2	0,73	0,72	0,75	2	10	6	0,60	8	0,80
Elvo	007030	VC	Casanova	152	1.1	Cs	9	8	2	11	2	3	0,83	0,82	0,78	1	11	7	0,64	9	0,82

(segue)

Tab. XI (seguito)

Corso d'acqua	Codice	Prov	Comune	ms.lm.	Z	Tp	N specie (2009)			Monitoraggi		ISECI/1		ISECI/2		Comunità attese							
							AU	AUr	AL	AT (AU+AL)	SECA (2008)	SE (09/10)	Valore P <sub>s</sub>	Livello	Valore	Valore P <sub>s</sub>	Livello	AUr <sub>a</sub>	AUr <sub>a</sub> (e1)	AUr <sub>a</sub> (e2)/Aur <sub>a</sub>	AUr <sub>a</sub> (e2)	AUr <sub>a</sub>	
Strona Vallemosso	011035	BI	Cossato	226	1.1	Cs	8	8	1	9	2	3	0.81	0.83	1	0.82	0.88	1	10	6	0.60	8	0.80
Rovasenda	415005	VC	Villarboit	155	1.1	Ci	9	9	2	11	2	3	0.87	1.00	1	0.87	1.00	1	10	6	0.60	8	0.80
Marchiazza	416015	VC	Collobiano	141	1.1	Ci	8	8	4	12	3	4	0.68	0.86	2	0.68	0.89	2	13	7	0.54	9	0.69
Tanaro	046050	CN	Narzole	210	1.1	Ci	8	8	1	9	3		0.83	1.00	1	0.83	1.00	1	10	6	0.60	8	0.80
Corsaglia	028010	CN	Lesegno	350	1.1	M	9	8	0	9	2	1	0.65	0.86	2	0.65	0.89	2	13	6	0.46	9	0.69
Pesio	025020	CN	Mondovì	285	1.1	M	8	6	1	9	2		0.62	0.80	2	0.63	0.86	2	11	5	0.45	7	0.64
Belbo	049005	CN	Feisoglio	500	2.1	Cs	6	6	0	6	3	2	0.75	0.75	2	0.77	0.83	2	8	4	0.50	6	0.75
Belbo	049025	CN	Cossano Belbo	245	2.1	Cs	7	7	1	8	3	2	0.77	0.83	2	0.78	0.88	2	10	6	0.60	8	0.80
Bormida Millesimo	047030	CN	Gorzeago	290	2.1	Cs	7	7	2	9	2	2	0.78	0.71	2	0.79	0.78	2	11	7	0.64	9	0.82
Bormida Spigno	056010	AL	Merana	270	2.1	Cs	9	8	3	12	2	4	0.85	1.00	1	0.83	0.89	1	11	7	0.64	9	0.82
Bormida Spigno	056027	AT	Mombaldone	200	2.1	Ci	7	7	1	8	2		0.69	0.71	2	0.69	0.70	2	12	7	0.58	10	0.83
Erro	054030	AL	Melazzo	167	2.1	Cs	7	7	1	8			0.72	0.71	2	0.73	0.78	2	11	7	0.64	9	0.82
Piota	087010	AL	Silvano d'Orba	154	2.1	Cs	6	6	0	6	2		0.77	0.67	2	0.78	0.75	2	9	6	0.67	8	0.89
Scrivia	048030	AL	Serravalle	184	2.1	Cs	9	9	0	9	2	2	0.85	0.86	1	0.86	0.89	1	11	7	0.64	9	0.82
Scrivia	048055	AL	Villalvernia	150	2.1	Cs	9	9	0	9	2	2	0.92	0.86	1	0.93	0.89	1	11	7	0.64	9	0.82
Scrivia	048100	AL	Guazzora	68	2.1	Ci	9	8	4	13	2	2	0.65	0.86	2	0.66	0.89	2	12	7	0.58	9	0.75
Borbera	063040	AL	Vignole	216	2.1	Cs	8	8	1	9	1	2	0.72	1.00	2	0.69	0.88	2	10	6	0.60	8	0.80
Agogna	053037	NO	Vallignaga	177	1.2	Cs	9	9	4	13	2		0.75	0.86	2	0.75	0.89	2	11	7	0.64	9	0.82
Agogna	053045	NO	Novara	163	1.2	Cs	9	9	2	11	2		0.80	0.86	2	0.80	0.89	1	11	7	0.64	9	0.82
Ticino	052022	NO	Oleggio	150	1.2	C	14	13	6	20	1	2	0.54	0.60	3	0.55	0.67	3	21	10	0.48	12	0.57
S.Giovanni Intra	069010	VB	Verbania	199	1.2	M	8	6	1	9	2	2	0.65	0.50	2	0.67	0.60	2	9	4	0.44	5	0.56
S.Bernardino	070010	VB	Verbania	200	1.2	M	7	7	1	8	2	2	0.80	1.00	2	0.80	1.00	2	9	4	0.44	5	0.56
Strona Omega	055020	VB	Gravellona	204	1.2	Cs	8	6	1	9	2	2	0.74	0.50	2	0.74	0.50	2	10	6	0.60	8	0.80

Con il presente contributo si sono esaminati ed approfonditi i seguenti aspetti: la validità dei sistemi di valutazione di stato delle comunità ittiche per i tratti superiori dei torrenti montani, l'attendibilità degli stessi negli ambienti dominati dalle specie ittiche alloctone e la coerenza rispetto alle ricerche inerenti nuove tassonomie ed in rapida evoluzione.

**Corsi d'acqua montani.** Per quanto riguarda l'applicazione dell'Indice Ittico, secondo la versione più recente (Forneris *et al.*, 2011a), si ribadisce l'esclusione degli ambienti classificati nelle tipologie ambientale alpina (A) della subarea Z1 (porzioni medio-alte dei bacini alpini) e salmonicola (S) della subarea Z2 (porzioni alte dei bacini appenninici sui versanti padano e adriatico) e nei torrenti delle testate dei bacini appenninici sul versante tirrenico in Z3. Sono ambienti quasi sempre popolati da salmonidi (in genere alloctoni) conseguenza di immissioni per fini alieutici e la cui probabile condizione naturale è l'assenza di ittiofauna. I risultati dei campionamenti potrebbero essere influenzati dalle modalità di gestione dei ripopolamenti e dai prelievi alieutici in misura ben maggiore rispetto alle condizioni ambientali dei corsi d'acqua. Ciò vale anche per l'ISECI.

Per gli ambienti succitati, ai fini della valutazione dello Stato Ecologico ai sensi del D.Lgs. 152/06, l'elemento EQB "pesci" andrebbe opportunamente escluso. Merita ricordare che la non applicabilità di un qualunque metodo di valutazione di stato delle comunità ittiche nei tratti superiori dei corsi d'acqua montani era già stata proposta da Badino *et al.* (1992).

**Fauna alloctona.** Secondo la Direttiva 2000/60/CE l'elemento EQB "pesci" deve essere valutato sulla base del confronto tra la comunità ittica effettivamente presente (campionata), considerando le condizioni biologiche (abbondanza e struttura) delle singole popolazioni e quella di riferimento, cioè quella attesa in assenza di alterazioni di origine antropica. La presenza di specie alloctone va considerata come una grave forma di alterazione, anche e soprattutto perché probabilmente irreversibile e/o difficilmente contenibile.

In numerosi corsi d'acqua piemontesi, nei quali la qualità fisico/chimica e biologica delle acque non dovrebbe porre limiti eccessivi allo sviluppo e conservazione di comunità ittiche almeno discrete, la massiccia presenza di specie alloctone comporta pesanti ripercussioni nelle valutazioni di stato. Tale situazione rende difficile il conseguimento degli obiettivi di qualità basati sull'attribuzione del giudizio dello Stato Ecologico sulla base del ben noto meccanismo per cui la valutazione complessiva è pari a quella peggiore degli elementi di qualità biologica (EQB) e fisico-chimica e rispetto al quale sono state sollevate non poche perplessità (Nardini *et al.*, 2008). Nelle situazioni con fauna alloctona

dominante l'elemento "pesci" diventa determinante in questo modello dominato dal criterio "vinca il peggiore" (Baldaccini, 2009).

Il punteggio complessivo dell'ISECI è condizionato dai fattori "presenza di ibridi" ( $f_3$ ) e "presenza di specie aliene" ( $f_4$ ) i cui rispettivi valori  $P_3$  e  $P_4$  pesano entrambi 0,1 nel calcolo dell'indice. L'idea di inserire tali fattori come elementi negativi nel calcolo dell'indice (come accade per l'I.I.n) sarebbe condivisibile se si concepisse l'ISECI come indice naturalistico; infatti la presenza di specie aliene è una vera e propria forma di alterazione rispetto allo scenario determinato dall'evoluzione naturale e costituisce il riferimento fondamentale dello stato naturalistico definibile come "eccellente". In realtà, per coerenza con la Direttiva 2000/60/CE, l'EQB "pesci" andrebbe valutato con un metodo che "misura gli effetti dell'alterazione" e non le cause. La fauna alloctona è una causa ed infatti, come sopra dimostrato, la sua presenza determina effetti gravemente negativi sulla comunità ittica autoctona, così come altri fattori di alterazione (derivazioni/ritenzioni idriche, interventi di sistemazione idraulica, eutrofizzazione, ecc.), ma non per questo inseriti nel sistema di valutazione.

Per tali ragioni bisognerebbe forse ripensare all'opportunità/utilità di mantenere i succitati fattori  $f_3$  ed  $f_4$  nel metodo ISECI o in qualunque altro metodo di valutazione di stato quando finalizzato alla determinazione dello Stato Ecologico. Ma rimane ancora un problema molto più importante, di difficile risoluzione e cioè il rischio di irreversibilità dell'alterazione dovuta alla presenza di fauna alloctona, soprattutto quando invasiva.

**Le nuove tassonomie.** Secondo Bianco e Delmastro (2011) in Italia "Gli aggiornamenti, rispetto alle specie citate da Gandolfi *et al.* (1991) e Zerunian (2004), interessano 22 specie mentre, per quanto riguarda l'aggiornamento rispetto a Kottelat e Freyhof (2007), interessano 11 specie... Per quanto riguarda la vecchia nomenclatura ufficiale e lo stato di conservazione, sette specie considerate di origini danubiane o padane da Gandolfi *et al.* (1991) e Zerunian (2004) inserite nella categoria "Low Concern" dell'IUCN (2010), in realtà si sono dimostrate, alcune da almeno 15-20 anni, specie endemiche italiane. Se non si procede a un riconoscimento nazionale di questi endemismi e ad una loro tutela, è chiaro che la loro sorte è destinata a peggiorare ulteriormente".

Le preoccupazioni espresse dai succitati Autori sono condivisibili e certamente va riconosciuto come molto importante il contributo della ricerca nel settore della sistematica dell'ittiofauna. Tuttavia bisogna ammettere che i continui aggiornamenti riguardanti le tassonomie e quindi soprattutto il riconoscimento

degli endemismi, pongono non pochi problemi per l'applicazione dei sistemi di valutazione di stato delle comunità ittiche. Abbiamo visto che poco o nulla cambia rispetto all'Indice Ittico ambientale (I.I.a), in quanto esso non attribuisce agli endemismi un ruolo ecologico diverso rispetto alle altre specie autoctone, ma viene stravolto l'Indice Ittico naturalistico (I.I.n) e pone problemi all'ISECI, in quanto risulta una sovrapposizione degli indicatori  $f_1$  (*presenza di specie indigene*) ed  $f_5$  (*presenza di specie endemiche*) tenen-

do anche conto che non sono da escludere, nei prossimi anni, ulteriori aggiornamenti che potrebbero estendere la lista delle specie endemiche. Per esempio si può citare la linea evolutiva adriatica (o padana) del *Thymallus thymallus* (Meraner e Gandolfi, 2012) che potrebbe essere elevata a nuova specie con areale di distribuzione limitata al distretto padano-veneto, quindi un ulteriore endemismo ristretto (AD = 3), quando attualmente si ritiene un'unica specie a livello europeo (AD = 1).

## BIBLIOGRAFIA

- Agostini G., Maio G., Parati P., Ragusa F., Turin P., 2012. Prima esperienza di applicazione del nuovo indice di stato ecologico delle comunità ittiche (ISECI) ai corsi d'acqua della Regione Veneto. *Biologia Ambientale*, **26** (2): 17-22.
- Autori Vari, 2009. *Carta Ittica del Fiume Po*. Autorità di Bacino del Fiume Po. Parma, <http://www.adbpo.it/download/CartaItticaPo2009/sommario.htm>
- Badino G., Forneris G., Lodi E., Ostacoli G., 1992. *Ichthyological Index, a new standard method for the river biological water quality assessment*. River water quality. Commission of the European Communities: 729-730.
- Badino G., Forneris G., Pascale M., Perosino G.C., 2002. La fauna ittica della Provincia di Torino. *Riv. Piem. St. Nat.*, **24**: 295-326.
- Baldaccini G.N., 2009. Direttiva 2000/60: una bolla di sapone? *Biologia Ambientale*, **23** (2): 75-78.
- Bianco P.G., 1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Atti II Conv. Naz. AIIAD "Biologia e gestione dell'ittiofauna autoctona"* di Torino (5/6 giugno 1987): 41- 65. Assessorato Pesca della Regione Piemonte e della Provincia di Torino.
- Bianco P.G., 1996. Inquadramento zoogeografico dell'ittiofauna continentale autoctona nell'ambito della sottoregione euro-mediterranea. *Atti IV Con. Naz. AIIAD "Distribuzione della fauna ittica italiana"* di Trento (12/13 dicembre 1991): 145-170. Provincia Autonoma di Trento. Istituto Agrario di S. Michele all'Adige.
- Bianco P.G., Delmastro G.B., 2011. Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio. *Researches on Wildlife Conservation*, vol. 2 (suppl.), IGF publ., 14 pp.
- Cortese A., 1997. Osservazioni sull'ittiofauna del fiume Tanaro in provincia di Asti. *Bollettino Museo Regionale di Scienze Naturali*, **15**: 355-367. Torino.
- Cortese A., 1999. La fauna ittica del bacino del torrente Triversa (Monferrato Astigiano): osservazioni preliminari. *Bollettino Museo Regionale di Scienze Naturali*, **17**: 235-244. Torino.
- Cortese A., 2000. *Biologia e gestione dell'ittiofauna*. Amministrazione Provinciale di Asti, 26 pp.
- Cortese A., 2002. Growth dynamics of *Leuciscus souffia* Risso (*Cyprinidae*, *Osteichthyes*) in the Triversa stream (Piedmont, Northwest Italy). *Bollettino Museo Regionale di Scienze Naturali*, **20**: 87-104. Torino.
- C.R.E.S.T., 1995. *Piano Pesca del bacino del S. Bernardino*. Parco Naturale Regionale della Val Grande (Regione Piemonte), 36 pp.
- C.R.E.S.T., 1997. *Piano di gestione delle risorse idriche del bacino del Po in Provincia di Cuneo (qualità chimica e biologica delle acque, carico antropico, ittiofauna e quadro di sintesi)*. Sistema delle Aree Protette della Fascia Fluviale del Po Cuneese (Regione Piemonte), 104 pp.
- C.R.E.S.T., 2000. *Verifica della sopravvivenza invernale della Gambusia holbrooki nelle risaie piemontesi oggetto delle sperimentazioni per la lotta biologica contro la zanzara*. Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Torino. Assessorato alla Sanità della Regione Piemonte, 45 pp.
- C.R.E.S.T., 2005. *Idrobiologia e popolazioni ittiche degli ecosistemi fluviali nei parchi naturali regionali e portate idriche minime per la tutela dei corsi d'acqua*. Interreg III A "Progetto aqua" - Sistema delle Aree Protette della Fascia Fluviale del Tratto Torinese del Fiume Po (Regione Piemonte): [http://www.crestsnc.it/natura/media/fiume\\_po.pdf](http://www.crestsnc.it/natura/media/fiume_po.pdf).
- Delmastro G.B., 1982. *I pesci del bacino del Po*. CLESAV, Milano, 190 pp.
- Delmastro G.B., Forneris G., Bellardi S., 1990. Attuale distribuzione di *Salmo marmoratus* Cuvier in provincia di Torino. *Atti III Conv. Naz. AIIAD*. (Perugia, 28-30 settembre 1989). *Riv. Ital. Idrobiol.*, **29** (1): 213-222.
- Delmastro G.B., Pascale M., Perosino G.C., 2007. I pesci del fiume Po: situazione attuale. *Riv. Piem. St. Nat.*, **28**: 274-303.
- Fiorenza A., 2011. *Monitoraggio regionale acque superficiali. Risultati monitoraggio anno 2010*. Struttura Qualità delle Acque. ARPA Piemonte. Torino, 118 pp.
- Fiorenza A., Raviola M., Teo F., 2010. *Monitoraggio regionale acque superficiali. Risultati monitoraggio anno 2009*. Struttura Qualità delle Acque. ARPA Piemonte. Torino, 91 pp.

- Forneris G., 1989. *Ambienti acquatici e ittiofauna*. Regione Piemonte, Edizioni EDA, Torino, 127 pp.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2005a. *Materiali e metodi per i campionamenti e monitoraggi dell'ittiofauna (determinazione della qualità delle comunità ittiche)*. Digital Print. Torino, 87 pp.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., Luchelli M. 2005b. *Definizione della risposta del comparto ittico alle differenti tipologie di intervento in alveo*. XV congresso della Società Italiana di Ecologia, 21 pp.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2006a. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po. Atti X Conv. Naz. A.I.I.A.D. Montesilvano (Pescara), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2006b. Indice Ittico (I.I.): sua applicazione nel piano di tutela delle acque (P.T.A.) e confronto con gli altri indici previsti dal D.Lgs. 152/99. Atti XI Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Treviso), 31 marzo-1 aprile 2006. *Quaderni ETP*, **34**: 159-165.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2007. Indice Ittico - I.I. *Biologia Ambientale*, **21** (1): 43-60.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., Zaccara P., 2010. Applicazione dell'Indice Ittico (I.I.) in Piemonte e sperimentazione nel nuovo Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI). *Biologia Ambientale*, **24** (2): 27-42.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2011a. Revisione ed aggiornamento della metodologia dell'Indice Ittico (I.I.). *Biologia Ambientale*, **25** (1): 49-62.
- Forneris G., Pascale M., Perosino G.C., Zaccara P., 2011b. Stato dell'ittiofauna in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **32**: 273-295.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico dello Stato. Roma, 646 pp.
- Lucentini L., Puletti M.E., Ricciolini C., Gigliarelli L., Fontaneto D., Lanfaloni L., Bilo F., Natali M., Panara F., 2011. Molecular and Phenotypic Evidence of a New Species of Genus *Esox* (Esocidae, Esociformes, Actinopterygii): The Southern Pike, *Esox flaviae*. *PLoS ONE* **6**(12): e25218. doi:10.1371/journal.pone.0025218.
- Meraner A., Gandolfi A., 2012. Phylogeography of European grayling, *Thymallus thymallus* (Actinopterygii, Salmonidae), within the Northern Adriatic basin: evidence for native and exotic mitochondrial DNA lineages. *Hydrobiologia*, **693**: 205-221.
- Moyle P.B., Nichols R.D., 1973. Ecology of some native and introduced of the Sierra Nevada foothills in central California. *Copeia*, **3**: 478-489.
- Nardini A., Sansoni G., Schipani I., Conte G., Goltara A., Boz B., Bizzi S., Polazzo A., Monaci M., 2008. Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. *Biologia Ambientale*, **22** (2): 3-18.
- Provincia di Biella, 2002. *Caratterizzazione ambientale, censimento della fauna ittica, monitoraggio biologico e individuazione degli interventi di artificializzazione dei principali ambienti ad acque correnti della Provincia di Biella*. Servizio Caccia e Pesca, Tutela e Valorizzazione Ambientale e Protezione Naturalistica della Provincia di Biella. Inedito.
- Provincia di Cuneo, 2002. *Progetto di tutela e recupero del temolo nei corsi d'acqua della Provincia di Cuneo*. Settore Tutela Fauna e Pesca dell'Amministrazione Provinciale di Cuneo, 88 pp.
- Provincia di Torino, 2000. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino*. Area Ambiente, Parchi, Risorse Idriche e Tutela della Fauna. Servizio Gestione delle Risorse Idriche. Torino.
- Provincia di Torino, 2005a. *Fiume Po: miglioramento della fruibilità delle sponde e della capacità biogenica del corso d'acqua (Censimento e distribuzione delle specie ittiche, esame delle dinamiche relative alle migrazioni trofiche e riproduttive, interazioni con le interruzioni della continuità biologica longitudinale ed ipotesi gestionali)*. Settore Tutela Fauna e Flora dell'Amministrazione Provinciale di Torino, 247 pp.
- Provincia di Torino, 2005b. *Definizione della risposta del comparto ittico alle differenti tipologie d'intervento in alveo (bacini del Chisone e della Dora Riparia)*. Settore Tutela della Fauna e della Flora dell'Amministrazione Provinciale di Torino, 196 pp.
- Provincia di Vercelli, 2007. *Ambienti acquatici e fauna ittica della Provincia di Vercelli*. Assessorato Tutela Flora e Fauna. Assessorato Ambiente. Ed. A. Valterza (Casale M.to - VC), 224 pp.
- Regione Piemonte, 1992. *Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca. Torino, vol. II, 295 pp.
- Regione Piemonte, 2002. *Monitoraggio ambientale dei corsi d'acqua in Piemonte. Atlante dei punti di campionamento*. Nuovo Bollettino MARIUS. Direzione Pianificazione Risorse Idriche. Torino.
- Regione Piemonte, 2006. *Monitoraggio della fauna ittica in Piemonte*. Direzione Pianificazione delle Risorse Idriche. Regione Piemonte, Torino, 149 pp.
- Zerunian S., 2002. *Condannati all'estinzione*. Edagricole. Bologna, 220 pp.
- Zerunian S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero Ambiente e Tutela Territorio. Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Quaderni della Conservazione della Natura 20. Tipolitografia F.G. Savignano s.P. Modena, 257 pp.
- Zerunian S., 2012. L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche: criticità e proposte operative. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 55-58.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B., 2009. Adeguamento dell'Indice di Stato delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **23** (2): 15-30.

# Animali esotici negli zoo e valutazione del loro benessere: un approccio olistico

**Spartaco Gippoliti**

Viale Liegi, 48 – 00198 Roma. [spartacolobus@hotmail.com](mailto:spartacolobus@hotmail.com)

*Pervenuto il 2.5.2013; accettato il 16.5.2013*

## **Riassunto**

Il Decreto Legislativo 73/2005 richiede la valutazione delle attività di ricerca, conservazione ed educazione e gli standard di mantenimento degli animali negli 'zoo' (inclusi acquari, zoosafari, delfinari, ecc.) soggetti a licenza. La storica sottovalutazione degli aspetti tecnici legati alla zoo-biology in Italia e pressioni da parte di associazioni animaliste, rendono ancora più forte una tendenza a privilegiare un approccio 'medico' alla valutazione del benessere degli animali e ad enfatizzare il ruolo del veterinario nella gestione degli zoo. Nel presente lavoro viene offerta una breve sintesi sull'argomento e viene discusso criticamente l'allegato tecnico del D.Lgs. 73, soffermandosi su alcuni aspetti critici per la corretta gestione degli animali. Si auspica un approccio olistico e bio-etologico alla gestione, e di conseguenza alla valutazione in sede ispettiva, degli standard di mantenimento degli animali selvatici in cattività.

PAROLE CHIAVE: conservazione della biodiversità / legislazione zoo / modello medico

## **Exotic wild animals in zoos and welfare: an holistic approach**

Italian legislation requires yearly inspections to assess standards of licensed zoos. Owing to an historic neglect of zoo-biology in Italy and pressures of animal-right groups, there is a tendency to over-emphasize a medical approach to welfare evaluation and the presence of a veterinary surgeon in the context of zoo management. In the present paper a review of the subject is offered and a discussion is done concerning the technical supplements of Legislative Decree 73/2005, with identification of some critical points. A more holistic and bio-ethological approach to the management and assessment of hundreds of different vertebrates species in zoos is recommended as a crucial aspect of zoo's conservation's mission.

KEY WORDS: biodiversity conservation / zoo legislation / medical model

*«Se vuoi sapere se l'elefante dello zoo ha il mal di stomaco, non chiedere al veterinario ma a chi pulisce la gabbia»*

Robert M. Sapolsky (2006: 445)

## **INTRODUZIONE**

Il mantenimento di specie animali in situazioni controllate, spesso al di fuori dell'originale areale, ha radici antiche. In Cina, Egitto e Mesopotamia grandi collezioni zoologiche erano assemblate già più di 4.000 anni fa (FINOTELLO, 2004). Il rapporto con gli animali selvatici in cattività e il loro ruolo simbolico nelle varie civiltà è un argomento di grande interesse oggetto di contributi da parte di storici, psicologi, architetti, antropologi. Oggi però la società richiede che le strutture che detengono animali selvatici, ed in particolare quelle

aperte al pubblico, siano oggetto di verifiche da parte delle autorità statali per garantire la sussistenza di requisiti minimi che garantiscano da un lato il benessere psicofisico degli animali ospitati, e dall'altro l'assenza di problematiche sanitarie che potrebbero danneggiare la salute umana o la zootecnica. Gli zoo responsabili sono stati tra i primi propugnatori di una legislazione specifica (BRONZINI, 1985).

Il presente contributo analizza alcuni aspetti del Decreto Legislativo 73/2005 che stabilisce i criteri per

l'acquisizione della Licenza di Zoo nel nostro paese, recependo in maniera più restrittiva la direttiva 1999/22/CE che delinea le norme in ambito Unione Europea. È utile sottolineare immediatamente che queste norme riconoscono agli 'zoo' (inclusi acquari, zoo-safari, case delle farfalle, delfinari, ecc.) un ruolo nell'ambito della Convenzione sulla Biodiversità (GIPPOLITI, 2012) che si esplica attraverso i programmi di conservazione *in situ* e *ex situ*, la formazione, la divulgazione e la ricerca.

Per questo la valutazione delle strutture esistenti o che stanno nascendo, spesso diversissime perché dedicate a gruppi animali filogeneticamente lontani oppure con budget assai variabili e diverse concezioni architettoniche e 'filosofiche', se non può assolutamente prescindere dalla presenza del veterinario specializzato non può, a rigor di logica, essere effettuata senza l'ausilio di altre professionalità ed in particolare di tecnici familiari con la gestione dei vari gruppi tassonomici in cattività. Ciò anche in virtù dei peculiari obiettivi dello 'zoo'; questi devono perseguire necessariamente una finalità prettamente biocentrica ed olistica, che esula da qualsiasi tentativo di domesticazione e di antropocentrismo se vogliono essere realmente utili alla biodiversità (GIPPOLITI, 2011). Nella realtà, invece, molte strutture zoologiche italiane non dispongono di personale tecnico-scientifico adeguato (a giudicare dallo scarso contributo alla letteratura specialistica nazionale ed internazionale) e alcune pensano di sopperire a questo deficit con la presenza, più o meno costante, del veterinario.

## ZOO E BENESSERE DEGLI ANIMALI

Gli zoologi del XIX Secolo commisero gli animali ospitati negli zoo dell'epoca in maniera non molto dissimile da come spesso si fa oggi. Molti direttori erano consci dei limiti imposti agli animali ma ben scarse erano le alternative in un'epoca in cui le osservazioni scientifiche sugli animali erano spesso limitate allo studio delle spoglie nei Musei di storia naturale. Le conoscenze sulla 'storia naturale' delle diverse specie erano scarsissime, i fattori climatici sopravvalutati (Fig. 1) e la sola sopravvivenza di un singolo esemplare era considerata giustamente un grande successo.

Se quindi oggi appare riprovevole nutrire un gorilla con salsicce viennesi, pane imburrito e birra chiara gelata, allo staff dell'Acquario di Berlino dove apparire il massimo delle cure possibili per una specie a noi filogeneticamente così vicina. L'antropomorfismo eccessivo, se da un lato denota sensibilità ed attenzione verso le altre specie, finisce spesso per sottovalutarne le reali esigenze critiche, esigenze che possono essere anche molto diverse tra loro nelle diverse specie. Nel presente lavoro si tiene conto della quantità e qualità

delle informazioni che esistono sul mantenimento degli animali selvatici negli 'zoo', frutto di una esperienza scientifica più che secolare (Tab. I) raccolta in migliaia di articoli e libri (per una recente sintesi, si veda ad esempio HOSEY *et al.*, 2009 e, per gli aspetti prettamente sanitari, FOWLER e MILLER, 2007). Sulla base della biologia applicata agli zoo (HEDIGER, 1950; 1970), si delineano alcuni dei principi di base per valutare la qualità del mantenimento di specie selvatiche in cattività (con particolare riferimento ai giardini zoologici), seguendo un approccio olistico.



**Fig. 1.** Ancora oggi si sottovaluta la capacità di adattamento alle diverse condizioni climatiche di molte specie omeoterme, come questo ghepardo *Acinonyx jubatus* (foto S. Gippoliti).

**Tab. I.** Alcuni eventi salienti della attività scientifica dei giardini zoologici.

Anno	Evento
1859	Inizia la pubblicazione a Francoforte di <i>Der Zoologische Garten</i> (oggi rivista della WAZA, <i>World Association Zoos and Aquaria</i> )
1942	Hediger pubblica <i>Wilde Tiere in Gefangenschaft</i> , tradotto in inglese nel 1950
1946	Nasce l' <i>International Union of Directors of Zoological Gardens</i> (IUDZG), oggi WAZA
1959	Primo Simposio Internazionale dei veterinari di zoo a Berlino
1959	La <i>Zoological Society</i> di Londra inizia la pubblicazione dell' <i>International Zoo Yearbook</i> , curato da Desmond Morris
1960	Nasce l' <i>American Association of Zoo Veterinarians</i>
1970	Inizia la pubblicazione di <i>Journal of Zoo and Wildlife Medicine</i>
1982	Inizia la pubblicazione di <i>Zoo Biology</i>

## LO SPAZIO

Uno degli aspetti di criticità maggiore per un profano è costituito proprio dalla limitazione della libertà di movimento imposto dalla cattività. A volte il termine è usato chiaramente a sproposito, per esempio quando si parla di “leoni liberi come allo zoosafari”. Gli animali liberi sono quelli che non dipendono per la loro sopravvivenza dall'intervento diretto dell'uomo e non sono limitati nei loro spostamenti da nessuna barriera artificiale. Ma è questa enfasi sulla quantità dello spazio giustificata dalle conoscenze scientifiche e pratiche accumulate negli zoo e in natura nell'ultimo secolo?

Lo sviluppo dell'ecologia (studio dei rapporti tra gli organismi e l'ambiente fisico) e dell'etologia (studio del comportamento) nel secolo scorso ci fornisce la prova che l'esistenza degli organismi viventi è condizionata da una moltitudine di fattori ambientali (biotici ed abiotici) e sociali (cioè dai rapporti intraspecifici) che sono all'origine della estrema ricchezza di specie (biodiversità) che osserviamo sul nostro pianeta e che era d'altronde prevedibile secondo la teoria della selezione naturale propugnata da Darwin e Wallace nel 1858. La difesa di un 'territorio' ben circoscritto è stata descritta in innumerevoli specie mentre in molte altre si parla di aree familiari (*home ranges*) perché non precluse ad altri individui o gruppi della stessa specie. Heini Hediger, etologo e direttore degli zoo di Berna, Basilea e Zurigo, fonderà la *zoo biology* sulla premessa che non è la limitazione di spazio il fattore cruciale per il corretto mantenimento degli animali negli zoo, ma la trasposizione dei fattori qualitativi che caratterizzano i territori o le aree familiari nelle varie specie (HEDIGER, 1950). Decenni di ricerche sul campo hanno dimostrato che la superficie del territorio varia considerevolmente a seconda delle disponibilità trofiche e, più in generale, della qualità dell'habitat. La tigre del Parco Nazionale Chitwan (Nepal) ha territori in media di 15 km<sup>2</sup> per le femmine e di 50 km<sup>2</sup> per i maschi, mentre nella più inospitale Manciuaria, i territori delle femmine si estendono per quasi 400 km<sup>2</sup>, e quelli dei maschi possono arrivare a 1300 km<sup>2</sup> (MAJUMDER *et al.*, 2012). Si può quindi ipotizzare che gli animali che vivono nelle aree più favorevoli occupino aree più limitate, e certamente non il contrario. Alcune ipotesi possono essere testate con individui che utilizzano risorse trofiche abbondanti. L'area familiare di gruppi di macachi che in ambienti urbani vengono artificialmente forniti di cibo dall'uomo, ma rimangono *free-ranging*, è drammaticamente ridotta rispetto quella dei conspecifici non alimentati. Lo stesso può dirsi di gruppi che hanno facile accesso al cibo, per esempio sotto forma di discarica. Un gruppo di bertucce *Macaca sylvanus* alimentate regolarmente dai turisti a Gibilterra occu-

pava un *home range* di un ettaro (FA, 1991).

Un'altra evidenza può provenire dall'osservazione dell'uso dello spazio di animali che in alcuni giardini zoologici hanno a disposizione spazi molto ampi. In grandi recinti per erbivori, le aree con mancanza di erba a causa del calpestio mostrano chiaramente che gli animali prediligono sostare in un'area limitata, spesso limitrofa ai ricoveri ed alle zone di approvvigionamento. Simili osservazioni sono anche state compiute sui gorilla (STOINSKI *et al.*, 2001). Non è chiaro se ciò possa essere anche il risultato di una inadeguatezza di una parte del recinto; resta il fatto che, anche se così fosse, ciò confermerebbe che la qualità è più rilevante della quantità. A parte poche specie di grandi dimensioni, la stragrande parte delle specie dipende dalla propria capacità di passare inosservata, spesso in habitat complessi e ricchi di vegetazione, per il proprio successo predatorio e per sfuggire ai predatori (Fig. 2-3).

Recenti meta-analisi hanno evidenziato nelle diverse specie di carnivori una correlazione tra grandi aree familiari, alta mortalità neonatale in cattività e predisposizione a compiere stereotipie (CLUBB e MASON, 2003, 2007). Basandoci sul limitato dataset fornito dai soli giardini zoologici italiani, si può rilevare che l'allevamento dei piccoli nell'orso polare *Ursus maritimus* è stato ottenuto da quattro dei cinque zoo che hanno mantenuto la specie, spesso in impianti di limitata (Milano) o appena maggiore estensione (Napoli, Pistoia, Fasano), ma non a Roma dove esisteva l'impianto più vasto (Gippoliti, *oss. pers.*). Quindi il successo nella riproduzione sembra legato a ben altri fattori, in particolare alla *privacy* assicurata alla femmina durante il parto e i primi mesi di allevamento della prole. Anche per il licaone *Lycan pictus*, canide



**Fig. 2.** La complessità verticale dell'habitat è per molte specie arboricole, come questo ocelot *Leopardus pardalis*, più importante della semplice superficie totale (foto S. Gippoliti).

sociale africano, l'allevamento della prole sembra più legato a fattori quali la disponibilità di tane sicure, la stabilità sociale del gruppo familiare e il controllo di eventuali parassiti nei piccoli che non alle dimensioni del recinto (Fig. 4).



**Fig. 3.** La vegetazione viva, dove ne è consentita la crescita dagli animali, fornisce non solo complessità strutturale ma anche una maggiore sicurezza a piccoli primati come questi callimico di Goeldi *Callimico goeldi* (foto S. Gippoliti).



**Fig. 4.** L'allevamento di specie difficili come i licaoni *Lycan pictus* è prova tangibile della rilevanza biologica dell'habitat artificiale creato nel giardino zoologico (foto S. Gippoliti).

## ASPETTI SANITARI

Le generali condizioni igienico-sanitarie in cui zoo e acquari si sono sviluppati storicamente erano assai diverse dalle attuali. Non deve quindi stupire che le malattie infettive costituissero una grave minaccia per gli animali e che con gli anni grande attenzione sia stata dedicata alla prevenzione della trasmissione di tali malattie, in particolare attraverso una estrema attenzione alla igienicità delle gabbie. Nel caso di animali particolarmente delicati come le grandi scimmie antropomorfe, gli animali erano isolati da vetrate e tenuti a temperatura costante; il cibo era prevalentemente bollito e si preferiva dissetare gli animali con il tè (STEMMLER-MORATH, 1968). Nel 1932 ad esempio, una intera famiglia di scimpanzé *Pan troglodytes*, incluso uno dei primi nati in Europa, soccombeva alla tubercolosi nel Giardino Zoologico di Roma (GIPPOLITI, 2010). L'evoluzione verso ambienti in cemento e piastrelle, facili da pulire e con forniture (pali, piattaforme, ecc.) ridotte all'essenziale e meglio se in acciaio, rappresenta quindi una risposta ai suddetti problemi sanitari non però estranea ad alcuni trend architettonici dell'epoca (funzionalismo). Fortunatamente, gli sviluppi in campo sanitario hanno portato ad una estrema riduzione del pericolo rappresentato da questi aspetti, anche se gli ambienti realizzati in quegli anni sono all'origine delle aspre critiche rivolte agli zoo a partire dagli anni '60-70 del secolo scorso ed alla frequenza di comportamenti 'anomali' (MORRIS, 1964) (Fig. 5).

Decenni di ricerche applicate ci permettono di delineare, almeno per le specie più comunemente mantenute negli 'zoo', i parametri principali che consentono di venire incontro alle esigenze comportamentali e quindi favorire il benessere psicofisico degli individui. Gli ambienti più complessi sia dal punto di vista sociale che fisico richiedono il continuo coinvolgimento del veterinario/i sia a livello preventivo che di monitoraggio degli individui, e la fattiva collaborazione con lo staff curatoriale e scientifico che dispone in linea di massima delle conoscenze relative alla storia naturale delle singole specie, alle loro caratteristiche di allevamento in cattività e alla storia individuale dei soggetti. La stretta correlazione tra gli aspetti biologici e quelli medici può essere apprezzata pienamente in compendi specialistici (p. es. FOWLER e MILLER, 2007). Per citare un caso esemplificativo, diverse specie di macropodi sono soggette ad una necrobacillosi che colpisce l'apparato masticatore, causata dai batteri *Fusobacterium necrophorum* e *Corynebacterium piogene*. Tre fattori ambientali sono sospettati di incrementare il rischio di infezione: sovraffollamento, ferite dovute a collisione con parti della recinzione e infine assenza di legno e erbe

grezze nella dieta (BROOKINS *et al.*, 2008). Questa sindrome detta *lumpy jaw* (osteomielite orale) mostra chiaramente l'interrelazione tra gestione, ambiente sociale e salute e richiederebbe di essere affrontata con un approccio olistico e non solo medico-veterinario. Per inciso, anche in questo caso la documentazione e disseminazione di informazioni concernenti la gestione di gruppi in cui si riscontra la patologia e 'sani' dovrebbe essere uno dei contributi basilari di un giardino zoologico gestito con criteri scientifici.

### IL DECRETO LEGISLATIVO 73/2005: ALCUNE OSSERVAZIONI

Il suddetto decreto, che recepisce in Italia la direttiva 1999/22/CE relativa alla custodia degli animali selvatici nei giardini zoologici, detta le norme per l'acquisizione della Licenza di Zoo in Italia. Nei suoi allegati, che prendono spunto e ricalcano i requisiti minimi preparati dall'EAZA (2008), vengono fissati i criteri qualitativi che devono caratterizzare gli zoo licenziati. Come forse inevitabile, gli allegati sembrano prediligere quello che è stato definito "modello



**Fig. 5.** Comportamenti come il leccare sbarre e travi possono avere origine da diete povere di fibre che non soddisfano pienamente i comportamenti di foraggiamento (foto S. Gippoliti).

medico di gestione" (SEIDENSTEKER e DOHERTY, 1996). Per esempio nell'All. 1, il punto A2 recita "Qualsiasi animale risulti in condizioni di stress, malato o ferito deve ricevere immediate cure ed attenzioni del medico veterinario". A parte il fatto che gli animali selvatici possiedono una capacità di recupero che li pone in grado di ristabilirsi da piccoli traumi senza la necessità di interventi sanitari che quasi sempre impongono dei periodi di separazione dall'unità sociale che possono avere effetti disastrosi per l'individuo rimosso, non ci sembra che animali stressati abbiano urgenza di essere ancora più stressati dalla visita del veterinario. Al contrario, è compito dello staff tecnico avanzare delle ipotesi per questo stato (p. es. arrivo di un nuovo esemplare, spostamento di recinto, ecc.) e porre in atto quelle tecniche che consentono all'esemplare di superare questo momento di stress, se possibile attraverso la rimozione della causa che lo ha determinato. L'esame degli standard minimi preparato dall'EAZA (2008) conferma il nostro punto di vista in quanto il paragrafo originale recita "Any animals which are noted to be unduly stressed, sick or injured to receive immediate attention and, *where necessary* (nostro corsivo), *treatment*".

Il punto B2 b del D. Lgs. 73 recita; "evitare il persistere di conflitti fra branchi o membri del branco o fra differenti specie, nel caso di *exhibit miste*". Se corretto appare il secondo punto in quanto troppo spesso alcune specie soffrono gravi conseguenze per la convivenza con specie più aggressive, la questione dei conflitti intraspecifici merita un approfondimento.

La necessità di costituire unità sociali paragonabili (sia qualitativamente che quantitativamente) a quelle che occorrono in natura rappresenta una grande conquista della *zoo biology* (HEDIGER, 1950; 1970). In nessuna parte del decreto questo aspetto è citato. Spetta allo staff tecnico dello zoo una valutazione dei conflitti che inevitabilmente occorrono all'interno di unità sociali (Fig. 6).

In generale, degli accorgimenti nel governo degli animali possono contribuire ad alleviare dei conflitti (p. es. distribuendo il cibo su aree più vaste). A volte questi conflitti possono avere un andamento stagionale (p. es. stagione degli amori). Appare pertanto perfettamente giustificabile che lo staff tenti di mantenere l'integrità del gruppo, consapevole della difficoltà di potere garantire situazioni ottimali per un esemplare isolato appartenente a specie sociale. In altri casi, specialmente nel caso di specie scarsamente sociali, è giusto che, per esempio, gli individui giovani siano spostati prima che possano verificarsi incidenti con gli adulti.

Al punto B5 si stabilisce che "Devono essere

sempre disponibili recinti o vasche separati per le femmine in gravidanza o che allevano i piccoli, in modo tale da evitare, ove necessario, situazioni di stress o di sofferenza. L'alloggiamento o il trasferimento delle femmine gravide o in allattamento in detti recinti o vasche deve avvenire esclusivamente su prescrizione del veterinario o del curatore dell'acquario". Anche in questo caso, il coinvolgimento del veterinario appare inappropriato (ed infatti non compare nel punto 7 degli standard EAZA). Questa appare infatti una di quelle scelte gestionali che dipendono dalla socio-ecologia della specie in questione (Fig. 7) ed anche dal carattere individuale degli animali in questione.

Così ad esempio, mentre generalmente le femmine di grandi felidi sono separate dal maschio ben prima del parto, esistono maschi di tigre che non rappresentano un pericolo per i propri piccoli. Ovviamente esistono specie per le quali, al contrario, la separazione dal gruppo o dal maschio della femmina gravida rappresenta un grande fattore di stress. La familiarità del personale con gli animali è poi un altro fattore fondamentale per superare eventuali emergenze di carattere sanitario (Fig. 8).

Se si intende avere una valutazione obiettiva circa la conduzione di uno zoo o acquario, riteniamo che una fonte di grande interesse e obiettività, apparentemente sottovalutata dal D.Lgs. 73, sia rappresentata dall'analisi degli inventari e dai registri di carico e scarico degli animali oltreché delle schede individuali (quando possibile). Infatti la presenza e conformità alla situazione reale di questi documenti rappresenta già una prova evidente dell'attenzione e competenza dello staff. L'eventuale rilevamento della presenza di un alto numero di esemplari singoli, di errate o non meglio definite classificazioni tassonomiche (per es. "1 *Macaca* sp."), di un eccessivo numero di decessi e la mancanza di indagini per comprenderne l'origine rappresentano tutti sintomi di una insufficiente gestione scientifica della struttura.

Indagini basate sulla visita degli 'zoo' da parte di persone chiaramente schierate da un punto di vista 'filosofico' e di cui si ignorano le specifiche competenze professionali, come per esempio quella realizzata dalla Fondazione Born Free (BORN FREE e ENDCAP, 2011) possono costituire interessanti punti di partenza ma nulla di più, né tantomeno rappresentare la prova della necessità di un maggiore coinvolgimento dei veterinari nella gestione degli zoo (ANONIMO, 2012). Ma, se le carenze denunciate da Born Free fossero confermate, ciò rappresenterebbe a rigore la prova delle carenze dell'organico di molte strutture a livello biologico-curatorio, necessarie per garantire il rispetto del D.Lgs. 73 nei giardini zoologici.



**Fig. 6.** La rimozione delle corna di questo maschio di cervicapra *Antilope cervicapra* nasce da un habitat insoddisfacente che pone a rischio la vita delle femmine (foto S. Gippoliti).



**Fig. 7.** Fenicottero *Phoenicopus roseus* di cinque giorni nutrito da uno dei genitori. I fenicotteri si riproducono solo se mantenuti in colonie numerose (foto S. Gippoliti).



**Fig. 8.** Il rapporto esistente tra personale ed animali è alla base di alti standard di benessere.

### QUALE MODELLO PER LA GESTIONE DI UNO ZOO?

SEIDENSTIKER e DOHERTHY (1996: 182) identificano quattro principali modelli di gestione per gli animali negli zoo. Il modello medico (MM) è descritto come tendente a ridurre la complessità ambientale per rendere l'ambiente più igienico e sicuro e consentire un maggiore controllo della salute degli animali. Il MM enfatizza l'intervento tecnologico diretto piuttosto che una approssimazione della storia naturale della specie in questione. Al contrario, il modello di gestione etologico (ME) è un approccio che cerca di risolvere i problemi alla radice. Per questo cerca ad esempio di risolvere problemi di riproduzione negli zoo apportando modifiche nell'ambiente fisico e sociale sulla base delle conoscenze della socio-ecologia della specie allo stato selvatico. Per fare un esempio ripreso da questi autori, il ME prescrive tranquillità e isolamento per una femmina gravida nervosa con una storia di abbandono della prole se questo è quello che succede in natura abitualmente. Il MM prescrive invece la somministrazione di tranquillanti e la preparazione di un piano per la rimozione e l'allevamento artificiale dei neonati. Anche ANDERSON e VISALBERGHI (1990) notano che veterinari ed etologi valutano in maniera differente aspetti fisici e sociali dell'ambiente. SNOWDON (1991) sviluppa una graduatoria di tre criteri utilizzabili per valutare l'idoneità degli ambienti in cui vivono animali in cattività. Il suo criterio basilico è quello 'veterinario', in cui l'obiettivo è quello di avere animali in buona salute da un punto di vista nutritivo e sanitario. Il criterio 'biologico' enfatizza la riproduzione e l'allevamento naturale della prole, ed è quello che generalmente è stato utilizzato dagli zoo per valutare il benessere degli animali ospitati. Il criterio più stringente è quello 'eto-ecologico', nel quale il massimo del repertorio comportamentale viene mantenuto ai fini di un possibile reinserimento in natura. Si tratta di un obiettivo puramente teorico

che mira ad innalzare in alto l'asticella degli standard di mantenimento delle specie selvatiche negli zoo. In questo contesto grande rilevanza riveste la modalità di alimentazione degli animali, che non deve tenere conto solo delle necessità nutrizionali ma anche di quelle comportamentali e sociali. Per esempio in molti casi bisogna adottare delle tecniche di gestione che facilitano l'aumento del tempo giornaliero che gli animali impiegano nelle attività di foraggiamento, quindi anche nella ricerca, selezione e preparazione del cibo, senza incrementare la quantità di nutrienti offerti ma incoraggiando i naturali comportamenti di foraggiamento specie-specifici. Spesso alcune problematiche comportamentali nascono da diete che privilegiano mangimi commerciali, più economici, controllati igienicamente e facili da conservare ma che non consentono l'espressione di comportamenti tipici di foraggiamento e aumentano i periodi di inattività a cui gli animali possono rispondere con stereotipie (per esempio leccare le inferiate con la lingua in giraffe ed altri erbivori in sostituzione dei normali comportamenti di assunzione del cibo). Inoltre le diete commerciali hanno degli effetti indesiderati sull'apparato masticatorio (BOND e LINDBURG, 1990) e probabilmente anche su quello digestivo.

In sede di 'zoo' quindi, il punto di partenza per la valutazione del benessere animale deve essere il criterio biologico (SNOWDON, 1991) e deve essere considerato in maniera positiva il fatto che nella gestione delle diverse specie si adotti un approccio eco-etologico. Più spesso di quanto si pensi, per esempio nei delfinari, si predilige porre l'accento sulla sterilità dell'ambiente, sulla disponibilità di avanzate apparecchiature ospedaliere e sul monitoraggio di alcuni fattori ambientali, mentre alcuni aspetti socio-ecologici, come la composizione e stabilità del nucleo sociale, sono scarsamente discussi e apparentemente sottovalutati.

Se quindi lo zoo è luogo interdisciplinare per eccellenza, non si può sperare in una politica culturale e scientifica all'altezza dei requisiti legislativi richiesti in assenza nel ruolo direttivo di un biologo o altro tecnico con preparazione 'organismica', che abbia quindi attitudine ad una visione olistica della scienza ed in particolare alla diversità animale (LEWONTIN, 1998). Da ciò conseguirà inevitabilmente l'assemblaggio di un team affiatato che comprenda curatori, veterinari, guardiani, educatori accumulati dalla stessa visione.

Anche in sede di controlli, la mancanza di una giusta sinergia tra diverse professionalità può indebolire l'intero processo di licenziamento, mancando di evidenziare alcuni aspetti cruciali sia per quanto riguarda la valutazione del benessere psicofisico di particolari specie che altri aspetti legati agli obiettivi educativi e scientifici di un giardino zoologico. Una visione esclu-

sivamente sanitaria può richiedere ad esempio la rimozione giornaliera delle feci in un dato recinto a prescindere dal fatto che quest'ultime abbiano una funzione sociale per una certa specie e che i programmi educativi richiamino l'attenzione su questo aspetto. Durante l'ispezione poi non è possibile accertare se una certa tecnica di arricchimento ambientale risulti effettivamente utile per una data specie, ma la presenza di

specialisti può almeno contribuire a valutare la potenziale idoneità della tecnica. Per questo il coinvolgimento di esperti del settore, familiari ad esempio con le linee guida che diverse associazioni di zoo preparano per la corretta gestione dei singoli gruppi tassonomici oltretutto con la eco-etologia delle specie in questione, rappresenta un tassello cruciale per garantire una maggiore efficacia dei controlli statali nel settore.

## BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON J., VISALBERGHI E., 1990. Toward better conditions for captive non-human primates: routines, requirements, and research. In: E. Alleva, G. Laviola (eds.) *Biomedical experimentation and laboratory animals. Hot behavioural issues*. Rapporti Istituto Superiore di Sanità, Roma, pp. 1-11.
- ANONIMO, 2012. *Il veterinario negli zoo: una specie in pericolo?* *Professione Veterinaria* **9** (21): 3-4.
- BOND J.C., LINDBURG D.G., 1990. Carcass feeding of captive cheetahs (*Acinonyx jubatus*): the effects of a naturalistic feeding program on oral health and psychological well-being. *Appl. Anim. Behav. Sci.* **26**: 373-382.
- BORN FREE e ENDCAP, 2011. *The EU Zoo Inquiry 2011. Italy*. Born Free e ENDCAP, 47 pp.
- BRONZINI E., 1985. Si chiede una legge che istituisca la licenza di Giardino Zoologico. *Museologia Scientifica* **2**: 51-55.
- BROOKINS M.D., SREEKUMAR R., THORNHILL T.D., KREINHEDER K., MILLER D.L., 2008. Mandibular and maxillary osteomyelitis and myositis in a captive herd of red kangaroos (*Macropus rufus*). *J. Vet. Diagn. Invest.* **20**: 846-849.
- CLUBB R., MASON G. 2003. Captivity effects on wide-ranging carnivores. *Nature* **425**: 473.
- CLUBB R., MASON G. 2007. Natural behavioural biology as a risk factor in carnivore welfare: how analysing species differences could help zoos improve enclosures. *Appl. Anim. Behav. Sci.* **102**: 303-328.
- EAZA, 2008. *Minimum standards for the accommodation and care of animals in zoos and aquaria*. EAZA, Amsterdam, 21 pp.
- FA J.E., 1991. Provisioning of Barbary macaques on the Rock of Gibraltar pp. 137-154. In Box H.O. (ed.) *Primate Responses to Environmental Change*. Chapman & Hall, Londra.
- FINOTTELLO P.L., 2004. *I parchi faunistici*. L'EPOS, Palermo, 220 pp.
- FOWLER M.E., MILLER R.E. (eds.), 2007. *Zoo and wild animals medicine* (sixth edition). Saunders, St. Louis, 512 pp.
- GIPPOLITI S., 2010. *La Giungla di Villa Borghese. I cento anni del Giardino Zoologico di Roma*. Edizioni Belvedere, Latina, 206 pp.
- GIPPOLITI S., 2011. Zoos and conservation in the XXI Century: overlooked meeting points between ecology and social sciences? *Museologia Scientifica* **5**: 168-176.
- GIPPOLITI S., 2012. Ex situ conservation programmes and European Zoological Gardens: Can we afford to lose them? *Biodiver. Conserv.* **21**: 1359-1364.
- HEDIGER H., 1950. *Wild animals in captivity: an outline of the biology of zoological gardens*. Butterworths, Londra, 207 pp.
- HEDIGER H., 1970. *Man and animals in the zoo. Zoo biology*. Butterworths, Londra, 303 pp.
- HOSEY G., MELFI V., PANKHURST S., 2009. *Zoo animals. Behaviour, management, and welfare*. Oxford University Press, 661 pp.
- LEWONTIN R., 1998. *Gene, organismo e ambiente*. Laterza e Fondazione Sigma-Tau, Roma.
- MAJUMDER A., BASU S., SANKAR K., QURESHI Q., JHALA Y.V., NIGAM P., GOPAL R., 2012. Home ranges of the radio-collared Bengal tiger (*Panthera tigris tigris* L.) in Pench Tiger Reserve, Madhya Pradesh, Central India. *Wildl. Biol. Pract.* **8**: 36-49.
- MORRIS D., 1964. The response of animals to a restricted environment. *Symp. Zool. Soc. London* **13**: 99-118.
- SAPOLSKY R.M., 2006, *Perché alle zebra non viene l'ulcera?* Orme editori, Milano, 656 pp.
- SEIDENSTIKER J., DOHERTY J.G., 1996. Integrating animal behaviour and exhibit design. In Kleiman D.G., Allen M.E., Thompson K.V., Lumpkin S. (Eds.) *Wild mammals in captivity*. Chicago University Press, pp. 180-190.
- SNOWDON C.T., 1991. Naturalistic environments and psychological well-being. In Novak M.A., Petto A.J. (eds.) *Through the looking glass. Issues of psychological well-being in captive non-human primates*. American Psychological Association, Washington D.C., pp. 103-115.
- STEMMLER-MORATH, 1968. Ultimate responsibility rests with the keeper. In Kirshofer R. (ed.) *The world of zoos. A survey and gazetter*. The Viking Press, New York, pp. 171-183.
- STOINSKI T.S., HOFF M.P., MAPLE T.M., 2001. Habitat use and structural preferences of captive western lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*): effects of environmental and social variables. *Int. J. Primat.* **22**: 431-447.

# Impatto dell'illuminazione artificiale sugli organismi viventi

Giuseppe Camerini

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente - Università degli Studi. Via S. Epifanio, 14 - Pavia. giuseppe.camerini@gmail.com

## Riassunto

L'inquinamento luminoso è un problema che interessa tutte le aree abitate del Pianeta e condiziona in negativo gli organismi viventi, in relazione alla sensibilità di ciascun taxon. Gli effetti dell'inquinamento luminoso interessano piante e animali che popolano gli ambienti terrestri e quelli acquatici più vicini ad aree urbane. Interferenze con i naturali cicli luce/buio possono influenzare processi a livello fisiologico. L'esposizione alla luce artificiale durante le ore notturne, per esempio, può alterare gli orologi biologici in conseguenza di squilibri ormonali. L'inquinamento luminoso può anche trasporre comportamenti che si manifestano in ore diurne o crepuscolari alle ore notturne e incidere sui comportamenti riproduttivi quando essi sono sincronizzati con il fotoperiodo. Ad essere condizionati sono altresì i meccanismi di orientamento e migrazione. I gradienti di luminosità possono condizionare i tempi dedicati alla ricerca del cibo da parte delle diverse specie animali; in tal modo l'interferenza data dalla luce artificiale può aumentare il livello di competizione interspecifica. Specie che non tollerano le luci artificiali possono andare incontro a estinzione ed essere sostituite da altre che beneficiano dell'illuminazione notturna. Specie che siano attratte dalle sorgenti luminose possono per altro andare incontro ad un aumento del rischio di predazione. In definitiva, l'alterazione dei processi di competizione e predazione può incidere sulle dinamiche di popolazione e dunque -di riflesso- l'impatto dell'illuminazione artificiale può avere anche implicazioni ecologiche.

PAROLE CHIAVE: illuminazione artificiale / piante / animali invertebrati / animali vertebrati

## The impact of artificial night lighting on living organisms

Light pollution is a global problem involving every inhabited area of the World. Light pollution can adversely influence wildlife and taxa show different susceptibility. Artificial night lighting can affect plants and animals living both in terrestrial and aquatic habitats next to urban areas. Changes in natural patterns of dark and light can disrupt physiological processes. Exposure to artificial light during the night, for example, can alter hormone levels regulating *biological clocks*. Artificial night lighting can shift diurnal or crepuscular behaviours to occur at the night. Light/dark patterns are often used by animals to synchronize reproduction, therefore changes in light levels can disrupt reproductive behaviours. Some animals are disoriented when the natural night brightness is altered, therefore critical functions, such as migration, can be affected, too. Illumination gradients can work as factors regulating foraging times; artificial light tends to increase interspecific competition for food. Thus, species sensitive to lights, in some cases become extinct because of competition coming from species that benefit from artificial light. On the other hand, animals attracted by lamps often have to face an increased risk of predation. Alteration of competition and predation can have ecological implications.

KEY WORDS: artificial lighting / plants / invertebrates / vertebrates

## INTRODUZIONE

L'illuminazione artificiale è un fattore di progresso che ha reso più vivibile la notte a beneficio di una specie -quella umana- che notturna non è. Sicurezza, facilitazione nel trasporto di cose e persone, estensione alle ore notturne delle

attività produttive: sono solo alcuni dei vantaggi offerti dalla disponibilità di luce artificiale.

L'altra faccia della medaglia è però l'impatto derivante dalla diffusa presenza di impianti di illuminazione pubblica e privata (Sidoti

e Ghislieri, 2008). Il primo allarme è venuto dal mondo dell'astronomia, che ha documentato il crescente livello di inquinamento luminoso che rende sempre meno agevole la visione notturna dei corpi celesti. Un ruolo di rilevanza a li-

vello mondiale in tale ambito ha avuto il gruppo di lavoro del Dipartimento di Astronomia dell'Università di Padova, che ha contribuito in maniera determinante alla pubblicazione del primo atlante mondiale dell'inquinamento luminoso (Cinzano *et al.*, 2001a) e ha redatto un dettagliato report sulle dimensioni del fenomeno in Italia (Cinzano *et al.*, 2001b).

Ciò che viene definito inquinamento luminoso è conseguenza dell'urbanizzazione che si accompagna a una crescente espansione degli impianti di illuminazione notturna nei Paesi più sviluppati sotto il profilo economico (Fig. 1). Il fenomeno è in crescita: solo per citare un dato, secondo Cinzano (2000) tra il 1960 e il 1995 nelle regioni italiane del nord est l'aumento dell'inquinamento luminoso è proceduto con un incremento medio annuale pari a circa il 10%.

Il quadro conoscitivo sugli effetti dell'inquinamento a carico delle componenti biotiche è quanto mai frammentario, tuttavia l'insieme dei dati disponibili suggerisce interessanti indicazioni generali sul fenomeno. L'impatto si determina sia quando la luce proviene direttamente da una sorgente luminosa ben identificabile (ciò che nella letteratura anglosassone è detto *glare*)

sia sotto forma di luce diffusa (in inglese *sky glow*). Nel primo caso l'effetto deriva dal bagliore emesso da un impianto di illuminazione o da una singola sorgente luminosa che, ad esempio -nel caso di un animale- raggiunge i fotorecettori dell'occhio (Wilson, 1998). La luce diffusa è invece il risultato delle interferenze che la luce subisce nel suo propagarsi dalla sorgente luminosa. Interagendo con l'atmosfera, la superficie del suolo e le nubi, la luce viene assorbita e riflessa: il risultato è la formazione di un'aura luminosa sospesa sul piano dell'orizzonte che nel caso delle aree metropolitane più estese assume dimensioni imponenti e può arrivare in casi estremi ad essere visibile anche per un raggio di 160 km dal centro della città (Crawford e Hunter, 1990). Mentre il fenomeno della luce diffusa si manifesta su scala di paesaggio, laddove esistono agglomerati urbani di una certa dimensione, quello della interferenza da luce diretta può avere luogo come detto anche da una sorgente luminosa puntiforme e isolata, come ad esempio un singolo lampione (Scheibe, 2000).

L'intensità della luce artificiale non è il solo elemento da valutare per stimarne l'impatto sulle componenti biotiche. Anche il

tipo di luce è fattore di primaria importanza. Essa dipende anzi tutto dal materiale reattivo che la lampada contiene, ma anche dalle caratteristiche del rivestimento della lampada o dalla presenza di eventuali filtri opportunamente montati allo scopo di schermare particolari lunghezze d'onda emesse dalla sorgente luminosa (Salmon, 2006). Come si vedrà in seguito, lampade di uguale potenza ma funzionanti con materiali reattivi diversi possono determinare effetti ben differenti sugli organismi viventi, in ragione del loro diverso spettro di emissione. La lampade ad alta pressione al vapore di sodio, per esempio, producono il loro picco di emissione in corrispondenza con le lunghezze d'onda del rosso, del giallo e del verde, mentre la versione al vapore di sodio a bassa pressione emette luce corrispondente al picco del giallo. Lampade al vapore di mercurio producono invece uno spettro luminoso che ha il picco massimo in corrispondenza del blu (Osterbrock *et al.*, 1976).

Per quanto riguarda poi la natura degli effetti, anch'essa può variare ampiamente in relazione alle specifiche caratteristiche biologiche degli organismi che mostrano sempre -se pure in misura diversa- una spiccata sensibilità alla luce (Rich e Longcore, 2006). Insieme alla temperatura, la luce è infatti il fattore ecologico che ha maggiore influenza sui processi biologici: come "motore" della fotosintesi, come parametro rispetto al quale sincronizzare i ritmi biologici o ancora come elemento essenziale per l'orientamento visivo di tipo astronomico.

Di seguito vengono riassunti i risultati dei principali studi eseguiti a livello internazionale sugli effetti dell'inquinamento luminoso a carico delle piante superiori, degli animali invertebrati e dei vertebrati.



Fig. 1. Nei territori di pianura italiani il fenomeno dell'inquinamento luminoso si manifesta con particolare intensità (foto G. Camerini).

## Piante

Le piante sono molto sensibili alla luce e non solo in virtù della loro capacità di trasformare l'energia luminosa in energia chimica attraverso la fotosintesi. Come per il resto degli esseri viventi, infatti, è la luce il principale fattore che, agendo sugli orologi biologici, regola i ritmi vitali legati all'attività vegetativa o alla riproduzione. Una serie di fotorecettori scoperti negli ultimi decenni (fitocromi, criptocromi, fototropine, ecc.) fungono da efficaci sensori biochimici che rilevano le variazioni dei livelli luminosi (Briggs, 2006). Le lunghezze d'onda che attivano questi sensori e le conseguenti risposte fisiologiche sono in primis quelle in grado di attivare il processo della fotosintesi. Le sorgenti luminose artificiali emettono di norma onde elettromagnetiche di lunghezza diversa rispetto allo spettro utile alla fotosintesi; l'attività fotosintetica di piante esposte a luci artificiali pertanto può subire un incremento solo se lo spettro emissivo delle fonti luminose artificiali comprende componenti cui sono sensibili le clorofille e i pigmenti accessori (Roman *et al.*, 2000). Le lampade ad incandescenza utilizzate in passato avevano queste caratteristiche e dunque potevano estendere in maniera significativa il numero di ore di luce utili allo svolgimento della fotosintesi, mentre lampade ai vapori di sodio a bassa pressione non paiono avere questa capacità (Casagrande e Giulini, 2000). La luce artificiale può tuttavia interferire indirettamente con il processo della fotosintesi: Cathey e Campbell (1975a) riferiscono ad esempio che esemplari di platano esposti a lampade al sodio ad alta pressione mostravano una crescita più rapida ed estesa nel tempo rispetto al campione di controllo. Negli esemplari esposti alla luce artificiale, tuttavia, il con-

tenuto di clorofilla nella foglia era inferiore e maggiore era la sensibilità al danno da inquinamento atmosferico. Effetti sui vegetali superiori sono stati evidenziati anche grazie a uno studio che ha preso in esame due esemplari di *Magnolia grandiflora* L. dell'orto botanico di Padova (Roman *et al.*, 2000). Mediante misure di fluorescenza su campioni di tessuti fogliari prelevati in prossimità delle luci e in punti schermati dalla stessa è stato dimostrato che le lampade (a vapori di mercurio) inibivano la fotosintesi. Gli autori propongono due possibili ipotesi per spiegare il fenomeno: secondo la prima il decremento della fotosintesi potrebbe essere dovuto alla minore quantità di luce solare assorbita dalle piante quando risultavano azionate le lampade. In alternativa, l'inibizione della fotosintesi potrebbe essere il risultato di un diminuito contenuto di clorofilla nel mesofillo determinato dall'esposizione a luce artificiale. Da tenere conto anche l'effetto di natura microclimatica che si viene a determinare per effetto del riscaldamento prodotto dall'irradiazione luminosa sugli organi della pianta più direttamente esposti alle luci artificiali, che può determinare un prolungamento del periodo vegetativo (Casagrande e Giulini, 2000) derivante da un'alterazione dei meccanismi di regolazione che segnano il passaggio dalla fase vegetativa attiva alla quiescenza nelle piante a foglia caduca. Briggs (2006) cita l'esempio di esemplari arborei cresciuti nel campus dell'Università californiana di Berkeley nei pressi di luci artificiali; questi esemplari, a differenza di altri che si trovavano a maggiore distanza dalle fonti luminose, conservavano più a lungo il fogliame, fino al tardo autunno o addirittura fino all'inverno.

Ben documentato è l'impatto che l'illuminazione notturna può

esercitare sul fotoperiodismo, vale a dire l'insieme di reazioni che le piante attivano in risposta al ritmo ambientale giornaliero e stagionale dei periodi di luce e di oscurità e che condiziona processi come la fioritura. Su questo aspetto sono state svolte numerose ricerche a fini applicativi rivolte soprattutto al settore florovivaistico. L'obiettivo è quello di prolungare i periodi di fioritura di piante di interesse economico (es. *Chrysanthemum* sp.) e controllare mediante esposizione a luce artificiale la fioritura stessa per farla avvenire in modo scalare, sincronizzandola con le richieste del mercato (Vince-Prue, 1994). In relazione alla durata del fotoperiodo, le piante possono mostrare una loro sensibilità alla luce che ne condiziona la fioritura; in tal caso si opera una distinzione fra piante brevidiurne e longidiurne. Piante la cui fioritura, al contrario, non è condizionata dalla luce, sono dette neutrodiurne.

Le piante superiori, oltre a mostrare una risposta differenziale nei confronti della luce "naturale", vale a dire quella solare, posseggono sensibilità molto diverse nei confronti di fonti luminose artificiali, come documentano gli studi di Cathey e Campbell (1975a, 1975b) che hanno preso in esame gli effetti di alcuni tipi di lampade (incandescenti, a vapori di sodio ad alta pressione, alogenuri, fluorescenti, ai vapori di mercurio) su un ricco campione di piante di interesse orticolo e di piante arboree. L'esperimento, condotto in laboratorio, consisteva nell'esporre giornalmente i vegetali a 8 ore di luce solare alternate a un periodo di 16 ore durante le quali -in luogo dell'oscurità- veniva mantenuta un'intensità luminosa pari a 10 lux. Furono testate inoltre intensità luminose più intense, ottenendo risultati simili a quelli ottenuti con il valore di 10

lux. In ordine decrescente, gli effetti maggiori in termini di interferenza con il fotoperiodismo furono indotti dalle lampade: incandescenti, ai vapori di sodio, ad alogenuri, fluorescenti e infine da quelle ai vapori di mercurio. La risposta dei vegetali sperimentati aveva un carattere specie-specifico.

In tempi recenti, a partire dal 2000, è da segnalare un notevole sforzo di ricerca messo in campo per valutare il possibile uso in sera di luce da diodi per la produzione di ortaggi. Un articolo di review pubblicato da Olle e Viršile (2013) include in bibliografia oltre 60 articoli riferibili a ricerche su questo tema. Da esse si può desumere che i dispositivi a led che emettono secondo frequenze corrispondenti a diversi colori (rosso, blu, bianco, verde) producono su essenze di interesse ortivo come *Lactuca sativa* o *Brassica* sp. variazioni nella concentrazione di metaboliti (antociani, carotenoidi, fenoli, ecc.), nell'accumulo di biomassa, nei livelli di clorofilla, oltre a determinare interferenze sui tempi di fioritura.

### Invertebrati acquatici

Gli organismi acquatici sono esposti agli effetti dell'inquinamento luminoso quando i litorali sono prossimi ad aree urbane. La penetrazione della luce artificiale all'interno del corpo idrico è influenzata dalla torbidità delle acque, ma notevole influenza hanno anche le diverse frequenze delle componenti emesse dalle sorgenti luminose. La profondità di penetrazione raggiunta dalle diverse componenti luminose a sua volta può determinare effetti differenziali in relazione alla sensibilità dei vari taxa. Moore *et al.* (2006) hanno studiato il fenomeno in quattro bacini lacustri del Massachusetts disposti lungo un gradiente tracciato a partire da un'area agricola, per arrivare infi-

ne ad un lago posto in piena area urbana. I quattro laghi erano bordati da impianti di illuminazione artificiali disposti entro 30 m dalle rive. Più che al disturbo causato da questi impianti, tuttavia, i ricercatori erano interessati a valutare gli effetti della luce diffusa. A tale proposito il protocollo della ricerca prevedeva la misurazione dell'intensità e dello spettro luminoso in punti collocati al centro della superficie del lago. Riguardo allo spettro luminoso, le lampade più diffuse nei quattro siti di studio erano quelle al sodio ad alta pressione che emettono luce dominata dalla componente gialla e infatti la luce incidente sulla superficie dei laghi era in prevalenza quella gialla (585 nm) che tende a penetrare in profondità entro la colonna d'acqua. La luce artificiale incidente la superficie dei laghi aveva dunque uno spettro ben diverso da quello della luce naturale notturna, vale a dire quella lunare. Il bagliore emesso dalla luna altro non è che luce solare riflessa e come tale ha uno spettro costituito da un intervallo di lunghezze d'onda ben più esteso (380-700 nm) che non include solo il giallo/arancione, ma anche il blu e il rosso. Quanto all'intensità luminosa derivante dal fenomeno della luce diffusa, come atteso essa tendeva ad aumentare lungo il gradiente scelto, con valori misurati sul lago posto in area urbana da 3 a 6 volte maggiori rispetto a quelli registrati nel bacino situato nell'area meno urbanizzata. Le condizioni meteo climatiche mostravano di avere una loro influenza: in presenza di cielo nuvoloso, in tutte le quattro aree di studio l'intensità luminosa aumentava fino a quattro volte rispetto alle condizioni di cielo sereno. In letteratura sono disponibili ben pochi dati sui livelli di intensità luminosa artificiale potenzialmente disturbanti per gli

organismi acquatici. Nel caso del genere *Daphnia*, crostaceo cladocero che mostra fototassi positiva, Flick *et al.* (1997) indicano valori compresi fra 0,01 e 3 lux. Per altri organismi acquatici che sono invece fotofobi, come ad esempio il Crostaceo *Mysidopsis bahia* Molenock o le larve dei Ditteri afferenti al genere *Chaoborus*, risultano disturbanti intensità luminose di quattro ordini di grandezza inferiori. Nei quattro laghi del Massachusetts furono misurati livelli di luminosità equivalenti a 2/3 di quelli corrispondenti a notti di luna piena (0,05-0,1 lux); secondo gli autori della ricerca si tratta dunque di valori destinati a produrre effetti a carico degli organismi viventi, soprattutto quelli che popolano le aree pelagiche (Moore *et al.*, 2006).

Uno dei fenomeni che in maggior misura può essere condizionato da variazioni anche molto lievi dei livelli di intensità luminosa è quello delle migrazioni verticali dello zooplancton (Haney, 1993). Nelle ore diurne gli organismi planctonici sono di norma distribuiti nella parte profonda della colonna d'acqua, per poi salire in superficie a nutrirsi verso il tramonto e tornare in profondità al calare della notte. Osservazioni svolte in alcuni laghi vicini a Boston indicano che l'inquinamento luminoso può inibire del tutto tali migrazioni (Moore *et al.*, 2000). Gli organismi più sensibili sono i predatori dotati di marcata fototassia negativa, come le larve del Dittero *Chaoborus punctipennis* Say, che non tollerano intensità luminose superiori a 0,001 lux, equivalenti alla luce diffusa naturale in notti di luna nuova (Gal *et al.*, 1999).

Altro meccanismo che può subire interferenze significative è il cosiddetto "drift", ovvero il movimento degli artropodi bentonici dei corsi d'acqua che periodicamente

si lasciano trascinare a valle per colonizzare nuovi microhabitat dove minori sono il rischio di predazione e la competizione per l'accesso al cibo (Giller e Malmquist, 1998). In molti torrenti è stato registrato un picco del drift in coincidenza con le ore del crepuscolo. Quando il fenomeno si verifica nelle ore serali e notturne, esso è molto condizionato dai livelli di luminosità naturale notturna. In condizioni di luminosità corrispondenti a quelle della luna piena, ad esempio, si può registrare una riduzione significativa del fenomeno. L'inquinamento da luce diffusa può sovrapporsi alla luminosità naturale notturna, con le interferenze che ne conseguono.

### Insetti

La luce solare e lunare, in forma di variazioni stagionali o mensili di fotoperiodo, condiziona i ritmi biologici degli insetti, con effetti profondi su vari aspetti della loro biologia. L'attività ematofaga delle femmine di zanzara (Diptera Culicidae) per esempio è spesso correlata ai cicli lunari, come riscontrato da Charlwood *et al.* (1986) per *Anopheles farauti* Laveran che in Nuova Guinea è attiva soprattutto nelle ore notturne in cui la luminosità lunare è massima (luna piena). Miller *et al.*, (1970) hanno invece dimostrato come tre specie di *Anopheles* e quattro specie di *Culex* presenti in Thailandia concentrino la loro attività di volo soprattutto in coincidenza con le fasi di luna nuova. Insetti Culicidi quali *Clunio marinus* Haliday hanno periodi di sfarfallamento in corrispondenza dei quarti lunari (maree di quadratura) ma se esposti a condizioni di invariabilità della illuminazione perdono questa caratteristica compromettendo le possibilità di riproduzione (Neuman, 1976). Il diametro della "trappola" della larva del

formicaleone (*Myrmeleon obscurus* Rambur) è influenzato dalla luminosità notturna ed aumenta in corrispondenza della luna piena (Youthed e Moran, 1969).

Il potere attrattivo delle sorgenti di luce artificiale nei confronti degli Insetti è noto da tempo, tanto che l'uso di dispositivi luminosi per il campionamento di questi animali è di lunga data. Lampade attrattive sono impiegate anche come strumenti di cattura e lotta ad insetti ritenuti molesti, come ad esempio le zanzare o i Muscidi. Si tratta di apparecchi, frequentemente dotati di luce UV e di solito non schermati da griglie selettive, con il risultato di causare un'inutile strage di insetti del tutto innocui. Anche gli impianti di illuminazione notturna sono attrattivi nei confronti degli insetti che si addensano in volo intorno alle sorgenti luminose. È stato stimato (Kolligs, 2000) che, in relazione alla sensibilità delle singole specie e allo spettro di emissione luminosa, l'attrazione si manifesta lungo un raggio variabile fra 3 e 130 metri. Eisenbeis (2006) propone alcuni possibili modelli per interpretare il meccanismo con il quale si esplica l'attrazione nei confronti delle luci artificiali. Secondo la prima modalità di interazione, gli individui sono attratti dalle fonti luminose e periscono in breve tempo oppure subiscono danni come disidratazione, perdita degli arti e delle scaglie che rivestono le ali, oppure cadono al suolo esausti dopo il loro volo incessante intorno alle lampade, o ancora diventano preda dei pipistrelli. In altri casi l'animale, dopo una prima fase in cui si avvicina in volo ai lampioni, se ne discosta pur senza che l'attrazione si estingua. L'insetto rimane fermo a terra, a una certa distanza dalla luce, comportamento questo definito di "cattura". Nel caso delle farfalle not-

turne, la quiescenza può durare per un'intera notte (Frank, 2006) ma anche qualora si tratti di qualche ora, ciò rappresenta un "costo temporale" non trascurabile in considerazione del fatto che spesso la durata dello stadio adulto non supera la settimana (Young, 1997). Si aggiunga il fatto che spesso l'attrazione si ripete in sere successive; utilizzando la tecnica della marcatura-ricattura Hartstack *et al.*, (1968) hanno verificato che nel caso dei lepidotteri Nottuidi le percentuali di ricattura a distanza di 24 ore variavano, da specie a specie, fra l'1,9% e il 43,2%.

La seconda situazione che si può manifestare è quella di un disturbo che condiziona il volo su più lunga distanza; nei loro movimenti notturni gli insetti di solito utilizzano punti di riferimento del paesaggio (profilo degli alberi, stelle, luna, profilo dell'orizzonte). Se un impianto di illuminazione ad andamento lineare (es. fila di lampioni a lato di una strada) interseca la loro linea di volo, nel migliore dei casi il percorso potrebbe essere deviato, ma in caso di attrazione alle fonti luminose le dinamiche sono quelle descritte in precedenza: collisione, ustioni, aumentato rischio di predazione, caduta a terra (Eisenbeis, 2006).

Nei casi più gravi si determina un vero e proprio azzeramento di intere popolazioni di insetti. Interessante a tale proposito uno studio di Scheibe (2000) sui possibili effetti a carico degli adulti di insetti acquatici (Tricotteri, Ditteri, Plecotteri, ecc.) da parte di un singolo lampione posizionato nei pressi di un corso d'acqua. L'attrazione si manifestava in modo diverso per i differenti taxa e in alcuni casi era particolarmente intensa. Nel caso dei Tricotteri, in particolare, l'eventuale realizzazione di una fila di lampioni nei pressi del corso d'ac-

qua avrebbe avuto come prevedibile effetto l'estinzione completa della loro popolazione (Eisenbeis, 2006).

Grande influenza sull'intensità dell'attrazione – e sui danni che ne derivano – viene dallo spettro di emissione delle lampade, aspetto quest'ultimo oggetto di indagine da parte di Eisenbeis (2006) in un'area rurale della Germania. Nell'ambito della ricerca sono state sperimentate lampade ad alta pressione al mercurio (80W), al sodio (50 o 70 W), al sodio-xenon (80 W), oltre a lampade al mercurio dotate di un filtro capace di schermare la componente UV. Le lampade furono montate insieme a un dispositivo costituito da un imbuto collegato a un contenitore riempito con liquido fissante in cui cadevano gli insetti attirati sulla superficie delle lampade. Il numero di catture fu massimo con lampade al mercurio e minimo con le stesse dotate di apposito filtro schermante i raggi UV. Il numero di insetti catturati con lampade al sodio-xenon superò quelle delle catture con luce ottenuta da lampade al sodio. Per quanto riguarda il filtro per la componente UV montato sulle lampade a vapori di mercurio, purtroppo il dispositivo riduceva l'intensità di illuminazione al di sotto degli standard richiesti dalla legislazione tedesca in materia. In compenso, sulla base dei dati raccolti, è stato stimato che la sostituzione delle lampade al mercurio con quelle al sodio ridurrebbe del 55% il numero di insetti attratti dalle lampade, percentuale che per le farfalle notturne salirebbe al 75%. In una fase successiva del suo lavoro, Eisenbeis (2006) sottopose a verifica sperimentale l'ipotesi di Scheibe (1999) secondo la quale la maggiore attrattività delle lampade ai vapori di mercurio si manifestava solo quando erano contemporaneamente in

funzione anche altri tipi di lampada, ma quando i diversi tipi di lampada funzionavano separatamente, essi avrebbero finito per attrarre in egual misura gli insetti. Eisenbeis (2006) sperimentò dunque separatamente i diversi tipi di lampada in un'area rurale priva di interferenze derivante da luce diffusa. I risultati confermarono la maggiore capacità attrattiva delle lampade a vapori di mercurio rispetto alle lampade funzionanti con vapori di sodio. Eisenbeis (2006) rilevò inoltre nel corso delle sue sperimentazioni che la temperatura condizionava in maniera significativa l'abbondanza delle catture, con un picco intorno ai 21°C e il minimo in corrispondenza di notti fredde, con valori intorno a 12-14°C. Fu verificata anche l'influenza delle fasi lunari, con abbondanze registrate in fase di luna nuova sette volte maggiori rispetto a quelle rilevate in fase di luna piena; l'indicazione trova conferma anche da una ricerca di Nowinzsky *et al.* (1979).

Un dato di particolare interesse è quello che definisce la proporzione di insetti che, una volta avvicinati ad una fonte luminosa, ne vengono effettivamente attirati (Bauer, 1993). Molto sensibili sono gli Efemeroteri (1,4:1) e i Tricotteri (2,3:1) come i Macrolepidotteri (1,6:1) tra i quali tuttavia emerge il dato in controtendenza dei Geometridi (11:1). Queste indicazioni sono state ottenute con trappole luminose e non esprimono la reale proporzione di insetti uccisi o comunque danneggiati da impianti di illuminazione artificiale, anche se hanno il pregio di mettere a confronto la sensibilità dei diversi gruppi sistematici nei confronti delle luci artificiali. Bauer (1993) è giunto a stimare che la percentuale di insetti attirati dalle luci che perivano successivamente per effetto dell'avvicinamento fosse pari a un

terzo. Eisenbeis (2006) riporta anche una stima della mortalità indotta dall'illuminazione notturna basata sui seguenti presupposti:

- le lampade sono a vapore di mercurio;
- il numero medio di insetti che si avvicinano a una singola lampada è di 450 per notte;
- il numero medio di insetti uccisi per notte da una lampada al mercurio è pari a 150.

Per una città delle dimensioni di Kiel (nord Germania) che conta 240.000 residenti e ha una dotazione di 20.000 punti luce Kolligs (2000) stima che il numero di insetti uccisi per notte sarebbe pari a 3 milioni, equivalenti a 360 milioni per stagione di volo, considerando la durata della stagione pari a 120 giorni, da giugno a settembre.

Quand'anche le sorgenti luminose non sono causa diretta di mortalità, possono comunque incrementare il tasso di predazione degli insetti. Molte specie di falene posseggono colorazioni criptiche che quando l'insetto è posato su di un opportuno sfondo funzionano come efficaci strumenti per ridurre il rischio di predazione. Può però accadere che, ad esempio, una falena scura attirata da una luce artificiale che illumina un edificio di colore chiaro, vi si posi diventando in tal modo una preda facilmente individuabile. È quanto documentato da Collins & Watson (1983) nella Estación Biologica de Rancho Grande, in Venezuela, dove nel corso di 7 mesi di osservazione furono osservate 30 diverse specie di Uccelli nutrirsi a spese di falene appartenenti a 10 diverse famiglie, per un totale di oltre 700 individui predati.

L'esposizione alla luce artificiale può interferire anche con attività legate alla sfera riproduttiva: corteggiamento, accoppiamento, ovideposizione. Per le specie con

abitudini notturne più spiccate, l'oscurità è indispensabile per attivare i necessari meccanismi fisiologici: in laboratorio è stato dimostrato ad esempio che nei lepidotteri *Trichoplusia ni* Hübner (fam. Noctuidae; Sower *et al.*, 1970) e *Dioxytrix abietivorella* Grote (fam. Pyralidae; Fatzinger, 1973) il rilascio del feromone femminile e la risposta del maschio che ne consegue sono soppressi dall'esposizione a luce artificiale. Sempre in laboratorio è stato dimostrato che maschio e femmina del lepidottero *Helicoverpa zea* Boddie non si accoppiano al di sopra di un livello di luminosità pari a 0,05 lux, equivalente a una notte limpida e illuminata da un quarto di luna (Agee, 1972). Il volo di femmine gravide verso le luci artificiali può determinare una concentrazione delle deposizioni nelle adiacenze della fonte luminosa: è quanto rilevato ad esempio per due specie di Saturnidi: *Antheraea polyphemus* Cramer (Frank, 2006) e *Coloradia pandora* Blake (Brown, 1984). Al contrario, l'illuminazione artificiale può sopprimere l'ovideposizione: in appezzamenti di cotone interessati dal cono di luce proiettato da luci artificiali la densità di uova di *Heliothis* sp. era inferiore dell'85% rispetto a coltivi di cotone non interessati dal fenomeno (Frank, 2006).

Interferenze con i ritmi biologici emergono da osservazioni su farfalle notturne i cui ritmi circadiani sono messi in fase con il fotoperiodo naturale attraverso opportuni fotorecettori (Giebultowicz, 2000). La manipolazione del fotoperiodo può alterare a tal punto i meccanismi fisiologici fondamentali da indurre la sterilità nelle farfalle adulte, come verificato per *Spodoptera littoralis* Boisduval (Bebas *et al.*, 2001).

Considerato che la mortalità indotta dall'illuminazione notturna

si manifesta soprattutto nelle aree più urbanizzate, è interessante valutare quale sia lo spettro faunistico di questi ambienti anche al fine di stimare l'effettivo danno che l'illuminazione notturna può arrecare. Quest'operazione non è priva di implicazioni di carattere conservazionistico. Con il crescere del fenomeno della cosiddetta "città diffusa", ovvero l'urbanizzazione a macchia d'olio che dà forma a estese conurbazioni, gli spazi verdi inclusi nelle aree urbane diventano habitat di importanza cruciale per la sopravvivenza della piccola fauna. Solo per citare un dato, in Inghilterra i giardini privati occupano un'area equivalente a 10 volte quella dell'insieme delle aree protette nazionali. Emmet (1991) ha classificato 305 specie di farfalle notturne segnalate per la Gran Bretagna come esclusive o in prevalenza distribuite in habitat suburbani, parchi, giardini, frutteti, aree edificate. Nell'area metropolitana londinese sono state identificate 1.479 specie di farfalle notturne, equivalenti ai 2/3 delle specie segnalate per il Regno Unito. Nella medesima area urbana 60 specie di macro-lepidotteri notturni, un tempo presenti, sono oggi considerate estinte e altre specie sopravvivono con popolazioni a rischio di estinzione. Si ritiene che queste popolazioni sopravvivano grazie all'immigrazione periodica di individui dai territori rurali circostanti, ammesso che fattori antropogenici (come anche l'inquinamento luminoso) non siano di impedimento a questo processo di compensazione (Taylor *et al.*, 1978). In taluni casi infatti le luci artificiali risultano fatali anche per specie rare e minacciate, come riscontrato da Kolligs (2000) in uno studio effettuato presso la città tedesca di Kiel. Farfalle notturne di otto specie considerate rare

furono catturate da trappole montate su lampioni per l'illuminazione notturna; pur trattandosi di un numero di catture limitato a pochi individui, la mortalità indotta dal sistema di illuminazione artificiale finiva per erodere parte del patrimonio genetico, che è risorsa essenziale per la sopravvivenza di specie minacciate. A ciò si aggiunge il fatto che quando le superfici di habitat adatto a una specie rara sono ridotte a frammenti fra di loro isolati, come avviene tipicamente nelle aree più antropizzate, la presenza di una barriera in qualche modo ostile, come un impianto di luce artificiale, può compromettere l'interscambio genetico fra popolazioni.

L'illuminazione artificiale, come ogni tipo di stress antropogenico, rappresenta per le specie viventi un fattore di pressione selettiva. Sulle risposte che nel tempo le specie e le comunità sono destinate ad attivare come reazione a tale pressione, esistono più che altro ipotesi, dal momento che l'introduzione dell'illuminazione notturna è un evento avvenuto in tempi recenti. Nel caso delle farfalle notturne l'illuminazione artificiale potrebbe rappresentare un fattore di declino per le specie più sensibili all'attrazione verso le fonti luminose che vivono in aree urbane e suburbane (Frank, 2006). In compenso, verrebbe favorita l'ulteriore espansione di specie già ben diffuse e addirittura infestanti, come ad esempio il defogliatore *Lymantria dispar* L., la cui femmina ha capacità di volo pressoché nulle e dunque non risulta sensibile all'attrazione verso fonti luminose.

Ultimo in ordine di trattazione, ma non certo di sensibilità nei confronti dell'inquinamento luminoso, è il gruppo dei Coleotteri Lampiridi (Fig. 2). La comunicazione luminosa delle lucciole si è evoluta

in relazione ai costumi crepuscolari o notturni di questi animali fotofobi. Gli impulsi luminosi sono efficaci come strumenti di comunicazione nella misura in cui hanno come sfondo il buio della notte. Ne consegue che per le lucciole l'urbanizzazione, e il relativo aumento dei livelli di luminosità rappresentano fattori di criticità (Lloyd, 2006). Come emerge da uno studio condotto nell'area urbana torinese, *Luciola italica* L. mal sopporta valori di illuminamento superiori a 0,1 lux (Picchi *et al.*, 2013). Anche le specie di Lampiridi dell'area urbana di Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro (Brasile) studiate da Viviani *et al.* (2010) non tollerano valori superiori a 0,2 lux. In molti casi le lucciole sono sensibili anche a lievi variazioni dell'intensità luminosa. I maschi di *Luciola italica* iniziano il loro volo serale nelle aree più ombreggiate e dunque più buie, come ad esempio il sottobosco e solo successivamente, con il calare della notte, si muovono negli spazi aperti (Camerini, dati non pubblicati). Nel caso di *Photinus* sp. è stato osservato che persino l'altezza del volo cambia in relazione al livello di luminosità, con gli individui che innalzano la loro traiettoria di volo in risposta all'aumento dell'oscurità (Lloyd, 2000). Un altro aspetto che può condizionare la sensibilità alla luce artificiale è lo spettro di emissione luminosa. Nel corso della storia naturale si sono consolidate due linee evolutive: i Lampiridi che sono attivi nelle ore crepuscolari emettono luce giallastra, mentre le specie notturne tendono ad emettere in prevalenza luce verdastra. In relazione al tipo di emissione, può variare la risposta alle sorgenti luminose artificiali: per le specie che emettono impulsi sulla lunghezza d'onda del giallo, ad esempio, lampade ai vapori di sodio possono



**Fig. 2.** Le lucciole (in foto *Luciola* sp.) sono particolarmente sensibili agli effetti dell'inquinamento luminoso (foto Stella Verdi).

essere particolarmente disturbanti (Lloyd, 2006).

### Pesci

Oltre la metà della popolazione umana vive in aree localizzate a meno di 100 km dalle coste marine; ben diffusi sono anche gli agglomerati urbani che si affacciano su laghi e fiumi. Le sorgenti di inquinamento luminoso potenzialmente disturbanti per la ittiofauna sono innumerevoli: l'illuminazione dei quartieri disposti lungo la costa, i pontili, le piattaforme petrolifere, le lampare utilizzate per la pesca sono solo alcuni esempi. La fauna ittica è dunque esposta ai possibili effetti dell'inquinamento luminoso, anche in ragione della sensibilità dei pesci alla luce naturale: solo per fare un esempio, in acque lacustri la migrazione orizzontale (dalla zona pelagica a quella litoranea e viceversa) delle due specie di ciprinidi *Phoxinus eos* Cope e *Phoxinus neogaeus* Cope è influenzata in maniera significativa dalle fasi lunari (Gaudeau e Boisclair, 2000), così come i periodi di riproduzione di *Leuresthes tenuis* Ayres (Ateriniformi, Aterinidi) della California sono legati alle maree sizigiali (luna piena) allorché emergono per brevissimi periodi deponendo e fecondando le loro uova sulla sabbia scoperta (Ricciutti, 1978).

La risposta dei Pesci agli stimoli luminosi è specie-specifica e

può variare anche nell'arco del ciclo vitale dell'individuo. Tra i Salmonidi specie come *Oncorhynchus kisutch* Walbaum, *Salmo salar* L. e *Oncorhynchus mykiss* Walbaum vivono nelle acque dei torrenti dove tendono a rimanere quiescenti nelle ore notturne (Godin, 1982). Al contrario, altri Salmonidi che utilizzano come habitat riproduttivo le acque degli estuari, quali *Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum oppure *Oncorhynchus keta* Walbaum, hanno abitudini notturne. Prove di laboratorio durante le quali le diverse specie sono state esposte a luce artificiale hanno dimostrato che mentre specie diurne come *O. kisutch* rimangono quiescenti o reagiscono con scarsi movimenti, specie con abitudini notturne come *O. gorbuscha* e *O. keta* reagiscono iniziando a nuotare nervosamente in risposta all'accensione delle luci dopo essere stati esposti a condizioni di oscurità (Hoar *et al.*, 1957). La risposta all'impulso luminoso è condizionata dai meccanismi di adattamento dell'occhio che hanno luogo quando si passa dall'oscurità alla luce e viceversa. I meccanismi e i tempi di adattamento dipendono sia dall'intensità che dalla lunghezza d'onda della sorgente luminosa (Ali, 1962; Protasov, 1970). La diversa durata del periodo richiesto per l'adattamento è a sua volta un fattore di importanza non trascurabile poiché in coincidenza con essa l'animale passa da una fase di cecità a una di ridotta acutezza visiva. Gli studi di Protasov (1970) sugli avannotti di *O. gorbuscha* e *O. keta* indicano che il tempo richiesto per adattarsi all'oscurità dopo esposizione alla luce variano da 30 a 40 minuti, mentre il percorso inverso richiede un tempo variabile fra 20 e 25 minuti. Con il procedere della crescita, i salmoni sono in grado di rispondere alla variazione di luminosità con tempi di adattamento

più rapidi. Sulla base di queste osservazioni appare evidente che l'esposizione a fonti luminose artificiali è destinata ad avere effetti diretti che coinvolgono la sfera comportamentale dei Pesci.

La luce stroboscopica, che viene installata lungo sbarramenti artificiali o cime di ancoraggio delle imbarcazioni, produce rapidi impulsi intermittenti che sono molto disturbanti per la fauna ittica. La retina non è in grado di attivare alcun meccanismo di adattamento in ragione della brevità dello stimolo luminoso. Nemeth e Anderson (1992) hanno osservato una reazione di allontanamento da parte delle forme giovanili di *O. kisutch* e *Onchorhynchus tshawytscha* Walbaum posti in acque dove la sola fonte luminosa era la luce stroboscopica. Si ipotizza che altre fonti luminose caratterizzate da impulsi di breve durata, come ad esempio i flash derivanti dalle luci dei fanali dei veicoli che transitano lungo strade costiere, possano ugualmente funzionare da fattori di disturbo.

Anche nel caso dei Pesci la sensibilità nei confronti della luce artificiale è influenzata dallo spettro di emissione. I Pesci Teleostei di acqua dolce sono sensibili alle lunghezze d'onda corrispondenti al rosso e al giallo, le più comuni negli ambienti fluviali e lacustri. Le specie marine mostrano invece sensibilità nei confronti del blu (Folmar e Dickhoff, 1981). Le forme giovanili di salmoni sono attratte da luce emessa da lampadine a bulbo fluorescente o incandescente mentre *Rutilus rutilus* L. reagisce in modo contrario all'esposizione a luce fluorescente (Van Anholt *et al.*, 1998). Esistono poi sorgenti luminose che tendono a stimolare risposte che non sono specie-specifiche, come le lampade a vapore di mercurio, verso le quali in genere le specie ittiche mostrano un tropi-

simo positivo, fenomeno questo che ne giustifica l'uso come attrattivi all'entrata dei canali di by pass realizzati sulle dighe per salvaguardare la fauna ittica.

Per quanto riguarda le dinamiche preda-predatore, esistono osservazioni che documentano ad esempio l'attrazione delle luci di sicurezza nei confronti di *Squalus acanthias* L. che vi si avvicina in maniera opportunistica per sfruttare l'aggregazione delle sue potenziali prede. Sempre in prossimità di luci di sicurezza è stato osservato anche un incremento di predazione a danno di *Clupea harengus pulasi* Valenciennes e *Ammodytes hexapterus* Pallas (Prinslow *et al.*, 1980).

Anche la migrazione è un aspetto della biologia dei pesci che può risultare condizionato dal fenomeno dell'inquinamento luminoso. Studi in proposito sono stati condotti soprattutto sui salmoni. Le forme giovanili migrano attraverso torrenti e fiumi per raggiungere l'oceano, spesso nuotando nelle ore notturne. I salmoni mostrando abitudini notturne anche quando tornano verso le acque dolci da adulti. La presenza di luci artificiali lungo il percorso può incidere sul successo della migrazione, aumentando il rischio di predazione o interrompendo il movimento dei pesci. Tabor *et al.* (2001) hanno rilevato effetti diretti sulle forme giovanili di *Onchorhynchus nerka* Walbaum: luci artificiali collocate su ponti ed edifici ne rallentavano il movimento migratorio. Analoghe indicazioni sono emerse da osservazioni sul nuoto di *Onchorhynchus keta* attraverso un canale illuminato lungo le sponde. Ulteriore conferma del fenomeno viene anche dagli studi di Ali (1959) sulle forme giovanili di *O. nerka*; la migrazione di questa specie aveva inizio quando il livello di luminosità scendeva

al di sotto di 1 lux; valori di 32 lux producevano un azzeramento quasi totale del movimento migratorio.

### Anfibi Anuri e Urodeli

La gran parte degli Anuri ha abitudini notturne; questa caratteristica biologica determina una spiccata sensibilità nei confronti dell'inquinamento luminoso che può anzitutto condizionare i comportamenti gregari. A tale proposito Baker (1990) ha dimostrato che la presenza di luci stradali tende a favorire l'aggregazione di individui di rospo comune (*Bufo bufo* L.) in risposta alla facilità di cattura di prede (insetti) che si addensano in prossimità dei lampioni dai quali sono attratti. L'aggregazione del rospo comune aumenta il rischio di predazione e di investimento da parte di veicoli a motore. Anche l'aggregazione degli individui in fase di canto corale può risultare condizionata: l'aumento dei livelli di luminosità, ad esempio, tende a inibire il canto corale della raganella *Hyla squirella* Bosc (Buchanan, 1993). Per quel che concerne gli effetti sui comportamenti anti-predatori, da Silva-Nune's (1988) ha dimostrato che i maschi di *Smilisca sula* Duellman e Trueb tendono a modulare la loro attività di canto scegliendo postazioni tanto più esposte quanto maggiore è il livello di luminosità, così da ampliare il loro orizzonte visivo e meglio eludere le possibili insidie derivanti dai pipistrelli predatori di Anfibi.

Alterazioni dei comportamenti riproduttivi degli Anfibi Anuri emergono invece dalle ricerche condotte da Rand *et al.* (1997). L'incremento dei livelli di luminosità condiziona le femmine in fase di scelta dei maschi, per effetto di un'accresciuta percezione del rischio di predazione; ne consegue una preferenza per la deposizione delle uova in microhabitat che siano il meno

esposti possibile, come risposta al crescere dei livelli di luminosità degli ambienti riproduttivi.

Incrementi anche minimi di luminosità possono alterare i ritmi di attività di *Ascaphus truei* Stejneger (Hailman, 1982). Variazioni nella lunghezza della fotofase (fase luminosa del fotoperiodo) sono ugualmente negative, in ragione del fatto che possono condizionare i meccanismi di regolazione ormonale e le attività riproduttive. Se ad esempio la naturale alternanza di periodi di luce e buio viene ad essere soppressa per effetto dell'illuminazione artificiale nelle ore notturne, la spermatogenesi può essere inibita. È quanto rilevato da Biswas *et al.* (1978) che sottoponendo individui di *Bufo bufo* a un regime di illuminazione costante hanno registrato un dimezzamento della spermatogenesi.

L'alterazione del fotoperiodo può avere anche altri effetti mediati da variazioni ormonali. Lo studio di Green *et al.* (1999) ha preso in esame la produzione della notturnina in *Xenopus laevis* Daudin. Sintetizzata nella retina, questa molecola regola l'espressione dell'orologio biologico e la sua produzione è condizionata dalle variazioni del fotoperiodo.

Potenziali effetti riguardano anche il metabolismo della melatonina (Cancedo *et al.*, 1996) ormone che in specie come *Lithobates catesbeianus* Shaw, *Pelophylax ridibundus* Pallas, *X. laevis* controlla funzioni come la variazione della pigmentazione cutanea, lo sviluppo delle gonadi, l'attività riproduttiva. La sintesi della melatonina è controllata dall'enzima N-acetiltransferasi (NAT) la cui attività varia in relazione alle stagioni, come dimostra uno studio italiano (d'Istria *et al.*, 1994) sulla rana verde (*Rana esculenta* L.). Esposizioni alla luce artificiale anche di breve durata -nell'ordine

dei minuti- nel corso della scotofase, possono inibire l'attività di questo enzima e sopprimere di conseguenza la produzione di melatonina (Lee *et al.*, 1997).

Effetti sulla pigmentazione cutanea sono stati osservati nelle salamandre, come nel caso delle larve di *Ambystoma tigrinum* Green allevate in condizioni di alterato fotoperiodo (Banta, 1912); il fenomeno è riconducibile ad un'anomala produzione di melatonina. Come in altri Vertebrati, la produzione di melatonina tende ad aumentare durante la scotofase, per poi declinare durante le ore di luce. Sulla base di questo principio Wise e Buchanan (2006) ritengono che la luce artificiale inibisca la produzione di questo ormone e che l'entità del fenomeno sia condizionata dall'intensità della luce. Anche il tasso metabolico mostra una dipendenza dal fotoperiodo; se con lampade fluorescenti a bulbo (15 W) si aumenta il fotoperiodo da 8 a 16 ore (Whitford e Hutchinson, 1965) si ottiene un'accelerazione del metabolismo. Secondo i due autori, fotoperiodo, temperatura e tasso respiratorio variano ciclicamente in relazione alle stagioni; temperatura e fotoperiodo potrebbero quindi regolare i tassi metabolici in maniera sinergica.

Altro meccanismo biologico che può subire alterazioni è il ritmo che regola le migrazioni verticali negli ambienti acquatici di vita di alcune specie di Urodeli, quali ad esempio *Ambystoma opacum* Gravenhorst, *Ambystoma tigrinum*, *Ambystoma jeffersonianum* Green (Stangel e Semlitsch, 1987). I ritmi che regolano l'allontanamento dal fondale (che funziona da rifugio) e la periodica emersione verso la superficie sono influenzati dai livelli di illuminazione, oltre che da altri fattori, come il rischio di predazione o la temperatura (Anderson e

Graham, 1967). È nelle fasi di risalita che le larve trovano nella colonna d'acqua il plancton che rappresenta il loro nutrimento e dunque un'alterazione dei ritmi di rifugio/immersione ha indirettamente effetti sui tempi di sviluppo della larva. Il già citato studio di Anderson e Graham (1967) documenta un'inibizione della migrazione verticale delle larve di *Ambystoma* sp. in risposta alla luce proiettata da una lampada sulla superficie dell'acqua, fenomeno che si traduce in una riduzione della taglia degli animali metamorfosati e del loro tasso di sopravvivenza.

Con il calare della notte, lo spettro della luce prodotta dai corpi celesti è caratterizzato dalle frequenze del visibile, con una certa prevalenza del rosso (Massey *et al.*, 1990). A questo debole fondo naturale si possono sovrapporre gli spettri luminosi che derivano dall'illuminazione artificiale (Cinzano *et al.*, 2001a) come il giallo delle lampade a vapore di sodio a bassa (589 nm) e alta pressione (da 540 a 630 nm) o il giallo (545-575 nm) e il blu (405-436 nm) delle lampade a vapori di mercurio. Tra le salamandre, la sensibilità alle diverse lunghezze d'onda luminose varia non solo da specie a specie, ma anche nell'ambito di una stessa specie, in funzione dello stadio vitale (larva/adulto). La capacità di ricezione degli stimoli luminosi inoltre non risiede solo nella retina, ma anche in fotorecettori extraoculari che hanno sede nell'organo pineale (Philips *et al.*, 2001). Le risposte sono di norma specie-specifiche; in laboratorio si è dimostrata ad esempio una diversa sensibilità di *Plethodon cinereus* Green e *Plethodon glutinosus* Green nei confronti delle principali sorgenti di luce artificiale (Vernberg, 1955).

Anche il comportamento di *homing* può risentire delle variazio-

ni dei livelli di luminosità. In popolazioni di *Notophtalmus viridescens* Rafinesque, specie che vive in stagni, laghi e fiumi, gli individui si trasferiscono periodicamente da un corpo idrico all'altro in risposta a condizioni ambientali locali: gli adulti abbandonano gli stagni in inverno per ibernare in rifugi terrestri, in risposta a situazioni di stress quali il disseccamento dei corpi idrici, il pullulare di ectoparassiti, l'aumento eccessivo di temperatura delle acque (Gill, 1978). La specie ha una spiccata fedeltà al corpo idrico che le fa da habitat, dal momento che gli adulti hanno dimostrato di saper tornare allo stagno nel quale sono cresciuti anche quando sperimentalmente trasferiti ad altro corpo idrico (Gill, 1978). È stato dimostrato che questa abilità da parte di *N. viridescens* nel processo di *homing* è da porre in relazione al possesso di una bussola magnetica il cui funzionamento è influenzato dallo spettro luminoso (Deutschlander *et al.*, 1999) nonché dalla sensibilità alla luce polarizzata. Analogo meccanismo di orientamento spaziale è stato evidenziato anche per *Ambystoma tigrinum* Green (Taylor e Adler, 1973). Philips e Borland (1992a) hanno dimostrato l'influenza che lo spettro luminoso può avere su questo meccanismo di orientamento con un test di laboratorio che ha riprodotto fedelmente il campo magnetico terrestre. In presenza di una fonte luminosa caratterizzata da frequenze nel campo dell'infrarosso (> 700 nm) gli individui di *N. viridescens* mostravano evidenti difficoltà di orientamento, capacità che invece si manifestava correttamente in risposta all'esposizione ad uno spettro luminoso completo prodotto da una lampada allo xenon da 150 W. La capacità di orientamento cambia in risposta al variare delle lunghezze d'onda: frequenze comprese fra 400 nm e

450 nm, ad esempio, sono compatibili con una piena capacità orientativa, al contrario di frequenze intorno a 550 nm e 600 nm (Philips e Borland, 1992b). L'effetto distruttivo di sorgenti luminose a lunga frequenza e monocromatiche sul meccanismo di orientamento magnetico utilizzato da *N. viridescens* è stato documentato sperimentalmente da Philips e Borland (1994). Ad avere queste caratteristiche sono modelli di lampade largamente impiegate per l'illuminazione notturna, come quelle al vapore di sodio a bassa e alta pressione.

### Rettili

Le ricerche sulla biologia riproduttiva delle tartarughe marine nidificanti in Florida e sull'orientamento dei piccoli sono forse l'esempio della più compiuta indagine scientifica nell'ambito degli studi sugli effetti dell'inquinamento luminoso. Sulle coste della Florida si riproducono *Caretta caretta* L., *Chelonia mydas* L. e *Dermochelys coriacea* Vandelli. Nel caso di *C. caretta*, si stima la presenza di 70.000 nidi, equivalenti all'80% della capacità riproduttiva della specie nell'ambito delle acque dell'Atlantico occidentale (Meylan *et al.*, 1995). Gli sforzi finalizzati alla conservazione delle aree riproduttive -localizzate principalmente sulle coste meridionali della penisola- devono misurarsi con la crescente pressione antropica degli ultimi decenni: a partire dal 1920 la popolazione umana è aumentata da 1 milione di abitanti a oltre 16 milioni, con un tasso di crescita pari a 2,5 volte l'aumento demografico registrato nel resto degli U.S.A. (Salmon, in Rich e Longcore, 2006). L'urbanizzazione della linea costiera e il relativo sviluppo di strutture ricettive a servizio del turismo hanno aumentato in misura esponenziale l'inquinamento luminoso.

Fino ad oggi le azioni conservazionistiche attuate hanno favorito un incremento delle popolazioni nidificanti di *C. mydas* e *D. coriacea* (Salmon, 2006), ma è un risultato difficile da consolidare in prospettiva futura per l'incombere di una serie di minacce, fra le quali spicca l'inquinamento luminoso.

Le tartarughe scelgono per la deposizione delle uova spiagge remote e buie. La scelta dei siti riproduttivi è condizionata dal fattore fedeltà. Esperimenti di marcatura, cattura e trasferimento forzato delle femmine ovideponenti dimostrano che nell'arco di ore o di giorni le femmine tornano a deporre sulla spiaggia dalla quale erano state prelevate (Luschi *et al.*, 1996). Di stagione in stagione le femmine nidificano sulle spiagge dove sono nate; l'imparentamento delle femmine che scelgono per la deposizione le medesime spiagge è dimostrato dal possesso di una composizione del DNA mitocondriale simile. L'ipotesi è che le tartarughe femmine neonate riescano a memorizzare la posizione della spiaggia sulla quale schiudono, per poi tornarvi di anno in anno a deporre le uova. Per localizzare l'area di origine e più in generale per orientarsi giovani e adulti utilizzerebbero la loro sensibilità ai campi magnetici, integrata con le capacità di orientamento visivo (Avens e Lohmann, 2004). Nella scelta del sito riproduttivo entra in gioco tuttavia anche l'influenza di certe caratteristiche delle spiagge, come ad esempio microclima, pendenza, prossimità dei litorali alle correnti oceaniche marine in grado di favorire la dispersione delle giovani tartarughe o infine assenza di ostacoli nelle acque litoranee, come scogli o banchi corallini, che possono rendere difficile alle femmine l'accesso alle spiagge. L'ovideposizione, che richiede ore, avviene di notte, quando le tempera-

ture sono più basse e le minacce dei predatori meno insidiose. Una volta emersi sulla superficie della spiaggia dopo la schiusa delle uova (evento che di solito si verifica nelle ore notturne) i nidiacei devono dirigersi rapidamente verso il fronte della battaglia per prendere il largo. Il movimento è mediato da stimoli visivi, in primis dal riconoscimento dell'orizzonte piatto della distesa marina, vale a dire quella porzione di orizzonte che in misura maggiore veicola la luce proveniente dagli astri.

Spesso l'inquinamento luminoso agisce come fattore di stress ambientale in sinergia con altri fattori critici di natura antropogenica; nel caso delle tartarughe marine della Florida, ad esempio, il degrado del paesaggio delle dune. In taluni casi è stato valutato l'impatto della luce artificiale disgiunto da questi fattori di disturbo; è il caso della ricerca di Witherington (1992) condotta su una spiaggia della Florida che ospita una colonia nidificante di *Caretta caretta* e su di una spiaggia conservata in condizioni del tutto naturali del Costa Rica dove depone *Chelonia mydas*. L'esposizione a lampade al vapore di mercurio comprometteva per la quasi totalità l'ovideposizione da parte delle femmine di ambo le specie. L'uso di lampade al vapore di sodio a luce gialla quasi monocromatica aveva invece effetti trascurabili. Sulle coste della Florida le deposizioni si addensano generalmente in coincidenza con le spiagge delle aree meno urbanizzate. Nei (rari) casi in cui i nidi sono realizzati nelle aree più antropizzate, il sito risponde comunque a condizioni locali di scarso disturbo. Nel caso della colonia riproduttiva di Boca Raton, ad esempio, la nidificazione ha luogo in prossimità di alcuni edifici molto alti e poco utilizzati durante l'estate che fungo-

no da schermo nei confronti della luce proveniente dalla costa (Salmon *et al.*, 1995). Più in generale, dal monitoraggio dei nidi attuato negli scorsi decenni emerge una tendenza da parte delle tartarughe marine a concentrare le deposizioni sulle spiagge meno interessate dall'inquinamento luminoso.

Se la progressiva riduzione dei litorali utilizzabili come habitat riproduttivi è preoccupante, non meno problematico è l'effetto della luce artificiale sull'orientamento dei nidiacei dopo la schiusa (Lorne e Salmon, 2007). Gli individui di *Caretta caretta* appena schiusi si orientano sulla base di una sensibilità a particolari lunghezze d'onda vicine all'ultravioletto (violetto, blu), percependo la maggiore intensità di queste componenti in mare rispetto alla terraferma (Kawamura *et al.*, 2009). Si stima (Witherington, 1992) che ogni anno sulle coste della Florida centinaia di migliaia di tartarughe appena schiuse periscano nel vano tentativo di prendere il largo: disidratazione, indebolimento e predazione sono favoriti dalla luce artificiale che induce le giovani tartarughe a orientarsi verso terra e non verso il mare, facendo loro disperdere molte energie in movimenti non correttamente orientati quando, dopo la schiusa, dovrebbero dirigersi verso le acque marine. Con l'intento di risolvere il problema, l'azienda che gestisce il servizio di illuminazione pubblica elaborò in passato appositi filtri in grado di schermare le lampade ai vapori di sodio ad alta pressione, ritenute la causa del problema. L'utilizzo di tali dispositivi fu però introdotto prima che l'effettiva efficacia degli stessi fosse sperimentalmente comprovata. Quando test di laboratorio furono effettuati, risultò che in realtà i filtri posti sulle lampade a vapori di sodio non le rendevano meno attrattive nei con-

fronti nei nidiacei e che tale attrazione dipendeva non solo dalla composizione spettrale della fonte luminosa, ma anche dalla sua intensità (Nelson, 2002). Buoni risultati furono invece ottenuti realizzando sperimentalmente un tratto di 1 km di illuminazione stradale con diodi luminosi collocati ad altezza suolo, lungo la linea di costa, in alternativa alla ordinaria disposizione fuori terra dei lampioni (Bertolotti e Salmon, 2005). A differenza dell'impianto di illuminazione artificiale con lampioni, i diodi a livello suolo non interferivano con il corretto orientamento dei nidiacei verso la battaglia. La collocazione del sistema di illuminazione a terra rappresenta dunque una possibile soluzione (se pure parziale) del problema; l'uso dell'aggettivo parziale è d'obbligo perché, se è vero che la rimozione delle luci artificiali lungo la linea di costa è una misura utile, resta il problema dell'inquinamento da luce diffusa, che può anch'esso disturbare il corretto orientamento dei giovani di tartaruga (Bertolotti e Salmon, 2005).

I Rettili includono sia specie attive nelle ore diurne, come ad esempio le lucertole, che specie con spiccate abitudini notturne, quali ad esempio i geki (Fig. 3). Nei confronti delle prime la presenza di luci artificiali può avere come effet-



Fig. 3. In tutto il mondo i geki si sono adattati a cacciare insetti in prossimità di fonti luminose artificiali (foto Cristina Verdi).

to potenziale quello di estendere i ritmi di attività anche alle ore crepuscolari o notturne. Il fenomeno è stato definito da Garber (1978) “*night-light niche*”. Secondo Henderson e Powell (2001) nell’India occidentale il 20% delle iguane (67 specie) e l’11% degli Ofidi (18 specie) si sono adattate a vivere in ambienti domestici e sono attive anche di notte in aree illuminate artificialmente. Di queste, nove specie fra le iguane e una fra i serpenti avevano in origine abitudini diurne. Perry e Fisher (2006) elencano ben 19 lavori reperibili in letteratura che riguardano specie diurne di Gekoni, Iguanidi e Colubridi adattatesi a sfruttare a scopo alimentare le fonti di illuminazione artificiale nel corso delle ore notturne: tra i Geki, vi sono ad esempio *Gehyra mutilata* Wiegmann, *Gehyra oceanica* Lesson, *Lepidodactylus lugubris* Dumeril e Bibron, *Thecadactylus rapicauda* Houttuyn. In talune aree le popolazioni legate all’ambiente domestico sono addirittura più abbondanti rispetto a quelle insediate negli habitat originari. È il caso, ad esempio, di *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnes, che sull’isola di Guana (Isole Vergini) è molto comune intorno alle abitazioni mentre in compenso è difficilmente osservabile negli ambienti forestali, che pure rappresentano il suo habitat naturale (Rodda *et al.*, 2001). In California la densità di geki in ambiente urbano è tale da avere suggerito a Canyon e Hii (1997) di avviare una ricerca finalizzata a valutare il possibile utilizzo di questi insettivori nella lotta biologica contro le zanzare.

La luce artificiale, tuttavia, più spesso costituisce un fattore critico per i Rettili: Gramentz (2008) la annovera tra le cause del declino di *Crocodylus porosus* Schneider, specie a distribuzione indopacifica. Effetti negativi emergono

anche dagli studi condotti in California da Case e Fisher (2001); da un confronto con dati storici sulla distribuzione degli ofidi *Arizona elegans* Kennicott e *Rhinocheilus lecontei* Baird e Girard è emerso che il declino di queste due specie appare correlato al gradiente di luminosità che si registra nelle ore notturne. Non si evidenzia analogo trend negativo in aree rurali della California, dove l’inquinamento luminoso è significativamente inferiore (Sullivan, 2000). Si ipotizza che il declino di *A. elegans* sia in realtà da ricondurre alla rarefazione lungo la fascia costiera meridionale della California della sua principale preda, vale a dire il micromammifero *Perognathus longimembris* Coues, rarefazione imputabile proprio all’inquinamento luminoso. Altre osservazioni sulle risposte alle variazioni dei livelli di luminosità notturna da parte di quelle che possono essere le prede dei Rettili, ovvero i roditori (Kotler *et al.*, 1984) o gli scorpioni (Skutelsky, 1996) avvalorano l’idea che il declino demografico di alcune specie di Rettili in aree soggette a intenso inquinamento luminoso sia da porre proprio in relazione con alterazioni delle dinamiche preda-predatore.

L’inquinamento luminoso può infine condizionare i meccanismi di competizione interspecifica. Lo dimostra lo studio di Petren *et al.* (1993) in cui sono state esaminate due specie di geki (*Hemidactylus frenatus* Duméril e Bibron e *Lepidodactylus lugubris* Duméril e Bibron) che vivono nelle abitazioni. L’indicazione che emerge dalla ricerca è che le specie tendono a entrare in competizione diretta solo quando la presenza di fonti di luce artificiale tende a favorire una densa concentrazione degli insetti, che costituiscono le loro prede.

## Uccelli

Durante il volo notturno gli Uccelli dirigono la loro rotta sulla base di differenti stimoli sia magnetici che visivi; quando tra questi ultimi si interpone una fonte di luce artificiale, il risultato è anzi tutto un disorientamento rispetto alla corretta direzione di volo. Essi vengono inoltre attratti da fonti luminose puntiformi come i fari, con il rischio di collisione che ne deriva, subendo quella che Verheijen (1985) definisce una “cattura” che porta gli animali a volare lungo traiettorie circolari intorno alle luci artificiali, prima di planare a terra e soffermarsi nei pressi della sorgente luminosa. Fenomeno questo che trova citazione anche da parte di Eugenio Montale nella sua celebre lirica “Dora Markus”:

«... *La tua irrequietudine mi fa pensare agli uccelli di passo che urtano ai fari nelle sere tempestose...*»

L’avvicinamento alla fonte di luce produce un momentaneo accecamento in conseguenza del fatto che gli occhi degli uccelli in volo sono adattati a condizioni di oscurità. Esiste altresì evidenza del fatto che anche la luce diffusa dalle aree urbane, quella che nella letteratura anglosassone è detta “*horizon glow*”, può risultare attrattiva. Esperimenti eseguiti in laboratorio sul passeriforme *Zonotrichia leucophrys* Forster (Williams, 1978) documentano come l’effetto disturbante della luce diffusa si manifesti in misura diversa in relazione all’età degli individui: quelli immaturi mostrano un evidente disorientamento, a differenza degli adulti. Luci d’orizzonte sono inoltre un ben noto fattore di attrazione per uccelli testati in “gabbie d’orientamento” come gli imbuti di Emlen, deviando le scelte direzionali dalla giusta rotta di migrazione (Baldaccini e Bezzi, 1989).

L’influenza esercitata dalle

luci artificiali disposte lungo la costa (fari) o in mare aperto (es. luci di navi) sugli uccelli marini o su altre specie ornitiche in fase di migrazione è nota già da fine '800, tanto da costituire un elemento utile allo studio delle rotte migratorie (Gauthreaux e Belser, 2006). Una ricerca svolta nel secolo scorso prese in esame 45 fari costieri sulla costa della Columbia Britannica, evidenziando che nove di essi risultavano pericolosi per gli uccelli in transito, tanto da causare la morte di circa 6.000 esemplari/anno (Munro, 1924). Un'altra indagine (Merriam, 1885) sui fari disposti sulle coste degli Stati Uniti e dell'America centrale e meridionale rivelò che il fenomeno delle collisioni non si manifestava in maniera omogenea, ma interessava le aree di maggiore addensamento delle correnti migratorie, come ad esempio le coste settentrionali di Cuba.

Con il procedere dell'urbanizzazione è cresciuta la tendenza a costruire edifici di notevole altezza e questa caratteristica architettonica può costituire un problema per gli Uccelli. In un report del WWF canadese si legge che «... la collisione di uccelli migratori contro edifici e vetrate è un problema esistente su scala mondiale che si traduce in una mortalità annuale nell'ordine di milioni di individui nel solo Nord America» (Evans Ogden, 1996). Che il fenomeno sia di assoluta rilevanza lo testimonia il numero di ricerche ad esso dedicate: una monografia sull'argomento pubblicata da Avery *et al.* (1980) riporta oltre mille riferimenti bibliografici. L'altezza rappresenta un fattore critico anche per manufatti come le antenne e le torri utilizzate per la trasmissione di segnali radio o di altro tipo, come le luci di avvertimento per i mezzi aerei. In passato uno dei dispositivi di più largo utilizzo era dato dalla collocazione di

luci rosse continue alternate con luci lampeggianti del medesimo colore. A partire dal 1970 sono state introdotte anche luci bianche intermittenti e sincronizzate, disposte a diverse altezze. Allo stato attuale entrambi i dispositivi sono in uso. Gauthreaux e Belser (2006) hanno esaminato le traiettorie degli Uccelli che hanno sorvolato nella primavera e nell'autunno 1986 un'area della Georgia in cui è posta un torre alta 366 metri. Sulla torre erano collocate luci bianche intermittenti. Grazie a un confronto con un'area di controllo priva di luci artificiali, sono state rilevate differenze significative nelle traiettorie di volo, con la tendenza degli uccelli ad abbandonare traiettorie lineari in prossimità della torre per iniziare a girare intorno all'ostacolo o ad assumere un volo orientato secondo linee curve. Sempre nel corso del 1986 i medesimi ricercatori studiarono in parallelo la migrazione autunnale di uccelli che transitavano nei pressi di una torre per la trasmissione di segnali tv dotata di luci rosse e di una torre provvista invece di luci bianche a intermittenza in Sud Carolina, ponendole a confronto con un'area che fungeva da controllo. I risultati indicarono che in prossimità della torre con luci rosse gli uccelli deviavano la loro traiettoria avvicinandosi alle sorgenti luminose e il volo cessava di essere lineare; il fenomeno si manifestava con maggiore frequenza rispetto a quanto avveniva nei pressi della torre illuminata con le luci bianche intermittenti. Rispetto all'area di controllo, tuttavia, anche la torre con luci bianche, se pure in misura inferiore, interferiva con il volo migratorio. Sempre in tema di fonti luminose e qualità dell'orientamento, uno studio di Wiltschko e Wiltschko (2002) ha analizzato l'influenza delle frequenze luminose

con il meccanismo di magneto-ricezione che guiderebbe gli uccelli passeriformi durante la migrazione. Secondo questo studio, che ha preso in esame tre specie di passeriformi, frequenze corrispondenti alla componente blu-verde non hanno effetti significativi sul meccanismo di orientamento, al contrario delle componenti gialla e rossa.

Interferenze con le rotte migratorie possono venire dalle fiamme prodotte da raffinerie o pozzi metaniferi. Sage (1979) rilevò forti perdite di Uccelli in migrazione sul Mare del Nord che include numerose piattaforme per l'estrazione petrolifera. La pericolosità di quest'area è stata confermata in tempi più recenti da Poot *et al.* (2008). In letteratura è disponibile anche un'osservazione riferita al territorio italiano (Tornielli, 1951) e relativa a un pozzo metanifero in fiamme. Analogo pericolo è stato riscontrato anche nel caso di uccelli marini stanziali, uccisi per effetto delle ustioni provocate dalla fonte di calore che li aveva attratti (Wiese *et al.*, 2001; Burke *et al.*, 2005). Anche le luci delle imbarcazioni possono essere motivo di morte per collisione: negli inverni tra il 2006 e il 2009 sono stati documentati per le acque marine della Danimarca 41 episodi di collisione, che nel 78% dei casi avevano avuto luogo entro 4 Km dalla costa (Merkel e Johansen, 2011). Non meno pericolosi per le rotte migratorie sono gli impianti di illuminazione notturna a servizio degli aeroporti; a tal proposito va ricordato lo studio promosso dal Parco Lombardo della Valle del Ticino (Fornasari, 2002) sull'impatto dell'aeroporto di Malpensa. La struttura aeroportuale è disposta in un punto nevralgico, che interseca due importanti rotte migratorie autunnali che si dipartono dall'alta pianura dopo che gli Uccelli provenienti da nord hanno

volato attraverso le valli alpine. Da osservazioni svolte a partire dal 2000 risulta che l'illuminazione delle piste e delle torri di controllo interferisce in vario modo. Anzitutto il volo migratorio può subire uno stop in conseguenza del fatto che gli uccelli attratti dalle sorgenti luminose atterrano nei loro pressi. Sono inoltre possibili deviazioni delle rotte migratorie al punto da determinare, in alcuni casi, un'inversione del percorso.

La mortalità indotta dalle fonti artificiali di illuminazione è molto deleteria per specie il cui status conservazionistico è già precario per effetto di fattori di minaccia diversi dall'inquinamento luminoso. Nel caso degli Uccelli marini, Montevicchi (2006) stila un elenco di 9 specie minacciate per le quali è stata riconosciuta una particolare vulnerabilità. Nel caso di due rare specie endemiche delle Hawaii (*Puffinus newelli* Henshaw e *Pterodroma sandwichensis* Henshaw), ad esempio, i nidiacei possono soccombere per effetto delle luci artificiali nella fase in cui abbandonano il nido (realizzato nell'entroterra) e si dirigono per la prima volta verso la costa (Day *et al.*, 2003). Nell'isola hawaiana di Kauai fu accertato nel 1981 che la metà degli individui di queste specie periti per effetto dell'attrazione a luci artificiali era stata uccisa dall'impianto di illuminazione di un hotel posto in prossimità dello sbocco in mare del fiume Huleia, lungo la rotta che i nidiacei seguivano per portarsi dalle colonie di nidificazione verso la costa (Telfer *et al.*, 1987). La filtrazione e la riduzione della dispersione della luce verso l'alto determinò una netta riduzione dei livelli di mortalità. Incoraggiata da questo risultato, la Contea di Kauai attivò un programma finalizzato a filtrare le fonti di illuminazione artificiale allo scopo di tutelare gli uc-

celli nella fase più delicata, ovvero quella che coincide con l'involto degli uccelli giovani verso la costa (Day *et al.*, 2003).

Anche gli Uccelli che popolano gli ambienti terrestri sono potenzialmente esposti agli effetti negativi derivanti dall'esposizione alla luce artificiale, in particolar modo le specie legate agli ambienti aperti, come le praterie. Di particolare interesse, in tal senso, è uno studio condotto in Olanda (De Molenaar *et al.*, 2000) sugli effetti di un sistema di illuminazione stradale a carico della pittima reale (*Limosa limosa* L.) specie ben diffusa in Olanda. Questa specie è considerata un buon indicatore della capacità portante delle praterie umide nei confronti dell'avifauna. Fino al 1990 il contingente nidificante in Olanda (50.000 coppie) rappresentava la metà della popolazione mondiale e dunque la conservazione di questa specie nel territorio olandese è da considerare un'azione prioritaria. L'area scelta per lo studio (230 ettari di superficie) è gestita da un'associazione olandese per la conservazione della natura e in essa la densità delle coppie nidificanti (50 nidi/100 ettari) è la più elevata tra quelle rilevate su scala nazionale. L'area è attraversata da una strada a forte scorrimento (90.000 veicoli/anno). Diversa la conformazione del paesaggio agrario ai due lati della strada: a ovest un ambiente più aperto, con prevalenza di vegetazione erbacea bassa, a est una distesa di praterie schermata da siepi che funzionavano anche da filtro nei confronti delle luci stradali. Gli autori avevano la possibilità di spegnere le luci ai lati della strada e inoltre avevano posizionato una fila aggiuntiva di luci alimentate da un gruppo di generatori elettrici all'interno dell'area posta a est rispetto alla strada. Furono messi a confronto i dati sulla

nidificazione riferiti al 1998 (anno in cui furono tenute spente tutte le luci artificiali) e il 1999, anno in cui invece era funzionante sia l'illuminazione stradale che quella posizionata nell'area a est della strada. I risultati indicarono che l'illuminazione artificiale non determinava effetti significativi sulla consistenza della colonia riproduttiva e sulla distribuzione dei nidi. Il solo aspetto che sembrava risentire dell'inquinamento luminoso, per altro in misura contenuta, era quello legato alla fenologia in fase riproduttiva: i nidi disposti più vicini alle fonti luminose venivano realizzati più precocemente rispetto a quelli disposti a distanze crescenti dalle sorgenti luminose. Secondo gli Autori, la fedeltà al sito riproduttivo e la elevata qualità dell'habitat sono efficaci fattori di compensazione in grado di neutralizzare i possibili effetti perturbanti dell'inquinamento luminoso. In ambienti riproduttivi più soggetti a fattori di stress antropogenici di varia natura, invece, il disturbo dato dall'inquinamento luminoso non viene tamponato a dovere. Lo dimostrano gli studi di Reijnen (1995) sulla pittima reale che in contrasto con le risultanze di De Molenaar *et al.* (2000) hanno rilevato un impatto diretto dell'impianto di illuminazione artificiale a servizio di un tratto autostradale sulla scelta dei siti per la nidificazione.

### Mammiferi

La totalità dei pipistrelli, la gran parte dei roditori, i piccoli carnivori, il 20% dei Primati e l'80% dei marsupiali hanno abitudini notturne. Non poche specie di Mammiferi, inoltre, sono attive sia di giorno che di notte. Per diverse specie con abitudini notturne è stata accertata una sensibilità nei confronti dei livelli luminosi naturali correlata alle diverse fasi del ciclo

lunare (Beier, 2006). Al crescere del livello di luminosità che culmina con la fase di luna piena, si rilevano riduzione dell'attività o restrizione dell'area di foraggiamento, fenomeni che sarebbero da ricondurre alla necessità di compensare con una minore attività l'accresciuto rischio di predazione. Se la luce naturale ha questi effetti, non deve sorprendere il fatto che i Mammiferi siano un gruppo faunistico molto esposto anche agli effetti dell'inquinamento luminoso (Beier, 2006).

Come per altri Vertebrati, metabolismo e comportamento dei Mammiferi sono regolati da un orologio biologico sincronizzato da discontinuità ambientali giornaliere e/o stagionali. Per alcune specie di Ungulati, addirittura, è stata suggerita l'esistenza di cicli correlati alle diverse fasi lunari in grado di sincronizzare l'estro (Skinner e van Jaarsveld, 1987).

Nel corso dell'evoluzione, i cicli endogeni si sono modificati per massimizzare l'efficienza delle attività trofiche, ridurre il rischio di predazione, migliorare le cure parentali. Una loro non corretta sincronizzazione con gli eventi ambientali può dunque incidere su tutti questi aspetti della biologia di una specie. Esperienze di laboratorio dimostrano che esposizioni anche brevi -nell'ordine di 10-15 minuti- a luce da lampade a bulbo o incandescenti corrispondenti a livelli di luminosità pari a 0,3 lux possono determinare nei micromammiferi uno spostamento delle attività giornaliere nell'ordine di 1-2 ore (Halle e Stenseth, 2000). Variazioni nei ritmi di attività e dilazioni nell'ordine di 40' delle attività giornaliere sono state osservate altresì in condizioni di laboratorio anche per lo scoiattolo volante *Glaucomys volans* L. in risposta ad esposizione a luce artificiale (De Coursey, 1986). Il ritmo circadiano ha notevole im-

portanza sulla produzione di melatonina. Dauchy *et al.* (1997) hanno dimostrato che l'esposizione a luce anche di modesta intensità durante la notte può bloccare la produzione di questo ormone, favorendo la crescita di tumori in topi di laboratorio. Malgrado l'osservazione non riguardi animali selvatici, essa suggerisce l'ipotesi che la luce artificiale possa avere effetti significativi sullo stato fisiologico dei Mammiferi anche in natura. Si consideri che negli esperimenti sopra citati sono stati riprodotti livelli di luminosità molto bassi, inferiori o uguali a 1 lux, mentre in media gli standard di illuminazione stradali prevedono che il livello di illuminamento a terra sia di almeno 4 volte superiore.

In condizioni naturali, come ad esempio in risposta alle fasi di luna piena, i Mammiferi possono modulare la loro attività trofica concentrandola nelle ore più buie della notte, ma in risposta a luci artificiali fisse, questa forma di adattamento è impossibile. In tal caso gli animali possono essere costretti ad alimentarsi anche in prossimità di fonti luminose artificiali per fronteggiare periodi in cui il cibo è scarso, rinunciando temporaneamente alle loro attitudini foto-fobiche. È il caso ad esempio di *Hystrix indica* Kerr (Alkon e Saltz, 1988) che in tal modo si espone però ad un accresciuto rischio di predazione. Soluzione alternativa da parte di altre specie è quella di compensare l'aumentato rischio di predazione evitando qualsiasi attività di foraggiamento in condizioni di luminosità non ottimale, comportamento che in laboratorio è stato osservato nel caso di *Phyllotis darwini* Waterhouse (Vasquez, 1994). Se questo roditore viene esposto a un'intensità luminosa che simula quello della luna piena, esso reagisce trasferendo nel rifugio che

ha a disposizione -al riparo dalla luce- il 40% del cibo messo a disposizione, mentre tale comportamento è raro quando gli animali sono tenuti in condizioni di oscurità. L'ipotesi è che per alcune specie fotofobiche non esistano soluzioni adattative alla presenza di luci artificiali e dunque in tal caso la presenza di fonti luminose artificiali potrebbe significare una inevitabile restrizione delle aree di foraggiamento. Una conferma in tal senso sembra arrivare da due studi svolti in natura. Il primo (Kotler, 1984) ha documentato come la comunità di quattro specie di roditori viventi in ambiente desertico fosse influenzata in negativo dalla presenza di una fonte luminosa artificiale che determinava una riduzione pari al 21% della quantità di semi raccolti nell'area illuminata artificialmente. Il secondo (Bird *et al.*, 2004) è stato condotto sulla costa della Florida e ha preso in esame il roditore *Peromyscus polionotus leucocephalus* Howell. Lungo transetti illuminati da lampade a bassa pressione al sodio furono disseminati bocconi di cibo e la stessa operazione fu condotta in un'area buia che fungeva da controllo. La quantità di cibo raccolta lungo i transetti posti in condizioni di oscurità era significativamente superiore rispetto a quella che gli animali asportavano dai transetti esposti alla luce artificiale.

L'illuminazione stradale può condizionare il rischio di collisione dei Mammiferi contro i veicoli. In linea teorica, luci più intense dovrebbero ridurre la mortalità dando migliori possibilità al guidatore di vedere l'animale in fase di attraversamento e dunque di evitarlo. La realtà non sembra confermare questa ipotesi: il potenziamento dei sistemi di illuminazione stradale, che pure ha avuto luogo negli Stati Uniti, non ha sortito alcuna dimi-

nuzione degli incidenti da collisione con i cervi (Beier, 2006). La tipologia e l'intensità delle luci artificiali possono rendere difficoltoso per gli animali evitare le collisioni. I bastoncini presenti nell'occhio di molte specie di Mammiferi prettamente notturni vengono prontamente saturati dalla barriera di luce che affianca la sede stradale. Malgrado esistano Mammiferi notturni dotati anche di un rudimentale sistema a cono che può essere attivato nell'arco di pochi secondi, in quei secondi si determina un accecamento temporaneo che può risultare fatale. Per queste specie anche l'uso di lampade che riproducano le lunghezze d'onda della luce solare non produce vantaggi di sorta. In compenso, si ritiene che l'utilizzo di lampade al sodio a bassa pressione (589 nm) possa costituire il compromesso migliore per ridurre il rischio di collisione, dal momento che tali dispositivi garantiscono una buona visione da parte del guidatore e nel contempo sembrano minimizzare l'interferenza con il sistema visivo degli animali (Beier, 2006).

Un aspetto di notevole rilevanza sotto il profilo conservazionistico riguarda l'eventualità che l'inquinamento luminoso possa interferire con la continuità delle reti ecologiche. Studiando la popolazione di puma (*Puma concolor* L.) della California meridionale Beier (1995) ha scoperto che gli individui immaturi di questo felino durante i loro movimenti di esplorazione del territorio tendono a evitare percorsi che –pur più favorevoli per quanto riguarda la topografia e la struttura vegetazionale– sono interessati dal fenomeno della luce diffusa. In più occasioni gli animali mostravano di arrestare il loro percorso in presenza di barriere costituite da luci artificiali per aggirarle, transitando attraverso fasce di territo-

rio non illuminate.

I pipistrelli, animali simbolo della notte, si sono adattati in taluni casi in maniera opportunistica a sfruttare le luci artificiali per trarne un vantaggio diretto. Concentrando il loro volo intorno alle fonti luminose, sono in grado infatti di approfittare dell'addensamento di insetti attratti dalle sorgenti luminose (Rydell, 2006). Il fenomeno dell'attrazione dei pipistrelli e delle loro prede verso le luci artificiali si manifesta in tutto il Mondo e non sono poche le specie che ricavano buona parte del loro cibo proprio da questa modalità di predazione, che è da considerare un adattamento assai recente ed è prova di plasticità comportamentale. Poiché numerose specie di pipistrelli sono minacciate di estinzione (Patriarca e Debernardi, 2010) indagare le dinamiche di questa modalità predatoria è importante anche ai fini della loro conservazione. Per altro non va dato per scontato che tale abitudine sia unicamente portatrice di vantaggi. La luce artificiale infatti interferisce in fase di migrazione, aumenta il rischio di predazione, genera disordini metabolici legati alle variazioni degli orologi biologici. Inoltre l'attrazione verso le luci artificiali non è un fenomeno generalizzato all'interno del gruppo: esistono anzi specie di pipistrelli totalmente fotofobe che da esse si tengono lontane, come ad esempio le specie afferenti al genere *Myotis* sp. e *Plecotus* sp. (Furlonger *et al.*, 1987; Rydell, 1992). Analogo comportamento è esibito in Inghilterra da *Rhinolophus ferrumequinum* Schreber, il cui territorio di caccia può includere strade illuminate da lampade a vapori di mercurio, senza che però gli individui di questa specie si avvicinino alle sorgenti luminose (Jones *et al.*, 1995).

Tornando alle specie che sfruttano le luci artificiali per la preda-

zione di insetti, Rydell (2006) li classifica in tre categorie in relazione al tipo di volo. Alla prima appartengono le specie di taglia maggiore (da 30 a 100 grammi in peso, es. *Eumops perotis* Schinz o *Tadarida teniotis* Rafinesque) che perlustrano strati di atmosfera elevati disposti al di sopra di manufatti in grado di emettere verso l'alto fasci di luce diffusa, come ad esempio impianti sportivi o aeroporti. Il secondo gruppo comprende specie appartenenti ai Vespertilionidi (es. *Lasiurus* sp. o *Nyctalus noctula* Schreber) di media grandezza (10-30 grammi) che tipicamente volano seguendo traiettorie tendenzialmente rettilinee appena al di sopra delle file di lampioni stradali. Un terzo gruppo comprende le specie di taglia minore (< 10 grammi) che catturano gli insetti volteggiando intorno ai singoli lampioni o attraversando il cono di luce che gli stessi proiettano verso il basso. Queste specie di Chiroteri in grado di sfruttare la presenza della luce artificiale sono favorite dalla presenza di impianti di illuminazione realizzati con lampade ai vapori di mercurio e, in misura inferiore, con lampade ai vapori di sodio ad alta pressione, in ragione del fatto che sono queste le lampade più attrattive nei confronti degli insetti (Rydell, 1992).

Grazie all'introduzione dei *bat detector* e della tecnica *radio tracking* è stato possibile dimostrare che per talune specie la concentrazione di individui in caccia in prossimità di aree illuminate artificialmente è superiore a quella rilevabile in ambienti non illuminati. È quanto rilevato ad esempio per *Eptesicus nilssonii* Keyserling e Blasius e *Vespertilio murinus* L. in Scandinavia: la densità di queste specie in strade illuminate artificialmente era da 3 a 20 volte maggiore rispetto ad aree prive di lampioni (Rydell, 1992). In linea generale, tali

differenze si misurano soprattutto in aree abitate suburbane o rurali, dove la densità di pipistrelli in prossimità dei sistemi di illuminazione stradale è massima, mentre essa tende a diminuire nei centri cittadini, presumibilmente perché in essi è più bassa la densità di insetti intorno ai lampioni e maggiore è la disponibilità di punti luce.

Dallo studio appena citato svolto in Scandinavia da Rydell (1992) su *Eptesicus nilssonii* emerge che l'efficienza di cattura degli insetti intorno alle lampade è più bassa rispetto a quella che si registra al buio. La maggiore densità degli insetti in prossimità delle luci, tuttavia, compensa la minore efficienza e inoltre le prede sono più grandi: tipicamente farfalle notturne, mentre lontano dalle luci artificiali prevale la cattura di Ditteri e Coleotteri. Il risultato è che la quantità di cibo prelevata dai pipistrelli vicino ai lampioni (e l'energia da essa ricavabile) è maggiore di quella che gli stessi potrebbero ottenere in aree prive di luci artificiali. La maggiore facilità di cattura di prede più grandi in prossimità dei lampioni non è da mettere in relazione alla sola attrattività che essi esercitano sulle falene, ma anche al fatto che, come dimostra uno studio di Acharya e Fenton (1999), la luce artificiale, in particolare quella che proviene da lampade ai vapori di mercurio, inibisce i meccanismi di difesa degli insetti, come ad esempio il cambio della traiettoria di volo o il lasciarsi cadere a terra. Alcuni autori (Rydell, 1992; Arlettaz *et al.*, 2000) ipotizzano che alcune popolazioni europee di pipistrelli (es. *Eptesicus nilssonii* e *Pipistrellus pipistrellus* Kaup) siano in espansione proprio in risposta alla progressiva diffusione di impianti di illuminazione notturna. È un'ipotesi difficile da dimostrare per la difficoltà che si incontra nell'ot-

tenere stime numeriche affidabili. In letteratura esiste però una ricerca, condotta in alcune vallate della Svizzera, che dimostra come la realizzazione di nuovi impianti di illuminazione artificiale in un territorio possa favorire una specie a scapito di un'altra. In seguito all'introduzione di impianti di illuminazione notturna (Arlettaz *et al.*, 2000) la specie *Rhinolophus hipposideros* Bechstein (già vittima di un declino generalizzato nel suo areale) si è infatti estinta a vantaggio di *Pipistrellus pipistrellus*, a dimostrazione del fatto che gli effetti dell'illuminazione artificiale si possono manifestare anche a livello ecologico, alterando ad esempio le dinamiche di competizione fra le specie.

Di recente è stato dimostrato che *Myotis myotis* Borkhausen possiede un meccanismo bussolare magnetico (Wang *et al.*, 2007) utilizzato per l'orientamento, unitamente ad altri sistemi di riferimento, come le variazioni di luminosità del cielo legate al tramonto del sole, come accade per uccelli migratori su lunga distanza (Marchetti *et al.*, 1998). Questa scoperta, se confermata per altre specie di pipistrelli, renderebbe necessari studi più approfonditi per valutare l'interferenza dell'inquinamento luminoso e delle luci d'orizzonte in particolare con le strategie di orientamento presenti in questi micromammiferi.

Per i pipistrelli il rischio di essere predati può aumentare in condizioni di alterata luminosità. Lo dimostrano le osservazioni svolte in Piemonte da Debernardi *et al.* (2010): in ambienti usati come posatoi diurni e soggetti anche solo a una debole illuminazione la predazione di individui di *Myotis emarginatus* Geoffroy da parte della gazza (*Picapica* Brisson) determinava una dispersione delle colonie. L'intro-

duzione di luci artificiali in grotte o altri ambienti usati come posatoi diurni e invernali è annoverata fra i fattori che più di altri possono determinare come effetto l'abbandono del sito da parte dei pipistrelli e ciò rappresenta un fattore di cui tenere conto quando gli ambienti utilizzati come posatoi (es. grotte) sono meta di fruizione turistica (Laidlaw e Fenton, 1971). Un fattore di disturbo altrettanto importante è dato dalla collocazione di luci artificiali all'esterno degli accessi ai posatoi diurni attraverso i quali periodicamente i pipistrelli sono obbligati a transitare (Erkert, 1982). *Myotis emarginatus* può utilizzare come rifugio diurno edifici dotati di illuminazione esterna; in tal caso i giovani hanno un peso inferiore rispetto a quello dei nati in colonie non sottoposte all'interferenza della luce (Boldogh *et al.*, 2007). Secondo Patriarca e Debernardi (2010) si tratta di un danno significativo, dal momento che il peso al termine della fase di svezzamento è fondamentale in prospettiva della sopravvivenza nella successiva fase di ibernazione.

## CONCLUSIONI

L'impatto dell'inquinamento luminoso sui viventi è un problema ancora in parte sottovalutato e misconosciuto (Lyytimäki, 2013). Gli organismi regolano i loro ritmi di attività principalmente sulla base della disponibilità quotidiana e stagionale di luce solare e dunque la sua influenza sugli orologi biologici è notevole. Malgrado questa considerazione sia sorretta da numerose evidenze sperimentali, per decenni si è dato per scontato che la continua e crescente immissione di luce artificiale nella parte più bassa della troposfera potesse essere impunemente tollerata dalle componenti biologiche, specie umana compresa. Non poche evidenze epi-

demologiche documentano per altro danni alla salute umana, anche gravi, come un aumento dell'incidenza del tumore al seno e al colon (Chepesiuk, 2009). Per non parlare delle implicazioni economiche del problema. Stime elaborate da un gruppo di ricerca dell'Università del Missouri ha quantificato in 7 bilioni di dollari, pari a circa 5.300 miliardi di euro/anno, il costo (impatto su salute umana ed ecosistemi, spreco energetico, ecc.) dell'inquinamento luminoso (Galloway *et al.*, 2010).

La popolazione mondiale è cresciuta in modo esponenziale negli scorsi decenni e l'aumento non mostra nell'immediato alcuna tendenza ad esaurirsi. L'espansione delle aree urbane che ne deriverà è destinata ad aumentare la dotazione di impianti di illuminazione notturna. È dunque da prevedere una recrudescenza degli effetti del fenomeno su scala planetaria che si sovrappone a un quadro già oggi preoccupante. Secondo i dati di Cinzano *et al.* (2001a) nel 61,8% del territorio degli USA e nell'85,3% dell'Unione Europea la luminosità dei cieli notturni è di almeno il 10% superiore a quella naturale. Anche aree apparentemente distanti dal problema, in realtà ne sono coinvolte. Il monitoraggio degli effetti della luce diffusa a danno della barriera corallina (Aubrecht *et al.*, 2008) ha ad esempio evidenziato che le acque marine al largo del Porto Rico e ampie aree del Mar Rosso e del Golfo Arabo già allo stato attuale sono soggette a danni gravi.

Quali le azioni praticabili per fronteggiare il problema? Soluzioni nell'ambito della progettazione degli impianti di illuminazione in grado quanto meno di ridurre le dispersioni di luce erogata dagli impianti sono già state individuate e risultano praticabili (Cinzano,

1997; Di Sora, 2009). Fino a non molto tempo fa l'illuminotecnica ha avuto come obiettivo quello di dimensionare impianti rispondenti a standard qualitativi di natura funzionale ed estetica. Il risparmio energetico, ad esempio, solo in tempi recenti ha guadagnato l'attenzione che merita. Attenzione che per altro non si è ancora pienamente tradotta sul territorio nazionale in norme utili a evitare situazioni di deleterio e ottuso spreco. La riflessione in corso sulla necessità di ridurre i consumi di energia (e con essa i costi) è comunque un'opportunità importante anzi tutto sotto il profilo culturale. Da essa può scaturire un nuovo modello di progettazione nel campo dell'illuminotecnica capace di integrare i criteri estetici e funzionali con le esigenze di risparmio e di riduzione dell'inquinamento luminoso a tutela anche degli ecosistemi. Un approccio di questo tipo significherebbe progettare con criteri più moderni il nuovo, ma avviare una riqualificazione di quanto già esiste. In tempi di crisi ciò potrebbe fare da volano per la creazione di nuove competenze professionali e applicazioni tecnologiche: un esempio di *green economy*, che tuttavia fino ad oggi non sembra trovare spazio reale di sviluppo. Anche il tentativo di approvare una legge nazionale per il contenimento dell'inquinamento luminoso (DDL 1296/92) non è andato a segno e l'elaborazione della norma tecnica UNI 10819 "Requisiti per la limitazione della dispersione verso l'alto del flusso luminoso" non ha soddisfatto le richieste di chi chiedeva norme davvero efficaci per affrontare il problema (Di Sora, 2010). Oggi buona parte delle Regioni italiane sono dotate di normative in materia, ma il quadro è assai disomogeneo e alcune di queste leggi appaiono inadeguate (Di Sora,

2009). Sono attivi anche regolamenti comunali che tuttavia non sono estesi all'intero territorio nazionale e non sempre trovano piena applicazione (Di Sora, 2010). L'emanaazione di leggi da parte delle Regioni è il risultato di una encomiabile mobilitazione delle associazioni astrofile italiane. Non a caso i provvedimenti legislativi di solito fissano fasce di rispetto per le aree circostanti gli osservatori astronomici. L'impatto ecologico è un aspetto che rimane in secondo piano, anche se non viene ignorato: la legislazione lombarda, ad esempio, contiene riferimenti ai possibili danni da inquinamento luminoso all'interno delle aree naturali protette. La dotazione di norme legislative e tecniche, per quanto non ancora sufficientemente incisive, è da considerare un primo passo importante.

Va sottolineato però che la sola revisione dei criteri di progettazione da applicare in ambito illuminotecnico non è in prospettiva una misura di per sé sufficiente per attivare politiche efficaci ed utili ad aggredire il problema. Problema che nell'ambito delle politiche di conservazione delle risorse biologiche finora è stato sostanzialmente ignorato, e non solo in Italia. Per usare le parole di Rich e Longcore (2006): «... se ci svegliassimo una mattina e capissimo che tutto lo sforzo messo in atto nell'ambito delle politiche di conservazione degli ultimi trent'anni ha riguardato solamente la metà del mondo biologico, vale a dire gli organismi con abitudini diurne?». Affrontare gli effetti ecologici dell'inquinamento luminoso richiederà giocoforza non solo un ripensamento delle politiche di conservazione della natura, ma anche dell'intera pianificazione urbanistica e territoriale. L'inquinamento luminoso è infatti un problema che necessita anche e so-

prattutto di un approccio su scala di paesaggio: un'espansione urbana in un'area considerata di scarso pregio naturalistico, solo per fare un esempio, può compromettere la conservazione di specie interessanti collocate in aree adiacenti per effetto del fenomeno della luce diffusa. Non meno dannosa può essere la realizzazione di un impianto di illuminazione che vada a intersecare un corridoio ecologico strategico per i movimenti di specie di interesse naturalistico. È necessario che la consapevolezza dei danni indotti dalla luce artificiale possa entrare tra i fattori critici oggi utilizzati come criteri di riferimento nei piani territoriali, con la stessa dignità di altri parametri, come la frammentazione degli habitat o la degradazione della vegetazione spontanea. Per rimanere nell'ambito delle misure di natura pianificatoria, misura oltre modo urgente per la riduzione dell'inquinamento luminoso è il contenimento dell'*urban sprawl* (città diffusa), fenomeno che è stato oggetto di attenzione anche da parte dell'Unione Europea (European Environment Agency, 2006). Ugualmente preziosi possono essere interventi di mitigazione studiati per risolvere problematiche di carattere locale, come nel caso già descritto a proposito della messa a terra dell'illuminazione

stradale a tutela dei siti riproduttivi delle tartarughe marine in Florida (Bertolotti e Salmon, 2005). Anche l'utilizzo di sorgenti luminose meno attrattive e disturbanti per la fauna selvatica o la loro filtrazione può sortire effetti positivi, ma va detto che questo tipo di intervento richiede un'attenta conoscenza e valutazione delle priorità conservazionistiche su scala locale. Non esiste purtroppo una sorgente luminosa in assoluto poco offensiva per gli organismi viventi; solo per fare un esempio, le luci gialle sono la soluzione meno impattante per gli insetti e le tartarughe marine, ma hanno effetto disorientante sulle salamandre (Longcore e Rich, 2006). Certamente l'effetto sulla componente biologica di una sorgente luminosa dovrà divenire uno dei criteri per valutarne la qualità; nuove applicazioni tecnologiche, come ad esempio la prospettata adozione di sistemi di illuminazione a led che possono garantire interessanti vantaggi sotto il profilo del risparmio energetico, dovranno essere opportunamente studiate anche per quel che riguarda i loro effetti sulla componente biologica. Non è per nulla scontato infatti che l'introduzione di nuove soluzioni tecnologiche sia di per sé indolore per gli esseri viventi e per la salute umana. Una recente ana-

lisi comparativa sugli effetti a carico della salute umana della luce emessa da diverse sorgenti luminose dimostra ad esempio che la luce bianca emessa da led ha l'effetto di sopprimere la produzione di melatonina in misura cinque volte superiore rispetto a lampade attualmente in uso, come quelle ai vapori di sodio ad alta pressione (Falchi *et al.*, 2011). In definitiva il problema è complesso, ma questo non toglie che soluzioni finalizzate a contenere le ricadute negative del fenomeno siano possibili. Allo stato attuale un ostacolo non trascurabile all'avvio di azioni efficaci per fronteggiare il problema è l'insufficiente percezione della sua gravità. Il mondo dell'astronomia si è speso molto in tema di divulgazione, ottenendo primi risultati molto importanti, ma il percorso è ancora irto di ostacoli. La crescente disponibilità di dati sui danni ecologici e sanitari offre l'opportunità al mondo della biologia e della medicina di impegnarsi per contribuire a costruire una maggiore conoscenza e consapevolezza collettiva del problema.

#### Ringraziamenti

Un grazie a Monica Masanta, ad Allison Schwer, a Cristina e Stella Verdi e ai Revisori per le loro preziose indicazioni.

#### Bibliografia

- Acharya L., Fenton M.B., 1999. Bat attacks and moth defensive behaviour around street lights. *Canadian Journal of Zoology*, **771**: 27-33.
- Agee H.R., 1972. Sensory response of the compound eye of adult *Heliothis zea* and *H. virescens* to ultraviolet stimuli. *Annals of the Entomological Society of America*, **65**: 701-705.
- Albrecht C., Elvidge C.D., Longcore T., Rich C., Safran J., Strong A.E., Eakin C.M., Baughb K.E., Tuttleb B.T., Howard A.T., Erwin E.H., 2008. A global inventory of coral reef stressors based on satellite observed nighttime lights. *Geocarto International*, **23**: 467-479.
- Ali M.A., 1959. The ocular structure, retinomotor and photo-behavioral responses of juvenile Pacific salmon. *Canadian Journal of Zoology*, **37**: 965-996.
- Ali M.A., 1962. Influence of light intensity on retinal adaptation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) yearlings. *Canadian Journal of Zoology*, **40**: 561-570.
- Alkon P.U., Saltz D., 1988. Influence of season and moonlight on tempo-

- rary activity patterns of Indian crested porcupines (*Hystrix indica*). *Journal of mammalogy*, **69**: 71-80.
- Anderson J.D., Graham E., 1967. Vertical Migration and Stratification of Larval *Ambystoma*. *Copeia*, **2**: 371-374.
- Arlettaz R.S., Godat S., Meyer H., 2000. Competition for food by expanding pipistrelle bat population *Pipistrellus pipistrellus* might contribute to the decline of lesser horseshoe bats *Rinolophus hipposideros*. *Biological Conservation*, **93**: 55-60.
- Avens L., Lohmann K.J., 2004. Navigation and seasonal migratory orientation in juvenile sea turtles. *Journal of Experimental Biology*, **207**: 1771-1778.
- Avery M.L., Springer P.F., Dailey N.S., 1980. *Avian mortality at man made structures: an annotated bibliography* (revised). US Fish and Wildlife Service, FWS/OBS - 80/54.
- Baker J., 1990. Toad aggregations under street lamps. *British Herpetological Society Bulletin*, **31**: 26-27.
- Baldaccini N.E., Bezzi E.M., 1989. Orientational responses to different light stimuli by adult and young Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobenus*) during autumn migration: a funnel technique study. *Behaviour*, **110**: 115-124.
- Banta A.M., 1912. The Influence of Cave Conditions Upon Pigment Development in Larvae of *Ambystoma tigrinum*. *The American Naturalist*, **544**: 244-248.
- Bauer R., 1993. *Investigation of the attraction of nocturnal insects by artificial lights*. Diploma thesis, Department of Biology, University of Konstanz, Germany.
- Bebas P., Cymborowsky B., Giebulowicz J.M., 2001. Circadian rhythm of sperm release in males of the cotton leafworm, *Spodoptera littoralis*: in vivo and in vitro studies. *Journal of Insect Physiology*, **47**: 859-866.
- Beier P., 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management*, **59**: 228-237.
- Beier P., 2006. Effects of Artificial Night Lighting on Terrestrial Mammals. In: Rich C. & Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press: 19-42.
- Bertolotti L., Salmon M., 2005. Do Embedded Roadway Lights Protect Sea Turtles? *Environmental Management*, **36** (5): 702-710.
- Bird B.L., Branch L.C., Miller D.L., 2004. Effects of coastal lighting on foraging behavior of beach mice. *Conservation Biology*, **18**: 1435-1439.
- Biswas N.M., Chakraborty J., Chanda S., Sanyal S., 1978. Effect of continuous light and darkness on the testicular histology of toad (*Bufo melanostictus*). *Endocrinologia Japonica*, **25**: 521-522.
- Boldogh S., Dobrosi D., Samu P., 2007. The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica*, **9** (2): 527-534.
- Briggs W.R., 2006. Physiology of Plant Responses to Artificial Lighting. In: Rich C. and Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press: 389-412.
- Brown L.N., 1984. Population outbreak of pandora moths (*Coloradia pandora* Blake) on the Kalibab Plateau, Arizona (Saturniidae). *Journal of the Lepidopterists' Society*, **38**: 65.
- Buchanan B.W., 1993. Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal Behavior*, **45**: 893-899.
- Burke C.M., Davoren G.K., Montevecchi W.A., Wiese F.K., 2005. Seasonal and spatial trends of marine birds along offshore support vessel transects and at oil platforms on the Grand Bank. In: Armsworthy S.L., Cranford P.J., Lee K. (eds), *Offshore oil and gas environmental effects monitoring: approaches and technologies*. Batelle Press, Columbus, Ohio: 587-614.
- Canyon D.V., Hii J.L.K., 1997. The gecko: an environmentally friendly biological agent for mosquito control. *Medical and Veterinary Entomology*, **11**: 319-323.
- Casagrande R., Giulini P., 2000. City lights and urban green. *Memorie Società Astronomica Italiana*, **71**: 50-58.
- Case T.J., Fisher R.N., 2001. Measuring and predicting species presence: coastal sage scrub case study. In: Hunsaker C.T., Goodchild M.F., Friedl M.A. and Case T.J. (eds), *Spatial uncertainty in ecology: implications for remote sensing and GIS applications*, Springer - Verlag, New York: 47-71.
- Cathey H.M., Campbell L.E., 1975a. Security lighting and its impact on the landscape. *Journal of Arboriculture*, **1**: 187.
- Cathey H.M., Campbell L.E., 1975b. Effectiveness of five vision-lighting sources on photo-regulation of 22 species of ornamental plants. *Journal American Society for Horticultural Science*, **100**: 65-71.
- Charlwood J.D., Paru R., Dagoro H., Lagom M., 1986. Influence of moonlight and gonotrophic age on biting activity of *Anopheles farauti* (Diptera: Culicidae) from Papua New Guinea. *Journal of Medical Entomology*, **23** (2): 132-135.
- Chepesiuk R., 2009. Missing the Dark: Health Effects of Light Pollution. *Environmental Health Perspectives*, **117**: 20-27.
- Cinzano P., 1997. *Inquinamento luminoso e protezione del cielo notturno*. Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, Venezia, 225 pp.
- Cinzano P., 2000. The growth of light pollution in north eastern Italy from 1960 to 1995. *Memorie Società Astronomica Italiana*, **71**: 50-58.
- Cinzano P., Falchi F., Elvidge C.D., 2001a. The first world atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notes Royal Astronomical Society*, **328**: 689-707.
- Cinzano P., Falchi F., Elvidge C.D., 2001b. *Rapporto ISTIL 2001, Stato del cielo notturno e inquinamento luminoso in Italia*, Istituto di Scienza e Tecnologia dell'Inquinamento Luminoso, Thiene, 80 pp.
- Collins C.T., Watson A., 1983. Field Observations of Bird Predation on Neotropical Moths, *Biotropica*, **15**: 53-60.
- Crawford D.L., Hunter T.B., 1990.

- The battle against light pollution. *Sky & Telescope*, **80**: 23-29.
- Da Silva-Nunes V., 1988. Vocalizations of treefrogs (*Smilisca sila*) in response to bat predation. *Herpetologica*, **44** (1): 8-10.
- Dauchy R.T.L., Sauer L.A., Blask D.E., Vaughan G.M., (1997). Light contamination during the dark phase in "photoperiodically controlled" animal rooms: effect on tumor growth and metabolism in rats. *Laboratory Animal Science*, **47**: 511-518.
- Day R.H., Cooper B.A., Telfer T.C., 2003. Decline of Townsend's (Newell's) shearwaters (*Puffinus auricularis newelli*) on Kauai, Hawaii. *Auk*, **120**: 669-679.
- Debernardi P., Patriarca E., Toffoli R., 2010. *Monitoraggio delle colonie di Chiroteri riproduttive e svernanti di particolare interesse conservazionistico note in Piemonte e dati preliminari sull'attività di swarming. Stato delle conoscenze al 30 aprile 2010*. CRC, Regione Piemonte - Direzione ambiente - Settore pianificazione e gestione aree naturali protette relazione interna.
- De Coursey P.J., 1986. Light-sampling behavior in photoentrainment of a rodent circadian rhythm. *Journal Comparative Physiology*, **159**: 161-169.
- De Molenaar J.G., Jonkers D.A., Sanders M.E., 2000. *Road illumination and nature. III. Local influence of road lights on a black-tailed godwit Limosa limosa population*. Wageningen, The Netherlands: Alterra.
- Deutschlander M.E., Borland S.C., Phillips J.B., 1999. Extraocular magnetic compass in newts. *Nature*, **400**: 324-325.
- D'Istria M., Monteleone P., Serino I., Chieffi G., 1994. Seasonal variations in the daily rhythm of melatonin and NAT activity in the Harderian gland, retina, pineal gland, and serum of the green frog, *Rana esculenta*. *General and Comparative Endocrinology*, **96**: 6-11.
- Di Sora M., 2009. *L'inquinamento luminoso*. Gremese editore, 194 pp.
- Di Sora M., 2010. Normativa e legislazione sull'inquinamento luminoso, 1996-2010. *Astronomia*, **2**: 8-9.
- Eisenbeis G., 2006. Artificial Night Lighting and Insects: Attraction of Insects to Streetlamps in a Rural Setting in Germany. In: Rich C. and Longcore T. (eds) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 281-304.
- Emmet A.M., 1991. Chart showing the life history and habits of the British Lepidoptera. In: A.M. Emmet & Heath (eds.) *The moths and butterflies of Great Britain and Ireland*, Harley Books, Colchester, Essex, UK **7** (2): 61-303.
- Erkert H.G., 1982. Ecological aspects of bat activity rhythms. In: Kunz T.H. ed. *Ecology of bats*. Plenum Press, New York: 201-242.
- European Environment Agency, 2006. *Urban sprawl in Europe. The ignored challenge*, 56 pp.
- Evans Ogden L.J., 1996. *Collision course: the hazards of lighted structures and windows to migrating birds*. WWF Canada, Toronto, 53 pp.
- Falchi F., Cinzano P., Elvidge C.D., Keith D.M., Haim A., 2011. Limiting the impact of light pollution on human health, environment and stellar visibility. *Journal of Environmental Management*, **92** (10): 2714-2722.
- Fatzinger C.W., 1973. Circadian rhythmicity of sex pheromone release by *Dioryctria abietella* (Lepidoptera Pyralidae) and the effect of a diel light cycle on its precopulatory behavior. *Annals of the Entomological Society of America*, **66**: 1147-1153.
- Flik B.J.G., Aanen D.K., Ringelberg J., 1997. The extent of predation by juvenile perch during diel vertical migration of *Daphnia*. *Archiv für Hydrobiologie. Beihefte. Ergebnisse der Limnologie*, **49**: 51-58
- Folmar L.C., Dickhoff W.W., 1981. Evaluation of some physiological parameters as predictive indices of smoltification. *Aquaculture*, **231**: 309-324.
- Fornasari L., 2002. Malpensa airport and bird migration: a matter of light pollution. In: Cinzano P. (ed) *Light pollution and the protection of night environment*, ISTIL, Venezia: 123-136.
- Frank D.K., 2006. Effects of Artificial Night Lighting on Moths. In: Rich C. and Longcore T. (eds) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 305-344.
- Furlonger C.L., Dewar H.J., Fenton M.B., 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology*, **65**: 284-288.
- Gal G.E., Loew E.R., Rudstam L.G., Mohammadian A.M., 1999. Light and diel vertical migration: spectral sensitivity and light avoidance by *Mysis relicta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 311-322.
- Gallaway T., Olsen R.N., Mitchell D.M., 2010. The economics of global light pollution. *Ecological Economics*, **69**: 658-665.
- Gancedo B., Alonso-Gómez A.L., De Pedro N., Delgado M.J., Alonso Bedate M., 1996. Daily changes in thyroid activity in the frog *Rana perezi*: variation with season. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **114**: 79-87.
- Garber S.D., 1978. Opportunistic feeding behavior of *Anolis cristatellus* (Iguanidae: Reptilia) in Puerto Rico. *Transaction of the Kansas Academy of Science*, **81**: 79-80.
- Gaudreau N., Boisclair D., 2000. Influence of moon phase on acoustic estimates of the abundance of fish performing daily horizontal migration in a small oligotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**: 581-590.
- Gauthreaux S.A., Belser C.G., 2006. Effects of Artificial Night Lighting on Migrating Birds. In: Rich C. and Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 67-93.
- Giebultowicz J.M., 2000. Molecular mechanism and cellular distribution of insect circadian clocks. *Annual Review of Entomology*, **45**: 769-793.
- Gill D.E., 1978. The metapopulation ecology of the red spotted newt, *Notopthalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecology*, **60**: 800-813.
- Giller P.S., Malmquist B., 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, 143 pp.
- Godin J.G.J., 1982. Migration of salmonid fishes during early life history phases: daily and annual tim-

- ing. In: Brannon E.L and Salo E.O. (eds.), *First International Salmon and Trout Migratory Behavior Symposium*. Seattle, Washington: 22-50.
- Gramentz D., 2008. The distribution, abundance and threat of the salt-water crocodile, *Crocodylus porosus*, in the Bentota Ganga, Sri Lanka. 16 pp.
- Green C.B., Liang M.Y., Steenhard B.M., Beasharse J.C., 1999. Ontogeny of circadian and light regulation of melatonin release in *Xenopus laevis* embryos. *Development Brain Research*, **117**: 109-116.
- Hailman J.P., 1982. Extremely low ambient light levels of *Ascapus truei*. *Journal of Herpetology*, **16**: 83-84.
- Halle S., Stenseth N.C. (eds), 2000. *Activity patterns in small mammals: an ecological approach*. Springer, Berlin, 320 pp.
- Haney J.F., 1993. Environmental control of diel vertical migration behaviour. *Archiv. für Hydrobiologie, Beihefte. Ergebnisse der Limnologie*, **39**: 1-17.
- Hartstack A.W., Hollingsworth J.P., Lindquist D.A., 1968. A technique for measuring trapping efficiency of electric insect traps. *Journal of Economic Entomology*, **61**: 546-552.
- Henderson R.W., Powell R., 2001. Responses by the West Indian herpetofauna to human-influenced resources. *Caribbean Journal of Science*, **37**: 41-54.
- Hoar W.S., Keenleyside M.H.A., Goodall R.G., 1957. Reactions of juvenile Pacific salmon to light. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **14**: 815-830.
- Jones G., Duvergé P.L., Ransome R.D., 1995. Conservation biology of an endangered species: field studies of greater horseshoe bats. In: Racey P.A. & Swift S.M. (eds). *Ecology, evolution and behaviour of bats*. Symposia of the Zoological Society of London, Clarendon Press, Oxford: 309-324.
- Kay Lorne J., Salmon M., 2007. Effects of exposure to artificial lighting on orientation of hatchling sea turtles on the beach and in the ocean. *Endangered Species Research*, **3**: 23-30.
- Kawamura G., Naohara T., Tanaka Y., Nishi T., Anraku K., 2009. Near-ultraviolet radiation guides the emerged hatchlings of loggerhead turtles *Caretta caretta* (Linnaeus) from a nesting beach to the sea at night. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, **42**: 19-30.
- Kolligs D., 2000. Ecological effects of artificial light sources on nocturnally active insects, in particular on moths (Lepidoptera), *Faunistisch - Ökologische Mitteilungen Supplement*, **28**: 1-136.
- Kotler B.P., 1984. Risk of predation and the structure of desert rodent communities. *Ecology*, **65**: 689-701.
- Laidlaw G.W.J., Fenton M.B., 1971. Control of nursery colony populations of bats by artificial light. *Journal of wildlife management*, **35**: 843-846.
- Lee J.H., Hung C.F., Ho C.C., Chang S.H., Lai Y.S., Chung J.G., 1997. Light - induced changes in frog pineal gland N-acetyltransferase activity. *Neurochemistry International*, **31**: 533-540.
- Lloyd J.E., 2000. On research and entomological education IV; quantifying mate search in a perfect insect-seeking true facts and insight (Coleoptera Lampyridae, *Photinus*). *Florida Entomologist*, **83**: 211-228.
- Lloyd J.E., 2006. Stray Light, Fireflies, and Fireflyers. In: Rich C., Longcore T. (Eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, USA: 345-364.
- Luschi P., Papi F., Liew H.C., Chan E.H., Bonadonna F., 1996. Long - distance migration and homing after displacement in the green turtle (*Chelonia mydas*): a satellite study. *Journal of Comparative Physiology*, **178**: 447-452.
- Lyytimäki J., 2013. Nature's nocturnal services: Light pollution as a non-recognised challenge for ecosystem services research and management. *Ecosystem Services*, **3**: 44-48.
- Marchetti C., Bezzi E.M., Baldaccini N.E., 1998. Orientation in relation to the setting sun in some passerine trans-saharian migrants. *Ethology, Ecology & Evolution*, **10**: 143-157.
- Massey P., Gronwall C., Pilachowsky A., 1990. The spectrum of the Kitt Peak night sky. *Publications of the Astronomical Society of the Pacific*, **102**: 1046-1051.
- Merkel F.R., Johansen K.L., 2011. Light-induced bird strikes on vessels in Southwest Greenland. *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 2330-2336.
- Merriam C.H., 1885. Preliminary report of the committee on bird migration. *Auk*, **2**: 53-65.
- Meylan A., B., Schroeder B., Mosier A., 1995. Sea turtle nesting activity in the state of Florida 1979-1992. *Florida Marine Research Publications*, **52**: 1-51.
- Miller T.A., Stryker R.G., Wilkinson R.N., Esah S., 1970. The influence of moonlight and other environmental factors on the abundance of certain mosquito species in light-traps collections in Thailand. *Journal of Medical Entomology*, **7** (5): 555-561.
- Montevecchi W.A., 2006. Influences of Artificial Light on Marine Birds. In: Rich C. and Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 94-113.
- Moore M.V., Pierce S.M., Walsh H.M., Kvalvik S.K., Lim J.D., 2000. Urban light pollution alters the diel vertical migration of *Daphnia*. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **27**: 779-782.
- Moore M.V., Kohler S.J., Cheers M., 2006. Artificial Light at Night in Freshwater Habitats and Its Potential Ecological Effects. In: Rich C. and Longcore T. (eds) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 365-384.
- Munro J.A., 1924. A preliminary report on the destruction of birds at lighthouses on the coast of British Columbia. *Canadian Field-Naturalist*, **38**: 141-145.
- Nelson K.A., 2002. *The effect of filtered high pressure sodium lighting on hatchling loggerhead (Caretta caretta) and green turtle (Chelonia mydas) hatchlings*. M.S. thesis, Flor-

- ida Atlantic University, Boca Raton.
- Nemeth R.S., Anderson J.J., 1992. Response of juvenile coho and chinook salmon to strobe and mercury vapor lights. *North American Journal of Fisheries Management* **12**: 684-692.
- Neumann D., 1976. Entrainment of semi-lunar rhythm. In: P. Decoursey ed., *Biological Rhythms in the marine environment*. Univ. of South Carolina Press, Columbia: 115-127.
- Nowinzsky L., Szabó S., Tóth G., Ekk I., Kiss M., 1979. The effect of the moon phase and the intensity of polarized moonlight on the light trap catches. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, **88**: 337-353.
- Olle M., Viršile A., 2013. The effects of light-emitting diode lighting on greenhouse plant growth and quality. *Agricultural and Food Science*, **22** (2): 223-234.
- Osterbrock D.E., Walker M.F., Koski A.T., 1976. The spectrum of light pollution at Mount Hamilton. *Publications of the Astronomical Society of the Pacific*, **88**: 349-352
- Patriarca E., Debernardi P., 2010. *Bats and light pollution*. Ente di Gestione del Parco Naturale Laghi di Avigliana, 27 pp.
- Perry G., Fisher R.N., 2006. Night Lights and Reptiles: Observed and Potential Effects. In: Rich C. and Longcore T. (eds) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 169-191.
- Petren K., Bolger D.T., Case T.J., 1993. Mechanism in the competitive success of an invading sexual gecko over an asexual native. *Science*, **259**: 354-358.
- Philips J.B., Borland S.C., 1992a. Behavioural evidence for use of a light-dependent magnetoreception mechanism by a vertebrate. *Nature*, **359**: 142-144.
- Philips J.B., Borland S.C., 1992b. Wavelength specific effects of light on magnetic compass orientation of the eastern red-spotted newt *Notophtalmus viridescens*. *Ethology, Ecology and Evolution*, **4**: 33-42.
- Philips J.B., Borland S.C., 1994. Use of a specialized magnetoreception system for homing by the eastern red-spotted newt *Notophtalmus viridescens*. *Journal of Experimental Biology*, **188**: 275-291.
- Philips J.B., Deutschlander M.E., Freaque M.J., Borland S.C., 2001. The role of extraocular photoreceptors in newt magnetic compass orientation: parallel between light-dependant magnetoreception and polarized light detection in vertebrates. *Journal of Experimental Biology*, **204**: 2543-2552.
- Picchi M., Azzani L., Avolio L., Brombin O., Camerini G., 2013. Fireflies and land use in an urban landscape: the case of *Luciola italica* L. (Coleoptera: Lampyridae) in the city of Turin. *Journal of Insect Conservation*, **17**: 797-805.
- Poot H., Ens B.J., De Vries H., Maurice A.H., Donners M.A.H., Wernand M.R., Marquenie J.M., 2008. Green Light for Nocturnally Migrating Birds. *Ecology and Society*, **13**: 47-59.
- Prinslow T.E., Whitmus C.J., Dawson J.J., Bax N.J., Snyder B.P., Salo E.O., 1980. *Effects of wharf lighting on outmigrating salmon*. FRI-UW-8007. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle.
- Protasov V.R., 1970. *Vision and near orientation of fish*. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 175 pp.
- Rand A.S., Bridarolli M.E., Dries L., Ryan M.J., 1997. Light levels influence female choice in Túngara frogs: predation risk assessment? *Copeia*, 1997 (2): 447-450.
- Reijnen M.J.S., 1995. *Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands*. PhD thesis, Rijksuniversiteit, Leiden.
- Ricciutti E., 1978. Night of the grunting fish. *Aubudon*, **80**: 92-97.
- Rich C., Longcore T., (eds), 2006. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press, Washington DC: 458 pp.
- Rodda G.H., Perry G., Rondeau R.J., Lazell J., 2001. The densest terrestrial vertebrate. *Journal of Tropical Ecology*, **17**: 331-338.
- Roman A., Cinzano P., Giacometti G.M., Giulini P., 2000. Light pollution and possible effects on higher plants. *Memorie Società Astronomica Italiana*, **71**: 59-70.
- Rydell J., 1992. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology*, **6**: 744-750.
- Rydell J., 2006. Bats and their Insect Prey at Streetlights. In: Rich C. & Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 43-60.
- Sage B., 1979. Flare up over North Sea birds. *New Scientist*, **81**: 464-466.
- Salmon M., 2006. Protecting Sea Turtles from Artificial Night Lighting at Florida's Oceanic Beaches. In: Rich & Longcore, (eds) *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 141-168.
- Salmon M., Reiners R., Lavin C., Wyneken J., 1995. Behavior of logger-head sea turtles on an urban beach. I. Correlates of nest placement. *Journal of Herpetology* **29**: 560-567
- Scheibe M.A., 2000. *Quantitative aspects of the attraction of roadway lighting to insects emerging from nearby waters with consideration of the spectral emission of different sources of light*. PhD Thesis, Fachbereich Biologie, Johannes Gutenberg Universität, Mainz
- Skinner J.D., van Jaarsveld A.S., 1987. Adaptive significance of restricted breeding in southern African Ruminants. *South African Journal of Science*, **83**: 657-663.
- Skutelsky O., 1996. Predation risk and state-dependent foraging in scorpions: effects of moonlight on foraging in the scorpion *Buthus occitanus*. *Animal Behaviour*, **52**: 49-57.
- Sidoti P., Ghislieri N., 2008. *La luce che oscura. Inquinamento luminoso nell'Oltrepo*. Istituto "C. Gallini" Voghera, 20 pp.
- Sower L.L., Shorey H.H., Gaston L.K., 1970. Sex pheromones of noctuid moths. XXI. Light - dark cycle regulation and light inhibition of sex pheromones release by females of *Trichoplusia ni*. *Annals of the Entomological Society of America*, **63**: 1090-1092.
- Stangel P.W., Semlitsch R.D., 1987. Experimental analysis of predation

- on the diel vertical migrations of a larval salamander. *Canadian Journal of Zoology*, **65**: 1554-1558.
- Sullivan B.K., 2000. Long term shifts in snake populations: a California site revisited. *Biological Conservation*, **94**: 321-325.
- Tabor R.A., Brown G., Hird A., Hager S., 2001. *The effect of light intensity on predation of sockeye salmon fry by Cottids in the Cedar River*. US Fish and Wildlife Service, Western Washington Office, Fisheries and Watershed Assessment Division, Lacey, Washington
- Taylor D.H., Adler K., 1973. Extraocular perception of polarized light by orienting salamanders. *Journal of comparative physiology*, **87**: 203-212.
- Taylor L.R., French R.A., Woiwod I.P., 1978. The Rothamsted insect survey and the urbanization of land in Great Britain. In: Frankie G.W. & Koehler C.S. (eds), *Perspectives in urban entomology*, Academic Press, London: 31-65.
- Telfer T.C., Sincock J.L., Byrd G.V., Reed J.R., 1987. Attraction of Hawaiian seabirds to lights: conservation efforts and effects of moon phase. *Wildlife Society Bulletin*, **15**: 406-413.
- Tornielli A., 1951. Comportamento di migratori nei riguardi di un pozzo metanifero in fiamme. *Rivista Italiana di Ornitologia*, **21**: 151-162.
- Van Anholt R.D., Van Der Velde G., Haddinger R.H., 1998. Can roach (*Rutilus rutilus* L.) be deflected by means of a fluorescent light? *Regulated Rivers; Research & Management*, **14**: 443-450.
- Vasquez R.A., 1994. Assessment of predation risk via illumination level: facultative central place foraging in the cricket rodent *Phyllotis darwini*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **34**: 375-381.
- Verheijen E.J., 1985. The moon: a neglected factor in studies on collision of nocturnal migrant birds with tall lighted structures and with aircraft. *Die Vogel-warte*, **30**: 305-320.
- Vernberg F.J., 1955. Correlation of physiological and behavior indexes of activity in the study of *Plethodon cinereus* (Green) and *Plethodon glutinosus* (Green). *American Midland Naturalist*, **54**: 382-393.
- Vince-Prue D., 1994. The duration of light and photoperiodic responses. In: Kendrick, R.E., Kronenberg, G.H.M. (eds) *Photomorphogenesis in Plants*. Springer Netherlands: 447-490.
- Viviani V.R., Rocha M.Y., Hagen O., 2010. Fauna de besouros bioluminescentes Coleoptera: Elateroidea: Lampyridae; Phengodidae, Elateridae nos municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira SP, Brasil: biodiversidade e influência da urbanização. *Biota Neotropica*, **10**: 103-116.
- Wang Y., Pan Y., Parsons S., Walker M.M., Zhang S., 2007. Bats respond to polarity of a magnetic field. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **274**: 2901-2905.
- Whitford W.G., Hutchinson V.H., 1965. Effect of photoperiod on pulmonary and cutaneous respiration in the spotted salamander, *Ambystoma maculatum*. *Copeia*, 1965: 53-58.
- Whiterington B.E., 1992. Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. *Herpetologica* **48**: 31-39.
- Wiese F.K., Montevecchi W.A., Davoren G.K., Huettmann F., Diamond A.W., Linke J., 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*. **42**: 1285-1290.
- Williams J.N., 1978. Age dependant factors in the migratory behavior of the white-crowned sparrow, *Zonotrichia leucophrys leucophrys*. M.S. thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina.
- Wilson A., 1998. Light pollution efforts to bring back the night sky. *Environmental Building News*, **7**: 8-14.
- Wiltshko W., Wiltshko R., 2002. Magnetic compass orientation in birds and its physiological basis. *Naturwissenschaften*, **89**: 445-452.
- Wise S.E., Buchanan B.W., 2006. Influence of Artificial Illumination on the Nocturnal Behavior and Physiology of Salamanders. In: Rich C. & Longcore T. (eds), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press: 221-251.
- Young M., 1997. *The natural history of moths*. T. & A.D. Poyser, London, 271 pp.
- Youthed G.J., Moran R.C., 1969. The lunar day activity rhythm of myrmecoleontid larvae. *Journal of Insect Physiology*, **15**: 1259-1271.

# Primi dati sulla presenza di *Hystrix cristata* Linnaeus, 1758 (Mammalia, Rodentia, Hystricidae) nel Piemonte sud-occidentale (nord-ovest Italia)

Moreno Dutto<sup>1</sup>, Sergio Rinaudo<sup>2</sup>, Gianni Moino<sup>3</sup>, Emiliano Mori<sup>4</sup>

1 Contrattista Entomologia e Zoologia Medica, Servizio Igiene e Sanità Pubblica, Dipartimento di Prevenzione ASL CN1, Cuneo

2 Servizio Veterinario, Dipartimento di Prevenzione ASL CN1, Cuneo

3 Corpo Forestale dello Stato, Comando Stazione, Saluzzo

4 Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Siena, Via P.A. Mattioli, 4 – 53100 Siena

\* Referente per la corrispondenza: moreno.dutto@gmail.com

## Riassunto

Nel presente articolo, gli autori segnalano per la prima volta la presenza di *Hystrix cristata* L. in due località del Piemonte sud-occidentale (provincia di Cuneo). La presenza è stata accertata in seguito al reperimento di aculei, di un esemplare investito e successivamente soggetto a necrofagia da parte dei cinghiali e da un avvistamento da parte di un cacciatore. I nuovi riscontri permettono di spostare ad ovest di circa 78 km in linea d'aria l'areale di diffusione dell'istrice nel nord-ovest dell'Italia. I dati attualmente disponibili fanno supporre un'origine antropocora della popolazione senza però poter escludere una diffusione autonoma dalle provincie di Asti ed Alessandria dove la specie è stata segnalata a partire dal 2003.

PAROLE CHIAVE: istrice / provincia di Cuneo / origine antropocora / espansione dell'areale

## First data of the presence of *Hystrix cristata* Linnaeus, 1758 (Mammalia, Rodentia, Hystricidae) in the south-western Piedmont (northwest Italy).

In this work, authors report the first occurrence data of *Hystrix cristata* L. in two sites in western Piedmont (Cuneo province, Northern Italy). The presence has been confirmed by the findings of a road-killed individual subsequently subjected to necrophagy by wild boars and by an observation by a local hunter. These reports expands the extent of occurrence of this species by over 78 km (linear distance) to the north-west. The data available up to now lead authors to suggest an antropochorous origin of this population. However, a natural range expansion from the provinces of Asti and Alessandria (eastern piedmont), where the species is recorded since 2003, is not to be excluded.

KEY WORDS: crested porcupine / Cuneo province / antropochorous origin / range expansion

## INTRODUZIONE

L'istrice *Hystrix cristata* L., 1758 è un roditore istricide di grosse dimensioni con corologia mediterranea e sub-sahariana. L'areale di origine, seppur con qualche discontinuità, si estende per tutto il Nord Africa, dal Marocco alla Libia, e a sud del Sahara, dal Senegal alla

Tanzania Centrale. La presenza della specie in Egitto è dubbia (Hoath, 2003).

Nel continente africano, a sud è vicariata da una specie simile, l'istrice del Capo *Hystrix africae-australis* Peters, 1852, mentre in Asia è presente l'istrice indiano

*Hystrix indica* Kerr, 1792.

La presenza in Italia, unica nel continente europeo, sembra essere dovuta primariamente ad introduzioni umane a fini alimentari e venatori (Ghigi, 1958; Scor-tecci, 1961). Recenti osservazioni della specie in Portogallo (Mori et

*al.*, in stampa) potrebbero essere riferite ad individui sfuggiti alla cattività.

In Italia, dati paleontologici e genetici farebbero supporre che l'introduzione sia avvenuta in più epoche e non risalga al periodo romano, quanto invece all'epoca medioevale (Trucchi e Sbordoni, 2009; Masseti *et al.*, 2010).

Attualmente la specie risulta ampiamente diffusa in Italia nelle regioni centro-meridionali (Amori *et al.*, 2009), inclusa la Sicilia, mentre si hanno solo da alcuni anni i primi dati per la Sardegna (Angelici *et al.*, 2009). Il limite di diffusione nord-occidentale, fino agli anni

'70, era rappresentato dalla Toscana (fiume Arno) (Tomei e Cavalli, 1976), con alcune segnalazioni in Liguria centro-occidentale (Balletto, 1977) a seguito di fuga accidentale da una riserva di caccia. A partire dal 1999 una serie di ricerche mirate ha permesso di confermare la presenza stabile della specie nella Liguria centrale ed occidentale (Borgo e Doria, 2013).

Negli ultimi anni si è potuta registrare una progressiva espansione nord-occidentale della specie (Mori *et al.*, in stampa), anche a seguito di introduzioni mediate dall'uomo (Angelici *et al.*, 2009; Gagliardi *et al.*, 2012).

Per quanto riguarda il Piemonte (Fig. 1), la specie è stata osservata a partire dal 2003 in provincia di Alessandria, in seguito a probabili sconfinamenti della specie dal versante ligure dell'Appennino (Silvano, 2004; Sindaco, 2006; Sindaco e Seglie, 2009; Silvano, 2010); successivamente (2011) è stata segnalata la presenza anche in provincia di Asti (Loc. Mombaruzzo; Mori *et al.*, in stampa).

Nel presente lavoro gli autori segnalano due nuove stazioni in provincia di Cuneo (Piemonte sud-occidentale) spostando nettamente più a ovest l'areale della specie in questa regione.

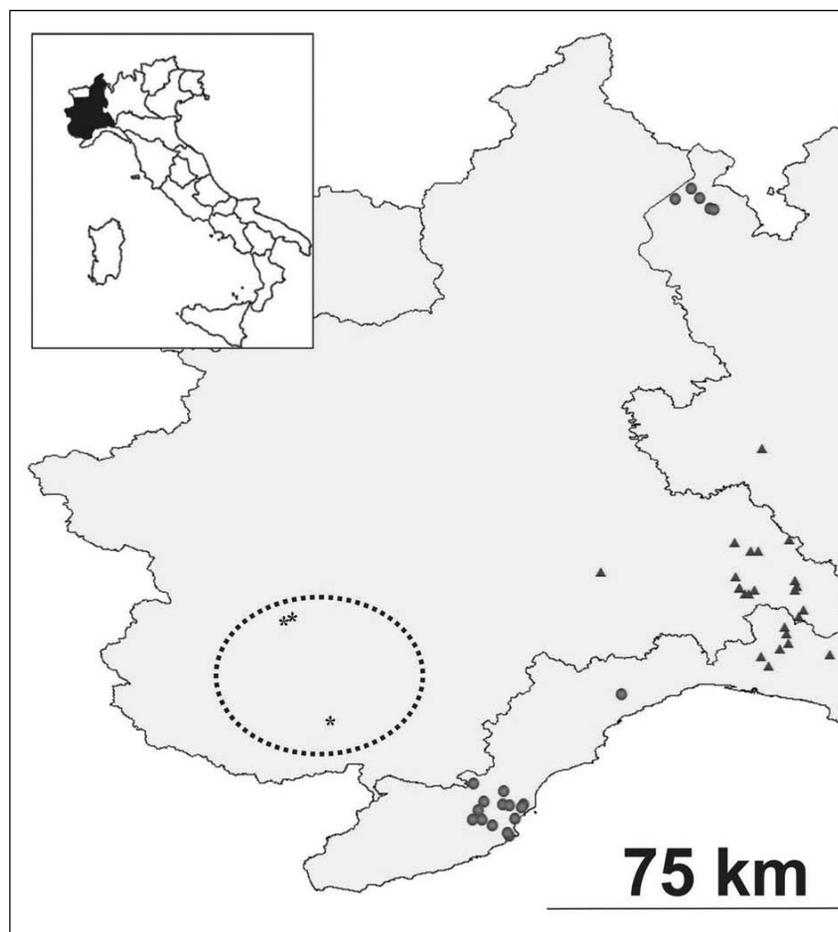
## MATERIALI E METODI

Le segnalazioni qui riportate sono state raccolte e verificate da due degli autori (M. Dutto e S. Rinaudo) a seguito di attività di servizio in collaborazione con il personale ispettivo del Corpo Forestale dello Stato. Le coordinate delle varie stazioni, rilevate attraverso ricevitore GPS (GPSmap 60Cx, Garmin), sono state riportate su carta tramite ArcMap 10<sup>®</sup>.

## RISULTATI

I primi punti di presenza della specie per il Piemonte centrale sono riportati di seguito, con la data e la tipologia dell'osservazione:

1. Peveragno (CN). 44,331053°N; 07,604739°E. Ottobre 2012. Avvistamento da parte di un cacciatore.
2. Castellar (CN), 44,633033°N; 07,447200°E. Giugno 2013. Riscontro di 4 aculei di contatto alla base di *Quercus* sp. I reperti sono conservati presso il Museo Civico Storia Naturale "G. Doria" (Genova);
3. Castellar (CN), 44,642500° N; 07,457283° E. Agosto 2013. Riscontro di resti (arti anteriori e 42



**Fig. 1.** Distribuzione aggiornata dell'istrice in Piemonte. La linea tratteggiata racchiude le nuove segnalazioni, rappresentate con l'asterisco. I cerchi rappresentano popolazioni sicuramente introdotte, i triangoli punti di presenza raggiunti autonomamente.

aculei di difesa e contatto) in seguito ad investimento automobilistico e successiva predazione da parte di cinghiali (Fig. 2). I reperti sono conservati presso il Museo Civico Storia Naturale "G. Doria" (Genova).

L'areale attuale della specie in questa regione è riportato in figura 1.

## CONCLUSIONI

I dati raccolti permettono di ampliare a ovest l'areale di diffusione della specie in Piemonte. Fino al 1970 circa, la distribuzione dell'istrice in Italia includeva solo le regioni centrali e meridionali, Sicilia inclusa, con particolare riferimento al versante tirrenico (Amori *et al.*, 2009).

In seguito, la normativa nazionale (Legge 968/1977 e successive leggi relative alla fauna selvatica omeoterma) e quella comunitaria (Direttiva Habitat All. IV e Convenzione di Berna All. II) hanno messo sotto tutela questa specie, ancora braccata per le carni, gli aculei (Scortecci, 1961) e per i dan-

ni lamentati alle colture all'interno dell'areale storico. Favorita anche dal regime protezionistico, la specie avrebbe dapprima oltrepassato l'Appennino, raggiungendo Umbria e Marche, dove l'espansione al Nord avrebbe avuto inizio, diffondendosi dunque, cronologicamente, verso l'Emilia Romagna, la Liguria, la Lombardia, il Veneto, il Piemonte e il Trentino Alto Adige (Mori *et al.*, in stampa). Fattori storici e sociali legati alla progressiva urbanizzazione e il conseguente abbandono dell'uso tradizionale del suolo sulle montagne sono le cause che, probabilmente, hanno favorito l'espansione dell'areale di questa specie attraverso boschi e campi incolti.

Considerate le limitate capacità di dispersione e il comportamento spaziale di questa specie (Lovari *et al.*, 2013), le località segnalate per la provincia di Cuneo risultano troppo lontane dall'areale peninsulare e dalle aree di sconfinamento; è quindi ipotizzabile che si tratti di una popolazione di origine antropocora. Nonostante quanto

espresso in precedenza, sebbene i segni di presenza siano inequivocabili, la specie è notturna, solitaria e particolarmente elusiva (Scortecci, 1961; Santini, 1983) e di conseguenza non si può escludere completamente a priori la conquista naturale dell'area né la presenza nei territori intermedi tra le località già note in provincia di Asti e le nuove località in provincia di Cuneo.

Dal punto di vista biologico è importante sottolineare che la specie non va in letargo e la ricerca di cibo su territorio nevoso potrebbe costituire un impedimento alla colonizzazione dell'intero arco alpino, come suggerito anche da un modello di distribuzione della specie costruito ad hoc (Mori *et al.*, in stampa).

Sebbene l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) classifichi la specie come "a minor preoccupazione" ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org); accesso del 20 settembre 2013), una conoscenza dettagliata della sua distribuzione è raccomandata in quanto specie di interesse non solo conservazionistico, ma anche gestionale: nell'areale storico della specie sono lamentati danni a diverse colture agricole (cucurbitacee, girasoli, tabacco e mais) (Amori *et al.*, 2009); inoltre in Italia, a parte il lupo che potrebbe interagire con l'istrice nella fascia della media collina, non sono noti predatori autoctoni della specie allo stadio adulto (Scortecci, 1961).

## Ringraziamenti

Gli autori vogliono ringraziare per la collaborazione prestata la Sig.ra Manuela Molineris (Verzuolo), il personale in servizio del Corpo Forestale dello Stato (Comando Stazione di Saluzzo e Comando Provinciale di Cuneo) e del Servizio Veterinario Area A dell'ASL CN1 (Saluzzo).



**Figura 2.** Aculei di difesa e contatto recuperati a Castellar (agosto 2013) (foto M. Dutto).

## Bibliografia

- Amori G., Contoli L., Nappi A. 2009. *Mammalia II: Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia*. Calderini, Bologna 1000 pp.
- Angelici F.M., Cabras P.A., Trucchi E. 2009. Records of crested porcupine, *Hystrix cristata*, in Sardinia. *Mammalia* **73**: 377-379.
- Balletto E. 1977. *Analisi faunistico-venatoria ed ecologica della Regione Liguria*. Tipografia Don Bosco, Genova, 124 pp.
- Borgo E., Doria G. 2013. L'istrice (*Hystrix cristata* Linnaeus, 1758) in Liguria. *Bollettino Musei e Istituti Biologici dell'Università di Genova* **75**: 48-49.
- Gagliardi A., Bisi F., Molinari A., Spada M., Wauters L.A., Preatoni D., Martinoli A., 2012. The Northernmost Italian population of *Hystrix cristata*. *Hystrix, supp. 2012 (VIII Congresso Italiano di Teriologia)*: 122.
- Ghigi A., 1958. *La vita degli animali. Vol. II. Mammiferi delle terre continentali, avifauna paleartica*. Utet, Torino, 1004 pp.
- Hoath R., 2003. *A field guide to the Mammals of Egypt*. American University in Cairo Press, Cairo, 320 pp.
- Lovari S., Sforzi A., Mori E., 2013. Habitat richness affects home range size in a monogamous large rodent. *Behavioural Processes* **99**: 42-46.
- Masetti M., Albarella U., De Grossi Mazzorin J., 2010. The crested porcupine, *Hystrix cristata* L., 1758, in Italy. *Anthropozoologica* **45**: 27-42.
- Mori E., Sforzi A., Di Febbraro M., *in press*. How porcupines reached the Alps: review of the recent range-expansion of the crested porcupines, *Hystrix cristata* L., In Italy. *Italian Journal of Zoology*.
- Santini L., 1983. *I Roditori italiani di interesse agrario e forestale*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/232, Padova 168 pp.
- Scortecci G., 1961. *Animali. Vol. II Mammiferi*. Edizioni Labor, Milano, 891 pp.
- Silvano F., 2004. Istrice, un nuovo mammifero in Piemonte. *Piemonte Parchi* **19**: 15-16.
- Silvano F., 2010. Nuovi dati sulla presenza dell'istrice (*Hystrix cristata*) in Piemonte. *Il Naturalista. Notiziario interno del Museo Civico di Storia Naturale di Stazzano* **22**: 1-3.
- Sindaco R., 2006. Segnalazioni faunistiche piemontesi e valdostane (Amphibia, Reptilia, Mammalia). *Rivista Piemontese di Storia Naturale* **27**: 443-459.
- Sindaco R., Seglie D., 2009. Segnalazioni faunistiche piemontesi e valdostane, II (Amphibia, Reptilia, Mammalia). *Rivista Piemontese di Storia Naturale* **30**: 209-224.
- Tomei P.E., Cavalli S., 1976. L'areale dell'istrice (*Hystrix cristata* L.) a nord dell'Arno. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie (Serie B)* **83**: 42-48.
- Trucchi E., Sbordoni V., 2009. Unveiling an ancient biological invasion: molecular analysis of an old European alien, the crested porcupine (*Hystrix cristata*). *BioMed Central Evolutionary Biology* **9**: 109.

# Considerazioni su alcuni casi di infestazioni domestiche sostenute da coleotteri carabidi (Coleoptera, Carabidae) in Piemonte (nord-ovest Italia)

Moreno Dutto

Contrattista Entomologia e Zoologia Medica, Servizio Igiene e Sanità Pubblica, Dip. di Prevenzione ASL CN1, Via del Follone – 12037 Saluzzo (CN).  
E-mail: moreno.dutto@gmail.com

## Riassunto

Nel presente articolo vengono analizzati 9 casi di infestazioni domestiche sostenute da coleotteri carabidi nel sud del Piemonte negli anni 2008-2013. Le infestazioni analizzate hanno visto quali responsabili *Harpalus dimidiatus* (1 caso) e *Pseudoophonus rufipes* (8 casi); in tutti i casi le cause dell'infestazione sono state ricondotte a: i) prossimità di coltivazioni erbacee (prati stabili) o ii) presenza di fattori attrattivi in prossimità delle abitazioni quali, ad esempio, fari dell'illuminazione pubblica dotati di lampade a vapori di mercurio.

La gestione delle infestazioni deve prevedere primariamente l'adozione di barriere anti-intrusione alle aperture dell'abitazione ed eventualmente l'impiego –solo in prossimità di porte e finestre– di piretroidi distribuiti a striscia. Assolutamente sconsigliati ed inutili i trattamenti insetticidi diffusi in tutta l'abitazione o il trattamento delle aree esterne infestate.

PAROLE CHIAVE: *Harpalus* / *Pseudoophonus* / infestazioni domestiche / abitazioni / carabidi

## Considerations on some cases of domestic infestations sustained by ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in Piedmont (northwest Italy).

In this article are analyzed 9 cases of domestic infestations incurred by carabidae beetles in southern Piedmont in the years 2008-2013. Infestations have analyzed seen as responsible *Harpalus dimidiatus* (1 case) and *Pseudoophonus rufipes* (8 cases); in all cases the causes of infestation have been traced to: i) close to herbaceous crops (meadows), or ii) the presence of factors attractants in the vicinity of the housing such as, for example, headlights of public lighting lamps with mercury vapor.

The management of infestations must provide primarily the adoption of anti-intrusion barriers to the openings of the dwelling and possibly the use, only in the vicinity of doors and windows, of pyrethroids distributed to strip. Absolutely not recommended and unnecessary insecticide treatments spread throughout the home or treatment of external infested areas.

KEY WORDS: *Harpalus* / *Pseudoophonus* / domestic infestation / home / ground beetles

## INTRODUZIONE

I coleotteri carabidi rappresentano una famiglia composta da specie con esigenze ambientali e trofiche nettamente diversificate; il regime alimentare, negli adulti, varia dalla fitofagia alla zoofagia più o meno specializzata. Date le esigenze ambientali e trofiche delle varie specie nessuna può essere considerata quale infestante tipico (classical pest) degli insediamenti umani.

Negli agroecosistemi gli appar-

tenenti alla sottofamiglia Harpalinae rappresentano importanti competitori biologici (Harrison e Galland, 2012) seppure possano essere anche particolarmente dannosi ad alcune specie coltivate, in particolare alla fragola e ai seminativi (Tremblay, 2000).

Le infestazioni delle abitazioni da parte di specie appartenenti ai carabidi sono molto sporadiche e in letteratura sono ascritti casi a

*Ophonus* spp. (Grandi, 1951), *Pseudoophonus rufipes* (De Geer, 1774) (Brandmayr *et al.*, 2005), *Gynandromorphus etruscus* (Quensel, 1806) e *Carterus fulvipes* (Latreille, 1817) (Fabbri e Contarini, 2009) che sono specie ad ampia diffusione e di facile reperimento nei coltivi (Bazok *et al.*, 2007).

La presenza, anche imponente, nelle abitazioni è solo ed esclusivamente un fattore di dispersione.

ne/migrazione dovuta a variazioni climatiche (periodi caldo-secchi prolungati) (Grandi, 1951), modificazioni degli habitat (operazioni colturali) e/o a fattori attrattivi quali possono essere fonti di radiazioni UV-A. Le radiazioni ultraviolette giocano un ruolo attrattivo molto importante, essendo gli Harpalinae lucifugi, ma caratterizzati da spiccato fototropismo positivo alla luce artificiale.

Nel presente studio vengono riportati e descritti sommariamente 9 casi d'infestazioni domestiche e ne vengono analizzate le implicazioni nelle attività antropiche.

## MATERIALI E METODI

Sono stati analizzati i casi pervenuti, nel periodo compreso fra gennaio 2008 e ottobre 2013, al Servizio di Igiene e Sanità Pubblica dell'ASL CN1 sia per competenza territoriale che per supporto specialistico ad altre strutture del Servizio Sanitario Nazionale (SSN) o a ditte di disinfestazione operanti nell'ambito territoriale della Regio-

ne Piemonte.

L'infestazione, ai fini dell'inserimento come "caso" nel presente studio, doveva possedere i seguenti requisiti: i) interessare ambienti domestici/lavorativi in ambiente urbano o rurale, ii) protrarsi per almeno 5-6 giorni consecutivi e iii) carica infestante >10 esemplari/giorno riscontrati di sera o al mattino. Sono naturalmente stati esclusi dal presente studio i casi inerenti il ritrovamento di singoli esemplari o quelli non ascrivibili ad artropodi appartenenti alla famiglia dei carabidi.

Ogni caso ha previsto la raccolta di campioni (almeno 2-4 esemplari), successivamente preparati a secco su cartellino entomologico, e l'accertamento ambientale riguardante: condizioni del sito infestato, caratteristiche degli ambienti esterni, caratteristiche della componente vegetale urbana e presenza/assenza e caratteristiche delle fonti d'illuminazione. I dati sono stati raccolti ed elaborati attraverso fogli di calcolo Microsoft Excel®.

Gli esemplari raccolti, studiati

allo stereomicroscopio (Olympus, VMZ) con illuminazione incidente, sono stati determinati mediante i caratteri proposti da Freud *et al.* (2004) seguendo l'impianto sistematico della checklist della fauna d'Italia (Vigna Taglianti, 1993, 2005).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati dei casi pervenuti all'osservazione del personale esperto in entomologia dell'ASL CN1 sono riassunti nella tabella I. Negli anni compresi fra il 2008 e il 2013 sono stati trattati in complesso 9 casi; per certo tale dato è sottostimato in quanto il ricorso alle strutture del SSN è limitato a casi di particolare intensità e non rispondenti ai classici trattamenti insetticidi.

In tutti i casi si è potuto accertare un uso indiscriminato e improprio delle formulazioni insetticide utilizzate senza un'appropriata diagnosi dell'infestante, considerato che nei casi 1 e 4 gli insetti riscontrati erano stati precedentemente determinati quali blatte.

**Tab. I.** Infestazioni da coleotteri carabidi riscontrati nel periodo 2008-2013. VM: lampada vapori di mercurio.

N.	Specie	Località	Periodo	Osservazioni
1	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Cuneo (città)	Luglio 2008	Infestazione alloggio 2° piano. Presenza di faro (VM) dell'illuminazione pubblica sul balcone. Aiuole a circa 200 m.
2	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Saluzzo (città)	Giugno 2009	Infestazione alloggio 1° piano. Presenza di faro (VM) dell'illuminazione pubblica sul balcone. Aiuole a circa 600 m.
3	<i>Harpalus dimidiatus</i>	Dronero	Agosto 2009	Infestazione locali piano terreno attigui al giardino roccioso.
4	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Alba	Sett. 2009	Infestazione appartamento 1° piano. Colore chiaro (bianco) delle pareti esterne. Finestre affacciate su prato stabile polifita.
5	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Verzuolo	Agosto 2010	Infestazione pareti esterne (bianche) abitazione rurale. Presenza punto illuminazione pubblica (VM).
6	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Moncalieri	Ottobre 2010	Infestazione locali industriali in prossimità di area incolta con elevata presenza di graminacee.
7	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Savigliano	Luglio 2012	Infestazione locali commerciali attigui ad aiuole ornamentali.
8	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Biella	Sett. 2012	Infestazione locali piano terreno e 1° piano abitazione rurale prossima ad incolto. Presenza faro ad incandescenza illuminazione privata.
9	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	Scarnafigi	Sett. 2013	Infestazione locali piano terreno abitazione rurale prossima a prato polifita.

Dall'analisi della casistica è possibile dedurre che l'infestante riscontrato con maggior frequenza è *Pseudoophonus* (= *Harpalus*) *rufipes* (De Geer, 1774) e in un solo caso è stato possibile riscontrare *Harpalus dimidiatus* (Rossi, 1790). Ambedue le specie, allo stadio adulto, presentano un comportamento trofico fitofago, in alcuni casi specializzato alla spermofagia basata su semi di piante spontanee e coltivate (es. fragole).

L'infestazione degli ambienti domestici/lavorativi rappresenta un evento localizzato che interessa, anche per più anni, siti caratterizzati da particolari condizioni favorevoli; tali condizioni predisponenti sono rappresentate dalla presenza di fonti attrattive quali le radiazioni UV-A tipiche delle ormai obsolete lampade a vapori di mercurio e dalla presenza di aree di sviluppo quali prati stabili, fragoletti, giardini ecc.

Si è potuto constatare che la presenza di radiazioni luminose rappresenta un fattore d'attrazione

favorente le infestazioni domestiche prevalentemente nel periodo estivo quando la temperatura permette il massimo dell'attività di volo e molte specie sono nel picco massimo delle popolazioni.

Sotto il profilo igienico-sanitario le specie che hanno dato origine alle infestazioni non sono pericolose e non hanno un ruolo rilevante quali vettori; in ambito domestico in molti casi una delle problematiche riscontrate era l'intenso odore acre generato dagli esemplari morti.

Nell'industria alimentare questi infestanti possono essere una causa di aumento della contaminazione biotica nelle matrici lavorate.

Dal punto di vista pratico, al fine di limitare le infestazioni è necessario primariamente individuare quali siano le cause; qualora l'infestazione sia correlata alla presenza di lampade ad elevata emissione UV-A è necessario sostituire queste lampade con lampade al sodio.

Nei casi in cui invece le cause siano legate alla prossimità di aree

coltivate è necessario adottare misure anti-intrusione alle aperture (zanzariere, spazzole sottoporta, ecc.) oppure utilizzare insetticidi da applicare in striscia limitatamente ai potenziali punti d'ingresso (davanzali, soglie d'ingresso, ecc.). Fra i principi attivi che hanno dato i migliori risultati nella gestione delle infestazioni riassunte nella tabella I si può annoverare la permetrina (0,25%, soluzione pronta all'uso) e la deltametrina. Trattamenti insetticidi generalizzati risultano inutili, concorrendo solo ad aumentare la contaminazione chimica ambientale.

#### Ringraziamenti

L'autore esprime i più sinceri ringraziamenti al dott. Gianni Allegro (CRA-PLF Unità di Ricerca per le Produzioni Legnose Fuori Foresta, Casale Monferrato, Italia) per la revisione critica del manoscritto e alla Sig.ra Manuela Molineris (Verzuolo, Italia) per la collaborazione prestata nell'analisi della casistica.

#### BIBLIOGRAFIA

- Brandmayr P., Zetto T., Pizzolotto R., 2005. I coleotteri carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. *APAT, Manuali e linee guida*, **34**: 1-240.
- Bazok R., Kos T., Igrc Barcic J., Kolak V., Lazarevic B., Catic A., 2007. Abundance and distribution of the ground beetles *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798) and *Pseudoophonus rufipes* (De Geer, 1774) in corn fields in Croatia. *Entomologia Croatica*, **11** (1-2): 39-51.
- Fabbri R., Contarini E., 2009. Proliferazioni in campi di ombrellifere da seme del coleottero carabide *Carterus fulvipes* (Latreille, 1817) (Insecta, Coleoptera, Carabidae). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna*, **29**: 203-211.
- Freude H., Harde K. W., Lohse G. A., Kladsnitzer B., 2004. Die Kafer Mitteleuropas. Band 2 Adephaga 1: Carabidae (Lautkafer) - Spektrum-Verlag, Heidelberg/Berlin, 2. Auflage.
- Grandi G., 1951. *Introduzione allo studio dell'entomologia. Vol. II. Endopterygota*. Edizioni Agricole, Bologna, 1332 pp.
- Harrison S., Gallandt E.R., 2012. Behavioural studies of *Harpalus rufipes* De Geer: an important weed seed predator in Northeastern US agroecosystems. *International Journal of Ecology*, ID 846546: 6 pp.
- Tremblay E., 2000. *Entomologia applicata. Vol. IV p. I. Coleotteri da Cicindeli a Lucanidi*. Liguori Editore, Napoli, 104 pp.
- Vigna Taglianti A., 1993. *Coleoptera Archeostemata, Adephaga I (Carabidae)*. In: Minelli A., Ruffo S. & La Posta S. (eds.), *Checklist delle specie della fauna italiana*, **44**. Calderini, Bologna.
- Vigna Taglianti A., 2005. Checklist e corotipi delle specie di Carabidae della fauna italiana. Appendice B. In: Brandmayr P., Zetto T. & Pizzolotto R. (eds.): I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. Manuale operativo. *APAT, Manuali e linee guida*, **34**: 186-225.

**Manoscritti.** I lavori proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali*, accompagnati dalla dichiarazione che l'articolo non è già stato pubblicato né sottoposto ad altro editore, vengono sottoposti a *referee*. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti paragrafi: 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 per essere pubblicato, in forma sintetica, nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata a favorire la circolazione 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 i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono e dall'indirizzo di posta elettronica; tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

**Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words** sono richiesti per tutti gli articoli. 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 (massimo 5), 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 relativa didascalia 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, legenda e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, cioè comprensibili anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda 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 carte, tavole 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 la formattazione 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.eu](mailto:biologia.ambientale@cisba.eu). Qualora le eccessive dimensioni dei file non ne consentano l'invio per posta elettronica, inviare i singoli file in messaggi separati, oppure scrivere una e-mail alla redazione che metterà a disposizione un altro servizio di consegna (es. via FTP). Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'autore indicato come referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni dalla 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 minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori 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 (a colori, qualora lo sia l'originale), utilizzabile per la diffusione telematica e per riprodurre il numero desiderato di estratti a stampa. Gli autori si impegnano a non diffondere il PDF dell'articolo prima della distribuzione della rivista; eventuali eccezioni motivate possono essere concesse richiedendo l'autorizzazione alla redazione.

**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 chiarimenti tecnici contattare Giuseppe Sansoni (tel. 0585 841592, [biologia.ambientale@cisba.eu](mailto:biologia.ambientale@cisba.eu)).

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