



GLI ANIMALI SENTINELLE DELLA NATURA: I BIOINDICATORI AMBIENTALI

2012
9
NOVEMBRE

PROGRAMMA

ore 9:00 Iscrizione partecipanti

ore 9:15 Saluti delle autorità

ore 10.00 Inizio lavori mattina:

- Dott. Alessio ARBUATTI, Medico Veterinario - Medicina degli Animali Acquatici
"Il Potamon fluviatile come bioindicatore della qualità ambientale nella Costa dei Trabocchi (Chieti). Prima descrizione di una popolazione costiera e relazione con l'attività antropica".

- Dott.ssa Romina FUSILLO, società di ricerca Eco-faunistica Lutria
"La lontra euroasiatica (lutra lutra) come indicatore dei livelli di contaminazione ambientale e degli impatti antropici nelle acque interne".

- Dott. Maurizio CAPUTO, Medico Veterinario
"Cavalluccio marino: situazione e presenza nel Mar Mediterraneo ed aspetti legati alla riproduzione e diffusione".

ore 12.30 Discussione

ore 13.00 Pausa pranzo

ore 14.30 Inizio lavori pomeriggio:

- Dott.ssa Monia PERUGINI, ricercatrice Facoltà Medicina Veterinaria Teramo.
"Le api come bioindicatori ambientali".

- Dott. Umberto DI NICOLA, Medico Veterinario Parco Nazionale Del Gran Sasso e Monti Della Laga
"Il lupo e gli equilibri della rete trofica".

ore 16.00 Discussione

ore 17.00 Chiusura lavori

Durante l'evento sarà allestita una mostra di fotografie subacquee
"La fauna ittica marina come bio-indicatrice della qualità ambientale nella Costa dei Trabocchi" a cura del Dott. Alessio Arbuatti.



Verrà riconosciuto 1 credito CFU agli studenti del Corso di Laurea Magistrale in Medicina Veterinaria e Tutela e Benessere Animale

I quattro elementi biologici: terra, aria, acqua e luce solare sono fondamentali per la vita sul nostro pianeta; tra essi esiste una stretta correlazione all'interno dei grandi cicli biologici e chimici. Il rapporto che esiste tra le differenti forme di vita e i biotopi fa di alcune specie viventi dei perfetti narratori dell'ambiente stesso, fungendo dunque da testimoni di determinate condizioni ambientali presenti o passate. L'aumento demografico della popolazione umana, favorito dal grado di sviluppo della società, dalla tecnologia e dalla scienza, può interferire con i gli equilibri naturali sui quali si basa tutta la vita, compresa quella umana.

Per tale motivo, a partire dal 1991, il National Research Council ha pubblicato un'estesa valutazione sui diversi bioindicatori o "sistemi sentinella animali" e sulla loro utilità negli studi scientifici in relazione con i contaminanti presenti nell'ambiente ed i relativi rischi per la sopravvivenza delle stesse specie animali e per salute pubblica. Questa tematica rappresenta una delle nuove moderne frontiere della Medicina Veterinaria, in quanto raccoglie in sé aspetti inerenti: la biologia, la conservazione, la farmacologia, la tossicologia e la clinica che fanno parte della formazione del moderno Medico Veterinario. Gli animali selvatici e domestici sono esposti agli stessi contaminanti presenti nell'aria, nel suolo, nell'acqua dolce, marina e nel cibo a cui è esposta la popolazione umana e come tali possono manifestare gli effetti acuti o cronici in relazione all'esposizione. Le specie d'interesse zootecnico possono inoltre essere valutate, per i potenziali rischi zoonosici e per la contaminazione dei prodotti derivati (miele, latte carne), fungendo da specchio dell'ambiente nel quale esse vivono. L'attuazione dei progetti di monitoraggio aventi come soggetto le specie bioindicatrici è dunque fondamentale per conoscere il grado di inquinazione degli ambienti acquatici e terrestri, aspetto che si ripercuote sulla sopravvivenza di intere colonie animali e sulla sicurezza sanitaria delle comunità di persone. Questa tipologia di ricerche permette di escogitare misure atte a impedire l'insorgenza e la propagazione di eventi tossici qualora i livelli ambientali superino le soglie di allarme.

Da qui nasce l'idea di creare una giornata dedicata al tema dei bioindicatori presso la Facoltà di Medicina Veterinaria di Teramo che ha da sempre mostrato sensibilità nei confronti delle nuove tematiche veterinarie, aspetto che le ha permesso, tra gli altri, l'ottenimento dell'accreditamento EAEVE.

Comitato organizzatore: gruppo studentesco Prospettiva Studentesca

Docente di riferimento: Prof. Augusto Carluccio

Relazioni ad invito

IL *Potamon Fluviatile* COME BIOINDICATORE DELLA QUALITA' NELLA COSTA DEI TRABOCCHI (CHIETI): PRIMA DESCRIZIONE DI UNA POPOLAZIONE COSTIERA E RELAZIONE CON L'ATTIVITA' ANTROPICA.

Dr. Alessio Arbuatti, Medico Veterinario

Pag. 4-7

“LA LONTRA EURASIATICA (*Lutra Lutra*) COME INDICATORE DEI LIVELLI DI CONTAMINAZIONE AMBIENTALE E DEGLI IMPATTI ANTROPICI NELLA ACQUE INTERNE.

Dr.ssa Romina Fusillo, società di ricerca eco-faunistica Lutria

Pag. 8-13

“CAVALLUCCIO MARINO: SITUAZIONE PRESENZA NEL MAR MEDITERRANEO ED ASPETTI LEGATI ALLA RIPRODUZIONE E DIFFUSIONE”.

Dr. Maurizio Caputo, Medico Veterinario

Pag. 14-16

“LE API COME BIOINDICATORI AMBIENTALI”.

Dr.ssa Monia Perugini, Medico Veterinario

Pag. 17-20

“IL LUPO E GLI EQUILIBRI NELLA RETE TROFICA”

Dr. Umberto Di Nicola, Medico Veterinario

Pag. 21

LA FAUNA ITTICA MARINA COME BIOINDICATRICE DELLA QUALITA' AMBIENTALE MARINA NELLA COSTA DEI TRABOCCHI (CHIETI).

Dr. Alessio Arbuatti, Medico Veterinario

Pag. 22-23

IL *Potamon Fluviatile* COME BIOINDICATORE DELLA QUALITA' NELLA COSTA DEI TRABOCCHI (CHIETI): PRIMA DESCRIZIONE DI UNA POPOLAZIONE COSTIERA E RELAZIONE CON L'ATTIVITA' ANTROPICA.

Dr. Alessio Arbuatti

Medico Veterinario, aarbuatti@hotmail.it

Dall'estrema punta del promontorio destro, sopra un gruppo di scogli, si protendeva un trabocco, una strana macchina da pesca tutta composta di tavole e di travi, simile a un ragno colossale.

Gabriele D'Annunzio.

Con queste parole Gabriele D'Annunzio descrisse alcune tipiche macchine da pesca lignee presenti sulla costa centro meridionale abruzzese, chiamate: "trabocchi". L'intero litorale che ospita queste strutture, che si dipartono dall'arenile verso il mare, compone la "Costa dei Trabocchi", un territorio che si estende per poco più di 40 km. da Francavilla al Mare (CH) fino a San Salvo (CH) caratterizzato da un susseguirsi di habitats costieri estremamente vari e spesso ancora incontaminati. Questi spaziano dalle dune residuali ad alcuni degli ultimi tratti di bosco collinare adriatico, ricchi di piccoli corsi d'acqua alimentati da risorgive perenni la cui portata varia in base alla stagionalità delle precipitazioni. Il territorio centrale della costa, arricchito lungo il suo tracciato dalla presenza di diverse riserve naturali regionali, è interessato da anni da un progressivo sviluppo del turismo come dimostrato anche dall'incremento del numero dei visitatori stagionali e dalla nascita di nuove strutture ricettive quali B&B e ristoranti. Ciò ha fatto sì che anche le istituzioni iniziassero a credere nelle potenzialità turistiche del territorio tanto che presto si arricchirà, tra l'altro, di una pista ciclabile costruita sull'ormai dismessa linea ferroviaria adriatica. Questa condizione di progressiva antropizzazione comporta la necessità di attuare piani di controllo e monitoraggio ambientali atti a valutare la condizione dei biotopi naturali; tali valutazioni possono essere condotte mediante metodiche dirette o indirette; tra queste ultime vi è la possibilità di monitorare specie animali bioindicatrici. Un bioindicatore è per definizione: "una specie animale o vegetale che mostra modificazioni organiche e/o di popolazione a causa della pressione antropica e delle modificazioni biotiche". Non tutte le specie sono bioindicatrici, seppur possano essere utilizzati animali specifici di ogni Classe, lo sono in maniera particolare quelle che occupano nicchie biologiche strategiche come ad esempio i vertici delle catene alimentari dei singoli biotopi naturali. La presenza di un territorio boschivo di pianura e media collina ricco di corsi d'acqua perenni, ha fatto supporre che, qualora presente, la specie bioindicatrice più idonea sarebbe potuta essere il granchio di fiume *Potamon fluviatile* (Herbst, 1785). Purtroppo nella bibliografia scientifica non vi sono lavori pubblicati inerenti l'eventuale presenza della specie sul territorio costiero. Da qui l'idea di attuare una campagna di studio per valutare se la specie è presente sul territorio, come si evolve l'eventuale

popolazione nel tempo e contemporaneamente ottenere dati sulla qualità dei piccoli corsi d'acqua e sulla fauna selvatica che interagisce nei biotopi studiati.

Materiali e metodi

Il progetto, completamente autofinanziato, ha previsto la scelta di 17 punti di avvistamento e campionamento a ridosso dei comuni di San Vito Chietino (CH) e Rocca San Giovanni (CH). In ogni stazione si sono valutati 4 diverse tipologie di parametri: 1) Eventuale numero di tane di *P. fluviatile* (valutazione indiretta), 2) Eventuale numero di esemplari di *P. fluviatile* (valutazione diretta), 3) Caratteristiche chimico/fisiche dell'acqua (10 parametri: T°, pH, GH, KH, NH3/NH4, NO2, NO3, PO4, Cu e Fe, 4) Altre specie animali, acquatiche e non, la cui presenza può essere riscontrata direttamente o indirettamente. Le immagini fotografiche sono state scattate mediante una macchina fotografica digitale subacquea (Canon Powershot D10), mentre al fine della valutazione dei parametri chimico-fisici delle acque si sono utilizzati un Ph-metro digitale portatile opportunamente tarato (Hanna pHep) e kits a reagenti liquidi (Sera aqua-test box). I campionamenti sono stati condotti durante il mese di luglio 2011 e replicati, con le stesse modalità e nei medesimi luoghi prescelti, nel 2012.

Risultati

Sito	T°	pH	GH	KH	NH3-NH4	NO2	NO3	PO4	Cu	Fe	O2	tane	crabs
1	19	7.5	23	12	0	0	13	0	0	0	10	7	3
2	19.70	7.5	21	12	0	0	12	0	0	0	10	1	0
3	19	8	20	12	0	0	25	5	0	0	8	2	1
4	20.1	7.7	21	12	0	0	25	5	0	0	8	2	0
5	20	8	21	14	0	0	0.5	0	0	0	8	1	0
6	20	8.2	20	12	0	0	10	0.25/0.5	0	0	-	4	2
7	20	7.8	19	11	0	0	5	1.5	0	0	-	0	0
8	20.1	7.8	19	14	0	0.0.1	8	0.5/1	0	0	-	9	0
9	19	7.8/8	22	11	0	0	0.2	0.0.25	0	0	-	2	0
10	19.7	8	19	13	0	0	0.2	0.0.25	0	0	-	0	0
11	19.8	8	22	12	0	0	0.2	0.0.25	0	0	-	0	0
12	19.8	8	22	10	0	0	0.2	0.0.25	0	0	-	7	0
13	19.7	7	23	12	0	0	25	0.5	0	0	-	1	0
14	19.5	7.5	24	12	0	0	10	0.5	0	0	-	7	0
15	19.9	7.4	20	12	0	0	35	0.25	0	0	-	2	0
16	19.7	7.2	29	16	0	0	0.3	0.5	0	0	-	0	0
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Sito	T°	pH	GH	KH	NH3-NH4	NO2	NO3	PO4	Cu	Fe	O2	tane	crabs	
1	20	7.5	19	9.5	0	0	20-25	0.1-0.2	0	0	-	-	2	1
2	20	7.5	19	9.5	0	0	20-25	0.1-0.2	0	0	-	-	6	0
3	20	7.6	21	9	0	0	20-25	0.20	0	0	-	-	0	0
4	20	7.6	20	8.5	0	0	20-25	0.20	0	0	-	-	8	0
5	20	7.6	20	8.5	0	0	20-25	0.20	0	0	-	-	2	0
6	19	7.5	20	9	0	0	10	0.1-0.25	0	0	-	-	0	0
7	20	7.4	21	11	0.1	0	5	0.1	0	0	-	-	0	0
8	20	7.4	21	11	0.1	0	5	0.1	0	0	-	-	3	0
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	19	7.7	22	11	0	0	5	0.10	0	0.05	-	-	4	0
11	20	7.7	20	10	0	0	0	0.10	0	0.2	-	-	2	0
12	19	7.6	21	11	0.2	0	5	0.25	0	0.05	-	-	9	0
13	19.7	7	22	11	0	0	20	0.5	0	0	-	-	1	0
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	19	7.6	21	9	0	0	25	0.3	0	0	-	-	5	0
16	19	7.3	23	11	0	0	20	0	0	0	-	-	0	0
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fig.1-2 dati relativi ai campionamenti 2011 (SX) e 2012 (DX).

Durante la campagna di studio è stato inoltre possibile evidenziare, oltre a numerose specie di invertebrati acquatici, la presenza di altre specie legate all'ambiente acquatico tra le quali gli anfibi *Rana italica* (Dubois, 1887) e *Pelophylax esculentus* (Linnaeus, 1758); l'ambiente si presta ad ospitare anche salamandridi seppur ad oggi non vi siano pubblicazioni scientifiche a riguardo. Una specie animale la cui presenza è emersa nella campagna del 2011 ed in maniera ancora maggiore durante la campagna del 2012, è *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758). Il riscontro di pozze di insoglio lungo i tratti torrentizi, a volte a poche decine di metri dal bagnasciuga, di passaggi nella fitta vegetazione sottoboschiva e di numerose impronte nel fango lungo i ruscelli, sono segni inequivocabili della presenza del suddetto ungulato.

Discussione

Il lavoro condotto ha permesso di evidenziare la presenza di *P. fluviatile* nel territorio censito sia mediante tecniche dirette come la fotografia e la registrazione video degli esemplari in campo, che

indirette quali ad esempio la ricerca delle tane attive, tecnica già utilizzata da alcuni ricercatori europei. Questa ha dimostrato di essere maggiormente realistica in termini di numero totale di esemplari selvatici proprio perché sfrutta la ben nota cripticità diurna della specie. Ogni tana attiva, profonda fino ad un metro, ospita un esemplare e viene continuamente rimodellata esternamente al fine di mantenere una corretta forma e una giusta umidità interna. La presenza di alcune tane con aperture di piccole dimensioni testimonia l'esistenza di esemplari giovani a fronte di un'aspettativa di vita massima di circa 10 anni. Nel corso dello studio è stato possibile inoltre filmare e valutare il comportamento di alcuni esemplari nei pressi delle tane e durante la fase di alimentazione, confermando un comportamento alimentare "da opportunista" come già descritto nella bibliografia scientifica della specie. Il numero di tane, pressoché costante nei siti campionati durante i due anni di studio e l'avvistamento diretto di esemplari sono dati estremamente interessanti poiché la specie sta registrando una progressiva frammentazione e scomparsa in tutto l'areale di distribuzione in Italia. I parametri chimico/fisici delle acque campionate nelle differenti stazioni ha mostrato una costanza nella temperatura, nel pH e nelle durezza dell'acqua con valori tipici del plateau geologico abruzzese. L'assenza di metalli pesanti quali Cu e Fe è un dato importante in quanto questi sono alcuni dei composti chimici che possono dare fenomeni di avvelenamento acuto e/o biomagnificarsi all'interno della catena trofica. I limiti dei composti derivanti dal ciclo dell'azoto (ammoniaca, nitriti e nitrati) e i fosfati, seppur nella norma, necessitano di un controllo costante attuato dalle autorità competenti a causa della presenza sulle alture circostanti di case private e dell'intenso odore di liquami percepito durante uno dei campionamenti nei pressi di un ruscello censito. Una tematica che sicuramente merita maggior attenzione è la presenza e diffusione sul territorio di esemplari di *S.scrofa* la cui genetica, pur non essendo nota, è molto probabilmente alloctona originata da immissioni di esemplari di origine est europea a fine venatorio.

Conclusioni

La presente pubblicazione scientifica descrive per la prima volta la presenza del *Potamon fluviatile* nella costa dei trabocchi (CH); nei siti di campionamento, durante il biennio 2011-2012, la popolazione di questi brachiuri appare stabile. Considerando la fragilità del biotopo naturale si rende necessaria una serie di interventi atti a preservare la popolazione presente ed approfondirne lo studio in situ. Una più frequente campagna di monitoraggio della qualità delle acque da parte delle autorità competenti, una maggiore attenzione inerente le possibili conseguenze derivanti dalla vicinanza tra le colonie di *Potamon fluviatile* e la presenza antropica (residenti e turisti) e infine lo studio della popolazione selvatica di *Sus scrofa* sul territorio sono sicuramente alcuni aspetti che necessitano di ulteriori approfondimenti scientifici. Questa attenzione verso le risorse naturali ben si inquadra in una realtà ad alta vocazione turistica potenzialmente ecocompatibile quale la costa dei trabocchi, in special modo ora che il turismo è il volano sul quale le autorità stanno puntando per uno sviluppo economico locale futuro che sia sostenibile e che passi anche attraverso la corretta gestione scientifica delle riserve naturali già esistenti sul territorio costiero, ad oggi spesso completamente assente.

Per ulteriori informazioni contattare: aarbuatti@hotmail.it

Bibliografia

Abolude D.S., Davies O.A. & Avong D.W., 2009. Level of Heavy Metals in Freshwater Crab (*Cardisoma guahumi*) Obtained from Ahmadu Bello University Reservoir, Zaria Nigeria. International Journal of Animal and Veterinary Advances 1(2): 54-58, 2009.

Busignani G. & Casali F. Il granchio di fiume. pubblicazione Centro Naturalistico Sammarinese Via Valdes De Carli, 21 - 47893 Borgo Maggiore (RSM) - Rep. di San Marino: 1-2. <http://www.educazione.sm/agenzie/CentroNaturalistico/articoli/Il%20granchio%20di%20fiume.pdf>

De Luise G., 2006. recenti acquisizioni sul comportamento e sulla distribuzione nelle acque dolci della regione. Vent'anni di studi e ricerche. Ente Tutela Pesca, regione autonoma Friuli Venezia Giulia: 1-94.

Duchi A., 2010. Prime osservazioni sulla presenza del granchio di fiume Potamon fluviatile (Herbst, 1785) in provincia di Ragusa (Sicilia, Italia). Studi Trent. Sci. Nat., 87: 181-183.

Gherardi F., Tarducci F. & Micheli F., 1989. Energy maximization and foraging strategies in Potamon fluviatile (Decapoda, Brachyura). Freshwater Biology, Volume 22, Issue 2: 233-245.

Maurakis E.G., Grimes D.V., MCGovern L. & Hogarth P.J., 2004. The occurrence of Potamon species (Decapoda, Brachyura) relative to lotic stream factors in Greece. Biologia, Bratislava, 59/2: 173-179.

Scalici M., Macale D. & Gibertini G., 2005. Indagine preliminare sulla popolazione di Potamon fluviatile Herbst, 1785, presente ai Mercati Traianei nel Centro Storico di Roma. Atti 66° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana. Roma. 19-22/09/2005.

Scuderi S., Scalici M. & Gibertini G., 2005. Struttura e dinamica di popolazione di Potamon fluviatile nel Lazio. Atti 66° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana. Roma. 19-22/09/2005.

Sutton P.G., 2008 The occurrence of the freshwater crab *Potamon fluviatile* (Decapoda: Brachyura) in Corfu. *JMBA2* - Biodiversity Records -published online-.

Vannini M., Barbaresi S., Fratini S., Vigiani V. & Carcerieri C., 2003. Distribuzione di due specie di crostacei d'acqua dolce nel territorio della Provincia di Pistoia. Relazione tecnica: 1-18.

LA LONTRA EURASIATICA (*LUTRA LUTRA*) COME INDICATORE DEI LIVELLI DI CONTAMINAZIONE AMBIENTALE E DEGLI IMPATTI ANTROPICI NELLE ACQUE INTERNE

Romina Fusillo

LUTRIA snc Wildlife Research and Consulting

Via Stefano Oberto 69, 00173 Roma

Le specie animali sono un utile strumento di monitoraggio e valutazione dello stato dell'ambiente. Questi indicatori biologici sono impiegati per monitorare i livelli di contaminazione ambientale e valutare gli effetti che i contaminanti di origine antropica producono sull'ambiente e per la salute umana, ma possono anche fornire indicazione della funzionalità ed integrità ecosistemica e dei livelli di biodiversità (indicatori ecologici; Gerhardt 2009). Una specie animale è infatti considerata 'specie indicatrice', quando riflette adeguatamente lo stato dell'ambiente, o fornisce evidenze degli impatti di alterazioni ambientali su un habitat, una comunità o un ecosistema, o è appunto, indicativa della diversità di altri *taxa*, o delle comunità in un'area (Lawton & Gaston 2001). Una specie animale è considerata inoltre una 'sentinella' quando reagisce rapidamente all'alterazione ambientale, fornendo un avvertimento precoce delle implicazioni che le alterazioni ambientali possono avere, ad esempio per la salute umana (O'Brien et al. 1993), ma sono considerate sentinelle anche quelle specie in grado di accumulare i contaminanti consentendo di monitorare dinamiche ed effetti della contaminazione cronica (Gerhardt 2009).

Per biologia ed ecologia la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) rappresenta un buon esempio di indicatore ecologico e risponde anche, seppure con dei limiti, a diversi criteri suggeriti dalla letteratura per identificare opportuni indicatori biologici dello stato di contaminazione dell'ambiente.

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) è un mammifero carnivoro di medie dimensioni appartenente alla diversificata famiglia dei Mustelidi. L'areale originario della specie comprende l'Europa e l'Asia fino al Giappone (Ruiz-Olmo *et al.* 2011). La lontra ha una ecologia strettamente legata agli ambienti acquatici. Vive nei corsi d'acqua, nei laghi, negli invasi artificiali, lungo le coste e agli estuari dei fiumi. Le acque correnti continentali rappresentano comunque l'habitat di elezione della specie (Kruuk 2006). Il rapporto con gli ambienti acquatici è così stretto che gli spostamenti e gran parte delle normali attività della lontra sono confinati all'interno della fascia di vegetazione ripariale che borda il reticolo idrografico (ad es. Jimenez & Palomo 1998, Saavedra 2002, Fusillo 2006). Per questo la lontra può essere considerata una specie 'habitat-specialista'. La lontra è una specie con ampie esigenze di spazio. Usa infatti aree vitali (*home range*) estese, anche oltre 30 Km lineari (ad es. Fusillo 2006), che si sviluppano lungo il reticolo idrografico. La lontra è un predatore piscivoro al vertice della rete trofica negli ambienti acquatici. Infatti, pur nutrendosi di diversi vertebrati ed invertebrati acquatici e ripariali, il pesce rappresenta la preda maggiormente rappresentata nella dieta con percentuali che vanno dal 60-65% nelle porzioni meridionali dell'areale di distribuzione (Clavero *et al.* 2003, Fusillo 2006) al 80% ed oltre, nel centro-nord Europa (Clavero *et al.* 2003).

Il ruolo ecologico negli ecosistemi acquatici, ma anche la stretta dipendenza del mustelide da un buono stato ecologico-funzionale del corso d'acqua (integrità strutturale degli habitat e delle

comunità biologiche su cui la lontra si alimenta), fanno della lontra un specie focale degli ambienti delle acque correnti (Lambeck 1997), rappresentativa degli ecosistemi fluviali e del biota ad essi associato, anche in relazione all'ampio uso dello spazio, per cui le risposte di questa specie alle alterazioni ambientali 'descrivono' lo stato di ampie porzioni di reticolo idrografico. In tal senso la lontra è considerata anche una specie ombrello, tale cioè che azioni rivolte al miglioramento del suo stato di conservazione, hanno effetti e una ricaduta per tutte le specie che condividono con essa gli spazi in cui vive. Queste caratteristiche fanno della lontra un adeguato indicatore ecologico.

Un'ampia distribuzione, utile per comparazioni ad area vasta o a scala internazionale, una chiara strategia alimentare, quale la piscivoria della lontra, la specificità, cioè il legame ad un ambiente specifico, ad esempio le acque correnti nel caso della lontra, la possibilità di bioaccumulare e biomagnificare contaminanti come nel caso di una specie longeva e al vertice della piramide alimentare (ed è il caso della lontra), insieme ad una buona conoscenza della ecologia, fisiologia e distribuzione della specie (esiste un'ampia letteratura su *Lutra lutra*), sono inoltre caratteristiche che corrispondono a quelle utili ad individuare un buon bioindicatore utile negli studi sulla contaminazione ambientale (Gerhardt 2009, O'Brien 1993).

Negli studi ecologici, così come in ambito ecotossicologico, una buona specie indicatrice o un buon bioindicatore devono risultare anche facilmente campionabili (Gerhardt 2009). Come indicatore ecologico la lontra può essere adeguatamente monitorata. In tal caso infatti, la risposta che viene utilizzata per valutare gli effetti dell'alterazione degli ambienti fluviali sulla lontra è lo stato di conservazione delle sue popolazioni, che può essere quantificato attraverso la stima di variabili di stato quali, ad esempio, la percentuale di siti occupati dalla specie in una data area (*occupancy*) o l'estensione dell'area di presenza (*extent of occurrence*) (vedi ad es. Mackenzie *et al.* 2005). Tali variabili possono essere stimate attraverso recenti approcci modellistici (MacKenzie *et al.* 2002, 2006), a partire dal dato di presenza-assenza della specie che può essere facilmente acquisito attraverso la ricerca di escrementi della lontra lungo sezioni di corso d'acqua di lunghezza definita. La metodologia standard per monitorare la lontra, messa a punto dal gruppo di specialisti della specie a livello europeo (OSG/IUCN) è appunto basato sulla ricerca di escrementi, che sono facilmente riconoscibili e inequivocabilmente identificabili per forma, odore e contenuto.

Nel monitoraggio e valutazione della contaminazione dei corsi d'acqua, il ricorso alla lontra come bioindicatore ha invece delle limitazioni. La principale è che l'uso di escrementi per misurare il carico di contaminazione, che sarebbe facile reperire, ha tuttora diverse controindicazioni (vedi ad es. Jakkobson *et al.* 2008). Perciò è necessario recuperare campioni biologici. La cattura di esemplari vivi da cui prelevare campioni di tessuto o sangue non è una opzione praticabile facilmente per un carnivoro, per la complessità delle operazioni di trappolaggio e manipolazione, e non molto consigliabile per la lontra considerando lo stato di conservazione precario della specie soprattutto in alcuni paesi europei, tra cui l'Italia. E' dunque necessario ottenere i campioni di tessuto o organo da carcasse di individui morti per cause naturali o accidentali e occasionalmente rinvenute. Questo limita le possibilità di pianificare dei monitoraggi adeguati e valutare ipotesi specifiche.

In generale, considerando la longevità della specie (bioaccumulazione), il ruolo trofico (biomagnificazione), l'ampio uso dello spazio e la intrinseca bassa densità delle popolazioni connessa alla strategia e caratteristiche riproduttive della specie (è un carnivoro solitario, nascono

mediamente meno di 2 cuccioli, non tutte le femmine si riproducono ogni anno ecc.), la lontra si pone come specie utile per valutazioni dello stato e cambiamenti dei suoi habitat, le acque correnti, su vaste scale spaziali (ad esempio valutazioni a livello di territori nazionali; comparazioni internazionali) e temporali (contaminazione cronica e variazione dei livelli di contaminanti negli habitat fluviali nel medio-lungo periodo; vedi ad es. Niemi & McDonald 2004).

Studi recenti condotti in Europa, offrono esempi di come la lontra possa rappresentare un buon indicatore ecologico degli impatti antropici nelle acque correnti quando si considerano ampie scale temporali e spaziali. A partire dalla fine del 1800 – inizi 1900, e più drammaticamente dopo la fine della seconda guerra mondiale, la lontra in Europa ha subito una forte contrazione dell'area di distribuzione, che ha interessato i paesi maggiormente industrializzati dell'Europa centrale. Solo a partire dalla fine degli anni '90 del secolo scorso, sono documentate evidenze di recupero in diversi paesi europei, in particolare in Italia, Spagna e Europa centrale (ad es. Austria e Repubblica Ceca). Tale variazione evidente e relativamente rapida nello stato di conservazione delle popolazioni europee di lontra, ha indotto i ricercatori ad indagare le cause del declino e del successivo recupero valutando l'ipotesi degli impatti antropici sui corsi d'acqua all'origine della variazione osservata (ad es. Marcelli e Fusillo 2009, Clavero *et al.* 2010, Marcelli *et al.* 2012). Alcuni di questi studi, ad esempio quelli condotti in Italia e Repubblica Ceca, evidenziano come le distribuzioni residue di lontra alla fine degli anni '80 - inizi anni '90 del secolo scorso, fossero caratterizzate da bassi livelli di industrializzazione, urbanizzazione e agricoltura intensiva (Marcelli e Fusillo 2009, Marcelli *et al.* 2012). Le popolazioni residue apparivano cioè segregate in aree più naturali, con minore incidenza di attività antropiche. In particolare, le analisi hanno mostrato una forte relazione negativa tra la probabilità di presenza della lontra e l'estensione delle aree agricole in entrambi i paesi. Ciò appare supportare quanto evidenziato da altri autori (ad es. Allan 2004) circa gli impatti e gli effetti che l'agricoltura produce sulla funzionalità ecosistemica e sulle comunità biotiche dei corsi d'acqua. La forma della relazione tra la presenza della lontra e la quantità di agricoltura intensiva in un'area, descritta dalle analisi condotte dagli autori citati, è considerata da Allan (2004) tra quelle maggiormente indicative di alta sensibilità delle condizioni biologiche di un corso d'acqua ad un fattore di stress di origine antropica. La lontra apparirebbe dunque una specie sensibile alle alterazioni dei corsi d'acqua connesse ad uno sviluppo del suolo agricolo. In tal senso appare anche molto interessante quanto osservato nella Repubblica Ceca, dove nella fase di ri-espansione (dal 1992 al 2006), la probabilità di colonizzazione della lontra è risultata massima nei territori con un più grande cambiamento di uso del suolo da una agricoltura intensiva verso categorie di uso del suolo naturali (pascoli, boschi), decrescendo rapidamente nei territori in cui l'estensione delle aree agricole non si è ridotta (Marcelli *et al.* 2012). Gli impatti dell'agricoltura intensiva sui corsi d'acqua cui si mostra sensibile anche la lontra, sono riconducibili alla contaminazione diffusa che origina dalle aree intensamente coltivate che bordano il reticolo idrografico, e alle alterazioni strutturali lungo i corsi d'acqua connesse alle colture intensive, quale la riduzione e scomparsa della vegetazione ripariale.

La lontra è stata anche oggetto di numerosi studi relativi a contaminanti ambientali, condotti in diversi paesi europei (Leonards 1996, Lanski *et al.* 2009), in particolare Svezia, Gran Bretagna (ad es. Olsson & Sandegren 1991, Sjoasen *et al.* 1997, Kruuk *et al.* 1993, 1997, Simpson *et al.* 2000, Roos *et al.* 2001, 2010). Gran parte di questi studi sono nati dalla esigenza di valutare il ruolo che i contaminanti ambientali, in particolare policlorobifenili (PCB) e pesticidi organoclorurati (OCs, ad

es. DDT, DDE), hanno avuto nel declino delle popolazioni europee di lontra e l'ipotesi che possano aver rappresentato la causa prossimale del declino. Di fatto quella che doveva essere una ipotesi da valutare è divenuta poi un assunto (i PCB e altri contaminanti rappresentano la causa o una delle cause della rarefazione della lontra in Europa) a giustificazione e supporto di studi descrittivi del carico di contaminazione nelle popolazioni di lontra nei diversi paesi europei. La lontra ha in tal caso rappresentato un buon bioindicatore dei livelli di esposizione ad alcuni contaminanti ambientali (PCB, OCs, metalli pesanti) nel tempo. Ad esempio Simpsom *et al.* (2000) hanno mostrato come tra il 1988 e il 1997, anche in conseguenza della messa a bando di alcune sostanze, il carico di contaminazione in esemplari di lontra fosse diminuito significativamente, mostrando come si fossero abbassati i livelli di esposizione. Sono tuttavia scarsi studi conclusivi sugli effetti che l'esposizione ai livelli di contaminazione registrati possono aver prodotto a livello individuale (ad es. Simpson 2000, Roos *et al.* 2010) e del tutto assenti studi per valutare formalmente gli effetti a livello popolazione e il ruolo dei contaminanti nel declino delle popolazioni. Ad esempio Simpson *et al.* (2000) pur mostrando una relazione negativa tra livelli di vitamina A e carico di PCB e OCs negli esemplari esaminati, non è riuscito ad evidenziare chiare patologie associate a bassi livelli di vitamina A.

In conclusione, la lontra appare una buona specie indicatrice in studi ecologici e nel contesto della biologia della conservazione (considerando che è una specie che ha peggiorato il suo stato di conservazione in conseguenza delle modificazioni antropiche dei territori e dei corsi d'acqua), soprattutto se le osservazioni sono condotte su scale temporali e spaziali adeguate. Per il ruolo ecologico e trofico la lontra offre inoltre l'opportunità di misurare i livelli di esposizione a contaminanti ambientali negli ambienti fluviali e di operare comparazioni a vasta scala. Tuttavia nell'ambito della tossicologia ambientale, quando si intendano valutare gli effetti della contaminazione sul biota, ottenere indicazioni per la salute umana, valutare ipotesi e predisporre monitoraggi specifici, appare maggiormente vantaggioso ricorrere ad altri tipi di bioindicatori o ad altre specie o gruppi di specie.

Bibliografia

Allan D. J. 2004. Landscape and riverscape. The influence of land use on river ecosystems. *Annual Reviews of ecology, Evolution and Systematics* 35: 257–284.

Clavero M., Prenda J. & Delibes M. 2003. Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761–769.

Clavero M., Hermoso V., Brotons L., Delibes, M. 2010. Natural, human and spatial constraints to expanding populations of otters in the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography*, 37: 2345–2357.

Fusillo R. 2006. Habitat e risorse trofiche della lontra (*Lutra lutra*) in Italia meridionale. Fattori di variazione ed analisi di selezione. Tesi di dottorato di ricerca, Università di Roma La Sapienza. Pp. 175.

- Gerhardt A. 2009. Bioindicator species and their use in biomonitoring. In: (Maslov B.S., ed.) *Environmental Monitoring*, 1: 77–123, EOLSS Unesco.
- Jiménez J., Palomo J.J. 1998. Utilizacion de rifugios por la nutria en el rio Bergantes (cuenca del Ebro). *Galemys* 10: 167–173.
- Jakobbson G., Roos A., Bisther M., Athanasiadou M. 2008. Screening for chlorinated organic compounds and their metabolites in otter (*Lutra lutra*) scats from two areas in Sweden. *European Otter Workshop – EOW08*, Moravske Toplice, Slovenia, 5-10 Ottobre 2008.
- Kruuk H. 2006. *Otters Ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press. Pp. 275.
- Kruuk H., Conroy, J.W.H., Carss D.N. 1993. *Otters, Eels and Contaminants*. (ITE Report to Scottish Natural Heritage). Institute of Terrestrial Ecology, Banchory.
- Kruuk H., Conroy, J.W.H., Webb A. 1997. Concentrations of mercury in otters (*Lutra lutra*) in Scotland in relation to rainfall. *Environmental Pollution* 96(1): 13–18.
- Lambeck R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11(4): 849–856.
- Lanszki J., Orosz E., Sugár L. 2009. Metal levels in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from Hungary: Variation with sex, age, condition and location. *Chemosphere* 74: 741–743.
- Lawton J.H., Gaston K. J. 2001. Indicator Species. In: (S. Levin, ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, 3: 437–450. San Diego Academic.
- Leonards P.E.G., Elmeros M., Cofino W.P., Conroy J.W.H., Gutleb A.C., Mason C.F, Murk A.J., Smit M., van Hattum B., Madsen, A.B. 1996. Toxic PCBs in European otter populations in relation to biological factors and health status. In: *Development of Otter-based Quality Objectives for PCBs*. (Edited by Smit, M. D., Leonards, P. E. G., Murk, A. J., de Jongh, A. W. J. J. & van Hattum B.). Pp. 47-62. IVM 96/11.
- Mackenzie D.J., Nicol J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A., Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248–2255.
- MacKenzie D.I., Royle J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock, K.H., Bailey L.L. & Hines J.E. 2006 *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, USA.
- Marcelli M., Fusillo, R. 2009. Assessing range re-expansion and recolonization of human-impacted landscapes by threatened species: a case study of the otter (*Lutra lutra*) in Italy. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2941–2959.
- Marcelli, M., Polednik L., Polednikova K. Fusillo R. 2012. Land-use drivers of species re-expansion: inferring colonization dynamics in Eurasian otters. *Diversity and Distributions* 18: 1001–1012.

- Niemi G.J., McDonald M. E. 2004. Application of ecological indicators. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 89–111.
- O'Brien D.J., Kaneene J.B., Poppenga R. H. 1993. The use of mammals as sentinels for human exposure to toxic contaminants in the environment. *Environmental Health Perspectives* 99: 351–368.
- Olsson M., Sandegren, F. 1991. Is PCB partly responsible for the decline of the otter in Europe? In: *Proceedings of the Vth International Otter Colloquium, Hankensbuettel*. (Edited by Reuther, C. & Röchert, R). *Habitat* 6: 223–227.
- Roos A., Greyers E., Olsson M. & Sandegren F. 2001. The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to Σ DDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environmental Pollution* 111: 457–469.
- Roos A., Rigét F., Örberg J. 2010. Bone mineral density in Swedish otters (*Lutra lutra*) in relation to PCB and DDE concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(5): 1063–1070.
- Ruiz-Olmo, J., Loy, A., Cianfrani, C., Yoxon, P., Yoxon, G., de Silva, P.K., Roos, A., Bisther, M., Hajkova, P. & Zemanova, B. 2008. *Lutra lutra*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 November 2012.
- Saavedra D.B. 2002. Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Muga and Fluvia Basins (North-Eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the new population. PhD Thesis, University of Girona.
- Simpson V.R., Bain M.S., Brown R., Brown B.F., Lacey, R.F. 2000. A long term study of vitamin A and polychlorinated hydrocarbon levels in otter (*Lutra lutra*) in South West England. *Environmental Pollution* 110: 267–275.
- Sjöåsen T., Ozolins J., Greyerz E., Olsson, M. 1997. The otter (*Lutra lutra*) situation in Latvia and Sweden related to PCB and DDT levels. *Ambio* 26: 196–201.

“CAVALLUCCIO MARINO: SITUAZIONE PRESENZA NEL MAR MEDITERRANEO ED ASPETTI LEGATI ALLA RIPRODUZIONE E DIFFUSIONE”.

Dr. Maurizio Caputo

Dottorando di Ricerca Clinica Ostetrica Veterinaria, Facoltà di Medicina Veterinaria Teramo

Il Mare Mediterraneo è un ambiente unico tra tutti i biotopi marini in quanto la sua storia geologica ha comportato un notevole isolamento delle specie animali e vegetali che lo popolano e conseguentemente ha permesso lo sviluppo di ambienti spesso unici. L'apertura di nuove rotte commerciali, l'azione antropica dell'uomo ed un eccessivo utilizzo delle risorse rinnovabili in esso presenti, mettono fortemente a rischio numerose unicità biologiche presenti in questo ambiente relativamente vasto. Di conseguenza diverse specie ittiche sono state inserite nelle liste internazionali di conservazione tra le CITES o la IUCN Red List. Al loro interno non compaiono specie d'interesse alimentare, ma anche altre che apparentemente non hanno alcun valore commerciale, ma che sono dei bioindicatori dello stato della biodiversità marina costiera, come le specie appartenenti al Genere *Hippocampus spp.* Questi animali hanno da sempre affascinato l'uomo, non solo le popolazioni marittime, ma anche i grandi della letteratura alimentando miti e leggende che li vedevano come salvatori di naufraghi, o nel corteo divino di Poseidone o cavalcati dalle ninfe del mare. Anche alcuni dei più grandi studiosi dell'antichità il rivolsero loro interesse verso il cavalluccio marino; da Galeno a Plinio il Vecchio consigliava l'utilizzo della polvere di cavalluccio unita a grasso di suino o aceto, come rimedio per la calvizie. Per molti secoli l'ippocampo rimase un animale poco conosciuto e spesso confuso con esseri mitologici, come dimostra uno dei più grandi Zoologi del 1500, Konrad Gesner che nell'opera del 1563 "*Historia Animalium*", descrive l'*Hippocampus* come una creatura marina metà cavallo e metà pesce. Gli ippocampi sono pesci ossei (Osteitti) appartenenti alla Famiglia dei Signatidi che comprende anche i cosiddetti "pesci pipa pigmei" (pigmy pipehorses), i "pesci pipa" (pipehorses), i "dragoni di mare" (seadragons), i Dorhynchophidi ed i pesci ago (pipefishes). L'origine evolutiva risale all'Eocene (55-39 MA) e gli unici resti fossili ad oggi conservati, sono stati ritrovati in Italia. I cavallucci marini sono presenti in tutti i mari del mondo e mostrano segni sinapomorfici comuni che ne indicano una linea evolutiva comune, ma differente rispetto a quella degli altri Signatidi. Ciò è dimostrato da alcune caratteristiche anatomiche che accomunano tutti i cavallucci: la presenza di una coda prensile, l'assenza della pinna caudale, l'angolo d'inclinazione di 90° del capo rispetto alla porzione toracica, una tasca per l'incubazione posta lungo la linea mediana, una pinna dorsale sollevata. Gli habitats laddove è possibile riscontrare la presenza di *Hippocampus Hippocampus* ed *Hippocampus guttulatus* in Adriatico sono principalmente tre: Le praterie di *Posidonia oceanica* (Delile, 1813), gli ambienti con substrato sabbioso e quelli rocciosi. Le praterie di *Posidonia* sono l'ecosistema marino mediterraneo maggiormente minacciato; infatti, questa pianta è attualmente inserita nella lista delle specie in pericolo o minacciate acclusa alla Convenzione di Barcellona ed è considerato un habitat primario di interesse comunitario dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE). Questo vegetale superiore, l'unico che ha colonizzato l'ambiente marino mediterraneo, deriva dalla *Posidonia creatacea* che 120 MA compì un percorso inverso rispetto alle altre piante, ritornando dalla terra emersa all'ambiente marino. Ad oggi la *Posidonia oceanica* costituisce il più importante

endemismo del Mar Mediterraneo. I singoli esemplari sono formati da un apparato radicale basale ed un fusto cilindrico strisciante, detto rizoma, spesso 4-6 mm., leggermente appiattito e parzialmente immerso nel sedimento. I rizomi sono fusti modificati che possono crescere in senso orizzontale (rizomi plagiotropi) oppure in verticale (rizomi ortotropi). I Signatidi sono tipici rappresentanti dell'ittiofauna strettamente associata alla vegetazione acquatica. La particolare morfologia del corpo ed il comportamento di questi Teleostei consente loro di confondersi quasi completamente con la vegetazione tra la quale vivono, tanto da poterci trovare riparo da eventuali predatori, così come accade anche per altre specie di pesci. Inoltre, lo spiccato aspetto criptico consente loro anche di avvicinarsi più facilmente alle prede. Lo stato delle praterie sommerse in Adriatico non è purtroppo mai stato approfonditamente studiato ed i dati frammentari, a volte contrastanti tra loro. L'unica regione per la quale non è disponibile alcuna informazioni scientifica inerente la presenza o meno di praterie sommerse è il Molise. Il trend comune mostra che in tutto il Mar Mediterraneo le praterie di fanerogame risentono di diverse condizioni stressanti tra le quali: l'inquinamento delle acque, la pesca a strascico ma anche le attività di diporto con gravi danni causati dall'ancoraggio sottocosta non regolato dalla presenza di campi boa. Si rende necessario dunque un piano europeo di censimento delle fanerogame marine che preveda le stesse metodiche di campionamento. I dati riguardanti le popolazioni adriatiche di *Hippocampus hippocampus* ed *Hippocampus ramulosus* possono essere estrapolati partendo da uno studio scientifico su vasta scala condotto in 13 regioni italiane tra il 1999 ed il 2001 mediante l'aiuto fornito dai divers amatoriali; l'unica Regione che non ha partecipato al progetto è stata l'Abruzzo. A fronte di 6607 ore d'immersione totali condotte nei nostri mari, sono state registrate 8827 schede identificative, l'8,6% delle quali ha mostrato l'avvistamento di almeno un esemplare di *Hippocampus spp.* L'abbondanza di cavallucci è stata espressa, per ciascuna regione, come numero di esemplari incontrati per ora di immersione. Le frequenze di avvistamento hanno indicato l'area adriatica settentrionale, con i dati provenienti dal Friuli Venezia Giulia e dal Veneto, come quella nella quale è maggiore la presenza di cavallucci.

Bibliografia

Baldwin K., Sotto il cappello niente, Sonzogno, Milano, 2006. pag.37

Casey, S.P., 1999. A phylogenetic study of seahorses using the cytochrome b gene of mitochondrial DNA. Unpublished Ph.D. thesis, Institute of Zoology, Regents Park, London, NW1 4RY, United Kingdom.

Fritzsche, R.A., 1980. Revision of the eastern Pacific Syngnathidae (Pisces: Syngnathiformes), including both recent and fossil forms. Proc. Cal. Acad. Sci. 42, 181–227.

Kuiter, R.H., 2001. Revision of the Australian seahorses of the genus *Hippocampus* (Syngnathiformes: Syngnathidae) with a description of nine new species. Rec. Austr. Mus. 53, 293–340.

Kuiter, R.H., 2000. Seahorses, Pipefishes and their Relatives—A Comprehensive Guide to Syngnathiformes. TMC Publishing, Chorleywood, UK.

Rosen, B.R., 1988. Progress, problems and patterns in the biogeography of reef corals and other tropical marine organisms. *Helgolander Meeresunters.* 42, 269–301.

Sorbini, L., 1988. Biogeography and climatology of Pliocene and Messinian fossil fish of Eastern Central Italy. *Boll. Mus. Civ. Storia Nat. Verona* 14, 1–85.

Teske P.R., Cherry M.I., Matthee C.A., 2003. The evolutionary history of seahorses (Syngnathidae: Hippocampus): molecular data suggest a West Pacific origin and two invasions of the Atlantic Ocean. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 30, pag.273–286.



LE API COME BIOINDICATORI AMBIENTALI.

Dott.ssa Monia Perugini

Dipartimento di Scienze degli Alimenti, Università degli Studi di Teramo

Ad oggi il monitoraggio dell'inquinamento, in particolare quello atmosferico, viene effettuato essenzialmente tramite centraline automatiche di rilevamento. Questo tipo di monitoraggio presenta però seri limiti in quanto le centraline automatiche hanno elevati costi di acquisto e di manutenzione e generalmente eseguono il rilevamento solo per pochi parametri. Di conseguenza risulta impossibile effettuare un controllo su vaste aree basato su un'alta densità di punti di campionamento, mentre scarseggiano o mancano del tutto dati su molti contaminanti, come ad esempio i metalli pesanti, i pesticidi o gli idrocarburi. Occorre anche notare che la quantificazione delle concentrazioni di singoli inquinanti non è sufficiente per avere un quadro sintetico e globale del degrado ambientale, in quanto nelle diverse sostanze presenti possono agire sinergicamente amplificando gli effetti verso gli organismi viventi.

Partendo da queste considerazioni e tenendo presente che ogni rilevatore di inquinamento (chimico-fisico o biologico) fornisce una sua "visione" dello stato di compromissione del territorio indagato che non sempre collima con gli altri, emerge sempre di più l'esigenza di affiancare ai comuni metodi di indagine strumentale, altre metodiche di tipo biologico basate cioè sull'impiego di organismi viventi "sensibili", in grado cioè di fungere da "indicatori" del degrado della qualità ambientale dovuto all'inquinamento. Gli indicatori biologici sono definiti come rappresentazioni sintetiche di realtà complesse, in quanto consentono di tener conto di interazioni sinergiche e, in alcuni casi, di svelare la presenza di sostanze immesse in maniera abusiva nell'ambiente. I bioindicatori, inoltre possono reagire sia a un singolo che a un complesso di fattori relativi non solo al presente, ma anche al recente passato, in quanto a differenza delle analisi chimico-fisiche che offrono una risposta relativa al solo momento e al solo luogo del campionamento, possiedono una sorta di "memoria" del danno inflitto dal contaminante. I due metodi possono però integrarsi a vicenda, in quanto forniscono l'uno un'alta capacità di sintesi e l'altro un'alta precisione analitica.

L'ape, per le sue caratteristiche biologiche, morfologiche, fisiologiche ed etologiche, è considerata un valido bioindicatore per il controllo dell'inquinamento ambientale (Porrini et al., 2002; Porrini et al., 2003). A differenza di altri bioindicatori per lo più immobili, l'ape si può definire un sensore viaggiante. In questi suoi viaggi di andata e ritorno dall'alveare, che coprono un'area di circa 7 chilometri quadrati, è instancabile nella sua attività di raccolta di sostanze come nettare, polline, propoli, melata e acqua. L'ape riesce a "campionare" quasi tutti i comparti ambientali: suolo, vegetazione, acqua e aria; inoltre il suo corpo rivestito di peli si presta particolarmente a trattenere i materiali di diversa natura con cui viene a contatto. Se consideriamo che in un alveare in buono stato vi sono circa 10.000 bottinatrici e che ognuna visita giornalmente un migliaio di fiori, si può facilmente stimare che una colonia di api effettui 10 milioni di microprelievi ogni giorno, senza considerare il trasporto di acqua che nelle giornate calde può raggiungere anche alcuni litri. Il territorio, quindi, è tenuto costantemente sotto controllo da parte dell'ape, e se questa "incontra" anche molecole di contaminanti, eventualmente presenti, le porta "a casa", rendendole così disponibili all'analisi chimica (Celli e Porrini, 1991; Porrini et al, 1998) . L'ape rileva, e rivela, i

contaminanti nell'ambiente in cui vive attraverso due segnali: tramite estese mortalità, come nel caso degli agrofarmaci (pesticidi), e attraverso i residui presenti nel suo corpo o nei prodotti dell'alveare (come ad esempio i metalli pesanti e i radionuclidi) accertabili attraverso opportune analisi di laboratorio (Bolchi Serini et al., 1985). Ne consegue che le api sono in grado con molta prontezza di percepire dinamiche di trasformazione in atto negli ambienti da loro frequentati e con altrettanta prontezza sono in grado di segnalarle. I principali vantaggi dell'utilizzo delle api come bioindicatori sono: i bassi costi di gestione, l'ubiquitarietà degli alveari e il gran numero di bottinatrici presente in ogni alveare in grado di effettuare migliaia di micro-campionamenti nell'ambiente su di un'area molto vasta. Il biomonitoraggio con le api consente di individuare nell'ambiente molti contaminanti che vanno dagli agrofarmaci, utilizzati in modo spesso indiscriminato negli agroecosistemi, ai metalli pesanti e radionuclidi. Scopo del presente lavoro è stato quello di utilizzare le api bottinatrici, catturate al rientro in alveare, come bioindicatori della presenza di IPA e di metalli pesanti (Cd, Cr, Pb e Hg) nelle zone adiacenti le stazioni di monitoraggio, in modo da confrontare aree a differente impatto antropico.

Materiali e metodi

Le stazioni di monitoraggio sono state collocate in 2 differenti regioni, Lazio ed Abruzzo, per monitorare parallelamente aree densamente antropizzate ed aree inserite in contesti quali le riserve naturali o i parchi regionali. In totale sono state utilizzate 37 stazioni di monitoraggio, 18 poste all'interno di riserve naturali o parchi regionali e 19 vicino aree urbanizzate (città, aeroporti, grandi vie di comunicazione). Ogni postazione era costituita da tre arnie Dadant-Blatt standard, con 10 telaini muniti di melario ed i campionamenti (cattura di un minimo di ottanta api bottinatrici per un totale di circa 10 g) sono stati regolarmente ripetuti nella seconda settimana di ogni mese (maggio-ottobre). L'estrazione dei campioni è stata effettuata mediante ASE (*Accelerated Solvent Extractor*) ed i campioni, ripresi con 1 ml di acetonitrile, sono stati iniettati in HPLC. Le analisi dei metalli pesanti sono state effettuate dall'Istituto Zooprofilattico Sperimentale Piemonte, Liguria e Valle d'Aosta. I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante SPSS, test ANOVA dove normalmente distribuiti.

Risultati e conclusioni

Nei campioni di api analizzati sono stati rilevati il fenantrene(Phe), antracene(A), fluorantene(F), pirene(Py), benzo(a)antracene(BaA), crisene(Ch), benzo(b)fluorantene(BbF) e benzo(k)fluorantene(BkF), benzoapirene(BaP) e dibenzoantracene(DahA) (Figura 1). La concentrazione media senza considerare l'origine dei campioni è stata di $3,06 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 3,39$. Il Phe ha riportato i valori più elevati, con una media di $2,46 \mu\text{g}/\text{kg} \pm 2,48$ (min.= 0,18 – max. 19,24 $\mu\text{g}/\text{kg}$) nel 28% dei campioni analizzati.

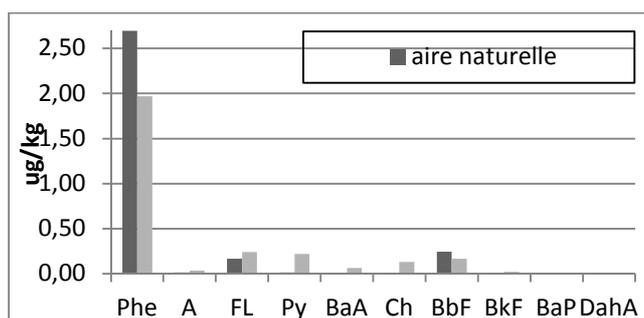


Figura 1: concentrazioni medie ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tal quale) di IPA nelle api bottinatrici provenienti da zone fortemente antropizzate e quelle provenienti da zone protette.

Comparando le concentrazioni totali di IPA nelle 2 aree oggetto dello studio l'area a più basso impatto antropico è apparsa più contaminata di quella fortemente antropizzata ($p < 0,05$). Considerando che in letteratura (Ollivion et al., 2002; Azimi et al., 2005), è ormai dimostrato che le concentrazioni più elevate di IPA si ritrovano in ambienti urbani si potrebbe pensare che l'ape non sia quindi un buon bioindicatore di contaminazione ambientale. In realtà se si analizza il pattern di distribuzione dei singoli IPA si vede come il Fl, Py, BaA e Ch, con delle differenze statisticamente significative ($p < 0,01$), sono più rappresentati nelle api provenienti dalle aree urbanizzate. Al contrario il Phe ($p < 0,01$), riporta delle concentrazioni particolarmente elevate nelle api provenienti dalle aree protette ed è questo composto che ha notevolmente contribuito a far aumentare le concentrazioni totali di IPA nelle api delle aree naturali. Questo pattern conferma sia che l'ape è capace di immagazzinare bassissime concentrazioni di IPA ma anche che la presenza di questi contaminanti nelle aree urbane è caratterizzata dagli IPA ad alto peso molecolare. Bisogna inoltre ricordare che Fl, Py et BaA sono idrocarburi derivanti da fonti pirolitiche ed in particolare del traffico automobilistico (Dorr et al., 1996; Yang et al., 1998). Inoltre un altro elemento interessante è la presenza del DahA nelle api provenienti dalle zone protette. Questa presenza, vista l'assenza di fonti antropogeniche, potrebbe essere legata agli incendi che si sono sviluppati nel territorio durante i mesi estivi. Altro interessante risultato è legato alla presenza del Ch prevalentemente nelle api provenienti dalle zone antropizzate, infatti questo idrocarburo è considerato un indicatore delle emissioni degli impianti di riscaldamento delle case e degli inceneritori. Le concentrazioni di IPA inoltre variano sia in funzione della zona di provenienza dei campioni sia della stagione, come riportato nella figura 2. La stagione influenza le concentrazioni degli IPA nelle due aree oggetto dello studio ($p < 0,01$) ma non è stata rilevata alcuna distribuzione stagionale sovrapponibile per le 2 aree. Le api provenienti dal contesto urbano hanno riportato le concentrazioni più elevate nei mesi di maggio ed agosto, mentre quelle provenienti dalle aree protette nei mesi di luglio e settembre.

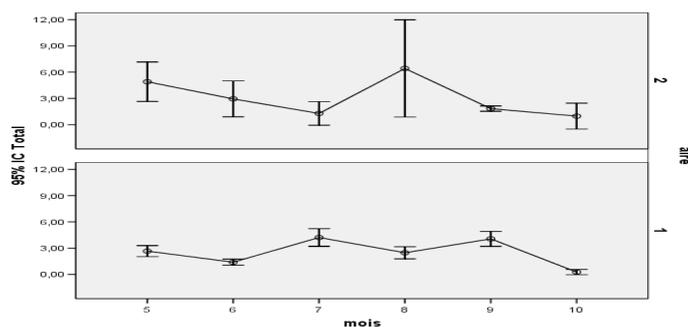


Figura 2: distribuzione degli IPA in funzione del mese di prelievo, nelle aree protette (1) ed in quelle urbane (2).

Per quanto riguarda i metalli pesanti, i valori di Hg, sono risultati sempre inferiori al LOQ. Il Pb, non ha mostrato alcuna differenza statisticamente significativa nel confronto stagionale, mentre ha riportato una differenza ($p < 0,01$) nel confronto tra postazioni ed in particolare le postazioni localizzate nell'area di Ciampino sono risultate le più contaminate. Il Cr non ha riportato differenze statisticamente significative né nel confronto stagionale né in quello per aree, anche se nella postazione di Gattia, nel mese di luglio sono state registrate delle concentrazioni di Cr molto elevate (5,07 mg /kg). Il Cd è stato riscontrato in un elevato numero di campioni anche se a basse

concentrazioni. Le postazioni localizzate nelle aree protette (Atri) hanno riportato delle differenze statisticamente significative ($p < 0,01$) rispetto alle altre postazioni. Questo studio conferma l'utilità delle api nei programmi di monitoraggio ambientale per la rilevazioni di IPA e metalli pesanti, effettuando però una corretta interpretazione dei dati prodotti da questi "sensori biologici".

Bibliografia

Bolchi Serini G., Palmieri G. et al., 1985. Mortalità di api in rapporto all'uso di antiparassitari in vigneti e meleti. *Apicoltura*, 1: 75-91.

Celli G., Porrini C., 1991. L'ape un efficace biondicatore dei pesticidi. *Le Scienze* n. 274: 42-54.

Dorr G., Hippelein M., Kaupp H., Hutzinger O., 1996. Baseline contamination assessment for a new resource facility in Germany part VI: levels and profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in ambient air. *Chemosphere*, 33: 1569-1578.

Porrini C., Sabatini A.G., et al., 2003. The death of honey bees and environmental pollution by pesticides: the honey bees as biological indicators. *Bulletin of Insectology*, 56 (1): 147-152.

Porrini, C., Ghini, S. et al., 2002. Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy. In *Honey bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals*; Devillers J. e Pham – Delègue M.H., Taylor & Francis, Ed: London, 2002, 186-247.

Porrini C., Celli G. et al., 1998. Monitoring of pesticides through the use of honeybees as bioindicators of the Emilia-Romagna coastline (1995-1996). *Ann. Chim.*, 88 (3-4): 243-252.

Yang HH., Lee WJ., Chen SJ., Lai SO., 1998. PAH Emission From various industrial stacks. *Journal of Hazardous Materials*, 60: 159-174.

IL LUPO E GLI EQUILIBRI DELLA RETE TROFICA

Dr. Umberto Di Nicola

Medico Veterinario, Parco Nazionale del Gran sasso e Monti della Laga.

Materiale di prossima ricezione.

LA FAUNA ITTICA MARINA COME BIOINDICATRICE DELLA QUALITA' AMBIENTALE NELLA COSTA DEI TRABOCCHI.

Dr. Alessio Arbuatti

Medico Veterinario, curatore della mostra

arbuatti@hotmail.it

La “Costa dei trabocchi” è un tratto di litorale che si estende per circa 50 km lungo la fascia costiera della provincia di Chieti; il nome deriva dalla presenza di antiche macchine da pesca in legno chiamate appunto: “trabocchi”.



Il territorio costiero è caratterizzato da siti terrestri di notevole importanza biologica, tanto da essere costellato da sette riserve regionali e sei siti d'importanza comunitaria. Gli habitats marini acquatici si mostrano di notevole interesse grazie alla presenza di un alternarsi di biotopi rocciosi nella zona centrale della costa, che sostituiscono quelli sabbiosi presenti nel territorio più a nord. Lo studio delle specie ittiche che popolano una profondità compresa tra 0 e 15 metri (regione litorale) permette di valutare l'influenza dell'azione antropica costiera sulla fauna del sottocosta. Questa zona comprende un insieme di habitats fondamentali per i pesci ed in particolare svolge il ruolo di nursery. Nonostante esistano numerosi indici matematici per il calcolo statistico della biodiversità ittica, questi ben si applicano qualora si decidesse di utilizzare sistemi di campionamento più articolati quali la pesca a strascico o con rete volanti. Optando per una ricerca diretta sul campo mediante un campionamento fotografico, il calcolo del numero delle specie osservate è un parametro che permette di avere dati che, seppur ulteriormente analizzabili, forniscono un'idea sullo stato degli habitats sottocostieri in relazione alla biodiversità ittica presente. I risultati della ricerca, condotta mediante 20 sessioni di immersioni e snorkeling tra i mesi di giugno ed agosto 2011, hanno permesso di fotografare 21 specie di pesci, escluse quelle osservate durante la salpata delle reti da pesca dei pescatori locali. Questo dato è il primo, ad oggi, pubblicato ufficialmente sulla biodiversità ittica della Costa dei Trabocchi (Chieti) ed ha dimostrato una ricca quantità di specie

litoranee, tutte osservabili già entro i primi 5 metri di profondità. Tra le particolarità va notata la presenza di pesci in fase riproduttiva (*Belone belone*, Linnaeus, 1761) e nursery di numerose specie tra le quali alcune di grande interesse commerciale quali: *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) e *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). Alle numerose specie che frequentano gli scogli frangiflutti sommersi si uniscono quelle che frequentano spazi più aperti nei quali si nota la colonizzazione della ferenogama marina *Cymodocea nodosa* (Ascherson, 1870), una pianta che precede cronologicamente lo sviluppo delle praterie di poseidonia.



Copyright delle fotografie esposte: Dr. Alessio Arbuatti, per info: aarbuatti@hotmail.it