



ECOLOGIA
SItE Atti 27

Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia

ECOLOGIA QUANTITATIVA: metodi sperimentali, modelli teorici, applicazioni
Como, Villa Olmo, 8-10 settembre 2003



a cura di Renato Casagrandi & Paco Melià



Politecnico di Milano



Università degli Studi dell'Insubria



Provincia di Como



Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003), a cura di Renato Casagrandi e Paco Melià.
Roma, Aracne Editrice, 2004.
<http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org>

Comitato scientifico

Anna Alfani, Ferdinando Boero, Alberto Castelli, Giuseppe Crosa, Almo Farina, Carlo Gaggi, Silvana Galassi, Marino Gatto, Giuseppe Morabito, Luciano Onori, Pierluigi Viaroli, Amalia Virzo

Comitato organizzatore

Roberta Bettinetti, Renato Casagrandi, Silvana Galassi, Paco Melià

Segreteria logistica

Centro di Cultura Scientifica “Alessandro Volta”, Villa Olmo, Como

© Società Italiana di Ecologia (2004)

Sede legale: Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma
<http://www.societaitaliana.ecologia.org>

ISSN 1127-5006

Aracne Editrice di Gioacchino Onorati
via R. Garofalo, 133 A/B
00173 Roma
<http://www.aracne.net>

Tutti i diritti sono riservati. Nessuna parte di questa pubblicazione può essere riprodotta da terzi, in qualsiasi forma o tramite qualsiasi mezzo, senza la preventiva autorizzazione scritta del Consiglio Direttivo della Società Italiana di Ecologia o dei curatori.

Printed in Italy

Indice

Presentazione

Silvana Galassi e Marino Gatto

XIII Congresso della Società Italiana di Ecologia..... 5

Programma scientifico 7

Lecture plenarie 21

Wim Admiraal

Linking ecology and ecotoxicology: Some progress with benthic communities 23

Massimo Pigliucci

Natural selection and its limits: Where ecology meets evolution 29

Paul R. Ehrlich

Global change and its influence on biodiversity 35

Premi Marchetti – presentazioni orali 47

Alfredo Di Filippo, Gianluca Piovesan e Bartolomeo Schirone

La dendroecologia applicata alle foreste vetuste: il caso delle faggete italiane 49

Stefano Fenoglio

Perle tropicali: note ecologiche sui Plecotteri del Centro e Sud America..... 55

Marco Isaia, Guido Badino, Francesca Bona e Emanuela Bosca

I ragni costruttori di tela nella valutazione della qualità ambientale: un esempio di applicazione 61

Lucia Sgro, Remigio Rossi e Michele Mistri

Ruolo di *Ruditapes philippinarum* sulla stabilità sedimentaria..... 67

Premi Marchetti – poster 73

Simone Modugno, Remigio Rossi e Michele Mistri

Qualità trofica del sedimento e biodepositi: ruolo di due bivalvi alloctoni..... 75

Franco Salerno, Lorenzo Buzzi e Gianni Tartari

Il bacino carsico del Lago di Pusiano: utilizzo simultaneo di un modello idrologico e metodologie sviluppate in ambiente GIS 81

Paola Vittozzi, Anna De Marco, Angelo Fierro, Amalia Virzo De Santo, Björn Berg

Decomposizione della lignina in lettieri di aghifoglie e latifoglie incubate in una foresta temperata e in una foresta boreale..... 87

Presentazione

XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia

Il XIII Congresso della S.It.E., tenutosi a Como dall'8 al 10 settembre, si è concluso con una splendida giornata di sole che ha permesso ai partecipanti di apprezzare la cornice suggestiva del lago e della settecentesca Villa Olmo.

Questa tre giorni di lavori è stata dedicata, nelle intenzioni degli organizzatori, all'ecologia quantitativa, raccogliendo la sfida di Robert Peters che nel suo libro "A Critique for Ecology" sottolineava la necessità di imprimere alla nostra disciplina la spinta propulsiva necessaria per passare in tutte le sue diramazioni, e non solo in quelle più applicate, come l'ecotossicologia e l'idrobiologia, da un approccio di tipo descrittivo a uno di tipo predittivo. Roberto Bertoni, nell'introduzione al simposio sull'ecologia dei laghi, dedicato alla memoria di Peters, ha richiamato e trattato esplicitamente questo messaggio lasciatoci in eredità dal grande idrobiologo canadese, che tanto amò il nostro paese. Le relazioni plenarie e gran parte delle presentazioni orali e dei poster di tutte le sessioni hanno dimostrato che questa sfida è stata raccolta e che la nostra disciplina sta compiendo enormi progressi sia dal punto di vista del rigore scientifico col quale le ricerche vengono condotte sia per quanto riguarda la prospettiva di una loro applicazione agli ecosistemi reali.

La partecipazione con la quale sono state seguite le plenarie e le relative discussioni ha dimostrato che i tre temi scelti: "Bridging the chasm between ecology and ecotoxicology" presentato da Wim Admiraal dell'Università di Amsterdam, "Natural selection and its limits" di Massimo Pigliucci dell'Università del Tennessee e "Global change and its influence on biodiversity" di Paul Ehrlich dell'Università di Stanford erano di grande interesse e attualità. D'altra parte, questi sono temi con i quali si sta confrontando l'intera società e non solo la nostra piccola comunità scientifica.

Che l'attenzione della società verso l'ecologia sia in crescita lo dimostra anche l'adesione alla nostra iniziativa del mondo delle imprese pubbliche e private, che ci ha sostenuto con contributi finanziari e che ha attivamente partecipato alla discussione sui temi ecologici nella tavola rotonda dedicata a "Etica ambientale nelle imprese e ecoetica". Un aiuto determinante per creare il collegamento tra la ricerca pubblica, le imprese e le agenzie governative ci è stato dato da Giulio De Leo che in questi ultimi anni ha deciso di lanciare un ponte tra il mondo accademico e le agenzie per la protezione ambientale operando all'interno dell'ARPA Lombardia.

Come ci aspettavamo, la collocazione "lacustre" del nostro convegno e il contributo organizzativo dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia hanno determinato una grande affluenza di contributi qualificati nel simposio di "Ecologia dei laghi e delle acque interne" di cui l'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi e l'Istituto di Ricerca sulle Acque del CNR sono stati i principali protagonisti. Ma anche un argomento un po' più "leggero" si è collegato alla tematica dei laghi: la conferenza di Ettore Grimaldi, che ha introdotto l'iniziativa cultural-culinaria "Ecologia a Tavola" ideata da Renato Casagranda. Il prof. Grimaldi ci ha deliziato con il suo modo accattivante e, tuttavia, rigoroso di raccontare le modalità di pesca, trasformazione e conservazione dei prodotti ittici dei nostri laghi sub-alpini, argomento che ha riscosso grande interesse anche da parte dei giornalisti

interventuti. Ettore è stato il più intervistato dei nostri congressisti e il suo contributo ha fatto da cassa di risonanza per l'intero simposio sulla stampa locale.

Anche il simposio di "Ecologia dei parassiti", realizzato soprattutto grazie al contributo del CENTRO DI ECOLOGIA ALPINA del Monte Bondone (Trento), ha visto una partecipazione molto ricca e qualificata. Lise Gern, dell'Università di Neuchâtel, ha aperto il simposio con una relazione sulla diffusione della borreliosi in Europa e in Nordamerica, analizzando con chiarezza e organicità le interazioni tra ospite e parassita che mantengono attiva la circolazione di *Borrelia* in natura.

La partecipazione di giovani ricercatori al congresso è stata straordinaria, come testimoniato dalla grande quantità di candidature ai Premi Marchetti: 26 per le comunicazioni orali e 25 per i poster. Il compito della giuria non è stato facile, perché i contributi di ottimo livello sono stati molti. Per le comunicazioni orali sono stati premiati Alfredo Di Filippo, Stefano Fenoglio, Marco Isaia e Lucia Angelica Sgro, per i poster Simone Modugno, Franco Salerno e Paola Vittozzi. In apertura del congresso è stato assegnato il Premio Speciale per un articolo di livello internazionale redatto da un giovane ricercatore italiano nel campo delle Scienze Ecologiche. Anche in questo caso la giuria ha avuto un compito difficile a causa della qualità e del numero di articoli sottoposti. Tra gli otto partecipanti è stato scelto Giorgio Mancinelli per l'articolo "Cascading effects of predatory fish exclusion on the detritus-based food web of a lake littoral zone (Lake Vico, central Italy)" apparso su *Oecologia*. Intensa è stata anche la partecipazione alla tavola rotonda sui dottorati di ricerca in ecologia. Si è dibattuto sul futuro del dottorato in Italia e sulle prospettive professionali dei dottori di ricerca in ecologia.

In definitiva, il numero di partecipanti (circa 350), in decisa crescita rispetto alle edizioni che ci hanno preceduto, e la qualità degli interventi ci hanno dato la sensazione che la nostra comunità scientifica, nonostante le difficoltà di ogni tipo che la ricerca pubblica sta attraversando, sia vivace e propositiva. Non ci resta che sperare che questa tendenza continui e darci appuntamento a Siena per verificarne le evoluzioni.

Il presente volume contiene i testi delle relazioni invitate e dei Premi Marchetti, seguendo così una tradizione instaurata da qualche anno: mettere insieme i contributi degli scienziati già affermati e quelli dei giovani ricercatori. Il compact disk allegato riporta i testi completi, sottoposti a *peer review*, di tutti quegli autori che hanno mandato, oltre al riassunto della loro presentazione, anche una relazione sulle ricerche da loro condotte. La pubblicazione del volume non sarebbe stata possibile senza lo sforzo dei curatori Renato Casagrandi e Paco Melià e senza l'appoggio finanziario del CENTRO DI ECOLOGIA ALPINA. A loro va il nostro più sentito riconoscimento.

Un ringraziamento speciale va a Francesco Cattaneo, assessore all'Ecologia e Ambiente per la Provincia di Como, che ci ha sostenuto in ogni maniera. Grazie infine a tutti coloro che hanno contribuito ad una così felice riuscita del congresso, soprattutto ai nostri più giovani partecipanti, dai quali ci aspettiamo progressi scientifici sempre più rilevanti.

Silvana Galassi

Marino Gatto

Programma scientifico

Legenda



testo completo dell'articolo disponibile sul CD-ROM allegato in formato PDF



testo completo dell'articolo disponibile su questo volume e sul CD-ROM allegato in formato PDF

Letture plenarie

Lunedì 8 settembre, ore 11.00, Salone delle Feste



L.1 – ADMIRAAL: Bridging the chasm between ecology and ecotoxicology: progress with benthic communities

Martedì 9 settembre, ore 9.00, Salone delle Feste



L.2 – PIGLIUCCI: Natural selection and its limits

Mercoledì 10 settembre, ore 9.00, Salone delle Feste



L.3 – EHRLICH: Global change and its influence on biodiversity

Tavole rotonde

Lunedì 8 settembre, ore 17.00, Salone delle Feste

Etica ambientale nelle imprese ed ecoetica – partecipano De Leo, Danovaro, Bologna, Poggio e rappresentanti di Jari Celulose, Banca Verde MPS, Ferrovie dello Stato, FederLombardia, STMicroelectronics, UnionCamere

Martedì 9 settembre, ore 17.15, Salone delle Feste

I dottorati di ricerca in ecologia

Comunicazioni

S1. Ecotossicologia

Lunedì 8 settembre, ore 14.00–16.45, Salone delle Feste

S1.1 – VIGHI: L'evoluzione del concetto di qualità ambientale: dal 'Red Book' dell'U.S. EPA alla Direttiva Quadro sulle Acque

S1.2 – BINELLI, RICCIARDI & PROVINI: Valutazione del rischio tossicologico: tre approcci a confronto



S1.3 – GAGGI, CAI, INNOCENTI, SANTONI & NICOLARDI: Studi preliminari sull'effetto dell'n-amilxantato di potassio sul proteoma del tubetto pollinico



S1.4 – ROBLES & GAGGI: Valutazione preliminare del pericolo potenziale degli xantati su ecosistemi di acqua dolce

S1.5 – VILLA, COMOLLI, FINIZIO, TREMOLADA & VIGHI: Presenza di composti organici persistenti (POP) in suoli montani, in funzione del livello altitudinale e delle caratteristiche pedologiche

S1.6 – CELLA, MAO & PERIN: La laguna di Grado e Marano: metalli pesanti nei sedimenti e risposta del biota

S1.7 – FINIZIO, VERRO, SALA, AUTERI & VIGHI: Valutazione del rischio a livello del territorio da prodotti fitosanitari: applicazione metodologica sulla fauna avicola del Parco Agricolo Sud (Milano)

S1.8 – TRENTIN, CELLA & PERIN: Colture algali: strumento nella valutazione della tossicità e nella verifica dei trattamenti delle terre di dragaggio lagunari

S1.9 – BORGÀ & DI GUARDO: POP bioaccumulation in the Arctic marine ecosystem: a modelling approach

S1.10 – CASTIGLIONI, ZUCCATO, CALAMARI, BAGNATI & FANELLI: Farmaci nell'ambiente: approccio metodologico per predire la presenza di farmaci nelle acque

S1.11 – MAISTO, DE NICOLA, PRATI & ALFANI: Gradienti di contaminazione da idrocarburi policiclici aromatici (IPA) in suoli dell'area urbana di Napoli

S2. Ecologia evolutiva e di popolazione

Lunedì 8 settembre, ore 14.00–16.45, Sala Ovale

S2.1 – ROSSI, BELLAVERE, GANDOLFI & MENOZZI: Fenologia di schiusa, predicibilità ambientale e variabilità intracoloniale in *Heterocypris incongruens* (Ostracoda, Crustacea)



S2.2 – MALTAGLIATI, CASU & CASTELLI: Evidenze morfologiche e genetiche a sostegno dell'esistenza di due specie di *Ophelia* (Annelida, Polychaeta) nel Mediterraneo occidentale. Un caso di speciazione ecologica?

S2.3 – PENNA, GIACOBBE, GARCÉS, VILA, FRAGA, BERTOZZINI, BRAVO, ANDREONI, LUGLIÈ, MASÒ, MAGNANI & GALLUZZI: Distribuzione biogeografica delle specie di *Alexandrium* (Dinophyceae) nel Mar Mediterraneo

S2.4 – ZANE, GALLINI, CAMPAGNOLO, RIANNA, FRANCO & BISOL: Analisi della variazione spaziale e temporale nella biodiversità a livello genetico di *Zosterisessor ophiocephalus* (Perciformes, Gobidae) nella laguna di Venezia: Uno studio mediante microsatelliti

S2.5 – KETMAIER, ROSSETTI & ZARATTINI: Divergenza genetica e morfologica in *Chirocephalus ruffoi*, crostaceo anostraco d'alta quota

S2.6 – IANNILLI, COBOLLI, KETMAIER, RUFFO & DE MATTHAEIS: Il genere *Gammarus* nelle acque dolci italiane: un approccio integrato

S2.7 – CONGIU, ASTOLFI, DUPANLOUP & ROSSI: Distribuzione geografica della variabilità genetica nel latterino *Atherina boyeri*, una specie di teleostei strettamente legata agli ambienti lagunari

S2.8 – STEFANI, GALLI, ZACCARA & CROSA: Diversificazione genetica delle popolazioni Italiane di vairone *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837)

S2.9 – ZACCARA, STEFANI, GALLI & CROSA: Variazione del DNA mitocondriale di *Austropotamobius pallipes* nel Nord Italia

S2.10 – BERTOZZI, LUNGI & ABBIATI: Effetto dell'introduzione di habitat artificiali sulla struttura genetica del mollusco gasteropode *Patella caerulea* nel bacino adriatico

S2.11 – NEPI, MUGNAINI, PACINI & PIOTTO: Effetto di particelle abiotiche sull'efficienza riproduttiva nel genere *Juniperus*

S3. Formazione ambientale e sostenibilità

Lunedì 8 settembre, ore 14.00–16.45, Sala Bacco

S3.1 – GAMBINI, PEZZOTTI & TRIMARCHI: Il fontanile: un'aula di educazione ambientale per fare la conoscenza di un ecosistema. Audiovisivo realizzato per gli studenti di Scienze della Formazione Primaria

S3.2 – CICERI, BARGELLINI & SETTI: Saperi e pratiche per la sostenibilità: università, mondo della scuola e amministrazioni comunali si mettono in rete nella costruzione partecipata di processi di Agenda 21 locale

S3.3 – FEOLI & ZUCCARELLO: Sperduti nello spazio ecologico multidimensionale? Imparare ad orientarsi attraverso la classificazione!



S3.4 – LAZZERINI, COLOM, SACCHETTI, CAMÉRA & VAZZANA: Indicatori di sostenibilità di aziende. Loro applicazione a due aziende con diversi metodi di gestione in Val d'Orcia in Toscana



S3.5 – LUCIANI: Lo sviluppo sostenibile nell'area protetta del lago Trasimeno, in Umbria. Sinossi di progetto esecutivo U.E.- O.N.U.



S3.6 – AGOSTA DEL FORTE & MANTOVANI: Linee Guida per la qualità del processo di Agenda 21 Locale: uno strumento operativo per la Gestione della Qualità del processo

S3.7 – LORENZI, TRANCHIDA, BERARDI & FRESI: Comprendere la biodiversità. Una esperienza di educazione ambientale in una Scuola Media Inferiore



S3.8 – MAFFIOTTI, OCCELLI, DE BELLIS, MATTEUCCI & BARI: Il Bilancio Ambientale Territoriale delle Valli Olimpiche

S3.9 – MARMIROLI, TONNA, MENNA, BRAGLIA, BERGONZONI, FRANCESCHINI & LIVIERATO: Un sistema informativo ambientale per la valutazione degli impatti sul bacino del Dorgola nella zona mineraria dell'Appennino Reggiano



S3.10 – COMOGLIO & QUAGLINO: EMAS ed aree naturali protette: l'esempio del Parco naturale del Mont Avic

S4. Ecologia dei laghi e delle acque interne 1

Martedì 9 settembre, ore 10.45–13.00, Salone delle Feste 15

S4.1 – PAGNOTTA: Aspetti tecnico scientifici per l'attuazione della normativa sulla qualità delle acque in Italia

S4.2 – CARDOSO, PREMAZZI, HEISKANEN & VAN-DE-BUND: Biological monitoring of the challenge imposed by the Water Framework Directive: current state of lake monitoring in Italy

S4.3 – PISCIA, CALLIERI, BERTONI & CONTESINI: Evoluzione recente del picoplancton autotrofo ed eterotrofo nel Lago Maggiore

S4.4 – SALMASO, MOSELLO, DECET, FRANZINI & CORDELLA: Influenza dell'impatto antropico e dell'evoluzione climatica sulle caratteristiche trofiche del Lago di Garda

S4.5 – MANCA, MORABITO & MARCHETTO: Dinamiche planctoniche nel Lago Maggiore in risposta all'oligotrofizzazione e ad eventi meteo-climatici: Confronto tra studi limnologici a lungo termine ed evidenze paleolimnologiche

S4.6 – MARGARITORA, FUMANTI, TARTARI, VUILLERMOZ, ALFINITO, VAGAGGINI, SEMINARA, CAVACINI & ROSATI: Le condizioni trofiche attuali del Lago di Nemi (Lazio)

S4.7 – BOLPAGNI, BARTOLI, DELFINI, PERLINI & VIAROLI: Valutazione della qualità di ambienti umidi relitti nel Parco del Fiume Oglio Sud: una sintesi basata sulle comunità vegetali, lo stato trofico delle acque e le caratteristiche dei sedimenti

S4.8 – DALL'AGLIO: L'acqua: sostegno essenziale di tutti gli ecosistemi. Problemi di approvvigionamento in Italia

S5. Comunità ecologiche e biodiversità

Martedì 9 settembre, ore 10.45–13.00, Sala Ovale

S5.1 – BERTASI, LA MORGIA, COLANGELO & CECCHERELLI: Effetti delle barriere frangiflutti sulla comunità macrobentonica a differenti fasce batimetriche

S5.2 – GRATANI & VARONE: Drought-adaptive responses of the Mediterranean maquis shrub species

S5.3 – FONTANETO, MELONE & RICCI: Fattori determinanti il numero di specie delle comunità e delle metacomunità di rotiferi bdelloidei

S5.4 – COLANGELO, MONTI & CECCHERELLI: Relazione fra popolamenti meiobentonici di substrati duri e differenti strutture di habitat

S5.5 – MIGLIORE, ALESSI, FIORI & THALLER: Incidenza di batteri Flumequina-resistenti nella comunità eterotrofa aerobia di sedimenti contaminati in un'area di acquacoltura intensiva

S5.6 – DI SABATINO, CICOLANI, GIUSTINI & MICCOLI: Biodiversity, distribution and ecology of water mites (Acari, Hydrachnidia) in Italian springs



S5.7 – ANSALONI, BARALDI, MAURI, PAGLIAI, PREVEDELLI, SIMONINI & TODARO: Effetti dell'estrazione di sabbie marine sulla comunità macrozoobentonica delle sabbie relitte dell'Adriatico Settentrionale



S5.8 – BELLAVERE, ROSSI & MORONI: Distribuzione dei Copepodi e dei Cladoceri dei laghi e delle pozze del versante nord dell'Appennino settentrionale

S5.9 – CICOLANI, DI SABATINO, MICCOLI, GIUSTINI & FERRARESE: Acari acquatici parassiti di Ditteri Chironomidi

S6. Ecologia del paesaggio

Martedì 9 settembre, ore 10.45–13.00, Sala Bacco

S6.1 – FARINA: Ontogenesi dei paesaggi ed informazione



S6.2 – GENELETTI: Proposte metodologiche per una cartografia della valenza ecologica delle aree agricole



S6.3 – ALTABELLI, NAPOLITANO, BRESSAN, GANIS & FEOLI: Analisi dell'informazione spettrale della vegetazione tramite l'impiego di indici ottenuti da immagini satellitari Landsat

S6.4 – DRAGAN, FEOLI, FERNETTI & ORIOLO: Classificazione di unità di paesaggio per la Carta della Natura d'Italia in scala 1:250.000

S6.5 – PADOA-SCHIOPPA, BAIETTO, MASSA & BOTTONI: Corridoi diffusi: Un nuovo strumento per la conservazione dei paesaggi agricoli

S6.6 – SANTOLINI & PASINI: Applicazione di un modello geostatistico per il controllo delle interazioni ecosistemiche su base faunistica

S6.7 – PARIS, MARAZZI & GATTO: Una metodologia in ambiente GIS per la valutazione dell'interazione tra lo sviluppo di linee elettriche ad alta tensione e il territorio italiano

S6.8 – FEOLI, FERNETTI, GANIS & DRAGAN: Applicazione della teoria dei fuzzy sets per la creazione di indici di valutazione sintetica di unità geografiche operative

S6.9 – RONDISVALLE & BALDOVINO: La connettività ecologica nella provincia di Catania. Il corridoio fluviale Simeto-Alcantara. Applicazione del L.A.R.C.H.

S7. Ecologia dei laghi e delle acque interne 2

Martedì 9 settembre, ore 14.30–17.00, Salone delle Feste

S7.1 – BERTONI: Pensando alla Limnologia con Rob Peters

S7.2 – CATTANEO: E le rive? Problemi e strategie per un'ecologia quantitativa del litorale lacustre

S7.3 – RAVERA & GINOX: Metodo per studiare popolazioni di molluschi bivalvi

S7.4 – RICCARDI, GIUSSANI, MARGARITORA & COUCHAUD: Il ciclo vitale di una popolazione di *Daphnia parvula* Fordeyce alla sua prima comparsa in Italia (Lago di Candia, Torino)

S7.5 – LEGNANI, COPETTI, OGGIONI, TARTARI & MORABITO: Dinamica e distribuzione di *Planktothrix rubescens* nel Lago di Pusiano

S7.6 – BURASCHI, SALERNO, MONGUZZI, BARBIERO & TARTARI: Individuazione degli ambienti di riferimento per i tipi dei laghi italiani utilizzando l'analisi dei fattori di pressione antropica

S7.7 – OGGIONI & MORABITO: Analisi delle relazioni tra pigmenti fotosintetici e biomassa fitoplanctonica in ambiente lacustre

S7.8 – CANTONATI, GERECKE & BERTUZZI: Le sorgenti delle Alpi: dalla valutazione della biodiversità alle ricerche ecologiche di lungo corso

S7.9 – LA PORTA, CHECH & MEARELLI: Stima e gestione dei deflussi minimi vitali in un corso d'acqua a vocazione ittica salmonicola

S8. Ecotossicologia 2

Martedì 9 settembre, ore 14.30–17.00, Sala Ovale



S8.1 – CRITTO, SEMENZIN, CANTARELLA, CARLON, QUERCIA, GHETTI & MARCOMINI: Definizione di valori generici di qualità del suolo per l'individuazione di siti contaminati: analisi di dati tossicologici e integrazione di modelli di bioaccumulo per piombo e pentaclorofeno

S8.2 – BONACCI, CORSI, REGOLI & FOCARDI: Induzione dell'attività epatica NADH-ferricianuro reductasi in anguilla europea dopo esposizione a vari contaminanti: studio di laboratorio



S8.3 – RIGO, COLOMBAN, BERTINI, BETTIOL, GOBBO & ARGESE: Speciazione dell'arsenico in mitili e policheti nereidi della laguna di Venezia

S8.4 – CROCE, CAMUSSO & GALASSI: Biodisponibilità dei metalli in acque superficiali: Applicazione "Biotic Ligand model"

S8.5 – CORSI, EPEL, LUCKENBACH & FOCARDI: The behaviour of the P-glycoprotein transporter when challenging complex chemical mixtures

S8.6 – MICHELETTI, CRITTO, SEMENZIN, GHETTI & MARCOMINI: Definizione dei profili della distribuzione di congeneri di PCDD/F e PCB lungo una rete trofica lagunare mediante modelli di bioaccumulo e stima del rischio ecologico ad essi associato

S8.7 – BETTINETTI, CICERI, CROCE, GALASSI & VOLTA: Effetti della contaminazione da DDT nel Lago Maggiore su organismi bersaglio

S8.8 – BERTOLOTTI, PATROLECCO & VIGANÒ: Esame della relazione tra tossicità e trofia con il crostaceo *Ceriodaphnia dubia* in un fiume fortemente antropizzato


S8.9 – D'ASCOLI, DE PASCALE, MERCURIO & RUTIGLIANO: Effetto di un'erosione del torrente Solofrana (Campania) sulla comunità microbica del suolo inondato

S8.10 – ARIZZI NOVELLI, LOSSO, PICONE, GHETTI & VOLPI GHIRARDINI: Acqua interstiziale come matrice di saggio per la valutazione della qualità dei sedimenti della Laguna di Venezia utilizzando una batteria di saggi di tossicità

S9. Cicli biogeochimici e flussi di energia

Martedì 9 settembre, ore 14.30–17.00, Sala Bacco

S9.1 – PIOVANELLI & GAMBA: Valutazione e gestione delle emissioni gassose e delle riserve di carbonio nei sistemi agro-forestali


 **S9.2 – COLOM, VACCARI, BARALDI, COTRUFO & D'ACQUI:** Struttura e funzionalità degli ecosistemi dell'Isola di Pianosa

S9.3 – SFRISO, FACCA, CEOLDO & GHETTI: Morphometric parameters, and biomass production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the lagoon of Venice

S9.4 – IOVIENO, ALFANI & VIRZO DE SANTO: Biomassa e attività eterotrofica della microflora fungina in alcune leccete e pinete campane

S9.5 – COTRUFO, SUBKE, BATTIPAGLIA, HAHN, LINDER & BUCHMANN: A novel isotopic approach highlighted surprising interactions between fresh litter input and rhizosphere activity

S9.6 – DI NARDO, KJOLLER, ANDERSSON, PAPA & FIORETTO: Succession of microfungi during leaf litter decomposition in a Mediterranean ecosystem

 **S9.7 – ARENA, D'AMBROSIO & VIRZO DE SANTO:** Effetti dell'elevata concentrazione di CO₂ sull'efficienza fotosintetica di piante di *Beta vulgaris* L.

S9.8 – BARTOLI, NIZZOLI, VEZZULLI, FABIANO & VIAROLI: Rimozione di nutrienti azotati in vasche di lagunaggio contenenti macroalghe: *efficienza* versus *standing stock*

S9.9 – MEZZANOTTE, FAVALI, BERTOLI & GRASSIA: Trattamento anaerobico di reflui chimico-farmaceutici

S9.10 – MARCELLI, AMICI, DI MAIO, LAZZARA & PERILLI: Distribuzione della produzione primaria nel Mar di Sardegna: crociere oceanografiche MedGOOS4 e MedGOOS5


S10. Modelli ecologici e analisi dei dati

Mercoledì 10 settembre, ore 10.45–13.00, Salone delle Feste

S10.1 – ROSSI, FERRARINI & ROSSI: I diversi contributi del Telerilevamento all'ecologia quantitativa del paesaggio

S10.2 – MEREU, VITALE & MANES: Primary productivity of *Vitis vinifera* L. estimated by a 'big leaf' model

S10.3 – DI GUARDO & FERRARI: Applicazione di un modello dinamico nello studio della recente contaminazione da DDT nel Lago Maggiore


 **S10.4 – ROGORA:** Ripresa dall'acidificazione di un gruppo di laghi alpini nelle Alpi Centrali: un modello dinamico utilizzato per valutare il ruolo di deposizioni atmosferiche e cambiamenti climatici

S10.5 – GRECO, CRIVELLI, MELIÀ, DE LEO & GATTO: Un modello demografico per la popolazione di anguilla (*Anguilla anguilla*) delle lagune della Camargue

S10.6 – SOLIDORO, PASTRES, COSSARINI & CIAVATTA: In che misura i fattori fisici concorrono alla definizione della qualità dell' acqua di un sistema lagunare?


S10.7 – CONFALONIERI & MARIANI: Modellizzazione del profilo termico verticale in risaia sommersa

S10.8 – BUFFAGNI, CAZZOLA, ERBA & BARDAZZA: Confronto tra diversi protocolli di campionamento e smistamento di macroinvertebrati bentonici nel contesto della Water Framework Directive


 **S10.9 – MONGUZZI, DI PASQUALE, BURASCHI, LUCHELLI, ROSSI, BARTESAGHI, COPETTI & TARTARI:** Database ambientali: un approccio interdisciplinare allo studio degli ecosistemi lacustri

S11. Candidati ai Premi Marchetti 1


Mercoledì 10 settembre, ore 10.45–13.00, Sala Ovale


 **S11.1 – BETTIOL, TAGLIAPIETRA, FRANGIPANE, VOLPI GHIRARDINI, GHETTI, COLOMBAN & ARGESE:** Bioaccumulo di metalli in organismi della laguna di Venezia


S11.2 – BONFÀ: Livelli di esposizione a sostanze estrogeniche nella laguna di Venezia


 **S11.3 – CARLETTI, DE LEO & FERRARI:** Sviluppo e applicazione di un metodo di valutazione rapida per il monitoraggio della funzionalità ecologica di zone umide costiere di area mediterranea

S11.4 – FASSINA, BONA, BADINO & FALASCO: La qualità ambientale della Bormida di Millesimo attraverso l'applicazione di indici diatomici


 **S11.5 – FENOGLIO:** Perle tropicali: note ecologiche sui Plecotteri del Centro-Sud America

 **S11.6 – KETMAIER & BIANCO:** Monitoraggio genetico e ibridazione tra popolazioni atlantiche e mediterranee di *Salmo trutta* in Abruzzo e Campania

 **S11.7 – MUNARI, ROSSI & MISTRI:** Analisi di lungo termine del macrobenthos in una laguna nord-adriatica e ipotesi sulla resistenza della comunità

 **S11.8 – NARDELLO, LAZZARA & MARCELLI:** Stime di biomassa e produzione primaria nel canale di Sicilia, attraverso misure di fluorescenza in vivo della clorofilla a

S11.9 – PAPA, CASTIGLIONI, GRAMATICA & CALAMARI: Indici di rischio per la contaminazione acquatica da pesticidi nelle acque del fiume Amu Darya (Uzbekistan)

 **S11.10 – RICCIARDI:** Utilizzo di biomarker in *Dreissena polymorpha* come sistema di monitoraggio rapido: il caso dei grandi laghi subalpini

S11.11 – SALERNO, BUZZI & TARTARI: Effetti dell'intensificazione degli eventi di precipitazione sulla trofia lacustre

S11.12 – SCHIPANI: Riflessioni e prospettive per un nuovo approccio metodologico e concettuale: il monitoraggio ambientale dei corsi d'acqua secondo gli indirizzi della Direttiva 2000/60/CE (WFD)

 **S11.13 – SGRO, ROSSI & MISTRI:** Ruolo di *Ruditapes philippinarum* sulla stabilità sedimentaria

S12. Candidati ai Premi Marchetti 2

Mercoledì 10 settembre, ore 10.45–13.00, Sala Bacco


S12.1 – BAIETTO, PADOA-SCHIOPPA, BOTTONI & MASSA: Trend delle popolazioni di alcune specie di uccelli nidificanti di Lombardia

S12.2 – ZACCARELLI, PETROSILLO & ZURLINI: Analisi spazio-temporale del *ecological change*

S12.3 – IRACI SARERI & CANTONE: Biodiversità, protezione ambientale e disturbo antropico

S12.4 – CARCANO, BRIZZIO, ARISCI & MOSELLO: Chimica delle deposizioni atmosferiche nelle aree forestali alpine del progetto CONECOFOR. Apporti di azoto al suolo ed alle acque di scorrimento superficiale

 **S12.5 – CARUSO, MIGLIORINI, PIGINO & BARGAGLI:** Community structure of soil arthropods in heavy metal contaminated soils: Preliminary data on the Colline Metallifere Southwestern Tuscany, Italy)

 **S12.6 – COLETTI & GIUPPONI:** Il re di quaglie (*Crex crex* L.) nella provincia di Belluno: rilievi sperimentali e creazione di mappe di 'suitability' in ambiente GIS

-  **S12.7 – DI FILIPPO, PIOVESAN & SCHIRONE:** Dendroecologia in foreste vetuste: un'applicazione alle faggete italiane
- S12.8 – FERRARINI, ROSSI, MIGLIAZZI & ROSSI:** L'analisi frattale dei dati telerilevati: risultati preliminari ed implicazioni per l'ecologia del paesaggio
-  **S12.9 – ISAIA, BADINO, BONA & BOSCA:** I ragni costruttori di tela nella valutazione della qualità ambientale: un esempio di applicazione
-  **S12.10 – MARCHINI:** Logica fuzzy: prospettive di applicazione nella ricerca ecologica
- S12.11 – SIBILIO, BELLELLI, ESPOSITO, REGO & MAZZOLENI:** Analisi storica degli incendi nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano
-  **S12.12 – VIETTI, MAFFIOTTI & BADINO:** Applicazione su scala regionale di un modello di idoneità ambientale per i vertebrati. Un esempio: il lupo
-  **S12.13 – SITZIA:** Woody species-area regression curves in Po plain hedgerows

S13. Ecologia dei parassiti

Mercoledì 10 settembre, ore 14.30–17.45, Salone delle Feste

S13.1 – GERN: Ecology of *Borrelia burgdorferi* sensu lato, the agent of *Lyme Borreliosis* in Europe and North America

S13.2 – CITTERIO, SARTORELLI, TARANTOLA, GUASTELLA, RAMBALDI, GATTI & LANFRANCHI: Elmintofauna abomasale delle popolazioni di camoscio e capriolo in provincia di Lecco: analisi e possibili implicazioni

S13.3 – ROSÀ, PUGLIESE, GHOSH, RIZZOLI, NORMAN & HUDSON: Modelling the dynamics of Lyme Disease and Tick-Borne Encephalitis in Trentino (northern Italy)

S13.4 – FERRARI, ROSSO, SCALET, NESPEREIRA & RIZZOLI: Comunità di parassiti in *Apodemus flavicollis* e *Clethrionomys glareolus* in Trentino


S13.5 – TAGLIAPIETRA, PERKINS & RIZZOLI: Density-dependent interactions between host and parasite: a case-study of a small mammal population (*Apodemus flavicollis*) and the tick (*Ixodes ricinus*) in TBE foci (Central Alps, Italy)

S13.6 – MANNELLI, TOMASSONE, DE MENEGHI & MENEGUZ: Ecologia delle zecche *Ixodidae* e dinamica di trasmissione degli agenti patogeni

S13.7 – URBANELLI: Different plant-fungus interactions in species of the *Pleurotus eryngii* complex

S13.8 – MATTIUCCI, ABAUNZA & NASCETTI: I parassiti come “indicatori biologici” di stocks ittici: le specie del genere *Anisakis* (Nematoda: Anisakidae)

S13.9 – NASCETTI & MATTIUCCI: Aspetti coevolutivi parassita-ospite: l'esempio dei nematodi anisakidi


 **S13.10 – PECORARO, TIANO & VENDEGNA:** Modello della dinamica epidemica in una metapopolazione


S13.11 – BOLZONI, DEFENDI & CASAGRANDE: The SIRC model for influenza A viruses

S13.12 – GALLI: Introductions of alien host-parasites complexes in natural environment

S14. Bioindicatori e bioaccumulatori

Mercoledì 10 settembre, ore 14.30–17.45, Sala Ovale

 **S14.1 – FONTANA, TIRELLO, BUZZETTI & DUSO:** Indagine ecologico-faunistica sugli Ortotteri del Bellunese, mediante campionamenti rapidi e standardizzati lungo percorsi carrozzabili (Insecta Orthoptera)

 **S14.2 – COMINO, QUAGLINO, GIUDICE & ZRYD:** The moss *Physcomitrella patens* and the photosynthesis performance index to evaluate environmental stress

S14.3 – OTTONETTI, TUCCI & SANTINI: Le formiche come bioindicatori nel ripristino ambientale: caratterizzazione della struttura di comunità mediante analisi multivariata

S14.4 – PAPA, BARTOLI, SMIMMO, ELETTO & FIORETTO: Contenuto di metalli in traccia in foglie di *Quercus ilex* nell'area urbana di Caserta


S14.5 – DE NICOLA, MAISTO, PRATI & ALFANI: Contaminazione dell'area di Napoli da idrocarburi policiclici aromatici (IPA): variazioni spaziali valutate attraverso analisi di foglie di leccio

S14.6 – PELLEGRINO, CIANCIULLI, PAPA, BARTOLI & FIORETTO: Attività biologica in suoli della valle del torrente Solofrana soggetti ad esondazioni

S14.7 – JACOMINI, ANGELINI, ROSSI, MIGLIORINI & BERNINI: Background teorico e applicazione dell'indice di Qualità Biologica del Suolo (QBS)

S14.8 – IORIO, D'AMBROSIO, DE NICOLA & ALFANI: Valutazione in situ della capacità fotosintetica del leccio (*Quercus ilex* L.) in ambiente urbano

S14.9 – MANENTE, MAO, MANCA & PERIN: Biomonitoraggio attivo in laguna di Venezia: studio sulla relazione tra bioaccumulo di metallo pesante (cadmio), suo contenuto nel particolato sospeso e produzione di metallotioneine

 **S14.10 – CANOBBIO & MEZZANOTTE:** Studio sulle caratteristiche ecologiche del torrente Lura in relazione all'uso del territorio circostante

S14.11 – CASTALDELLI, MANTOVANI, SPAGGIARI, FRANCESCHINI, ROSSI & FANO: Analisi integrata dei parametri idrochimici e biologici delle acque interne dell'Emilia Romagna: valutazione della sensibilità dell'indice biotico esteso (IBE) in varie tipologie di corpo d'acqua

S14.12 – LEIS, PREVIATI & FANO: Struttura della comunità edafica in suoli sottoposti a diversi impatti


S14.13 – NIZZETTO, CERABOLINI, GRAMATICA, DILERNIA & DI GUARDO: Contaminanti organici persistenti (POPs) in sistemi forestali lungo un gradiente altitudinale

S15. Conservazione dell'ambiente

Mercoledì 10 settembre, ore 14.30–17.45, Sala Bacco


S15.1 – LAIOLO, DONDERO, CILIENTO & ROLANDO: Consequences of pastoral disuse on the structure and diversity of the alpine avifauna

S15.2 – MARIGNANI, RICOTTA, ROSSI, AVENA & BLASI: Taxa-area curves: a method for quantifying species taxonomic distinctness at different hierarchical levels


 **S15.3 – MINCIARDI & GARGINI:** La valutazione della naturalità e della vulnerabilità di un territorio

 **S15.4 – RANCI ORTIGOSA, ANTONELLI & GATTO:** Influenza dell'ambiente naturale e antropizzato sulla demografia del fagiano di monte (*Tetrao tetrix*) in Trentino


S15.5 – DURETTO, CIRIO, CASTINO, VARALDI & GIORDANENGO: Model of acoustic characterization in Community Importance Sites

 **S15.6 – MADONIA, BARILE, CONTI & GIUGLIANO:** Un approccio sistemico all'analisi delle interazioni tra componenti biotiche ed abiotiche negli ecosistemi vulcanici

S15.7 – BACCHIOCCHI, ABBIATI & AIROLDI: Distribution and dynamics of intertidal epibiota on coastal defences structures in the North Adriatic Sea


 **S15.8 – GAZALE, PALA, ZANELLO & COSSU:** Realizzazione di un sistema informativo territoriale per la gestione dell'area marina protetta dell'isola Asinara

S15.9 – GANDOLFI, CIUTTI, AJMONE MARSAN & GRANDO: Genetic diversity and population structure of Arctic char, *Salvelinus alpinus*, from Trentino (Italy)

 **S15.10 – BALESTRINI, ROSSETTI GRECO & ARESE:** Approccio metodologico per lo studio del ruolo degli ecotoni ripari nella rimozione dei nutrienti: studio preliminare su un fontanile nel Novarese

S15.11 – ZANE, BARBISAN, FONTANA, FORLANI, LUDWIG, PEPE, ROSSI & CONGIU: Studio della variabilità genetica mitocondriale e nucleare dei riproduttori e di esemplari da ambiente naturale dello storione cobice, *Acipenser naccarii*: implicazioni per la conservazione







S15.12 – FICETOLA & PADOA-SCHIOPPA: Esigenze ecologiche di *Emys orbicularis* e implicazioni per la sua conservazione





 **S15.13 – CIONINI, DI GIUSEPPE & DINI:** Monitoraggio molecolare delle piante marine sottoposte ad impatto ambientale di origine antropica

Poster

P1. Prima giornata

Lunedì 8 settembre nelle Sale Camino e Diana

- P1.1 – TREMOLADA, BORSANI, BERNARDINELLI, FINIZIO & DI GUARDO:** Previsione del destino ambientale di antiparassitari nell'ecosistema
-  **P1.2 – PATI & BELMONTE:** Benthic resting stages: a neglected matter in ecotoxicology?
-  **P1.3 – CASU, MALTAGLIATI & CASTELLI:** Analisi della struttura genetica di *Ophelia bicornis* Savigny, 1818 (Annelida, Polychaeta) nel Mediterraneo occidentale
-  **P1.4 – COSSU, CASU, LAI, MALTAGLIATI, CASTELLI & COMMITO:** Analisi della struttura genetica di *Gemma gemma* (Eulamellibranchia: Veneridae) del Maine e della Virginia (USA) mediante marcatori ISSR (Inter-Simple Sequence Repeat)
- P1.5 – ROSSARO, CASALEGNO & MARZIALI:** Descrizione di programmi utili nell'analisi dei dati biologici
- P1.6 – FINIZIO, SENESE, VILLA, GENAH & BENFENATI:** Definizione di indici integrati di classificazione del rischio derivante dalla diffusione di sostanze inquinanti presenti nei percolati di discariche
- P1.7 – VERRO, FINIZIO, AUTERI, SALA & VIGHI:** Integrazione di sistemi informativi territoriali e modelli previsionali per l'analisi del rischio, per gli ecosistemi terrestri, associato all'uso di prodotti fitosanitari
- P1.8 – TREMOLADA, SUGNI, BARBAGLIO, MOZZI, INVERNIZZI, DORIA, BONASORO & CANDIA CARNEVALI:** Effetti dell'esposizione al TPT-CL sui fenomeni rigenerativi degli echinodermi crinoidei
- P1.9 – GRACE BARROS, ZUPPI, PERIN & NOVAIS DE OLIVEIRA:** Studio e monitoraggio di un ecosistema di mangrovie a Joinville - Brasile
- P1.10 – RODOLFI & PICCO:** Studio della popolazione fungina endofitica di graminacee da foraggio del Nord Italia
- P1.11 – BARALDI, GANDOLFI, BELLAVERE & ROSSI:** Coesistenza e relazioni filogenetiche di morfotipi del genere *Heterocypris* (Ostracoda, Crustacea) sull'isola di Lampedusa
-  **P1.12 – FINAMORE, BIANCO, LARGIADER & MILONE:** Genetic diversity among Italian bleak, *Alburnus albidus* populations from Southern Italy: preliminary analysis of cytochrome b sequence variation
-  **P1.13 – BACCI, CARANNANTE, CHIOTA, DI NUZZO, MAGNIFICO & CASOLA:** Il gruppo Educambiente: un'esperienza in crescita
- P1.14 – FOSSI, IACOCCA, LANCINI, BONACCI, FLORIO, PERRA, CARUSO, GUERRANTI, CORSOLINI, CORSI & FOCARDI:** Valutazione della qualità ambientale dell'area marina protetta delle isole Egadi; utilizzo di *Coris julis*, *Paracentrotus lividus* e *Patella coerulea* come specie bioindicatrici
- P1.15 – FERRARI & DI GUARDO:** Costruzione, calibrazione e validazione di un modello a stato non stazionario per la valutazione del destino di molecole organiche nelle acque superficiali
- P1.16 – CASSANI, DI LERNIA & DI GUARDO:** Studio delle deposizioni atmosferiche di POPs lungo un gradiente altitudinale nelle Alpi
- P1.17 – BONATTI, FURLAN, MANENTE & PERIN:** Studio della concentrazione di IPA in tre specie ittiche della Baia di Babitonga – SC – Brasile
- P1.18 – BONVISSUTO, PAPA, GRAMATICA & DI GUARDO:** Stima della persistenza ambientale di idrocarburi policiclici aromatici studiata mediante spettrometria di massa e modelli QSAR
-  **P1.19 – GUIDETTI, CHIANTORE, ZICHICHI, ELIA, MANGIALAJO, MORI & CATTANEO-VIETTI:** Density and population structure variability in the sea urchin *Paracentrotus lividus* Lam.: effects of scale and habitat heterogeneity
- P1.20 – JONES-EVANS, MAESTRI & MARMIROLI:** Adaptation of natural populations to contaminated soils: targeting ecologically meaningful genetic variation
- P1.21 – MINGAZZINI & PALUMBO:** Utilizzo combinato di due differenti procedure ecotossicologiche per valutare la biodisponibilità di metalli in acque fluviali contaminate
- P1.22 – FORASACCO, LEONI, FONTVIELLE & COTTA RAMUSINO:** Le popolazioni di *Simocephalus* spp. (Cladocera, crustacea) in due laghi prealpini


-  **P1.23 – DE PIRRO, SARÀ, MAZZOLA & CHELAZZI:** Metabolic response of a new Lessepsian entry *Brachidontes pharaonis* (Bivalvia, Mytilidae) in the western Mediterranean: effect of water temperature and salinity
- P1.24 – FEDELE & BASSET:** Analisi dei rapporti gerarchici nelle corporazioni fitoplanctoniche: esperimenti di laboratorio su microcosmi
- P1.25 – TRABACE, PALMA, MARTELLA, CASAMASSIMA & MERENDINO:** Risposta della comunità di macroinvertebrati ad alterazioni ambientali
- P1.26 – MUGNAI, VIRGILIO, SARTI, MACI, ABBIATI & PELLEGRINI:** Valutazione della tolleranza di 3 popolazioni di *Hediste diversicolor* (Polychaeta: Nereididae) in seguito all'esposizione a diverse concentrazioni di metalli pesanti
- P1.27 – BOTTARIN, MUTSCHLECHNER & TAPPEINER:** Macrobentos e territorio: un approccio multimetrico mediante GIS
-  **P1.28 – LANCIOTTI, BECHINI, LORINI & CORSINI:** Indagine ecotossicologica sul sedimento dell'area umida Padule di Fucecchio
- P1.29 – VOLPI GHIRARDINI, DELANEY, TAGLIAPIETRA, ARIZZI NOVELLI, FRANGIPANE & GHETTI:** Bioaccumulo di PCDD/PCDF in *Hediste diversicolor* (Polychaeta: Nereididae) nella laguna di Venezia
-  **P1.30 – DI MARTINO, ARESE & BALESTRINI:** Bilancio di massa dell'N in un ecosistema forestale montano della Valtellina: ipotesi sul grado di saturazione
- P1.31 – FONTANA, TIRELLO, BUZZETTI & DUSO:** Il cortippo dei greti (*Glyptothorpus pullus*) in Italia: Stato di conservazione e primi interventi di protezione delle popolazioni ancora presenti lungo il Piave (Insecta Orthoptera Acridoidea)
- P1.32 – PEPI, SANTONI, NICOLARDI & GAGGI:** Degradazione di idrocarburi alifatici da parte di una comunità microbica isolata dalla Laguna di Venezia
- P1.33 – LEONI, ANZANI, MARIANI & GARIBALDI:** Evoluzione trofica del Lago d'Iseo
- P1.34 – LEONI, ROGORA, ARISCI, MORABITO, GARIBALDI & MOSELLO:** Effetti del liming con idrossido di calcio sulle caratteristiche chimiche e biologiche di un piccolo lago eutrofo (Lago Alserio, Como): esperimenti in mesocosmi
-  **P1.35 – GAMBINI, PEZZOTTI & TRIMARCHI:** Il fontanile: un'aula di educazione ambientale per fare la conoscenza di un ecosistema. Audiovisivo realizzato per gli studenti di Scienze della Formazione Primaria

P2. Seconda giornata

Martedì 9 settembre nelle Sale Camino e Diana

- P2.1 – MATOZZO & MARIN:** Induzione di proteine vitellogenina-like nella vongola *Tapes philippinarum* dopo esposizione a 4-nonilfenolo
- P2.2 – CAPIROLI, SANTO & RICCI:** Cibo e dormienza in rotiferi bdelloidei
- P2.3 – DAGNA, FENOGLIO, GIORDANO, CUCCO & MALACARNE:** Monitoraggio della qualità biologica dei suoli in Valle Bormida (NW Italia): le comunità di invertebrati
- P2.4 – BO, GALLINA, AGOSTA, FENOGLIO & CUCCO:** Caratterizzazione del drift in un tratto del torrente Erro (AL)
- P2.5 – FIERRO, DI TOMMASI, BERTOLINI & MAGLIULO:** Monitoraggio delle emissioni di N₂O mediante la tecnica della correlazione turbolenta in un sistema agricolo dell'Italia meridionale
- P2.6 – GAMBA, PONTI, COLANGELO & CECCHERELLI:** Distribuzione della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) nella Pialassa Baiona e stima della consistenza dello stock commercialmente sfruttabile
- P2.7 – GIANGUZZA & RIGGIO:** Relationship between body size and egg features in *Oxyntoe olivacea* (Gastropoda: Opisthobranchia)
- P2.8 – BATTAINI, GRAMATICA & CENCI:** Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi di Piemonte e Sicilia: Analisi mediante metodi chemiometrici
- P2.9 – MANCINELLI, COSTANTINI, IACOMINO & ROSSI:** Variazione taglia-dipendente nei valori di ¹³C nell'isopode terrestre *Philoscia muscorum*: prova di uno shift ontogenetico di nicchia trofica indotto da competizione intra-specifica?

- P2.10** – IACOMINO, MANCINELLI, COSTANTINI & ROSSI: Reti trofiche e ruolo dello sforzo di campionamento in diversi contesti ambientali
- P2.11** – COPETTI, TARTARI, MORABITO, OGGIONI, MARGARITORA, LEGNANI & IMBERGER: A biogeochemical model of lake Pusiano (North Italy) and its use in the predictability of phytoplankton blooms: first preliminary results
- P2.12** – CARRER, CORDELLA & SALMASO: Principali caratteristiche chimiche e biologiche di due laghi fortemente eutrofizzati nella zona prealpina della provincia di Treviso (laghi di Revine)
-  **P2.13** – BARALDI, MAURI & SIMONINI: Arricchimento ambientale di metalli ed effetti sulla demografia del polichete *Dinophilus gyrociliatus*
- P2.14** – NERI, GENTILE, RIVA, SIRONI, RICCIARDI, BINELLI & PROVINI: Influenza di alcuni fattori biotici e abiotici sull'attività EROD e AChE in *Dreissena polymorpha*
- P2.15** – LUDOVISI, PANDOLFI, PIERONI & TATICCHI: Impiego della divergenza simmetrica di Kullback-Leibler nell'analisi di _diversità di comunità planctoniche lacustri
- P2.16** – ELIA, ANASTASI, DÖRR & TATICCHI: Valutazione di biomarkers di stress ossidativo in organismi acquatici esposti alle acque del Lago Trasimeno trattate con alcuni disinfettanti
- P2.17** – PANDOLFI, LUDOVISI, TODINI & TATICCHI: Patterns nictemerali di distribuzione spaziale di *Cyclops abyssorum* Sars nel lago di Piediluco
-  **P2.18** – SETINI, ACCORDI, GALLO & KETMAIER: Valutazione del danno al DNA e di alterazioni ultrastrutturali nel fegato e rene di *Danio rerio* esposto a concentrazioni consentite dalla normativa vigente in Italia di Nichel e Cadmio
- P2.19** – VARONE, CRESCENTE & GRATANI: Pollution level indexes in urban area
-  **P2.20** – MAGARELLI, MAGNO, SATURNO, VISCIOGLIOSI & BITONTE: Definizione dello stato ambientale del fiume Basento secondo il Dlgs. 152/99
- P2.21** – INGLIMA, SUBKE, PERESSOTTI, DELLE VEDOVE & COTRUFO: A new chamber technique to enable simultaneous measurements of efflux rate and isotopic composition of soil respired CO₂
- P2.22** – DEL GALDO, DE ANGELIS, OECHEL & COTRUFO: C sequestration in soil exposed to elevated atmospheric CO₂ concentrations
- P2.23** – BARTOLI, PEZONE, NARDO, PAPA & FIORETTO: Biomonitoraggio nel basso corso del fiume Volturno
-  **P2.24** – BELLO, CARAVELLO, BONANNO & TAROCCO: La valorizzazione di un corridoio ecologico in area urbana: il Canale Scaricatore di Padova
- P2.25** – GUZZELLA, POLESELLO & ROSCIOLI: Analisi di composti organici non convenzionali per valutare la qualità delle acque: il caso del fiume Lambro
- P2.26** – MELAKU CANU & SOLIDORO: Suddivisione della laguna di Venezia su base fisica, analisi dei flussi fra le aree, e caratterizzazione delle stesse
- P2.27** – MANTOVANI, CASTALDELLI, MASCELLANI, MELCHIORRI, ROSSI & FANO: Studio delle relazioni tra parametri abiotici e produzione primaria fitoplanctonica nei bacini di biodepurazione ed accumulo di un impianto di potabilizzazione di acqua del Po
- P2.28** – FRANCHI, RENZI, VOLTERRANI & FOCARDI: Stima del carico trofico immesso nella laguna di Orbetello dalle attività produttive e dagli impianti di trattamento dei reflui civili mediante analisi chimico-fisiche del sedimento
- P2.29** – BRAMANTI, IANNELLI & SANTANGELO: Lo studio della dinamica di popolazione delle specie sovrasfruttate: l'esempio del corallo rosso (*Corallium rubrum* L. 1758)
- P2.30** – SCONFIETTI, MARCHINI & DONDI: Caratterizzazione ecologica della laguna di Grado-Marano: indagine sul macrobenthos sessile e mobile
- P2.31** – DE LEO & AMADEI: Fattori di successo nella diffusione dei Sistemi di Gestione Ambientale
- P2.32** – RUTIGLIANO, D'ASCOLI, DE PASCALE, MASTANTUONI & CASTALDI: Risposta della microflora edafica all'aggiunta di cromo in un suolo della Valle Solofrana (Campania)
-  **P2.33** – MIGLIORE, TANCIONI, MATTEI, MANCINI & CATAUDELLA: Valutazione ecotossicologica dei disinfettanti per le acque (ClO₂, NACLO & PAA): determinazioni sul campo (Fiume Tevere) e indagini di laboratorio

-  **P2.34 – GAGGI, NICOLARDI, SANTONI, INNOCENTI & FERROZZI:** Calcolo dei coefficienti di ripartizione dei dixantogenati
- P2.35 – COVONE, TINELLI & GRATANI:** Plant biomass and leaf area index (LAI) variations in the broadleaf mixed forests at Castelporziano Estate (Rome)

P3. Terza giornata

Mercoledì 10 settembre nelle Sale Camino e Diana


P3.1 – LALUMERA, CROSA & CALAMARI: The trophic trend of the Varese lake

P3.2 – CASSELLI, PONTI & ABBIATI: Valutazione della qualità ambientale della laguna costiera Pialassa Baiona attraverso lo studio dei suoi popolamenti bentonici

P3.3 – GIACANELLI: The wild flora in the European regulations on Nature Protection: significance for biodiversity conservation

P3.4 – FATTORINI: Species abundance models: biological assumptions, mathematical properties and statistical approaches


P3.5 – TARDIO & CANTONATI: La nuova Stazione Limnologica del Museo Tridentino di Scienze Naturali al Lago di Tovel

 **P3.6 – CASOLA, LANERA, MAGNIFICO, PLASTINA, SCARDI, VALIANTE & VINCI:** Analisi descrittiva della prateria di *Posidonia oceanica* nel tratto di mare compreso tra Santa Severa e Marina di Tarquinia (Lazio, Italia)

 **P3.7 – CASOLA, LANERA, MAGNIFICO, PLASTINA, SCARDI, VALIANTE, VINCI & FRESI:** Effetti della pesca con attrezzi a traino sui popolamenti bentonici


P3.8 – GIACANELLI: European lists of protected flora species in relation to Alpine biodiversity conservation

P3.9 – FATTORINI, GIACANELLI, ANGELINI, PINCHERA, ONORI & AMADEI: A community-based approach to evaluate the habitat sensibility: a preliminary analysis of flora and fauna of the Dolomiti Bellunesi National Park

 **P3.10 – FATTORINI:** Using distributional data to evaluate the conservation efficiency of European lists of protected invertebrates: a case study of the Italian Alps

P3.11 – GENELETTI & CIPRIANO: Costruzione di un sistema informativo dei valori faunistici per il Bacino dell'Avisio (Trentino)

P3.12 – BRACCHINI, LOISELLE, DATTILO, PARRELLA, HULL & ROSSI: Modello di Trasferimento radiativo di misure del Disco di Secchi. Stima della *upwelling radiation* fotosinteticamente attiva


 **P3.13 – FATTORINI:** Are European lists of protected invertebrates representative of the Alpine biodiversity in need of protection?

P3.14 – PUPPI, ZANOTTI & UBALDI: Diversità floristica in sistemi forestali dell'Appennino bolognese

P3.15 – CANTONATI, LAZZARA, ANGELI, CORRADINI, TAVERNINI, TOLOTTI & BERTUZZI: Valutazione del valore naturalistico e individuazione delle principali problematiche di gestione dei laghi d'alta quota situati su rocce cristalline di diversa natura





P3.16 – CANTONATI, ANGELI, LAZZARA, FILIPPI & FRISIA: I sedimenti di laghi del Trentino: utili archivi per la ricostruzione delle variazioni ambientali e climatiche

P3.17 – CIRIO, VAZZOLA & FERRARATO: Analisi ecosistemica nell'ambito del Piano di Tutela delle acque nella Regione Piemonte

 **P3.18 – MINCIARDI, POMA & ROSSI:** L'individuazione dei valori e delle sensibilità faunistiche di un territorio





P3.19 – MARCELLI, CARLINI, DI MAIO, LAZZARA, NARDELLO, VELLUCCI & RIBERA D'ALCALÀ: Modello di stima della produzione primaria pelagica basato sulle variazioni circadiane dell'efficienza fotosintetica











P3.20 – GALLI, BENZONI, EL-SAID, ALLAM HARHASH & EMAN: Metazoan parasite component communities in fish from the Ras Mohammed National Park, National Parks of Egypt South Sinai Sector (Egypt)

- P3.21 – ACQUARONE & CUCCO:** Immagini satellitari vs. rilievi in campo nello studio della distribuzione dell'avifauna
- P3.22 – PUNELLI, REVERBERI, DELLA ROSA, FABBRI, ZJALIC, FANELLI & URBANELLI:** Evidences of adaptive polymorphisms related to the laccase genes in fungi of the *Pleurotus* genus
-  **P3.23 – FRANCESCHINI, SPAGGIARI & TONNA:** Individuazione degli ecotipi di riferimento per i bacini idrografici significativi della regione Emilia-Romagna
- P3.24 – GIORDANI, VIAROLI, ZALDIVAR & MURRAY:** LaguNet, the Italian lagoon observational network. Evaluation of fluxes and derived ecosystem functions in the transition zones along the Italian Coast
- P3.25 – ESPOSITO, SICUREZZA, STRUMIA & MAZZOLENI:** Studio della banca semi di una comunità a macchia mediterranea: effetto del fuoco e del microhabitat
-  **P3.26 – CASU, CECCHERELLI & CASTELLI:** L'effetto del calpestio sulla meiofauna e macrofauna dell'infralitorale superiore roccioso nell'AMP dell'Isola dell'Asinara (Sardegna Nord Occidentale)
- P3.27 – NIZZOLI, WELSH, FANO & VIAROLI:** Impatto di elevate densità di *Tapes philippinarum* e *Mytilus galloprovincialis* sui flussi bentici di O₂, CO₂ e nutrienti e sulla riduzione del nitrato in una laguna costiera (Sacca di Goro)
-  **P3.28 – COMPARE, GARIBALDI, LEGNANI & ROMANÒ:** Caratterizzazione limnologica dei principali laghi alpini delle Orobie bergamasche
- P3.29 – AZZONI, NIZZOLI, GILLI & VIAROLI:** Indagini sullo stato di conservazione dei fontanili di Corte Valle Re (Campegine, Reggio Emilia)
- P3.30 – GENTILE, IOVIENO, VITTOZZI, RUTIGLIANO & VIRZO DE SANTO:** Biodiversità funzionale e attività eterotrofica del suolo di un bosco di *Robinia pseudoacacia* L. su substrato generato dalla eruzione del 1944
- P3.31 – ROSSI, FERRARINI & ROSSI:** L'approccio geostatistico ai dati telerilevati
- P3.32 – LONGHI, BOLPAGNI, SPOTORNO, BARTOLI & VIAROLI:** Caratterizzazione di acqua, sedimento e macrofite nella Riserva Naturale 'Paludi di Ostiglia'
- P3.33 – LAMI, MUSAZZI, BETTINETTI, MARCHETTO, BUCHACA, KERNAN & GUILIZZONI:** Utilizzo dei pigmenti algali fossili nella ricostruzione quantitativa dello stato trofico lacustre
-  **P3.34 – GAGGI, SANTONI & FERROZZI:** Cinetiche di degradazione degli xantati in acqua e sedimento

P4. Candidati ai Premi Marchetti

Da lunedì 8 a mercoledì 10 settembre in Sala Specchi

- P4.1 – SANTINELLI, NANNICINI & SERITTI:** The central role of dissolved organic carbon (DOC) and chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in marine ecosystems
- P4.2 – BATTAINI, GRAMATICA & CENCI:** Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi di Piemonte e Sicilia: analisi mediante metodi chemiometrici
- P4.3 – GIAREI, BETTINETTI, MANGIAROTTI, TONETTI & PROVINI:** Protocollo per lo studio del bioaccumulo in oligocheti tubificidi in test di laboratorio
- P4.4 – PALUMBO & MINGAZZINI:** Potenziale di Crescita Algale (AGP): un possibile descrittore della contaminazione in acque fluviali
- P4.5 – DATTILO, BRACCHINI, CARLINI, LOISELLE & ROSSI:** Effetti della radiazione UV sulla mortalità di *Artemia franciscana* nello stadio di nauplio e di adulto
-  **P4.6 – VITTOZZI, DE MARCO, FIERRO & VIRZO DE SANTO:** Decomposizione della lignina in lettieri di aghifoglie e latifoglie incubate in una foresta temperata e in una foresta boreale
-  **P4.7 – VITALE, ARENA, D'AMBROSIO & VIRZO DE SANTO:** Influenza della luce e della temperatura sull'attività fotorespiratoria in piante di *Phaseolus vulgaris* L.
-  **P4.8 – MODUGNO, ROSSI & MISTRI:** Qualità trofica del sedimento e biodepositi: ruolo di due bivalvi alloctoni
-  **P4.9 – MANFRINI, FANO & LEIS:** Frammentazione dell'habitat ed artropodofauna in un ecosistema urbano

-  **P4.10 – PREVIATI, FANO & LEIS:** Management ambientale di ecosistemi boschivi e comunità ad invertebrati terrestri
- P4.11 – LEGATO & TIBI:** Carte bionomiche dei fondali infralitorali e circalitorali di Punta Sestri e Punta Manara (Riviera Ligure di Levante)
-  **P4.12 – ZAPPI, CASTALDELLI & FANO:** Analisi della qualità ecologica del canale circondariale di Ferrara
-  **P4.13 – CASCONE, TADDEI & TENNERIELLO:** Modelli di diffusione in ambienti frammentati
-  **P4.14 – CASCONE, DE LUCA, SIBILIO & TADDEI:** Modelli matematici di relazione ambientale per capriolo (*Capreolus capreolus*) e cinghiale (*Sus scrofa*)
- P4.15 – PILUTTI, PAPA & GRAMATICA:** Indice generale di persistenza atmosferica: approccio predittivo QSAR
- P4.16 – SPITALE, CANTONATI & TARDIO:** Rappresentatività dell'evoluzione del fitoplancton in diverse tipologie di mesocosmi
- P4.17 – SCHIPANI:** Studio di un corso d'acqua cementificato e proposte per la sua rinaturazione: il caso del Sangro in Abruzzo
- P4.18 – LANCIERI, ESPOSITO, SIRIGNANO, MIGLIORE & GAUDIO:** Embriotossicità della Deltametrina su *Danio rerio*
-  **P4.19 – CALVISI, MORETTO, ODORICO & PESSANI:** Il turista subacqueo e la sensibilità verso l'ambiente: indagine nella Riserva di Miramare (TS)
-  **P4.20 – SALERNO & BUZZI:** Il bacino carsico del Lago di Pusiano: utilizzo simultaneo di un modello idrologico e metodologie sviluppate in ambiente GIS
-  **P4.21 – GIANGUZZA, ZAVA & RIGGIO:** The molluscan settlement of a mediterranean saltwork (TP, Sicily)
- P4.22 – GIANGUZZA, SICILIA, LILLO, ZAVA, BERNINI & RIGGIO:** Riproduzioni autunnali di *Bufo viridis* Laurenti, 1768 in Sicilia
-  **P4.23 – DI MAIDA, PIRROTTA, CALÌ, CASCINO, TOMASELLO & CALVO:** Distribuzione dei borers nelle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile della Sicilia
-  **P4.24 – CASCINO, CALÌ, DI MAIDA, PIRROTTA, TOMASELLO & CALVO:** Struttura morfologica di fasci abortiti in *Posidonia oceanica* (L.) Delile
-  **P4.25 – SATTA:** Realizzazione di sistema territoriale per la gestione e valorizzazione del pSIC Stagno e Ginepreto di Platamona (Sardegna nord-occidentale)

Lecture plenary

Linking ecology and ecotoxicology: Some progress with benthic communities

Wim Admiraal

Wim Admiraal, Faculty of Sciences, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
Email: admiraal@science.uva.nl, URL: <http://www.science.uva.nl/research/aee>

Abstract: Field oriented approaches have recently been developed within the young discipline of ecotoxicology complementing earlier laboratory studies focusing mainly on single species and single toxicants. This development matches the current questions on the changes in nature that are argued to be mostly multi-factorial. The change of perspective is illustrated using the pollution record and ecological recovery of the River Rhine. Consequently research approaches were summarized for individuals, populations and communities of river organisms. Such studies allow an analysis of the role of toxicants in conjunction with ecological mechanisms.

1. INTRODUCTION

The impact of environmental change is a dominant concern to the research community and to society in general. Some perturbations of biological systems are caused by natural factors such as climate change or invasive species. Modified natural variables directly change the conditions for development and competition of species. Monitoring of species in the environment provides essential documentation, while experimental analysis in conjunction with modeling is providing a mechanistic understanding of changing ecosystems. Studies on different levels of biological organization i.e. molecular, individual, population and ecosystem are essential. Such a hierarchical approach is seen as essential for ecological understanding as well as for understanding environmental change.

The large scale production and release of man-made chemicals and the mobilization of natural elements e.g. metals is leading to extremely complex questions. Very large numbers of compounds with widely different biological reactivities are involved. There are thousands of biocides and the number of aromatic compounds produced may even exceed millions. Environmental chemists and ecotoxicologists have studied the fate of some of these compounds in the environment and their effects on biota. It has been recognized since the early days of ecotoxicology that ecology is an essential discipline needed to

solve the questions arising from the emission of chemicals in the environment, but so far disciplinary borders have been hard to cross.

Here I like to investigate some trends in the development of ecotoxicology and verify whether these match with the development of ecological science. Discussing the large scale pollution of the River Rhine I attempt to formulate priorities for integrated ecotoxicological and ecological research. Consequently some approaches to populations and communities in rivers and streams will be elaborated

2. SOME NOTES ON THE DEVELOPMENT OF ECOTOXICOLOGY

Ecotoxicology is a young branch of science that has covered in a few decades a highly diverse field of observations on the effects of toxicants in nature and in the laboratory [Calow, 1993/1994]. The quantitative description of the effect of chemicals on biological systems is a fundamental principle expressed in the so-called dose-effect relationship. This principle draws on the human oriented toxicology and can be traced to Paracelsus in the 16th century stating that all substances are toxic depending on their dose. It is not surprising that at an early stage ecotoxicology developed as a specialization of toxicology and was dominated by testing of selected substances on single species of aquatic biota in the laboratory [Rand, 1995]. Similar studies on terrestrial biota

started slightly later. In the course of the seventies and eighties of the last century an impressive number of observations on the toxicity of a wide range of substances was obtained using an ever-expanding number of test species. Such data are nowadays electronically available¹. At least for selected chemicals it became evident that species showed wide differences in sensitivity, and the available information on this variability formed the foundation for regulating the chemicals in the environment. Statistical treatment of the distribution of sensitivities [Van Straalen and Denneman, 1989] was used to define the ecological risk of a number of chemicals. Later the principle was referred to as the Species Sensitivity Distribution [Postuma et al., 2002] and it serves so far as the basic approach to derive environmentally acceptable concentrations in water, soil and sediments. This risk-based procedure is part of the environmental legislation on chemicals in most western countries.

Following the notion that natural species show a wide variety of sensitivities to specific substances Blanck and Wangberg [1988] introduced the concept of Pollution Induced Community Tolerance (PICT). This concept concentrates on multi-species consortia belonging to a trophic guild, e.g. unicellular algae or heterotrophic bacteria, and stipulated that chemicals act as a selection factor leading to predominance of genetically adapted species. Recently, the so-called food web approach to ecological risk assessment has been introduced [Van den Berg et al., 1998]. A family of hybrid ecosystem, food web and population models has been used to simulate prey and target species in their natural environment under exposure to chemicals [Traas et al., 1996]. Significant advance has been made in detecting ecological variability in ecosystems in relation to impairment caused by (chemical) stressors [Baird and Burton, 2001; Van den Brink and ter Braak, 1999]. Consistent with these developments a current research programme in The Netherlands concentrates on the ecosystem effects of low concentrations of pollutants partly derived from historic pollution².

In summary, recent approaches of ecotoxicology have evolved strongly after the original single species laboratory tests and include a variety of

ecological parameters and techniques. This development is still in progress and views have been expressed to treat ecotoxicological problems as one of the stress factors in ecological systems [Parker et al., 1999; Van Straalen, 2003].

3. A LARGE SCALE EXPERIMENT WITH THE RIVER RHINE

The River Rhine has gone through rather dramatic phases of pollution and recovery in the course of the 20th century and provides a test case for integrated ecological-ecotoxicological approaches. Starting from a more or less pristine (but somewhat regulated) river at the end of the 19th century, the river has been polluted severely by expanding cities and heavy industry, especially in the post-war years 1950-1960. In this period of time the oxygen concentration fell to very low levels and acute toxicity of the water was evident in all of the lower ranges. The river was then inhabited by a highly simplified community of invertebrates, fish and algae. Incidental fish kills and the need to use river water to prepare drinking water prompted the sanitation of the river.

The sanitation agreed among the Rhine states proved to be very effective. A policy driving emission reduction, motivated by early ecotoxicological assessment enabled an impressive recovery documented by reduced concentrations of chemicals and the return of a diversity of aquatic species [see Admiraal et al., 1993]. In the eighties this was marked by the re-colonisation of special invertebrate species like caddis flies and mayflies that had vanished in the main river for decades. At the same time invading species, notably crustaceans, colonized the river [Van den Brink et al., 1991]. During the recovery process a chemical spill (at Sandoz Chemical Company, Basel) prompted the Rhine states to adopt the Rhine Action Programme in 1987, enforcing a further emission reduction, but now adding a new dimension i.e. to achieve an ecological recovery.

The salmon, disappeared earlier in the century, served as a flagship species for the Rhine Action Plan, but certainly other biological targets representing natural riverine ecosystems were invited. This society driven request revealed scientific gaps. The return of species of fish and invertebrates had been ascribed to an improved oxygen regime in the river as well as to a reduced toxicity. Rhine water (and recent sediments) has been found not to be acutely toxic with the methods available in the eighties. Did residual levels of complex chemical pollution still pose an obstacle to the return of more species? Is there still scientific support for the application of laboratory

¹ e.g. AQUIRE

(AQUatic toxicity Information REtrieval);

www.epa.gov/med/databases/aquire.html

²http://www.nwo.nl/nwohome.nsf/pages/NWOA_4YJGFK

based environmental standards? Or is the loss of micro-habitats in the river limiting further re-colonisation? The large numbers of aquatic insect species in the river in the past and their partial return suggested that river insects might serve as keystone species for gauging recovery [Van der Geest, 2002a]. It became evident that the questions on the re-colonisation of the river includes studies on the physical and chemical niches for riverine species, defined by a multitude of factors acting at the same time rather than by factors acting in isolation.

4. AQUATIC INSECTS AND MULTIPLE STRESS

Benthic invertebrates and especially caddis flies and mayflies have been used in monitoring of running waters and their presence is interpreted as indication for high ecological quality. To verify such observations, and especially to relate these to toxicant levels, it is essential to subject the insects to experiments. Cultures of two caddis fly species have been established by Greve et al. [1998] and egg banks of a mayfly species are being maintained [Greve et al., 1999]. These facilities allowed detailed information on the feeding requirements and behavior in different life stages to be obtained, but lend themselves also to test the influence of joint action of natural agents and toxicants. Experiments on the mayfly *Ephoron virgo* showed that sub-optimal oxygen concentration in the water diminished the survival under exposure to copper [Van der Geest et al., 2002b]. Furthermore, first instars of caddis flies proved to be much more sensitive to the insecticide diazinone than fifth instars. Populations of caddis flies having so long and complicated larval stage in the river are very susceptible to mortality of early life stages and this was identified as a primary cause for their absence in the (diazinone) contaminated river Meuse [Van der Geest et al., 1997].

Inhibitory chemicals and natural (limiting) factors may have joint effects on biota referred to as multiple stress [Heugens et al., 2001], an example being provided by the joint effects of oxygen and copper in *E. virgo*. Survival is not a sufficient criterium for persistence in nature, the population growth rate being a more relevant endpoint. Using a population dynamic view Heugens et al. [2003] explored the interaction of food level, temperature, and cadmium exposure in *Daphnia magna*, and showed the strong dependence of population growth on the co-action of all three factors. Inhibition by the toxicant was greatly enhanced at high temperatures and low food conditions. Conversely toxicants may affect the range of

natural condition that a species can occupy: it potentially changes the niche of a species [Van Straalen, 2003].

The findings on the planktonic water fleas are likely to apply to the persistence of aquatic insects in polluted rivers where so many factors have changed. Confirmation of multiple stress affecting river insects was obtained by De Haas et al. [2002] using two species: *E. virgo* and *Chironomus riparius*. These two species represent two different life strategies: *E. virgo* is a slowly growing representative of nutrient-poor, oxygen-rich large rivers, while *C. riparius* is a rapidly growing species abundant in eutrophic, oxygen depleted streams. De Haas et al. [2002] observed that older (polluted) flood plain sediments of the R. Rhine inhibited *E. virgo* and that *C. riparius* was less sensitive especially when supplied extra food, a condition not exploited by larvae of *E. virgo*.

In summary, the variables food, temperature, and oxygen are vital natural selection factors for riverine invertebrate species and their interaction with sublethal concentrations of toxicants is likely to determine their occurrence in rivers affected by human activity.

5. ADAPTATION TO TOXICANTS

Prolonged exposure of populations of aquatic organisms to toxicants may lead to adaptation following selection processes that drive also micro-evolution under natural (non polluted) conditions. Genetic adaptation to metals in a midge species has been confirmed in a metal polluted stream [Postma and Groenendijk, 1999] and proved to be a dynamic process of progressing adaptation counteracted by inbreeding with non adapted larvae drifting in the stream [Groenendijk, 2002]. Genetic adaptation in this aquatic insect accords with the well known phenomenon of pesticide resistance in terrestrial insects. It has been indicated that also the selection for tolerance in aquatic arthropods included tolerance for common organophosphate pesticides. After partial recovery of the River Rhine organophosphate tolerant gammarid species seem to have replaced more sensitive indigenous species [Streit and Kuhn, 1994]. Whether the capacity to adapt to organophosphates in certain aquatic invertebrate species is higher than in others is not known, nor is the genetic adaptation to many other common toxicants.

While pesticide resistance in target species arises from strong selection pressures by very selective agents, the populations of (non target) aquatic organisms may often be sublethally exposed to a variety of non-specific toxicants such as metals. Nevertheless the selection mechanisms may be

essentially similar. Ecology and ecotoxicology may benefit from the same rapidly evolving genetic instruments to characterize the selection process [Neumann and Galvez, 2002].

6. BIOFILMS COMMUNITIES

Biofilms are spatial structures of interacting bacteria and algae embedded in a gelatinous matrix, excreted by the micro-organisms. These consortia are covering almost all wet surfaces, and are a vital component of aquatic ecosystems including rivers. Biofilms are an important source of food for invertebrates and some fish larvae and are vital to the transformation of natural compounds in water.

The species composition of sessile micro-algal consortia, especially diatoms, is extensively used for monitoring the quality of river waters [Prygiel et al., 1999]. Therefore, biofilm communities provide a relevant test case to detect community effects of toxicants. The response of natural, intact biofilms to metal addition was found to differ from the response of isolated, suspended individual cells [Guasch et al., 2003]. The embedding of cells in mucilage as thin as one millimeter apparently forms a protective barrier against toxicants in the overlying water. Prolonged exposure to metals has been shown to lead to increased mucus formation and to replacement of erect growth forms by compact growth forms [Barranguet et al., 2002]. It has been concluded that biofilm organisms through their tight packing and interactions are bound to feedback processes at the community level. Blanck and Wangberg [1988] used biofilm communities to test the PICT concept (see before). Later the concept has found confirmation testing biofilm communities [Blanck and Dahl, 1996; Lehmann et al., 1999], and soil bacteria [Boivin et al., 2002]. Most of the evidence for succession to tolerant life forms is based on overall assessments of the tolerance of the communities in short term tests, but underpinning observations on changes in the species composition of algae became also available [Paulsson et al., 2000; Ivorra et al., 2002].

The rationale in studies on PICT is that exposure to toxicants (metals or organic compounds) exert a significant selection pressure that drives succession. This succession is more readily observed in unicellular organisms with short generation times. Yet PICT has also been observed in nematode consortia [Milward and Grant, 2000].

Succession in multi-species consortia as a result of toxicant exposure may now be demonstrated, but still a number of problems remained. It is still difficult to compare succession in different types

of water. Blanck et al. [2003] compared the species composition and community tolerance in 15 European streams with regional differences in concentrations and bio-availability of zinc and pointed to the difficulty to conclude on metal driven succession at this scale. Often the selection for toxicant tolerance could not be distinguished from the selection due to other factors related to water quality and climate. Consistently, Ivorra et al. [2002] proved that selection by metals is strongly modified by the concentrations of nutrients. Nutrient levels determine the density and spatial structure of biofilm communities, and in thick mats the internal cycling of materials plays a greater role than in nutrient depleted thin layers. Thus, the response of these micro-communities is bound to be variable depending on other key factors, including the grazing by herbivores [Barranguet et al., 2003].

A special condition is created by the role of chemical cues that may be involved in the interaction of micro-organisms in biofilms. Natural toxins are known to be involved in the interspecific competition among micro-algal species and bacterial taxa in biofilms [Juttner and Wu, 2000; Van der Grinten et al. 2003]. Pinpointing the selective role of man-made toxicants might ultimately prove to be much related to the ecological questions on species interaction as caused by natural biocides.

7. CONCLUSIONS

The initial viewpoint of ecotoxicology that biological changes in nature can be extrapolated from laboratory observations has to be re-considered. The evidence provided shows that parameters for survival depend strongly on the divergent conditions in natural ecosystems. The interactions of these conditions with toxicant exposure of individuals and populations are not predictable from laboratory tests. Furthermore, the species that form a vital aspect of natural diversity, e.g. the large number of riverine insect species, are not well represented in existing test batteries and data systems. The long-term effects of toxicants on natural aquatic communities are still difficult to discern from other environmental agents that drive natural ecosystems. However, this challenges ecological science in the first place because it stresses the need for a quantitative and dynamic understanding of the ecological mechanisms, which is bound to be incomplete. However, toxicant exposed systems are likely to provide cases of perturbation that can very well be exploited to improve ecological understanding. Rigorous approaches to common problems in ecology and ecotoxicology must involve

integration of experimental observation, field studies and model analysis. The back-up from physiological and genetic techniques and numerical analysis at different time and spatial scales is equally indispensable.

8. ACKNOWLEDGEMENTS

I like to acknowledge cooperation with Michiel HS Kraak, Harm van der Geest, Suzanne C Stuijtzand, Jaap F Postma, Nuria Ivorra, Dick Groenendijk, Elske M de Haas, Evelyn HW Heugens, Christiane Barranguet, Gerdit Greve, and Bas van Beusekom. The research was funded by the Dutch National Science Foundation, the European Commission and the Ministry of Public Works, The Netherlands.

9. REFERENCES

- Admiraal, W., G. van der Velde, H. Smit and W.G. Cazemier, 1993. The rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: present state and signs of ecological recovery. *Hydrobiologia* 265: 97-128.
- Baird, D.J. and G.A. Burton (eds.), 2001. Ecological variability: separating natural from anthropogenic causes of ecosystem impairment. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, 307 pp.
- Barranguet, C., M. Plans, E. van der Grinten, J.J. Sinke and W. Admiraal, 2002. Development of photosynthetic biofilms affected by dissolved and sorbed copper in an eutrophic river. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(9): 1955-1965.
- Barranguet, C., F.P. van den Ende, M. Rutgers, A.M. Breure, M. Greijdanus, J.J. Sinke and W. Admiraal, 2003. Copper induced modifications of the trophic relations in riverine algal-bacterial biofilms. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(6): 1340-1349.
- Blanck, H. and SA Wangberg, 1988. Validity of an ecotoxicological test system – short-term and long-term effects of arsenate on marine periphyton communities in laboratory systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 1807-1815.
- Blanck, H. and B. Dahl, 1996. Pollution-induced community tolerance (PICT) in marine periphyton in a gradient of tri-n-butyltin (TBT) contamination. *Aquat. Toxicol.* 35 (1), 59-77.
- Blanck, H., W. Admiraal, R.F.M.J. Cleven, H. Guasch, M.A.G.T. van den Hoop, N. Ivorra, B. Nyström, M. Paulsson, R.P. Petterson, S. Sabater and G.M.J. Tubbing, 2003. Variability of zinc tolerance, measured as incorporation of radio-labelled carbon dioxide and thymidine in periphyton communities sampled from 15 European river stretches. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44(1): 17-29.
- Boivin M.-E., Breure, A.M., Postuma, L. and M. Rutgers, 2002. Determination of field effects of contaminants - significance of pollution-induced community tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment* 8, 1035-1055.
- Calow, P. (ed.), 1993/4. Handbook of ecotoxicology I/II. Blackwell, London, 478/416 pp.
- De Haas, E.M., B. Reuvers, C.T.A. Moermond, A.A. Koelmans and M.H.S. Kraak, 2002. Responses of benthic invertebrates to combined toxicant and food input in floodplain lake sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(10): 2165-2171.
- Greve, G.D., H.G. van der Geest, S.C. Stuijtzand and M.H.S. Kraak, 1998. Development of ecotoxicity tests using laboratory reared larvae of the riverine caddisflies *Hydropsyche angustipennis* and *Cyrnus trimaculatus*. *Proc. Exper. Appl. Entomol.* 9: 205-210.
- Greve, G.D., H.G. van der Geest, S.C. Stuijtzand, A. Kureck and M.H.S. Kraak, 1999. Development and validation of an ecotoxicity test using field collected eggs of the riverine mayfly *Ephoron virgo*. *Proc. Exper. & Appl. Entomol.* 10: 105-110.
- Groenendijk, D., S.M.G. Lücker, M. Plans, M.H.S. Kraak and W. Admiraal, 2002. Dynamics of metal adaptation in riverine chironomids. *Environ. Pollut.* 117(1): 101-109.
- Guasch, H., W. Admiraal and S. Sabater, 2003. Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton. *Aquat. Toxicol.* 64: 165-175.
- Heugens, E.H.W., A.J. Hendriks, T. Reede, N.M. van Straalen and W. Admiraal, 2001. A review on the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 31(3): 247-284.
- Heugens, E.H.W., L.T.B. Tokkie, M.H.S. Kraak, A.J. Hendriks, N.M. van Straalen and W. Admiraal, 2003. Population growth of *Daphnia magna* under multiple stress conditions - joint effects of temperature, food and cadmium. Submitted
- Ivorra, N., J. Hettelaar, M.H.S. Kraak, S. Sabater and W. Admiraal, 2002. Responses of biofilms to combined nutrient and metal exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(3): 626-632.
- Juttner, F. and J.T. Wu, 2000. Evidence of allelochemical activity in subtropical

- cyanobacterial biofilms of Taiwan. *Archives of Hydrobiology* 147, 505-507.
- Lehmann, V., G.M.J. Tubbing and W. Admiraal, 1999. Induced metal tolerance in microbenthic communities from three lowland rivers with different metal loads. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 36: 384-391.
- Milward, R.N. and A. Grant, 2000. Pollution induced tolerance to copper of nematode communities in the severely contaminated Restronguet creek and adjacent estuaries. Cornwall, United Kingdom. *Eviron. Toxicol. Chem.* 19, 454-461.
- Neumann, N.F. and F. Galvez, 2002. DNA microarrays and toxicogenomics: applications for ecotoxicology. *Biotechnology Advances* 20, 391-419
- Parker Jr., E.D., V.E. Forbes, S.L. Nielsen, C. Ritter, C. Barata, D.J. Baird, W. Admiraal, L. Levin, V. Loeschke, P. Lyytikäinen-Saarenmaa, H. Høgh-Jensen, P. Calow and B.J. Ripley, 1999. Stress in ecological systems. *Oikos* 86(1): 179-184.
- Paulsson, M., B. Nystrom and H. Blanck, 2000. Long-term toxicity of zinc to bacteria and algae in periphyton communities from the river Gota Aly, based on a microcosm study. *Aquat. Toxicol.* 47 (3-4): 243-257.
- Postma, J.F. and D. Groenendijk, 1999. Adaptation to metals in the midge *Chironomus riparius*: a case study in the River Dommel. In: *Genetics and Ecotoxicology*, Ed. V.E. Forbes. Publ. Taylor & Francis, Inc. Philadelphia, PA, pp 79-101.
- Postuma, L., G.W. Suter, and T.P. Traas (eds.), 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis, Boca Raton, 587 pp.
- Prygiel, J., B.A. Whitton, J. Bukowska (eds) 1999. Use of algae for monitoring Rivers III. Douai, 271 pp.
- Rand, J.M., 1995. Fundamentals of aquatic toxicology. Taylor and Francis, Washington, 1125 pp.
- Streit, B. and Kuhn, K., 1994. Effects of organophosphorus insecticides on autochthonous and introduced *Gammarus* species. *Water Sci. Technol.* 29, 233-240.
- Traas T.P. et al., 1996. Modeling and risk assessment of tributyltin accumulation in the food web of a shallow freshwater lake. *Environ. Sci. Technol.* 30 (7), 2420-2420.
- Van den Berg M.M.H.E., W.L.M. Tamis and NM van Straalen, 1998. The foodweb approach in ecotoxicological risk assessment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 4, 49-55.
- Van den Brink, F.W.B., G. van der Velde and A. bij de Vaate, 1991. Amphipod invasion on the Rhine. *Nature* 352 (6336), 576.
- Van den Brink P.J. and C.J.F. ter Braak, 1999. Principle response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological communities to stress. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 138-148.
- Van der Geest, H.G., S.C. Stuijzand, M.H.S. Kraak and W. Admiraal, 1997. Impact of a diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Meuse, The Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 30(4): 327-330.
- Van der Geest, H.G., M.H.S. Kraak and G.D. Greve, 2002a. Insects in polluted rivers: an experimental analysis. *Proc. Exper. Appl. Entomol.* 13: 9-19.
- Van der Geest, H.G., W.J. Soppe, G.D. Greve, A. Kroon, and M.H.S. Kraak, 2002b. Combined effects of lowered oxygen and toxicants (copper and diazinon) on the mayfly *Ephoron virgo*. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(2): 431-436.
- Van der Grinten, E., A.P.H.M. Janssen, K. De Mutsert, C. Barranguet and W. Admiraal., 2003. Temperature and light dependent interactions between the biofilm forming cyanobacterium *Leptolyngbya foveolarum* and the diatom *Nitzschia perminuta*. Submitted.
- Van Straalen, N.M., 2003. Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environm. Sci. and Technol.* 37 (17), 324-330.
- Van Straalen N.M. and C.A.J. Denneman, 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.* 18, 241-251.

The following is the established format for referencing this article:

Pigliucci, M. (2004) Natural selection and its limits: Where ecology meets evolution. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 29-34. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Pigliucci.pdf>

Natural selection and its limits: Where ecology meets evolution

Massimo Pigliucci

*Depts. of Botany and of Ecology & Evolutionary Biology, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996.
Phone 1-865-974-6221, email pigliucci@utk.edu, URL www.genotypebyenvironment.org*

Abstract: Natural selection [Darwin 1859] is perhaps the most important component of evolutionary theory, since it is the only known process that can bring about the adaptation of living organisms to their environments [Gould 2002]. And yet, its study is conceptually and methodologically complex, and much attention needs to be paid to a variety of phenomena that can limit the efficacy of selection [Antonovics 1976; Pigliucci and Kaplan 2000]. In this essay, I will use examples of recent work carried out in my laboratory to illustrate basic research on natural selection as conducted using a variety of approaches, including field work, laboratory experiments, and molecular genetics. I also discuss the application of this array of tools to questions pertinent to conservation biology, and in particular to the all-important problem of what makes invasive species so good at creating the sort of problems they are infamous for [Lee 2002].

The evident complexity and specificity of living organisms has always generated curiosity and a search for explanations to account for it. During the early 19th century, William Paley [1831] proposed a close analogy between structures such as the human eye and artifacts such as watches, concluding that living organisms must have been intelligently designed. Paley's was the last historically significant attempt at explaining the natural world in theological terms, in the tradition of what at the time was appropriately known as "natural theology". David Hume [1779] had already dealt a mortal philosophical blow to the argument from design during the 18th century, essentially pointing out that natural theology actually provided no explanation at all: to invoke a mysterious and unknowable designer to "explain" nature was an unnecessarily fancy way of admitting our ignorance in the matter. However, Hume did not actually have an alternative explanation available, and the dispute remained unsettled until the work of Charles Darwin [1859]. He was the first one to propose a reasonable alternative explanation for what we now call adaptation: the action of natural selection. Darwin reasoned that the natural tendency of populations to increase exponentially in number, had to clash with the obviously limited resources available at any particular time and place (something first noted by Thomas Malthus). Since living organisms

are different from each other, and some of these differences are heritable from one generation to the next, Darwin expected those variants that had the highest fitness to leave more offspring because of competition for the available resources. This was, in essence, the principle of natural selection.

In the remainder of this essay, I will explore the idea that the study of alleged adaptations is in part a historical question and in part an experimental one [Pigliucci and Kaplan 2000], and represents one of the best examples of convergence between the disciplines of ecology and evolutionary biology. In this area, hypothesis testing must be conducted by the combination of a series of approaches, each one of which by itself may not be sufficient to shed light on any particular case of interest. Members of my laboratory use this varied toolbox during their investigations, though additional ones are obviously available to evolutionary biologists in general [Freeman and Herron 2001].

1. HETEROPHYLLY IN AQUATIC PLANTS: MEASURING NATURAL SELECTION IN THE FIELD

I will illustrate the historical-experimental study of adaptations and their limits by way of four examples of recent or ongoing research in my laboratory. The first instance involves a classic case of allegedly adaptive phenotypic plasticity

(the response of genotypes to changing environmental conditions: Pigliucci 2001): heterophyly in semi-aquatic plants [Cook and Johnson 1968]. This is work that I conducted with Carolyn Wells [Wells and Pigliucci 2000]. If one considers the gradient across a shoreline (say, of a lake or pond), one moves from completely aquatic plants to completely terrestrial ones, with an intermediate zone populated by plants that have to be able to live alternatively under and above water, depending on the season. Some species seem to be able to cope with these changing conditions by altering the structure and shape of their leaves so that the underwater ones have a much higher surface/volume ratio, and are therefore better adapted to the slow gas diffusion typical of their environmental conditions.

We identified a convenient system to study heterophyly: three very closely related species of the genus *Proserpinaca* occasionally live in the same pond and show variation from a high degree of heterophyly (*P. palustris*) to no change in leaf shape (*P. pectinata*), through the existence of intermediate hybrids (*P. intermedia*). These hybrids can also be produced in the laboratory, thus allowing genetic research to be conducted.

While heterophyly is usually considered an adaptation to changing water conditions [Cook and Johnson 1968; Wells and Pigliucci 2000], there have been very few instances of actual quantitative measurement of natural selection acting in natural populations to maintain plasticity for leaf shape in response to water levels. Indeed, one of these few exceptions has failed to detect any selection on heterophyly, although the particular system used was not a semi-aquatic plant [Winn 1999]. We therefore set out to measure the type and intensity of natural selection for heterophyly in *Proserpinaca* using the standard quantitative approach proposed by Lande and Arnold [1983], which uses multiple regression analysis of the relationship between phenotypic traits and measures of fitness.

The results of two field seasons were indeed consistent with the hypothesis that heterophyly in this system is maintained by natural selection [Wells and Pigliucci, in prep.]. Using several transects, we showed that plants with high degrees of heterophyly do have a significantly higher vegetative (growth rate) and reproductive (flower and fruit production) fitness than plants with lower

levels of divergence in leaf morphology (Figure 1).

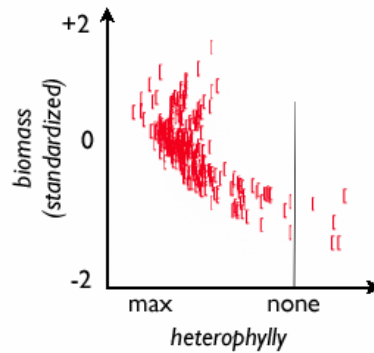


Figure 1. Combined data from several transects in a field study of heterophyly in *Proserpinaca* [Wells and Pigliucci, in prep.]. Each segment represents an individual. Notice how vegetative fitness (measured as biomass production) is highest for plants with the maximum level of heterophyly.

These findings, however, have spurred an additional question: if heterophyly is advantageous under the conditions experienced by all three species of *Proserpinaca*, why is it that one of them shows no change in leaf shape while the season progresses? A partial answer may be provided by the fact that *P. pectinata* (the non-heterophyllous species) may have adopted alternative means to facilitate gas exchange underwater, since we found that these plants collapse many of the cell walls inside their roots when compared to the closely related *P. palustris*. This phenomenon is known to aid several aquatic species in their gas exchange underwater, and it is a particular illustration of the general principle that living organisms can achieve a better fit with their environment in a variety of not necessarily mutually exclusive ways. They can alter their external morphology, as in the case of heterophyly, but also their internal anatomy, or even their physiology. Which particular path is taken may depend as much on chance (the sort of genetic variation that happens to be available at a particular time) as on the specific selection pressures experienced by a population.

2. LIMITS TO SELECTION IMPOSED BY THE GENETIC ARCHITECTURE

The second example that I wish to briefly present deals with potential limits to selection, in this case imposed by the genetic variance-covariance (**G**) structure underlying a set of traits [Steppan et al. 2002]. **G** is a mathematical construct that

quantifies the set of genetic variances of a given number of characters, together with the genetic covariances connecting each pair of characters. In theory [but see Houle 1991], \mathbf{G} can be used to quantify the ability of certain traits to respond to selection (which depends on their genetic variance), as well as how much each trait affects the evolution of other ones (through their covariances). Mark Camara and I [Camara and Pigliucci 1999; Camara et al. 2000] were interested in empirical investigations of the role of \mathbf{G} , within the general theory of evolutionary quantitative genetics.

Studying \mathbf{G} is not easy because of both theoretical and logistical problems. To complicate things further, Gunter Wagner [Wagner and Altenberg 1996] has proposed that we should really be concerned not just with \mathbf{G} , which is a snapshot of the genetic architecture of a population at a given time, but with what he referred to as the \mathbf{M} -matrix. This is an extension of \mathbf{G} that incorporates information about new genetic variation (via mutation and recombination) that may appear over a given (usually unspecified) temporal horizon. The idea is that the apparent constraints on evolution inferred from \mathbf{G} may not be as strong if one considers \mathbf{M} , which is supposed to be characterized by higher degrees of genetic variance and lower degrees of genetic covariance. Camara and I wished to approach this problem experimentally, by carrying out selection along and against an observable genetic constraint in natural and mutagenized (i.e., characterized by augmented genetic variation) populations of the weed *Arabidopsis thaliana*.

The results (Figure 2) showed that a set of replicated base and mutagenized populations did not move in phenotypic space if left to their own devices, as expected from quantitative genetics theory. On the other hand, the same populations responded very rapidly to directional selection along the genetic correlation, again following expectations. Indeed, the mutagenized populations responded much more quickly and went farther than the non-mutagenized populations, presumably because of the increased genetic variation for the selected characters. This confirms Wagner's intuition that \mathbf{M} may speed up evolution when compared to \mathbf{G} . However, selection away from the constraint proved completely unsuccessful: after an initial strong response, all populations bounced back and behaved essentially as the unselected controls. The constraint relating the two traits is

apparently difficult to overcome, despite the addition of fresh mutations to the base population.

And yet, the constraint between leaf production and flowering time is most certainly not universal, since species closely related to *A. thaliana* do not show it. Therefore, we are currently investigating the genetic architecture of close relatives of *A. thaliana* to address the question of how the constraint evolved to begin with (since molecular genetics and phylogenetics tell us that the constrained *A. thaliana* are a recent result of evolution in this group: Simpson and Dean 2002).

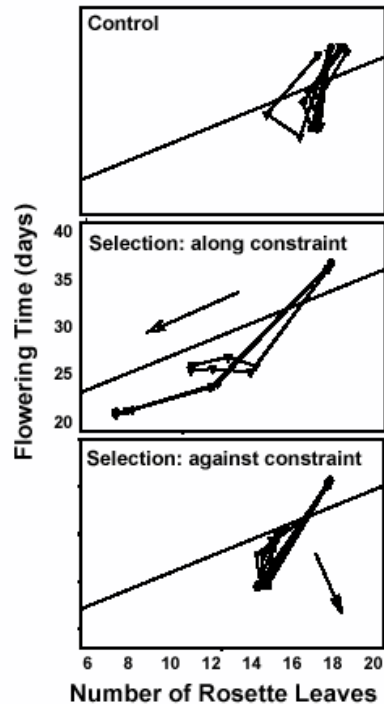


Figure 2. Results of a selection experiment conducted by Camara and Pigliucci [in prep.] showing the effect of standing and new genetic variation and covariation on the ability of two traits to respond to selection in *Arabidopsis thaliana* (see text for details).

3. SELECTION IN *ARABIDOPSIS*: THE COMPLICATIONS OF REAL ECOLOGY

A third example of multiple approaches to the study of adaptation comes from research I have done with Courtney Murren [in prep.] and Hilary Callahan [Callahan and Pigliucci 2002], again on flowering time and related traits in *Arabidopsis*.

When we conducted two years of field studies at two different localities, we were able to show strong and consistent natural selection favoring early flowering in two natural populations by conducting a reciprocal transplant experiment. This is consistent with the idea that *A. thaliana*, not being a good competitor, would be selected for a short life cycle. However, a separate experiment in a different year and location yielded completely different results, suggesting instead the action of strong stabilizing selection for flowering time. We were able to figure out what was going on because of constant checking of the plants in the field: our experimental plot got hit by two waves of herbivores (fungus gnats and aphids) at the beginning and end of the flowering season, which selected for plants that flowered in the middle of the two herbivores' invasions. This is a good example of how intensive field monitoring is necessary to make sense of patterns of selection that may otherwise be suggestive but difficult to interpret.

As a follow-up on that study, we are now analyzing Quantitative Trait Loci data [Murren and Pigliucci, in prep.] relative to the population that experienced herbivory. This will allow us to pinpoint some of the genomic regions involved in the selective episode, and possibly to match some of them with known candidate genes affecting flowering time in this species [Stratton 1998].

In order to test adaptive hypotheses one also has to have information about the historical (genetic) relationships among populations [Templeton et al. 2000; Martins et al. 2002], since there is always the possibility of phylogenetic "constraints" (though the latter represent a rather heterogeneous

category, which may include the historical outcome of past selection as well). To this end, together with Mitch Cruzan and Heidi Pollard [Pollard et al. 2001; Pigliucci et al. 2003], I have begun working out the intra-specific "network" phylogenies of populations of *A. thaliana*.

The idea is to use network (as opposed to standard bifurcating ones, more appropriate for inter-specific studies) phylogenies as a baseline to track the evolution of ecologically interesting traits and their co-evolution with other characters, as it is shown in Figure 3. Here, the height of the bars is proportional to the average phenotypic value of each trait (leaf number and flowering time) in each population. While the analysis can be carried out statistically, it is clear that some closely related populations have very similar trait values (e.g., the two Norwegian accessions, as well as Denmark 1220 and Sweden 1430). It is also clear that the two traits (the same that we have shown so far to be genetically correlated to each other) tend to co-evolve across this phylogenetic network. (Note that the phylogenies were derived with a variety of algorithms, which yielded essentially congruent results, and are based on chloroplast DNA sequences.) Research in my laboratory is currently being conducted to expand this approach to several dozens populations collected from a large longitudinal span in the natural habitat of *Arabidopsis* in Europe. The goal is not only to reconstruct the intraspecific phylogeny of these accessions—which will be of great value to the entire *Arabidopsis* community for comparative studies—but to test specific hypotheses about the evolution of responses to photoperiod and other environmental conditions.

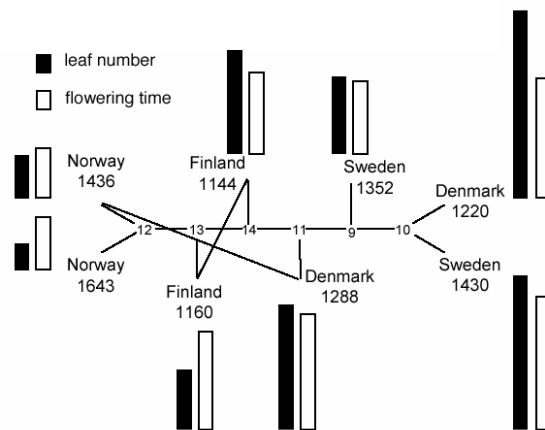


Figure 3. Co-evolution of leaf number and flowering time in a set of *Arabidopsis thaliana* Scandinavian populations connected by a network phylogeny (numbers on the network indicate genetic differences; Pigliucci et al. 2003).

4. APPLYING EVOLUTIONARY ECOLOGY: INVASIVE SPECIES

The final example to be briefly considered here concerns research that I am conducting with Norris Muth on the role of phenotypic plasticity in invasions [Muth and Pigliucci, in prep.]. We are taking again a comparative phylogenetic approach, this time to compare pairs of invasive and non-invasive species belonging to two distinct but relatively closely related genera of Asteraceae, *Centaurea* and *Crepis*.

The preliminary results are exciting because they clearly show that traits can be grouped into two broad categories. On the one hand, all invasives in our group seem to behave similarly (and distinctly from the respective non-invasives) for certain traits, like branching and inflorescence production. This is regardless of the phylogenetic relationship of the different species, so that if one combines the data from all species the general pattern still holds.

However, a second group of traits (e.g., biomass and plant size) behave very differently between the two genera of invasives, reflecting their peculiarities in life history and growth habit. In this sense, it appears that not all invasives are created equal, and our research points out that the quest for elusive universal hallmarks of “invasiveness” may have to be rethought [Lee 2002].

Similarly, at the multivariate (i.e., many traits simultaneously) level of analysis, a relative simple picture of the “perfect invasive” that would emerge if one were to pool data regardless of the phylogenetic relationships of the different species, turns out to be misleading. The reality is that different genera of invasives are characterized by their own unique combination of traits that aid their reproductive fitness and—indirectly—their ability to invade.

5. CONCLUSIONS

Getting now back to the “big picture,” what I tried to convey is the idea that the study of adaptations and their limits is a fascinating mix of historical and experimental work, which has a lot in common with the activities of a detective. Historical events (such as the process of adaptation) leave incomplete traces, rarely a clear-cut “smoking gun” [Cleland 2002]. As a result, the best approach is to attack the problem from a variety of perspectives simultaneously, hoping for a “consilience” [Whewell 1840] of different

results, i.e. a convergence toward the same conclusion.

We are clearly far from a complete understanding of the mechanisms and limits of natural selection in natural populations, despite the fact that Darwin [1859] formulated the basic idea more than 140 years ago. Yet, tremendous progress has been achieved during the last few decades, thanks to both conceptual and technical advances in evolutionary ecology. There is no reason to think that our progress will not continue in the immediate future, benefiting from a unique convergence of biological disciplines to elicit the fundamental mechanism that creates the apparent fit between organisms and environments.

6. ACKNOWLEDGMENTS

I wish to thank all the people that have worked in my laboratory over the past few years, most of whom are mentioned in this essay. I also thank the National Science Foundation for continuous financial support, which has made our research possible, as well as Marino Gatto and Paolo Menozzi for inviting me to the 2003 meeting of the Italian Society of Ecology, where these ideas were first presented.

7. REFERENCES

- Antonovics, J. 1976. The nature of limits to natural selection. *Annals of the Missouri Botanical Gardens* 63:224-247.
- Callahan, H., and M. Pigliucci. 2002. Shade-induced plasticity and its ecological significance in wild populations of *Arabidopsis thaliana*. *Ecology* 83:1965-1980.
- Camara, M., and M. Pigliucci. 1999. Mutational contributions to genetic variance/covariance matrices: an experimental approach using induced mutations in *Arabidopsis thaliana*. *Evolution* 53:1692-1703.
- Camara, M. D., C. A. Ancell, and M. Pigliucci. 2000. Induced mutations: a novel tool to study phenotypic integration and evolutionary constraints in *Arabidopsis thaliana*. *Evolutionary Ecology Research* 2:1009-1029.
- Cleland, C. E. 2002. Methodological and epistemic differences between historical science and experimental science. *Philosophy of Science* 69:474-496.
- Cook, S. A., and M. P. Johnson. 1968. Adaptation to heterogenous environments. I. Variation in heterophylly in *Ranunculus flammula* L. *Evolution* 22:496-516.

- Darwin, C. 1859. The origin of species by means of natural selection: or, the preservation of favored races in the struggle for life. A.L. Burt (1910), New York, NY.
- Freeman, S., and J. C. Herron. 2001. Evolutionary Analysis, 2nd edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Gould, S. J. 2002. The Structure of Evolutionary Theory. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Houle, D. 1991. Genetic covariance of fitness correlates: what genetic correlations are made of and why it matters. *Evolution* 45:630-648.
- Hume, D. 1779. Dialogues concerning natural religion. Gilbert Elliot, Edimburgh.
- Lande, R., and S. J. Arnold. 1983. The measurement of selection on correlated characters. *Evolution* 37:1210-1226.
- Lee, C. E. 2002. Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology & Evolution* 17:386-390.
- Martins, E. P., J. A. F. Diniz-Filho, and E. A. Hoursworth. 2002. Adaptive constraints and the phylogenetic comparative method: a computer simulation test. *Evolution* 56:1-13.
- Paley, W. 1831. Natural theology: or, Evidences of the existence and attributes of the Deity, collected from the appearances of nature. Gould, Kendall, and Lincoln, Boston, MA.
- Pigliucci, M. 2001. Phenotypic Plasticity: Beyond Nature and Nurture. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Pigliucci, M., and J. Kaplan. 2000. The fall and rise of Dr. Pangloss: adaptationism and the Spandrels paper 20 years later. *Trends in Ecology & Evolution* 15:66-70.
- Pigliucci, M., H. Pollard, and M. Cruzan. 2003. Comparative studies of evolutionary responses to light environments in *Arabidopsis*. *American Naturalist* 161:68-82.
- Pollard, H., M. Cruzan, and M. Pigliucci. 2001. Comparative studies of reaction norms in *Arabidopsis*. I. Evolution of response to daylength. *Evolutionary Ecology Research* 3:129-155.
- Simpson, G. G., and C. Dean. 2002. *Arabidopsis*, the Rosetta Stone of flowering time? *Science* 296:285-289.
- Steppan, S. J., P. C. Phillips, and D. Houle. 2002. Comparative quantitative genetics: evolution of the G matrix. *Trends in Ecology & Evolution* 17:320-327.
- Stratton, D. A. 1998. Reaction norm functions and QTL-flowering interactions for flowering time in *Arabidopsis thaliana*. *Heredity* 81:144-155.
- Templeton, A. R., S. D. Maskas, and M. B. Cruzan. 2000. Gene trees: a powerful tool for exploring the evolutionary biology of species and speciation. *Plant Species Biology* 15:211-222.
- Wagner, G. P., and L. Altenberg. 1996. Complex adaptations and the evolution of evolvability. *Evolution* 50:967-976.
- Wells, C., and M. Pigliucci. 2000. Heterophylly in aquatic plants: considering the evidence for adaptive plasticity. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 3:1-18.
- Whewell, W. 1840. The philosophy of the inductive sciences, founded upon their history. J.W. Parker, London.
- Winn, A. A. 1999. Is seasonal variation in leaf traits adaptive for the annual plant *Dicerandra linearifolia*? *Journal of Evolutionary Biology* 12:306-313.

The following is the established format for referencing this article:

Ehrlich, P. R. (2004) Global change and its influence on biodiversity. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia*. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 35-45. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Ehrlich.pdf>

Global change and its influence on biodiversity

Paul R. Ehrlich

Center for Conservation Biology, Department of Biological Sciences, Stanford University, Stanford, CA 94305-5020, USA. Email: pre@stanford.edu

Abstract: The scale of the human enterprise has increased to the point where *Homo sapiens* has become a global force. Global change is the result, an altering the Earth's surface and atmosphere to a degree unknown since the great extinction episode at the KT boundary, and an unprecedented disruption because it is caused by a single species. The major impacts (*I*) driving this change are the three multiplicative factors of the $I=PAT$ identity: population size (*P*), affluence (*A* - which equals per capita consumption), and the use of environmentally inappropriate technologies (*T*) and socio-economic-political arrangements to service consumption. The most serious impacts are the extinctions of populations and species of nonhuman organisms, the working parts of humanity's life-support systems. The failure of societies to come to grips with population, consumption, and power issues is itself tightly tied to the distribution of power. Ecologists must deal with these fundamental issues while they direct more of their scientific and policy research towards finding stop-gap measures to slow the decay of biodiversity.

It is difficult for most people to realize just how massively and rapidly humanity has transformed its earthly home in the process of becoming the dominant animal on Earth. In 16,000 years (an eye-blink in geological time), the human population expanded more than a thousand-fold in numbers, from a few million to over six billion by the turn of the twenty-first century. During that time, human beings spread across the planet, domesticated animals, learned to plant and harvest crops to feed themselves and to extract and manufacture products from wood and mineral deposits, devised means that allowed them to travel a thousand times more rapidly than their ancestors, and created cities and unprecedentedly complex social systems.

Even more startling is the acceleration of anthropogenic global change just in the last 200 years: a sixfold increase in population size led to the nearly complete occupation and transformation of Earth's land surface for habitation and sustenance, and to at least a 30-fold increase in industrial activity and environmental impact. In that time, *Homo sapiens* has also become a global geological force, among other things altering Earth's albedo, changing the composition of the atmosphere, and mobilizing many minerals at rates comparable to those of natural processes of wind

and water erosion.¹ All these accomplishments and advances enabled humanity to support an ever larger population by increasingly channeling Earth's productivity into human systems,² and by exploiting new energy sources, especially stored energy from long-vanished life: fossil fuels. In the process our species has become by far the most influential organism on Earth, reshaping the planet's surface to fit its needs in an unprecedented manner. Humanity has become *the* engine of global change.

1. LOSS OF BIODIVERSITY

The most crucial of all the modifications of ecosystems, the one that should be of greatest concern, is the accelerating loss of biodiversity, the most irreplaceable form of natural capital.³ Biodiversity – populations, species, and communities of organisms – must be conserved not just for its own sake, but also for the sake of *Homo sapiens*. That's because other organisms are crucial to supplying humanity with an

¹ Study of Critical Environmental Problems (1970); the first mention we have found of humanity being a geological force was in Osborne (1948), chapter 3; Vitousek et al. (1997).

² Vitousek et al. (1986, 1997); Pimm (2001).

³ E.g., Tilman et al. (1994); Heywood (1995); Myers (1996); Hughes et al. (1997, 1998); Tilman (2000).

indispensable array of ecosystem services⁴ and products.⁵

How, then, is humanity to preserve its natural capital and the vital ecosystem services that flow from it? There are, of course, innumerable short-term steps that could help. One is to do everything possible to preserve and protect biodiversity even as the scale of the human enterprise continues to increase. That involves first finding ways to increase the amount of the planet's land area set aside to maintain nature. A recent study by Andrew Balmford and his colleagues estimated that the benefits to society of conserving the "wild nature"⁶ still existing in 2002 would be at least 100 times greater than the costs. As the authors say, "Our relentless conversion and degradation of natural habitats is eroding human welfare for short-term private gain. In these circumstances, retaining as much as possible of what remains of wild nature through a judicious combination of sustainable use, conservation, and, where necessary, compensation for resulting opportunity costs makes overwhelming economic as well as moral sense."⁷

One reason for the continued mayhem is market failure. Most of the benefits flowing from natural capital are positive externalities to society (externalities are benefits or costs not captured in market prices). Positive externalities provided by natural forests include the sequestration of carbon (which otherwise would be in the atmosphere as CO₂), which reduces the chances of catastrophic climate change for all of us. Such functions are rarely given a value in markets today.⁸ Similarly, calculations of the costs of habitat conversion usually do not capture many of the negative externalities, such as the increases in flooding, loss of biodiversity, and release of carbon associated with clear-cutting a forest.

There are important scientific remaining issues in the allocation of the pathetic funds available for the attempt to preserve humanity's natural capital. Concern was focused early on the slowing of a frightening acceleration in the extinction of species.⁹ Several decades ago it was realized that humanity has entrained an extinction episode comparable or greater than the one which

exterminated the dinosaurs and many other organisms 65 million years ago.¹⁰ British ecologist Norman Myers, who has been one of the most important scientists calling attention to major environmental problems, was not only a key player in pointing out the extinction crisis, but also in noting that much of species diversity could be preserved by protecting relatively small portions of Earth's surface that had high concentrations of such areas – "hotspots," Myers called them.¹¹ As a result, many organizations have put substantial funds and efforts into the task of preserving hotspots.

Later, it was recognized that there was a parallel and equally important problem of a loss of *population* diversity.¹² First estimates of the diversity of populations were made by Jennifer Hughes, now of Brown University, and her colleagues. They concluded that there were roughly 6.6 billion populations (excluding those of microorganisms, fungi and nematodes). In addition, a frightening rate of population extinction was projected.¹³ That rate is much higher than that for species. As a first approximation, to cause the loss of half of the species present in an area requires that about 90 percent of the habitat be destroyed. To exterminate half of the populations only about half of the habitat need be lost. Population extinctions, of course, precede species extinctions – many populations of great auks were wiped out long before the last one was destroyed by hunting on the tiny island of Eldey near Iceland, leading to the extinction of the species. And population extinctions lead to the loss of ecosystem services. If the population of *Picea abies* in the canyon upstream from your house in the Alps is cut down, their flood protection service that population supplies will be lost. That the same species of spruce has abundant populations elsewhere will be of little consolation as you struggle to keep your head above water as you float downstream with your house.

Indeed, it would be theoretically possible to lose no more species diversity at all and still suffer such a decline in those services that humanity itself would go extinct. If every species were somehow reduced to a single minimum-sized population, humanity, for example, could not feed itself (think of there being only one small plot of

⁴ Chapin (2000).

⁵ Beattie and Ehrlich (2001).

⁶ Defined as areas still largely capable of supplying their original suite of ecosystem services sustainably.

⁷ Balmford et al. (2002); quote is from page 953.

⁸ This is changing (Daily and Ellison 2002).

⁹ Myers (1979); Ehrlich (1981)

¹⁰ Marshall and Ward (1996); Raup (1991).

¹¹ Myers (1988, 1990)

¹² Ehrlich and Daily (1993); Daily and Ehrlich (1995); Ceballos (2002).

¹³ Hughes et al. (1997, 2000)

rice, wheat, and corn, only a couple of bulls and five cows, two hives of honey bees, etc.). Population extinctions, of course, both precede species extinctions and lead to the loss of ecosystem services.¹⁴ A serious issue has arisen as to how to allocate scarce resources to the two important goals of preserving hotspots and “coldspots,” places not incredibly rich in species diversity but with many populations of relatively few species that deliver essential services to humanity.¹⁵ If the one-to-one relationship of habitat-loss to extinction holds, population extinction rates in tropical forest regions are losing something like 16 million populations annually, or close to 2000 populations per hour.¹⁶

Nature's Services

The critical services provided by natural ecosystems include: the creation and maintenance of qualities of Earth's atmosphere that are essential for life; modulation of climate and weather; stabilization of the hydrological cycle, assuring supplies of fresh water, and moderation of floods and droughts; recycling of critical nutrients, detoxification and disposal of wastes, and the generation and replenishment of soils so essential for agriculture and forest growth; pollination (including of crops); control of pests and vectors of human diseases; the provision of medicines and industrial materials from wild plants, fungi, and animals; the provision of forest products and non-agricultural foods from land and sea – and much more. Without nature's services, human societies simply could not exist.

As the rapidly expanding human enterprise has asserted control over natural capital and diverted more and more of its productivity to its uses, the result has been a progressive loss or disruption of natural ecosystems and mounting symptoms of interference with the basic geochemical processes that make Earth habitable. Meddling with these natural systems and processes poses grave risks to our civilization, yet we persist in playing mindlessly with the future of our home, and thus with the future of humanity.

Climate Change

Among the most critical ecosystem services that are now faltering is stabilization of the climate. The basic reason, of course, is the anthropogenic increase of the flux of greenhouse gases into the atmosphere, which in turn is a product of both

human numbers and per capita consumption.¹⁷ This is ironic, because biodiversity plays very important roles in delivering this service, and its degradation leading to rapid climate change poses one of the greatest threats to both population and species diversity. The scientific consensus is clear that climates around the world have begun to change, and that human activities are largely responsible.¹⁸ Over the twentieth century, the global average temperature on Earth's surface rose about 1 degree Fahrenheit (0.6 degrees Centigrade), and the average sea level rose some four to seven inches (0.1 to 0.2 meters). Snow cover, sea ice, and glaciers around the world retreated significantly in the last few decades of the century. The 1990s apparently were the warmest decade since weather records have been kept, and probably the warmest in a two thousand years or more. Yet the changes that became increasingly evident in the late twentieth century are likely to be dwarfed by those in prospect for the twenty-first, and beyond.

Perhaps most serious of all is the possibility of sudden climatic surprises, which are characteristic of the past behavior of this nonlinear system. The gradual warming after the last ice age was interrupted by a sudden return to glacial conditions in northeastern Canada and most of Europe some 13,000 years ago. Most of the trees and much of the other flora and fauna that had reinvaded Europe in the new warmth were killed off, and there was a half-millennium long mini-ice age, called the “Younger Dryas” after the pollen of an arctic plant that became common in marsh sediments at that time. The change appears to have occurred in less than a century, perhaps much less, possibly triggered by a huge pulse of fresh water into the north Atlantic when a glacial dam broke and released the waters of a gigantic lake into the St. Lawrence drainage.¹⁹ It was the sort of surprise that today could easily wreck much of industrial civilization by disrupting patterns of biodiversity (including those in crops and domestic animals) essential to the agricultural systems upon which the vast bulk of humanity depends.

Humanity is now gambling that we won't run into a similar nonlinearity as Earth is warmed by its activities. A sudden climatic warming of the same

¹⁴ Daily (1997).

¹⁵ Kareiva and Marvier (2003).

¹⁶ Hughes et al. (1997).

¹⁷ Schneider (1989, 1997); Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001)

¹⁸ Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2002).

¹⁹ Schneider (1997), pp. 90-92; Firor and Jacobsen (2002).

scale as the cooling of the Younger Dryas would have a much more catastrophic effect on humanity than that early episode. For one thing, human beings were nomadic hunter-gatherers during the Dryas, and only a million or so of them populated Earth. They were not tied down to specific locations and growing crops adapted to local conditions. They would have been mobile enough to relocate rapidly in response to climate change. And some of the effects of the Dryas may have increased local food availability, providing, for example, large herds of deer, bison, and woolly mammoths, for hunters in Europe.

2. THE IPAT IDENTITY

The principal driving forces of those impacts, which are destroying our human life-support systems, are population growth, overconsumption, and the use of faulty technologies, combined with inappropriate social, political, and economic arrangements that facilitate, or even promote, that consumption.²⁰ This complicated formulation has been summarized in a simple identity: $I = PAT$. The equation is simplicity itself – all it says is the environmental impact of a society (I) can be estimated by multiplying the number of people (P) in the society by the affluence (A) per person, measured by their level of consumption.²¹ That product is then multiplied by another factor that describes the technologies (T), including the social, economic, and political arrangements connected with them, that are used to supply what is consumed.

Perhaps the most important lesson easily derived from the IPAT equation is that the most important and far-reaching assaults on ecosystems and natural services are caused by the relatively few rich people, with their enormous affluence and collective power, rather than by the much more numerous poor. The wealthy and powerful minority draw resources and goods from the entire planet, heedlessly causing damage in the process. Although the poor may cause environmental damage locally, it is often because they lack the resources to prevent it.

By the end of the twentieth century, one major engine of global change, world population (P) was still growing by 1.2 percent annually.²² The best news is that populations in most developed nations

(notably excepting the United States) were no longer expanding, and some had even begun to shrink slightly. Those rich countries have been responsible for most of the environmental degradation and loss of biodiversity over the last half-century because their large population sizes (the U.S. is the third most populous country in the world) are multiplied by very high average per capita consumption.

3. THE POPULATION DRIVER

Some good news for the future of biodiversity is that human population growth is at least slowing down. It looks like the main force behind global change, the single species, *Homo sapiens*, that now co-opts almost half of Earth's terrestrial net primary productivity (NPP)²³ will not double again in size. In the last quarter of the twentieth century, the combined populations of the industrialized nations increased by only about 20 percent, while those of the developing world grew by some 60 percent.²⁴ But even in most of the poorest, least developed regions, birthrates had at last begun to drop by 2000, and some developing countries (many of which were quite developed by then) had attained fertility rates (average number of lifetime births per woman in the population) that would soon bring an end to their growth. Population shrinkage in Europe and elsewhere is an incredibly positive trend from the perspective of global change and the future of our living companions on Earth. It is, after all, the high-consuming rich who place disproportionate demands on humanity's life-support systems,²⁵ and are disproportionately responsible for competing with the rest of biodiversity. They (and especially the United States under George W. Bush and his henchmen) are the ones who wield economic and military power to maintain their consumption, regardless of the costs to Earth's biodiversity and life support systems, to say nothing of the world's poor people, and future generations.

Few people recognize the positive importance to humanity of the beginning population shrinkage in rich countries. They worry because proportion of elderly people in the population will increase. As birthrates continue to fall, UN demographers project that the worldwide proportion of people over 60 will more than triple, from about 600 million to nearly 1.9 billion in 2050, accounting for more than 20 percent of the global population, and as much as 30 to 40 percent in some countries

²⁰ Ehrlich (1971); Holdren (1974); Ehrlich (1990); Ehrlich (1995).

²¹ A is used for affluence instead of C for consumption simply because $IPAT$ is euphonious and $IPCt$ isn't.

²² United Nations (Population Division) (2001); United Nations (Population Division) (2003).

²³ Vitousek et al. (1986).

²⁴ Population Reference Bureau (1976); (2002).

²⁵ Ehrlich and Ehrlich (1989)

with shrinking populations.²⁶ This aspect of demographic change has been greeted with alarm in some circles. Some demographers and many politicians and pundits have expressed grave concern about the future of social security programs to support the elderly,²⁷ predicting dire problems for people in the proportionally shrinking younger, productive age groups who will be burdened with caring for their aged parents.

Their view, of course, neglects the trade-off represented by having far fewer children to educate and support. It overlooks also that crime, which mostly is committed by young people between ages 15 and 30, would, *ceteris paribus*, be reduced by an older age structure. Of course, a decrease in younger cohorts and an increase in older ones is an inevitable consequence of stopping population growth. Except to those foolish enough to believe that the population can grow forever, it is obvious that sooner or later the problems of changing age structure must be faced. Why not deal with those problems now, rather than pass them on to our children to solve in a world with less biodiversity and even more degraded life-support systems? There is no compelling reason to postpone the inevitable and every reason to welcome population shrinkage and increased average age. After all, most older people are not dependent in the sense that children are; most of them can take care of themselves and contribute significantly to society.

A recent newspaper article emphasizing Italian demography reported that Europe faced a “specter of sharply winnowed and less competitive work forces” and then later commented, “People are studying longer, and thus finding work later, *when there is work*.”²⁸ Well, which is it – too few workers or too few jobs? A real problem from the viewpoint of the rich is a lack of willing cheap labor. Better-trained workers in industrialized nations do not want to collect garbage, harvest tomatoes, or work as nurses’ aides – so those jobs in rich countries are often filled by immigrants from developing countries. The U.S., of course, has long used Mexico as a labor pool of last resort to handle those sorts of chores.²⁹ More reproduction among the Italians or other well-off peoples would not fill those jobs.

In today’s industrialized nations, older people are significantly healthier and stronger than were those of previous generations. Perhaps, rather than attempting to turn back the clock and revive population growth, societies with aging populations should revise their retirement and social security arrangements instead. It seems highly unlikely that either the Pope’s talk of “the crisis of the birthrate” or government bribes is going to lead to further overpopulation in Italy or other rich countries.

Changing age structures and labor pools do present genuine problems of equity, with consequences for patterns of consumption, migration, and the like – all tied to the ancient Socratic question of how we should live our lives. These are serious issues that demand open social discourse in all nations.

Nonetheless, the drop in birthrates alone will not solve the problem of biodiversity loss. Because of the momentum of population growth – an unavoidable result of earlier high birthrates – continued growth of the world population to nearly 9 billion by 2050 is likely (give or take a billion or so, depending on fertility and mortality trends), reaching a peak size a few decades later around 10 billion. Somewhere between 1.5 and 4 billion or more people may be added before growth ends, and some 97 percent of them will be added to populations in developing regions.³⁰ Sadly, many of these regions are among the least able to cope with additional billions of people, and contain some of the most important reservoirs of biodiversity. Finally, people are increasingly moving into coastal areas, where their activities not only tend to destroy terrestrial biodiversity, but also have negative impacts on marine biodiversity. Increased siltation killing coral reefs is one example; destruction of coastal wetlands and mangrove swamps that act as nurseries for marine fishes is another.

Population size, structure, and movement are linked to another environmentally significant demographic element that is rarely considered – household dynamics. Throughout the world, the average number of people living together in a household is shrinking, a consequence of rising divorce rates, increasing affluence, and a decline in the frequency of multi-generational families living together. The decline in the number of household occupants, of course, means there must be more houses – adding substantially to suburban

²⁶ United Nations (Population Division) (2003).

²⁷ e.g., Bruni (2002); Wattenberg (1987).

²⁸ Bruni (2002), our emphasis. Quoted material in next paragraph from here also.

²⁹ Ehrlich et al. (1981), pp. 206ff.

³⁰ United Nations (Population Division) (2003).

sprawl. This trend is further augmented by the proliferation of second homes in the United States and other rich nations. As a result, housing units are being built at a rate outpacing population growth.

This easily overlooked change is a particularly serious threat to biodiversity.³¹ Fewer people in each household leads to higher per-capita resource consumption and a rapid increase in the number of households, even when population sizes are shrinking. Because fewer people share goods and services in smaller households, per-capita consumption of resources such as water, fuel for heating, power, and transportation, and demand for open space are greatly increased.

In some affluent areas of the United States, ironically, the trend toward smaller household sizes has been accompanied by growth in dwelling size; the average size of a home built in the U.S. has nearly doubled in the last half-century.³² Indian River County, on Florida's east coast, for instance, has seen floor space per housing unit increase by a third just since 1975. An even more marked expansion in home size has occurred in California's Silicon Valley, as average sized houses are replaced on their modest lots by "dot.com palaces." All these trends threaten biodiversity because they intensify the use of natural resources, such as construction materials and energy, and especially land.

The threats are particularly acute in hotspot areas, where extraordinarily rich stocks of native species are threatened by human activities. Some 75 "hotspot countries" have been identified, including Australia, Brazil, China, India, Indonesia, New Zealand, Nigeria, Syria, Turkey, the United States, and Vietnam. Between 1985 and 2000, growth in the number of new households throughout the world increased at a rate more rapid than population growth, but even more so in hotspot countries. Had the average number of occupants per household remained constant over that period, there would have been 155 million fewer households in hotspot countries in 2000. The assault on biodiversity from this neglected population factor is likely to escalate, since current household size trends are expected to continue as divorce rates and affluence become more prevalent in developing nations. Ignoring population growth, reduction in household size alone has been projected to add 233 million households to hotspot countries between 2000 and 2015. Even in

hotspot nations where the population growth rate is approaching zero, such as Greece, Italy, Portugal, and Spain, the number of households is mushrooming due to fewer people living together. The worldwide trend is having a particularly damaging effect in places like the Wolong Nature Reserve in China, where the growth in new homes is adding to fuelwood consumption, deforestation, and loss and fragmentation of habitat for giant pandas.

4. THE CONSUMPTION DRIVER

Of course, consumption plays a major role in creating global changes that threaten biodiversity. The amount of gasoline the average American or Italian consumes, for example, is an important element in promoting rapid climate change. But the assault on biodiversity is also fueled directly by overconsumption. Demand from people in rich nations have fueled an assault on species rich tropical habitats that few American or Italian citizens are aware of. A great deal of the destruction of rainforests over much of the world can be traced to activities designed to service consumption by the rich.³³ The escalating demand for sugar, coffee, tea, rubber, beef, tropical fruits, timber, and pulpwood – much of it destined for the United States – has had enormous but little appreciated impacts. Beginning as early as the 1800s, increased urban affluence in industrializing North America and Europe produced a middle class with a growing appetite for furniture and paneling made from tropical hardwoods such as mahogany and teak. The quantities were not so enormous, but the high-grading (removing only certain trees) caused disproportionate damage. Many other trees would be pulled down by the networks of vines that linked them to the forest giants being felled, and fragile jungle soils were destroyed by dragging the trunks to rivers down which they could be floated toward markets. And the rivers themselves were often deepened with dynamite, with no concern for fish and other aquatic life.

Late in that century, it was discovered that there was a market for bananas that could be shipped from Jamaica to the United States and Great Britain. It signaled the start of the United Fruit Company and the end of many of the coastal tropical forests of the Caribbean and Central America. Oil palms supply cheap (if health-endangering) cooking oil to poor people, so some benefit is derived from the creation of the vast biological deserts that most palm plantations are.

³¹ Liu et al. (2003).

³² Frank (1999), p. 3.

³³ Much of what follows is based on Tucker (2000).

In 1997 they covered some 6.5 million hectares (25,000 square miles),³⁴ and now doubtless cover much more. In 2003 we discovered vast areas of the lowland forest of New Britain had been converted to palm plantations, damaging much of the ecotourism potential of the area. But while some poor people may be helped by giant palm operations, others are dispossessed.³⁵ Palms are also the source of heart-unhealthy oil additives to many processed foods like soups, pizzas, crackers, and so on. Thus they wreak the rainforest's revenge on those indirectly and unknowingly acting as agents of its destruction.

The lowland tropical forests of the Malay Peninsula, Java, Sumatra, Borneo, Sulawesi, and the lesser Sunda Islands – collectively the Sundaic lowland tropical forests (SLTF) -- may house more plant species than any equivalent area on Earth, and are the tallest and perhaps most beautiful of all tropical forests. In addition they support an extraordinary array of mammals, including such charismatic species as the tiger, Asian elephant, orang utan, Malaysian tapir, clouded leopard, gaur, banteng and proboscis monkey. The bird community of those forests is no less exciting and includes nine species of hornbill; several pheasants including the spectacularly ornate Bulwer's pheasant of Borneo; large numbers of attractive woodpeckers and a mass of fascinating babblers.³⁶ And those forests have been almost completely destroyed, entraining, we fear, a regional extinction episode unprecedented since a collision with an extraterrestrial body exterminated the dinosaurs and many other life forms 65 million years ago.

As K. David Bishop, arguably the biologist with the greatest field experience across the region, recently put it: "Today, August 2003, there are virtually no pristine, primary lowland forests remaining on Sumatra. Those on Borneo have less than five years before they are eradicated and those on the Malay Peninsula are in a parlous state and the attack has already begun on the foot-hill forests. The lowland forests of Java and the Philippines were cleared long ago and were essentially destroyed before we had any idea of what they looked like. Few if any of the reserves located within the...region contain more than a mere fraction of the SLTF. Those reserves that do harbor SLTF are under immense and increasing pressure from illegal logging and greedy land-grabbers. As a direct result...hundreds if not

thousands of species ranging from the tiniest invertebrate to many of the spectacular animals listed above are threatened with extinction."³⁷

The lowland forests of the trans-fly area of southeastern Papua New Guinea, the third largest remaining lowland tropical forest (the Amazon and Congo are number one and two) are now threatened with similar destruction. When we were in the Kiunga region of the drainage of the Fly river³⁸ in 2003 we learned that Malaysian corporations were planning a massive deforestation campaign there. The start will be the decimation of more than one thousand square miles under the Kiunga Forest Management Agreement. The local people will be paid roughly 80 cents per acre each year for 30 years – hardly a reasonable sum when one considers that many of the individual closely-packed trees are worth hundreds of dollars each.³⁹

The local people will have both their forests and their culture destroyed for a short-term gain of a pittance. They are already struggling with the problems of acculturation by the dominant global society. During our travel there, we stopped at one point to see a group of people processing sago palm, the traditional staple of the New Guinea diet. Both adults and children were wearing tattered western clothes (the traditional "ass-grass" has largely disappeared since we first were in New Guinea in 1965). And, amazingly, two of the barefoot children were holding Game-boys. The bright, traditionally very political New Guineans are no match for the globalized Chinese-backed Malaysian steamroller approaching them. They are too naïve about the ways of the outside world, national politicians in Port Moresby and local headmen are easily bribed with small amounts of money, alcohol, and access to prostitutes. The local people will also not be helped by the racist views of them held by many Malaysians.⁴⁰

Such imperialist politics employed by rich-nation corporations (often with the connivance or outright support of their governments as well as consent from the governments of the exploited countries) has repeatedly hurt powerless peoples, were they indigenous peoples whose forest habitats were destroyed, subsistence farmers squeezed off the land, or imported slave or semi-slave labor. From

³⁷ Ibid.

³⁸ Nobody knows the origin of the name!

³⁹ Information in this paragraph is largely from Samuel Kepuknai, Kiunga, PNG, pers. comm., 1 August 2003.

⁴⁰ Edward Zackery, pers. comm., Port Moresby, PNG, 12 August 2003.

³⁴ Carrere (2001).

³⁵ Siscawati (2001).

³⁶ Bishop (2003).

Caribbean and Hawaiian lowlands to the hill country of Brazil and the forests of the Philippines, carelessness deforestation, erosion, and squalor has been generated by enterprises that bought governments and cared nothing for sustainability. It is not a pretty story, but it is a supremely important one, and one about to be repeated in New Guinea.

Biodiversity is also being directly and heavily attacked in marine systems. The oceans have increasingly been overexploited; as fish harvests have often gone unchecked, fishery after fishery has collapsed.⁴¹ The story of ocean fisheries has consistently been one of overexploitation followed by a collapse and then a shift to another fish stock. But the number of remaining “underfished” stocks was diminishing. By 1994, about three-fifths of all important oceanic fish stocks were considered seriously depleted or in danger of being so.⁴² Yields of more than a third of those fisheries were falling, and the rest had reached the limit of sustainable yield and were vulnerable to declines if pressure increased. Coastal populations of fish, shellfish, sea turtles, and marine mammals have been harvested so intensively that their populations, even where “underfished” today, tend to be very small in comparison with pre-historic levels.⁴³ It now appears that the global oceans have lost more than 90 percent of their large predatory fishes, many of which, such as tuna, sharks, cod, and swordfish, are important sources of human nutrition, and all of which play important roles in maintaining ecosystem structure. Perhaps worse yet, the complex ecosystem of the ocean bottom, a critical fish habitat, is being destroyed over large areas by bottom trawling.⁴⁴ In the famous Georges Bank fishing grounds off of Nova Scotia, “Trawlers trailing dredges the size of football fields have literally scraped the bottom clean, harvesting an entire ecosystem – including supporting substrates such as sponges – along with the catch of the day.”⁴⁵

5. OVERSHOOTING EARTH'S CARRYING CAPACITY

There is thus plenty of evidence that *Homo sapiens* has already overshot the long-term carrying capacity of Earth – the number of people that could be sustained over the long term without

reducing the population size that could be similarly maintained in the future.⁴⁶ In 2002 a large and diverse team of scientists used existing data to determine how much of the biosphere would be required to support the human population sustainably – that is, “to translate the human demand on the environment into the area required for the production of food and other goods, together with the absorption of wastes.”⁴⁷ The team considered the need for space for croplands and grazing lands, forests for timber, productive fishing grounds, infrastructure (housing, transport, industry, hydroelectric power, etc.), and carbon sequestration (to prevent an atmospheric build-up of carbon dioxide). The study, while preliminary, conservatively⁴⁸ estimated that humanity’s “load” was equal to about 70% of the biosphere’s regenerative capacity in 1961, that it has exceeded that capacity since the 1980s, and has now reached over 120% of capacity. That summary of global change is not good news for the future of biodiversity.

So if one asks how close we are to seeing a breakdown of our life support systems serious enough for everyone to recognize, based on what I have just presented, a reasonable guess would be “half-way there.” Given the built-in lag times in many systems and in social responses to slowly developing problems, a very conservative guess at how long it will take to double humanity’s impact, would be 30 to 50 years. The truly critical question is whether we can somehow avoid that doubling altogether.

6. WHAT TO DO?

Obviously, there are two fundamental things that must be accomplished if we are to prevent the destruction of most biodiversity, and the collapse of civilization that would accompany that. One is to bring human population growth to a halt as rapidly as is humanely possible, and start a decline toward a sustainable population size (perhaps 1.5-

⁴¹ Pauly et al. (2002); Pauly and Maclean (2003)

⁴² World Resources Institute (1998); Food and Agriculture Organization (FAO) (1997).

⁴³ Jackson et al. (2001).

⁴⁴ Lubchenco et al., (2003); Pearce (2003).

⁴⁵ Pauly and Watson (2003)

⁴⁶ With people, the concept of carrying capacity is quite complex – for details see Daily and Ehrlich (1992) and Ehrlich et al. (1992).

⁴⁷ Wackernagel et al. (2002)

⁴⁸ The numbers cited, for example, do not consider a buffer of land devoted to the critical task of biodiversity preservation. If the reserve for conservation of 12% of biologically productive land recommended by the Brundtland report (World Commission on Environment and Development 1987) were included in the figures, overshoot would have begun in the early 1970s and the current overshoot would be some 40% (Wackernagel et al. 2002)

2 billion people⁴⁹). The second is to reduce overconsumption by the rich, and start to close the rich-poor gap. How to accomplish both of these is unclear, and what suggestions I have cannot be covered in a brief paper and are discussed in detail elsewhere.⁵⁰ Suffice it to say, a major blockade is the maldistribution of power in the world, and the current U.S. administration (arguably the worst in American history) is busily and successfully dismantling hard-won advances in environmental protection at home as well as undermining the fragile international system of military and environmental security that the world's nations have been struggling to create.

But while we attempt to change these key factors, we could be putting much more effort into doing things that will slow the decay of biodiversity and buy us time. We are learning more about how this can be accomplished all the time. For example, one very promising advance is the development by Gretchen Daily of countryside biogeography, the science of maintaining biodiversity, and the ecosystem services it provides, in human disturbed landscapes.⁵¹ Many species are dependent on relatively pristine habitats for their survival, but a substantial fraction can persist in quite highly modified areas and maintain important services. Gradually the approach of conservation biologists to the crucial job of preserving humanity's natural capital is getting more realistic. They are adding to the important issue of saving species diversity the equally critical one of conserving populations. That will help protect ecosystem services crucial for, among other things, supporting agricultural production.⁵² And some progress is being made in aligning conservation goals with financial incentives – making protecting Earth's biological capital profitable.⁵³ For example, Costa Rica is paying farmers to preserve forests on their land, protecting ecosystem services (carbon sequestration, flood control, pollinator protection, etc.) that normally do not enter the financial economy.

Another very promising development is the demonstration of the value of creating marine reserves (sometimes called “no-take zones”) in maintaining fisheries productivity, and moving toward their establishment.⁵⁴ It turns out that if

sections of the ocean are protected from exploitation, fishes there can reproduce enough to restock surrounding fished areas.

There are, of course, many other stop-gap measures that can be taken in attempts to delay the inevitable clash between an expanding human enterprise and its life-support systems. It is essential that we ecologists escalate our efforts on short-term efforts to protect ecosystems, *and* put some of our time into trying to solve those more fundamental long-term problems. Many of my American colleagues are dedicating increasing amounts of time into the political chore of replacing the current American administration with one not dedicated to environmental destruction; that effort is sure to expand as the 2004 election nears. I hope you will start equivalent action in Italy elect leaders who appreciate the environmental threats like the destruction of biodiversity that threaten the sustainability of society. Political action is central to preserving biodiversity, and ecologists should embrace it.

7. REFERENCES

- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper, and R. K. Turner. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950-953.
- Beattie, A. J., and P. R. Ehrlich. 2001. *Wild Solutions: How Biodiversity is Money in the Bank*. Yale University Press, New Haven.
- Bishop, K. D. 2003. *The Decimation of the once glorious Sundaic and New Guinea Lowland Forests*. Manuscript, received 13 August.
- Bruni, F. 2002. Persistent drop in fertility reshapes Europe's future. *New York Times*: 26 December.
- Carrere, R. 2001. Oil palm: the expansion of another destructive monoculture. Pages 13-19 in World Rainforest Movement, ed. *The Bitter Fruit of Oil Palm: Dispossession and Deforestation*. World Rainforest Movement, Montevideo, Uruguay.
- Ceballos, G., and P. R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavoret, O. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

⁴⁹ Daily et al. (1994).

⁵⁰ Ehrlich and Ehrlich (2004)

⁵¹ Daily et al. (2001); Daily et al. (2003).

⁵² e.g., Hughes et al. (1997, 2000); Ceballos (2002); Kareiva (2003); Luck (2003).

⁵³ Daily and Ellison (2002).

⁵⁴ Lubchenco et al. (2003); Pauly (2003).

- Daily, G. C., ed. 1997. *Nature's Services*. Island Press, Washington, DC.
- Daily, G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán, and G. A. Sánchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* In press.
- Daily, G. C., A. H. Ehrlich, and P. R. Ehrlich. 1994. Optimum human population size. *Population and Environment* 15: 469-475.
- Daily, G. C., and P. R. Ehrlich. 1992. Population, sustainability, and Earth's carrying capacity. *BioScience* 42: 761-771.
- . 1995. Population extinction and the biodiversity crisis. Pages 45-55 in C. A. Perrings and et al., eds. *Biodiversity Conservation*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Daily, G. C., P. R. Ehrlich, and A. Sanchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: Utilization of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11: 1-13.
- Daily, G. C., and K. Ellison. 2002. *The New Economy of Nature: The Quest to Make Conservation Profitable*. Island Press, Washington, DC.
- Ehrlich, P. R. 1995. The scale of the human enterprise and biodiversity loss. Pages 214-226 in J. H. Lawton and R. M. May, eds. *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford.
- Ehrlich, P. R., L. Bilderback, and A. H. Ehrlich. 1981. *The Golden Door: International Migration, Mexico, and the United States*. Wideview Books, New York, NY.
- Ehrlich, P. R., and G. C. Daily. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* 22: 64-68.
- Ehrlich, P. R., G. C. Daily, and L. H. Goulder. 1992. Population growth, economic growth, and market economies. *Contention* 2: 17-35.
- Ehrlich, P. R., and A. H. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, NY.
- . 1989. Too many rich folks. *Populi* 16: 20-29.
- . 1990. *The Population Explosion*. Simon and Schuster, New York.
- . 2004. *Collision Course: Population, Profligacy, Power and the Struggle for Sustainability*. In press, Island Press, Washington, DC.
- Ehrlich, P. R., and J. Holdren. 1971. Impact of population growth. *Science* 171: 1212-1217.
- Firor, J., and J. E. Jacobsen. 2002. *The Crowded Greenhouse: Population, Climate Change, and Creating a Sustainable World*. Yale University Press, New Haven, CN.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1997. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. FAO, Rome.
- Frank, R. H. 1999. *Luxury Fever: Why Money Fails to Satisfy in an Era of Excess*. The Free Press, New York, NY.
- Heywood, V. H., ed. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holdren, J. P., and P. R. Ehrlich. 1974. Human population and the global environment. *American Scientist* 62: 282-292.
- Hughes, J. B., G. C. Daily, and P. R. Ehrlich. 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science* 278: 689-692.
- . 1998. The loss of population diversity and why it matters. Pages 71-83 in P. H. Raven, ed. *Nature and Human Society*. National Academy Press, Washington, DC.
- . 2000. The loss of population diversity and why it matters. Pages 71-83 in P. H. Raven, ed. *Nature and Human Society*. National Academy Press, Washington, DC.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- . 2002. *Climate Change 2001: Contribution of Working Group I to the third Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press, New York, NY.
- Jackson, J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. B. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner, and R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Kareiva, P., and M. Marvier. 2003. Conserving biodiversity hotspots. *American Scientist* 91: 344-351.
- Liu, J., G. Daily, P. R. Ehrlich, and G. Luck. 2003. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*.
- Lubchenco, J., R. Davis-Born, and B. Simler. 2003. Lessons from the land for protection in the sea. *Open Spaces* 5: 10-19.
- Luck, G., G. Daily, and P. R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 331-336.
- Myers, N. 1979. *The Sinking Ark*. Pergamon Press, New York.

- . 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 187-208.
- . 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-256.
- . 1996. The biodiversity crisis and the future of evolution. *The Environmentalist* 16: 37-47.
- Osborne, F. 1948. *Our Plundered Planet*. Little, Brown and Company, Boston, MA.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Gu nette, T. J. Pitcher, U. R. Sumaila, C. J. Walters, R. Watson, and D. Zeller. 2002. Toward sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- Pauly, D., and J. Maclean. 2003. *In a Perfect Ocean: The State of Fisheries and Ecosystems in the North Atlantic Ocean*. Island Press, Washington, DC.
- Pauly, D., and R. Watson. 2003. The last fish. *Scientific American* 289 (July): 43-47.
- Pearce, F. 2003. Europe's deep corals are facing devastation. *New Scientist* 23 June: 5.
- Pimm, S. L. 2001. *The World According to Pimm*. McGraw-Hill, New York, NY.
- Population Reference Bureau. 1976. 1976 World Population Data Sheet. Population Reference Bureau, 1875 Connecticut Ave., Suite 520, Washington, DC 20009-5728.
- . 2002. *2002 World Population Data Sheet*. Population Reference Bureau, Washington DC.
- Raup, D. M. 1991. *Extinction: Bad Genes or Bad Luck*. W.W. Norton, New York.
- Schneider, S. 1989. *Global Warming*. Sierra Club, San Francisco.
- Schneider, S. H. 1997. *Laboratory Earth: The Planetary Gamble We Can't Afford to Lose*. Basic Books, New York.
- Siscawati, M. 2001. The case of Indonesia: under Soeharto's shadow. Pages 47-60 in World Rainforest Movement, ed. *The Bitter Fruit of Oil Palm: Dispossession and Deforestation*. World Rainforest Movement, Montevideo, Uruguay.
- Study of Critical Environmental Problems. 1970. *Man's Impact on the Global Environment*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of bioersity. *Nature* 405: 208-211.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Tucker, R. P. 2000. *Insatiable Appetite: The United States and the Ecological Degradation of the Tropical World*. University of California Press, Berkeley, CA.
- United Nations (Population Division). 2001. *World Population Prospects: The 2000 Revision*. United Nations, New York, New York.
- . 2003. *World Population Prospects, 2002 Revision*. Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York, NY.
- Vitousek, P. M., P. R. Ehrlich, A. H. Ehrlich, and P. A. Matson. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36: 368-373.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Wackernagel, M., N. B. Schulz, D. Deumling, A. C. Linares, M. Jenkins, V. Kapos, C. Monfreda, J. Loh, N. Myers, R. Norgaard, and J. Randers. 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99: 9266-9271.
- Wattenberg, B. 1987. *The Birth Dearth*. Pharos Books, New York, NY.
- World Commission on Environment and Development. 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, NY.
- World Resources Institute. 1998. *World Resources 1998-99*. Oxford University Press, New York, NY.

Premi Marchetti – presentazioni orali

The following is the established format for referencing this article:

Di Filippo, A. *et al.* (2004) La dendroecologia applicata alle foreste vetuste: il caso delle faggete italiane. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 49-54. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Di-Filippo-181.pdf>

La dendroecologia applicata alle foreste vetuste: il caso delle faggete italiane

Alfredo Di Filippo, Gianluca Piovesan e Bartolomeo Schirone

Dipartimento di tecnologie, ingegneria e scienze dell'Ambiente e delle Foreste (DAF), Università della Tuscia, Viterbo

Abstract: Lo studio degli accrescimenti anulari di alberi vissuti in foreste vetuste consente di comprendere le variazioni di crescita a diverse scale spaziali e temporali. L'analisi dendrocronologica associata allo studio strutturale di popolamenti forestali, a dati climatici e ad informazioni storiche sull'uso del territorio ha permesso di evidenziare in diversi contesti di foresta boreale e temperata la periodicità e l'intensità dei disturbi abiotici e biotici, l'impatto delle variazioni climatiche, i meccanismi successionali e i rapporti di coesistenza e competizione tra specie. Studi dendroecologici in faggete vetuste italiane hanno condotto all'individuazione di formazioni in cui diversi alberi di 3-5 secoli superano quella che viene ritenuta l'età massima della specie (200-250 anni). L'analisi dendrocronologica delle serie anulari ha evidenziato le fluttuazioni di crescita con particolare riferimento ai processi di competizione. Le brusche variazioni di accrescimento si sono dimostrate un metodo di analisi utile per l'individuazione di fasi alterne di aduggiamento e ripresa dell'attività vegetativa che caratterizzano la vita di faggi cresciuti in ambiente di foresta vetusta. Applicazioni dendroclimatiche (funzione di risposta) hanno rilevato i fattori che controllano le variazioni interannuali di crescita. Tali informazioni dendroecologiche forniscono indicazioni utili per la futura gestione e conservazione di questi preziosi nuclei residui di foresta vetusta.

Keywords: ampiezze anulari; dendroecologia; foreste vetuste; rapporti clima-accrescimento; regime di disturbo

1. INTRODUZIONE

Nei boschi temperati la crescita annuale degli alberi è influenzata da diversi fattori ambientali. La variazione delle ampiezze degli anelli legnosi si può considerare una combinazione lineare (Cook e Kairiukstis, 1990) degli effetti delle seguenti componenti: (1) il trend di crescita legato all'aumento dell'età dell'albero e delle dimensioni del cambio cribro-vascolare; (2) il clima; (3) i disturbi diffusi, estesi a gran parte del popolamento (tempeste, valanghe, epidemie, incendi, attività antropiche); (4) i disturbi localizzati, interessanti uno o pochi alberi (p.e. morte per vecchiaia) e, infine, (5) la variabilità interannuale non spiegata dai precedenti fattori. Una curva dendrocronologica, ossia una serie temporale di ampiezze anulari, può essere teoricamente scomposta in un trend biologico di lungo termine, due segnali comuni, dovuti all'azione del clima e dei disturbi esogeni diffusi, e due segnali individuali, legati ai disturbi localizzati ed alla casualità. L'approccio dendroecologico si propone di isolare in una serie dendrocronologica l'informazione desiderata per

studiare l'effetto dei fattori ambientali sulle dimensioni degli anelli legnosi.

I lembi di foreste vetuste, con minimo impatto antropico ed individui di diversi secoli d'età, offrono l'opportunità di affrontare uno studio di lungo termine sulla storia di ecosistemi forestali in contesti ad elevata naturalità, specialmente nella penisola italiana dove la presenza dell'uomo è forte e diffusa da millenni. L'applicazione dell'analisi dendroecologica a due foreste vetuste di faggio (*Fagus sylvatica* L.) dell'Appennino Centrale chiarirà quali siano i fattori climatici che più ne condizionano la crescita, nonché le dinamiche di disturbo e il loro effetto sui processi di strutturazione del bosco. Il faggio è stato ampiamente utilizzato in studi dendroecologici grazie alla sua elevata sensibilità nei confronti delle variazioni climatiche [Biondi, 1993]. Inoltre, la fedeltà con cui il faggio registra nelle serie di ampiezze anulari la successione di fasi di aduggiamento e di rilascio dalla competizione degli individui dominanti [Bernabei e Piovesan, 1997], permette di ricostruire la storia del disturbo nella cenosi forestale.

2. MATERIALI E METODI

2.1 I siti oggetto di studio

I popolamenti esaminati esemplificano i cosiddetti boschi vetusti (Tabella 1), dominati da specie tardo-successionali e contraddistinti da individui di grandi dimensioni, da alberi morti in piedi e da detriti legnosi al suolo, conseguenza di una ridotta pressione antropica negli ultimi decenni. Entrambi sono ascrivibili, secondo la classificazione di Mayr-Pavari, alla fascia fitoclimatica del *Fagetum* freddo; i suoli sono di tipo bruno forestale su substrato calcareo. Il primo popolamento, un alto fusto puro di faggio, è posto sul versante settentrionale del Monte Terminillo, nei pressi della Vallonina (Comune di Leonessa, RI). La faggeta della Valle cervara è ubicata all'interno del Parco Nazionale d'Abruzzo, nel Comune di Villavallelonga (AQ). La distribuzione diametrica è disetaneiforme, con molte piante piccole, spesso riunite in coorti, alternate a piante di grandi dimensioni.

Tabella 1. Caratteristiche dei popolamenti studiati e della curva dendrocronologica media

		MONTE TERMINILLO	VALLE CERVARA
Quota	m s.l.m.	1550-1750	1600-1850
Pendenza	%	5-60	5-55
Alberi		20	32
DBH	cm	42-69	55-100
H	m	32	32
R		1697-2000	1523-2002
N	anni	304	480
N _{max}	anni	307	503

DBH = variabilità tra i diametri a 1,30 m degli alberi campionati

H = statura del popolamento

R = intervallo temporale dalla curva stazionale (almeno 3 serie)

N = estensione della curva media stazionale

N_{max} = numero di anni della curva individuale più lunga

2.2 Il campionamento e la costruzione delle curve dendrocronologiche

L'analisi dendroecologica si basa su carote estratte a petto d'uomo (1,30 m da terra) con la trivella di Pressler da alberi dominanti selezionati lungo un transetto altitudinale in base alle dimensioni ed alle condizioni fitosanitarie. La misura dello spessore degli anelli si effettua con precisione del centesimo di millimetro mediante uno stereomicroscopio binoculare interfacciato, attraverso l'apparecchio Dendroware di Aniol, ad un personal computer per la simultanea registrazione dei dati. La lettura di una carota fornisce una curva dendrocronologica individuale, ossia una serie temporale di ampiezze anulari rappresentativa dell'accrescimento radiale dell'albero da cui è stata prelevata. Più curve individuali sono sincronizzate tra loro in maniera visuale e statistica per effettuare la datazione incrociata e per verificare la presenza di anelli falsi o mancanti. Una volta che tutte le curve

individuali di una stazione siano state datate correttamente, si può procedere alle elaborazioni successive.

2.3 L'analisi dendroecologica

L'analisi dendroclimatica

Lo studio del legame tra l'accrescimento radiale degli alberi ed il clima si definisce calibrazione [Fritts, 1976]. Da ogni curva individuale, mediante il programma ARSTAN, si rimuove il trend di crescita, interpolandovi una curva esponenziale negativa o una retta, e l'autocorrelazione, attraverso modellizzazione ARMA [Cook e Kairiukstis, 1990]. Si generano così delle serie temporali indicizzate non persistenti, con media uguale ad 1, tra loro confrontabili e portanti la massima informazione climatica. Queste serie vengono mediate per fornire una curva dendrocronologica stazionale standardizzata.

La calibrazione, effettuata grazie al programma Dendroclim2002 [Biondi e Waikul, in stampa], consiste nel calcolo di funzioni di correlazione e funzioni di risposta (corrispondenti a regressioni multiple) con il metodo statistico *bootstrap* tra la curva stazionale e una matrice di variabili climatiche, dopo che da esse siano state estratte le componenti principali. Sono stati utilizzati i valori di precipitazioni mensili e di temperature medie mensili, ordinati a partire dal mese di giugno dell'anno precedente la formazione dell'anello fino al settembre dell'anno in corso: in questo modo si includono gli effetti del clima sui meccanismi di induzione fiorale (Piovesan e Adams, 2001) e l'apporto completo delle precipitazioni autunnali e invernali. In questo lavoro è stata utilizzata la serie termopluviometrica della stazione di Roma Collegio Romano, estesa dal 1832 al 2000.

Variazioni di crescita pluriennale

Il faggio possiede una notevole plasticità nell'adattarsi alle condizioni di scarsa luminosità del sottobosco [Peters, 1997], resistendo anche per diversi decenni e formando anelli xilematici di ridottissime dimensioni (fasi di aduggiamento) in attesa di essere liberato dalla competizione degli individui sovrastanti. Quando un evento provoca la rottura della continuità della volta forestale e consente il passaggio della luce, si assiste ad un aumento repentino dei tassi di crescita (fasi di rilascio), con ampiezze anulari diverse volte superiori a quelle del periodo precedente. Lorimer e Frelich [1989] definiscono un *rilascio maggiore* se l'accrescimento medio di un intervallo di tempo aumenta più del 100% rispetto a quello immediatamente precedente, oppure *moderato* se l'aumento è compreso tra il 50 ed il 99%. Si distinguono poi *rilasci sostenuti*, con durata di

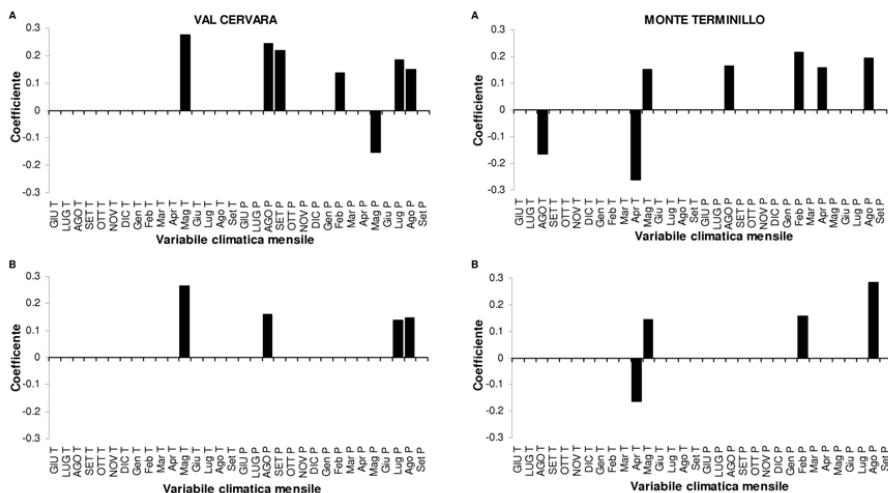


Figura 1. Funzioni di correlazione (A) e di risposta (B) delle cronologie stagionali di Valle Cervara e Monte Terminillo con temperature medie (T) e precipitazioni (P) mensili di Roma Collegio Romano per il periodo 1832-2000. In maiuscolo i mesi dell’anno precedente a quello di formazione dell’anello xilematico. I valori riportati sono significativi con $p < 0.05$.

almeno 15 anni, e *temporanei*, con durata tra i 10 ed i 15 anni. Si assume che rilasci maggiori e sostenuti caratterizzino l’accesso alla volta forestale da parte di individui aduggiati o dominati, intendendo per volta forestale l’insieme continuo di chiome di una foresta esposte alla luce diretta, inclusi i piccoli alberi nelle buche [Lorimer e Frelich, 1989]. Così facendo si possono discriminare gli eventi che hanno permesso un miglioramento sostanziale e definitivo delle condizioni vegetative dell’individuo da quelli che hanno concesso solo una temporanea riduzione della competizione. L’analisi delle pulsazioni di crescita legate ai disturbi è stata effettuata utilizzando la formula [Nowacki e Abrams, 1997]:

$$\%GC = \frac{M_2 - M_1}{M_1} \cdot 100$$

dove: %GC è la percentuale di variazione di crescita, M1 è la media delle ampiezze anulari del periodo precedente, M2 è la media delle ampiezze anulari del periodo successivo. Questa procedura si articola in due fasi: nella prima si calcola %GC con M=15 anni per rilevare se, quando e quante volte la %GC supera la soglia del 100%, ossia si verifica un rilascio maggiore e sostenuto, al fine di documentare le date di accesso alla volta forestale di individui aduggiati o dominati. Nella seconda fase si costruisce una cronologia di disturbo calcolando %GC con M=10, riconoscendo come eventi di disturbo quelli oltrepassanti la soglia minima del 50%. In questo

modo si rilevano gli eventi di disturbo meno intensi che, pur non consentendo sempre un avanzamento sociale, garantiscono la sopravvivenza di individui aduggiati o dominati e la diminuzione della competizione laterale per i codominanti [Peters, 1997]. I trend di crescita, le cronologie di disturbo e le date di accesso alla volta forestale servono a ricostruire la storia auxologica individuale e quella strutturale del popolamento [Nowacki e Abrams, 1997]. In base alle carote complete di centro (Valle Cervara: n=19, Terminillo: n=15) sono state fatte considerazioni sul processo di reclutamento e sull’origine degli alberi campionati (sotto copertura; piccole buche: 0.02-0.05 ha; grandi buche >0.1 ha. Vedi Sagheb-Talebi e Schutz [2002]), sulle modalità di accesso alla volta forestale ed sul tempo medio di residenza nella stessa.

Per studiare il regime di disturbo e le dinamiche di strutturazione e di rigenerazione ecosistemica si confrontano le cronologie di disturbo individuali mediante un triplice approccio [Nowacki e Abrams, 1997]: (1) si calcola la cronologia di disturbo media del popolamento, per mettere in risalto i disturbi di maggiore severità e/o comuni a buona parte degli individui; (2) si calcola la percentuale annua di alberi che superano la soglia minima di 50%GC; (3) si riportano su grafico le frequenze di reclutamento, ossia il numero di alberi insediatisi nel decennio di riferimento, e di accesso alla volta forestale [modificato, Nowacki e Abrams, 1997].

Considerando le limitazioni a cui sono soggette le età ottenute da carote [Cook e Kairiukstis, 1990], i dati del punto 3 vengono rappresentati per classi di 10 anni. Questa analisi consente anche la distinzione tra disturbi localizzati, interessanti uno o pochi individui, da quelli diffusi, interessanti contemporaneamente almeno il 25% del campione. Il confronto è stato effettuato nell'intervallo in cui sono presenti almeno 15 repliche.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 I rapporti clima-accrescimento radiale

Le funzioni di correlazione e di risposta forniscono segnali climatici molto affini in entrambe le cronologie esaminate (Figura 1). In Valle Cervara l'unico segnale termico è la risposta positiva alle temperature di maggio. Riguardo alle precipitazioni, si ritrova una correlazione diretta con le precipitazioni di agosto e settembre dell'anno precedente e con quelle di febbraio, di luglio e di agosto dell'anno corrente; l'unica correlazione inversa si ha con maggio. Se ne deduce che la crescita radiale di questi faggi è influenzata positivamente da una primavera mite e dalle piogge dell'estate dell'anno in corso, da quelle del periodo agosto-settembre dell'anno precedente, nonché dalle precipitazioni del febbraio corrente. Sul Monte Terminillo le risposte sono fondamentalmente le stesse: gli unici segnali differenziali si rinvengono ad aprile, con una correlazione diretta con le precipitazioni e inversa con le temperature. L'insieme di questi segnali climatici è interpretabile inquadrando nell'ambito degli ambienti studiati. Il fabbisogno di un maggio mite in quota è legato al risveglio vegetativo, periodo di intensa attività metabolica, in cui il calore è necessario per sostenere le reazioni biochimiche legate alla crescita. Questa sembra sostenuta fino a giugno, mese oltre il quale (sebbene si sia oltre i 1600 m di quota) inizia l'effetto della siccità estiva, testimoniato dal fabbisogno di piogge tra luglio ed agosto. Le precipitazioni del mese di febbraio possono essere ascritte al più ampio ambito di quelle invernali, che svolgono l'importante ruolo di ricarica idrica dei suoli necessaria ad affrontare la forte evapotraspirazione estiva [Biondi, 1993]. Le piogge o, meglio, lo stress idrico dell'estate precedente incidono sull'induzione fiorale del faggio [Piovesan e Adams, 2001], condizionando l'ammontare di risorse nutritive destinate, l'anno seguente, alla fruttificazione piuttosto che alla crescita. I segnali di aprile riportati per il Monte Terminillo, sottendono un bisogno di basse temperature con duplice funzione: rallentamento

dello scioglimento delle nevi (accumulate copiose a queste quote) da utilizzare come risorsa idrica per la ricarica dei suoli [Biondi, 1993] ed impedire un'entrata in vegetazione prematura, che esporrebbe le gemme ingrossate o i getti neoformati all'effetto distruttivo di eventuali gelate tardive.

La crescita di queste faggete al limite superiore di distribuzione altitudinale risulta, quindi, influenzata da un insieme di fattori climatici tipici dell'ecologia di alta quota (gelate tardive ed entrata in vegetazione ritardata), ma resta intimamente legata al regime climatico mediterraneo (esigenza di precipitazioni estive e ricarica invernale dei suoli).

3.2 Il regime di disturbo

In entrambi gli ecosistemi la frequenza media di disturbo (%GC \geq 50) risulta uguale a 1.9 ± 0.6 eventi ogni 100 anni. Ad essa corrisponde un tempo di ritorno di circa 53 anni, ossia la ciclicità media con cui occorrono eventi di disturbo. Questi valori rientrano nell'intervallo noto per le foreste temperate degli Stati Uniti orientali [Runkle, 1985]. La distribuzione degli eventi nei popolamenti è diffusa nel tempo (Figura 2B) e nello spazio. In entrambi i siti si evidenziano nettamente soltanto due disturbi: 1769 e 1868 sul Terminillo, 1770 e 1830 in Valle Cervara. Il primo evento è abbastanza sincrono tra i due popolamenti, facendo supporre l'azione determinante di un fattore climatico; i secondi potrebbero essere dovuti a dei tagli. A questi eventi esogeni corrispondono picchi molto acuti nella %GC media. In Valle Cervara, popolamento strutturalmente più evoluto, il reclutamento degli alberi dominanti è discontinuo, ma esteso dal 1500 fino al 1810 (Figura 2C): oltre ai disturbi diffusi, periodi a maggiore dinamicità sono 1710-12, 1720-24, 1895-98. Sul Monte Terminillo il 73% degli eventi di reclutamento si concentra nel periodo iniziale 1670-1700, ascrivibile probabilmente ad un disturbo artificiale diffuso (p.e. tagli a scelta frequentemente ripetuti), riflesso dall'odierna imponente struttura a cattedrale. Da segnalare, oltre ai disturbi diffusi, il periodo 1827-35. La sovrapposizione di molte delle date riportate e la correlazione significativa tra le frequenze annuali di disturbo in Valle Cervara e Terminillo ($r_s = 0.39$ con $p < 0.001$), dimostra l'importante azione svolta dal clima nel regolare l'occorrenza dei disturbi in questi siti distanti un centinaio di chilometri. Tra i principali fattori climatici agenti di disturbo possiamo ricordare: prolungate siccità estive, ingenti nevicate, gelicidio e vento forte.

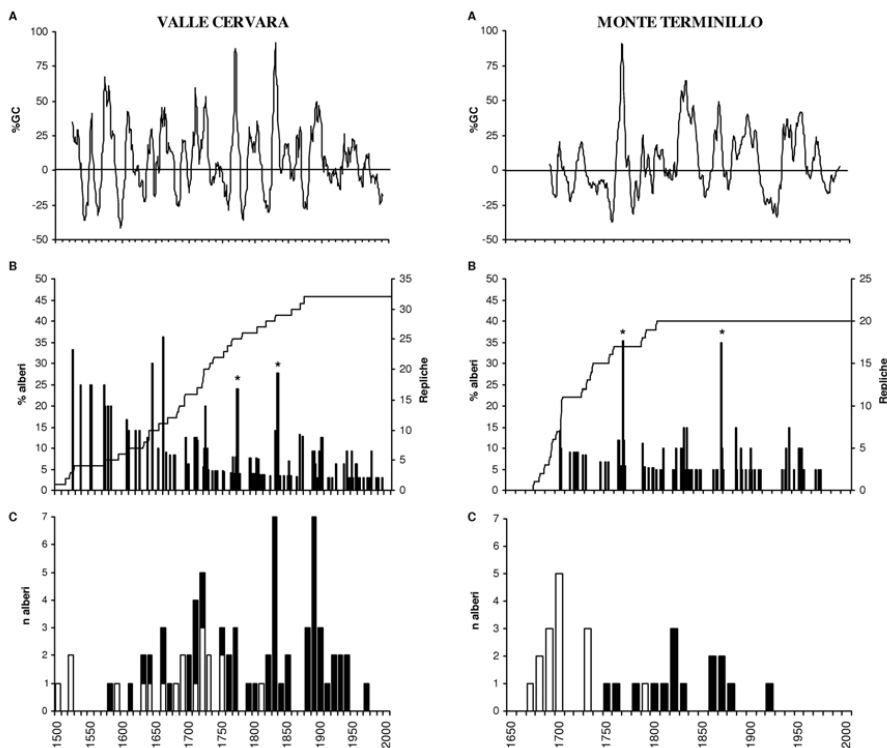


Figura 2. Storia del disturbo delle faggete di Valle Cervara e Monte Terminillo. (A) Percentuale di variazione di crescita media. (B) Percentuale annua di alberi con %GC>50: gli asterischi indicano i disturbi esogeni diffusi. (C) Frequenze di reclutamento (chiaro) e di accesso alla volta forestale (scuro).

3.3 Storia auxologica e dinamiche strutturali

Il regime di disturbo influenza la storia auxologica individuale e le dinamiche strutturali del popolamento. Innanzitutto, in entrambi i siti il faggio spesso supera i tre-quattrocento anni di età, fino a raggiungere il massimo di oltre 500 anni (Tabella 1). Questa scoperta, ha aperto nuovi orizzonti sulla biologia di una specie che fino a pochi anni fa si pensava non superasse i 200-250 anni [Schweingruber, 1993]. Nella vita di un albero in media si hanno 6 disturbi, concentrati in rilasci di intensità moderata (50-99 %GC), con rari eventi di maggiore intensità (Tabella 2). Quelli superiori a 150 %GC sono provocati probabilmente dalla congiunzione positiva tra il rilascio da un forte aduggiamento ed un periodo climatico favorevole (in alcuni casi si è osservato un aumento superiore a 500 %GC!). Questi faggi, oggi dominanti nella volta forestale, hanno storie auxologiche molto diverse. Alcuni hanno trend decrescente, possiedono un accrescimento medio superiore a quello degli altri e poche pulsazioni indotte dai disturbi. Sono alberi nati e cresciuti in buche di grandi dimensioni, arrivati direttamente

nella volta evitando la concorrenza degli alberi dominanti (rilasci maggiori sostenuti assenti). Altri, hanno trend nettamente crescente, accrescimento iniziale ridotto al minimo, gli incrementi medi più bassi e pulsazioni ben evidenti. Questi faggi sono nati sotto copertura e divenuti dominanti dopo periodi di lungo aduggiamento e di forte competizione. La tipologia intermedia è formata da individui privi di un trend definito, con forte crescita iniziale seguita da un periodo di aduggiamento ed evidenti segni di accessi alla volta: si tratta di alberi nati in piccole buche, dove sono sopravvissuti allo stato dominato, ma in condizioni di luminosità migliori dei precedenti. In Valle Cervara e sul Monte Terminillo solo pochi individui sono nati in buche di grosse dimensioni (rispettivamente 16 e 13%). Ciò concorda con le dinamiche strutturali di queste foreste, dove la persistenza del faggio è legata alla sua capacità di sfruttare piccole aperture [Peters, 1997]. In Valle Cervara il 47% del campione è nato in piccole buche, il 37% sotto copertura. Il primo accesso alla volta forestale di piante nate sotto copertura avviene in media a 70

anni (range: 15-165) con diametro medio di 5 cm (range: 20-257; Tabella 2). In queste condizioni è frequente l'omissione dell'anello annuale [Bernabei e Piovesan, 1997].

Tabella 2. Caratteristiche medie della storia auxologica e strutturale dei popolamenti studiati

	O	Primo accesso alla volta		Eventi di Disturbo (%GC, M = 10)			
		Età anni	D cm	50-99	100-150	>150	TOT
Val Cervara	U	70	5	4	1	1	6
	g	96	13	4	1	1	6
	G	1	-	2	1	0	3
Terminillo	U	14	1	4	1	1	6
	g	145	21	4	1	0	5
	G	1	-	1	1	0	2

O = origine; U = sotto copertura; g = piccola buca; G = grande buca

Piante nate in piccola buca, dopo un momentaneo accesso alla volta, sono liberate in media a 96 anni (range: 20-257) con diametro medio di 13 cm (range: 2-31). Sul Terminillo, l'80% del campione è nato in piccole buche, liberate in media a 145 anni (range: 37-245) con diametro di 21 cm (range: 5-39). Solo una pianta è nata sotto copertura ed è stata liberata dopo 14 anni: questo indica migliori condizioni di luminosità durante il periodo giovanile che, insieme alla citata sincronia nel reclutamento, rafforza l'ipotesi di un disturbo antropico alla origine di questo popolamento. Fino ad oggi, il tempo medio di residenza nella volta è di 179 anni (range: 61-316) per il Monte Terminillo e di 246 anni (range: 61-421) per la Valle Cervara. Tuttavia, alcuni alberi vi risiedono da più di 400 anni, alcuni solamente da 60! L'alta variabilità individuale nei valori medi riportati per le variabili di accesso alla volta forestale, la frequenza di episodi multipli di accesso alla volta forestale [Runkle, 1985] e la presenza di rilasci gradualmente segni evidenti di dinamica a buche, conseguenza della ridotta attività antropica. In particolare nella faggeta della Valle Cervara, il prevalere di disturbi di bassa severità genera all'interno di un popolamento un mosaico a tessitura fine in cui sono presenti tutte le fasi del ciclo silvigenetico.

4. CONCLUSIONI

Queste faggete vetuste altimontane centro-appenniniche risultano guidate da una dinamica a buche, dove eventi di bassa severità prevalgono nel dettare il passo dei processi ecosistemici, favorendo le fluttuazioni piuttosto che le successioni e, quindi, la dominanza del faggio. Tutto ciò si riflette nell'elevata eterogeneità della struttura verticale ed orizzontale, nonché della struttura per età e delle storie auxologiche

individuali. Le analisi condotte in faggete hanno dimostrato le enormi potenzialità del metodo nel biomonitoraggio ambientale e nella comprensione delle dinamiche naturali. I risultati ottenuti possono fornire utili linee guida per la conservazione e la gestione del patrimonio forestale mediante una selvicoltura a basso impatto ambientale.

5. BIBLIOGRAFIA

- Bernabei, M., e G. Piovesan, Alcune osservazioni sugli accrescimenti anulari del faggio (*Fagus sylvatica* L.) del Lazio settentrionale, Monti e Boschi, 5: 52-56, 1997.
- Biondi, F., Climatic signals in tree rings of *Fagus sylvatica* L. from Central Apennines, Italy, Acta Oecol., 14(1), 57-71, 1993.
- Biondi, F., e K. Waikul, DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies, Computers & Geosciences, in stampa.
- Cook, E.R., e L.A. Kairiukstis, Methods of dendrochronology, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1990.
- Fritts, H.C., Tree ring and climate, Academic Press, New York, 1976.
- Lorimer, C.G., e L.E. Frelich, A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forests, Can. J. For. Res., 19, 651-663, 1989.
- Nowacki, G.J., e M.D. Abrams, Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks, Ecological Monographs, 67(2), 225-249, 1997.
- Peters, R., Beech forests. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1997.
- Runkle, J.R., Disturbance regimes in temperate forests, in Pickett, S.T.A., and P.S. White (ed.), The ecology of natural disturbance and patch dynamics, Academic Press, 1985.
- Piovesan, G., e J.M. Adams, Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation, Can. J. Bot., 79, 1039-1047, 2001.
- Piovesan, G., M. Bernabei, A. Di Filippo, M. Romagnoli and B. Schirone, A long-term tree-ring beech chronology from a high-elevation old-growth forest of Central Italy, Dendrochronologia, 21(1), 13-22, 2003.
- Sagheb-Talebi, K., e J.P. Schütz, The structure of natural oriental beech (*Fagus orientalis*) forests in the Caspian region of Iran and potential for the application of the group selection system, Forestry, 75(4), 465-472, 2002.
- Schweingruber, F.H., Trees and Wood in Dendrochronology, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, NewYork, 1993

The following is the established format for referencing this article:

Fenoglio, S. (2004) Perle tropicali: note ecologiche sui Plecotteri del Centro e Sud America. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 55-59. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Fenoglio-43.pdf>

Perle tropicali: note ecologiche sui Plecotteri del Centro e Sud America

Stefano Fenoglio

Di.S.A.V. - Università del Piemonte Orientale, Via Cavour 84, 15100 Alessandria.

e-mail: fenoglio@unipmn.it

Abstract: Anche se la Regione Neotropica è considerata una delle aree biologicamente più ricche del pianeta, in questa vasta area la Plecotterofauna è rappresentata da un unico genere di Perlidae: *Anacroneuria* (Klapálek). Recenti lavori testimoniano la diversità e ricchezza di questo gruppo, che è andato incontro ad una intensa speciazione dal Messico al Brasile; tuttavia, non sono finora praticamente disponibili informazioni relative all'ecologia di questi organismi. Un recente impulso allo studio dei perliari viene sicuramente, oltre che da considerazioni di tipo zoologico, biogeografico e filogenetico, anche dall'importanza assunta da questi organismi nei programmi di monitoraggio della qualità delle acque correnti. In questo lavoro vengono presentati i risultati di uno studio pluriennale articolato su diverse linee di ricerca, volte a migliorare le conoscenze sistematiche e biogeografiche del genere *Anacroneuria*, fornire indicazioni sul regime alimentare degli adulti e sull'ecologia trofica degli stadi larvali (sinora sconosciuti), fornire una descrizione morfologica delle uova, offrendo ipotesi biogeografiche relative alla distribuzione del genere ed infine analizzare l'importanza di questi organismi nel contesto di programmi di monitoraggio della qualità biologica dei sistemi fluviali nelle aree neotropicali.

Keywords: Plecoptera, Regione Neotropica, *Anacroneuria*, autoecologia

1. INTRODUZIONE

I Plecotteri costituiscono un piccolo ordine di insetti pterigoti, che annovera attualmente poco più di 3000 specie descritte in tutto il mondo. Questi insetti sono emimetaboli, con larve acquatiche ed adulti subaerei, e sono generalmente associati ad acque correnti, con poche specie adattate ad ambienti lenticili. Il gruppo è inoltre caratterizzato da una spiccata stenoecia nelle larve e da una ridotta capacità dispersiva degli adulti.

L'importanza ecologica dei Plecotteri è nota da tempo, in quanto questi organismi svolgono un ruolo fondamentale nelle dinamiche ecologiche dei sistemi lotici [Hynes, 1979]. In particolare, i Plecotteri costituiscono un tassello fondamentale nel processo di trasformazione del materiale organico alloctono, che rappresenta il principale input energetico di vasti tratti fluviali fondamentalmente eterotrofi [Vannote et al., 1980]. Le specie carnivore costituiscono inoltre uno dei principali elementi di controllo top-down delle cenosi macrobentoniche in molte aste di basso ordine.

Per la loro estrema sensibilità alle alterazioni ambientali, questi organismi sono stati da tempo

utilizzati come validi indicatori in sistemi di monitoraggio della qualità biologica delle acque correnti [Resh et al., 1996]: questi ed altri elementi hanno fatto crescere negli ultimi anni l'attenzione degli ecologi di tutto il mondo verso questo piccolo gruppo.

I Plecotteri sono generalmente associati ad acque fresche ed ossigenate [Zwick, 1973, 2000] e solamente poche specie sembrano essersi adattate agli ambienti lotici delle aree tropicali. Infatti, solamente una famiglia delle 15 descritte è presente in queste aree [Fochetti, 1995].

In particolare, anche se la Regione Neotropica è considerata una delle aree biologicamente più ricche del pianeta [Marshall e Liebherr, 2000; Myers et al., 2000], in questo enorme territorio la Plecotterofauna è rappresentata da un unico genere di Perlidae: *Anacroneuria* [Klapálek]. Questo genere, caratterizzato da una intensa e recente speciazione [Froehlich, 1981], è l'elemento dominante della Plecotterofauna del Messico, dell'America Centrale e di gran parte del Sud America [Jewett, 1958] e lavori recenti ne sottolineano la diversità e ricchezza, con un centinaio di specie attualmente descritte [Stark, 1995, 1998; Stark et al., 1999].

Nonostante l'aumentata conoscenza a livello tassonomico, al momento attuale l'ecologia di questo enorme gruppo è ancora praticamente sconosciuta [Steward e Stark, 1993].

2. SCOPO DELLA RICERCA

Scopo del mio lavoro è stato analizzare alcuni aspetti dell'ecologia delle *Anacroneuria*, contribuendo inoltre ad aumentare le conoscenze sistematiche e biogeografiche del gruppo e indagando sulle cause del loro successo evolutivo in aree precluse a tutti gli altri Plecotteri.

In particolare, il mio interesse si è indirizzato sulle seguenti linee di ricerca:

1. migliorare le conoscenze sistematiche e biogeografiche del genere *Anacroneuria*;
2. fornire indicazioni sul regime alimentare degli adulti (sinora sconosciuto);
3. fornire indicazioni sull'ecologia trofica degli stadi larvali (sinora sconosciuta);
4. fornire una descrizione morfologica delle uova;
5. fornire ipotesi biogeografiche relative alla distribuzione del genere;
6. analizzare l'importanza di questi organismi nell'ambito di programmi di monitoraggio della qualità biologica dei sistemi fluviali.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Materiale esaminato

Sono stati esaminati esemplari provenienti dai seguenti paesi: Nicaragua, Costa Rica, Honduras, Guatemala e Bolivia. Gli esemplari (larve ed immagini) sono stati raccolti direttamente dall'autore nel corso di alcune campagne di ricerca svolte in collaborazione con Enti ed Università centroamericane. Parte del materiale esaminato è stato inoltre inviato all'autore da J.M. Maes, C. Bailey e M. Myers. Gli stadi preimmaginali sono stati raccolti tramite un retino con maglia di 250 µm, mentre gli adulti sono stati catturati di notte con trappole luminose.

3.2 Analisi morfologica e tassonomica

Adulti e larve sono stati osservati con uno stereomicroscopio Zeiss Stemi 200c (20-90 X). Nei maschi adulti, l'edeago è stato estratto recidendo l'addome ed immergendolo in una soluzione di idrossido di potassio portato successivamente al punto di ebollizione.

3.3 Indagine sull'ecologia trofica

E' stato analizzato il regime trofico di adulti e stadi preimmaginali. Gli esemplari sono stati posti in flaconi contenenti soluzione di Hertwig [Tierno de

Figueroa e Sánchez-Ortega, 2000] e posizionati in un forno per 24 ore a 65° C. Successivamente, sono stati montati ed esaminati a luce trasmessa (50-90 X). In alcuni casi, è stata condotta una microdissezione ed un'analisi del contenuto del canale alimentare, che è stato estratto e montato in liquido di Faure.

3.4 Analisi ultrastrutturale delle uova

Sono state esaminate uova di due diverse specie di *Anacroneuria*: *A. starki* e *A. talamanca*. Le uova sono state rinvenute in masse sporgenti dal nono sternite oppure direttamente estratte dagli ovidutti. La morfologia delle uova è stata analizzata utilizzando un microscopio a scansione SEM JEOL JSM 5410.

3.5 Campagne di monitoraggio biologico

Sono state condotte alcune campagne di monitoraggio della qualità biologica delle acque correnti basate sull'analisi delle comunità a macroinvertebrati bentonici, analizzando il particolare l'importanza dei Plecotteri in questo contesto. I campionamenti sono stati realizzati nel reticolo del Rio San Juan (Nicaragua) negli anni 1998 e 2000, e nel Rio Cepegá (Guatemala) nel 2002. I campionamenti sono stati realizzati utilizzando un retino con maglia di 250 µm ed valutando l'efficacia e la capacità descrittiva di alcuni indici di diversità (Shannon – Wiener, Margalef, Simpson) e di due indici biotici (F.B.I. - Hilsenhoff, 1988; I.B.E. - Ghetti, 1997).

4. RISULTATI

Nella trattazione dei risultati verranno riprese le linee di indagine menzionate per punti nel capitolo relativo allo Scopo della Ricerca.

1) Le mie indagini hanno portato alla descrizione di una nuova specie di *Anacroneuria*: *A. starki* Fenoglio e Morisi, 2001, rinvenuta nel Cerro Saslaya, N-E Nicaragua (Figura 1). La specie è stata descritta su una serie raccolta a quota 700 m s.l.m., in un ambiente di selva umida di montagna particolarmente minacciato dall'attività forestale [Fenoglio e Morisi, 2001a]. Inoltre, ho realizzato segnalazioni di ninfe ed adulti di *Anacroneuria* in alcune nuove località (La Tigra, Honduras; Bartola, Boca de Sabalo, Nicaragua; Chichicastenango, Guatemala), segnalando tra l'altro una popolazione di *A. talamanca* Stark, 1998 rinvenuta a quella che dovrebbe essere la quota minima alla quale sono mai stati ritrovati questi animali: 30 m s.l.m. a El Castillo (Nicaragua), 120 km dalla foce del Rio San Juan [Fenoglio e Morisi, 2001b].

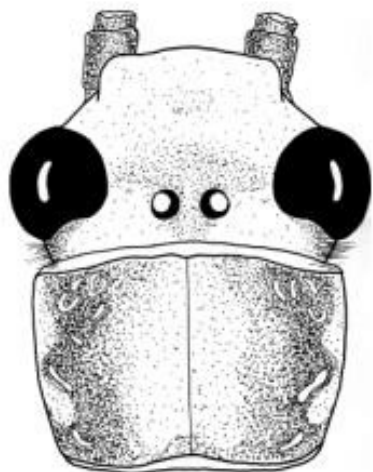


Figura 1. Capo e pronoto di *Anacroneuria starki*

2) Nei Plecotteri, il regime trofico degli stadi immaginali è stato analizzato esclusivamente in alcune specie europee e nordamericane, ed al momento attuale non è disponibile alcuna informazione relativa a specie tropicali. Analizzando il contenuto stomacale di 28 esemplari appartenenti a due specie di *Anacroneuria*, non è stata rinvenuta traccia di ingestione di cibo solido, né in esemplari maschili né in esemplari femminili. E' stata inoltre rilevata una notevole atrofizzazione dell'apparato boccale [Fenoglio e Tierno de Figueroa, 2003].

3) Analizzando 26 larve di *Anacroneuria* a differenti stadi di sviluppo è stato rilevato che gli esemplari di minori dimensioni (< 5,6 mm) contenevano nel loro canale alimentare esclusivamente detrito organico, mentre gli stadi più maturi contenevano frammenti di larve di Insetti, in particolare Ditteri (Chironomidae e Psychodidae Horaellinae), Efemerotteri (*Camelobaetidius* sp., altri Baetidae, Tricorythidae) e Plecotteri (*Anacroneuria* sp.). E' stato quindi evidenziato come questi organismi siano detritivori nei primi stadi di sviluppo, divenendo predatori ad ampio spettro negli stadi larvali successivi [Fenoglio, 2003].

4 e 5) E' stata esaminata al SEM la morfologia delle uova di due specie di *Anacroneuria*: *A. starki* ed *A. talamanca* (Figura 2), che provengono da situazioni ambientali abbastanza differenti. La

prima specie è stata raccolta in un ruscello montano a circa 700 m s.l.m. mentre la seconda proviene da una piccola asta nella selva alluvionale a 30 m s.l.m. Sono state descritte le membrane extracellulari, i micropili e le strutture di adesione [Fenoglio e Rościszewska, in stampa]. Anche se esistono alcune differenze tra i due taxa, le uova risultano sempre caratterizzate dall'estrema sottigliezza delle membrane extracellulari e dalla presenza di numerosi micropili: questi elementi sono estremamente importanti per quanto riguarda le possibilità di scambio gassoso ed emergono come caratteristiche distintive della morfologia di queste uova, specialmente confrontando questi dati con osservazioni realizzate su gruppi strettamente legati dal punto di vista filogenetico (Sistelognati, specialmente Perlidae).

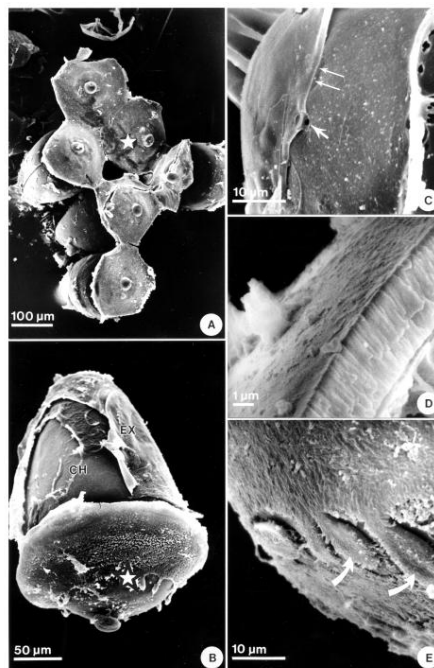


Figura 2. Uova di *A. talamanca*
(A: ammasso di uova; B: uovo isolato, in cui si notano chorion (CH) ed extrachorion (EX);
C: parte anteriore dell'uovo, con micropilo indicato dalla freccia; D: sezione del chorion;
E: disco di adesione)

Viene quindi ipotizzato che proprio il possedere uova più permeabili agli scambi gassosi sia uno dei fattori che hanno permesso a questo gruppo di invadere e colonizzare le acque neotropicali, generalmente calde e povere di ossigeno disciolto, mentre tutti gli altri gruppi di Plecotteri,

generalmente stenossibionti, sarebbero stati impediti in questo processo di diffusione.

6) Nell'ambito di un'esperienza pluriennale di monitoraggio della qualità biologica delle acque correnti in Nicaragua [dati non pubbl.; Fenoglio et al., 2002], e di alcune altre campagne di rilevamento condotte in Guatemala [dati non pubbl.], è emerso come la presenza di Plecotteri del genere *Anacroneuria* sia sempre strettamente associata a condizioni di elevata qualità ambientale. Stadi preimmaginali di questi Plecotteri sono stati rinvenuti in cenosi ricche e diversificate, in associazione con taxa stenoecci ed estremamente sensibili alle alterazioni ambientali, come Efemerotteri Heptageniidae.

5. CONCLUSIONI

Il genere *Anacroneuria* è un complesso tassonomico ricco e diversificato, con numerose specie che colonizzano diversi ambienti lotici della Regione Neotropicale.

Dal punto di vista autoecologico, il ciclo vitale del gruppo sembra caratterizzato dalla presenza di uno stadio immaginale che non assume cibo solido e che probabilmente possiede una vita abbastanza breve. Gli adulti di *Anacroneuria* sono pessimi volatori [oss. pers.] e non si distanziano molto dal corpo idrico in cui si sono sviluppati. In questo stadio il fabbisogno energetico è probabilmente limitato, anche perché le femmine compiono l'ultima metamorfosi dello stadio larvale con le uova completamente sviluppate [Fenoglio e Tierno de Figueroa, 2003]. Come in molti insetti emimetaboli acquatici, la vita allo stadio preimmaginale costituisce la fase di maggior importanza per l'accumulo delle risorse energetiche: infatti, mentre i primi stadi larvali presentano una dieta tipicamente detritivora ed abitudini interstiziali, le ninfe mature sono attive predatrici che si nutrono di un ampio spettro di invertebrati acquatici, mostrando un'assenza di specializzazione alimentare ma cibandosi essenzialmente degli organismi più diffusi [Fenoglio, 2003]. Non è infrequente il cannibalismo.

La distribuzione biogeografica del gruppo è particolarmente interessante e, anche se da tempo ne è stata rilevata la peculiarità [Hurlbert e Figueroa, 1982], sinora al riguardo non sono state avanzate interpretazioni ecologiche particolari.

In questo lavoro viene avanzata un'ipotesi per chiarire i motivi per cui in un'area di enormi dimensioni sia presente un unico genere ricco di specie, che ha in qualche modo potuto superare i fattori ecologici limitanti per il resto dei Plecotteri. Negli ambienti tropicali, le temperature elevate

possono limitare pesantemente la concentrazione di ossigeno disciolto nelle acque di fiumi e torrenti [Talling e Lemoalle, 1998], elemento cui i Plecotteri sono notoriamente sensibili. In tali situazioni, solo alcuni perlari sono stati capaci di adattarsi e sopravvivere. La particolare morfologia delle uova di *Anacroneuria* può aver svolto un ruolo fondamentale in questo contesto: uova con membrane sottili ed estremamente porose facilitano gli scambi gassosi e possono essere la chiave che ha permesso l'invasione delle acque neotropicali da parte di *Anacroneuria* e la sua successiva ed impressionante diversificazione [Fenoglio e Rościszewska, in stampa].

Per quanto concerne la possibilità di utilizzare dati autoecologici nell'implementazione di sistemi di monitoraggio della qualità ambientale, si può certamente concludere che stadi larvali di *Anacroneuria* sono sempre associati a situazioni di impatto antropico scarso o nullo. Analizzando sistemi lotici estremamente differenti, caratterizzati da diverso impatto antropico, appare evidente come *Anacroneuria* sia distribuita su un ampio spettro altitudinale (30 - 800 m s.l.m.) ed ambientale (dalle aste montane di basso ordine ai fiumi che solcano la foresta alluvionale atlantica) ma comunque sia sempre rinvenibile in presenza di una situazione di buona qualità ambientale. Nell'applicazione di indici a punteggio (Biotic Score Index) la presenza di questi organismi dovrebbe essere equiparata al rinvenimento di *Stenonema* sp. o altri Efemerotteri Heptageniidae [Fenoglio et al., 2002].

Un'ultima considerazione è relativa allo stato di conservazione di questi animali; anche se al momento attuale disponiamo di informazioni frammentarie ed incomplete, è facile constatare come in gran parte dell'areale di distribuzione della specie siano presenti numerosi fonti di alterazione ambientale che stanno distruggendo, in modo spesso estremamente rapido, gli ambienti lotici latinoamericani. Tra le più diffuse cause di degrado si ricordano la deforestazione, l'estrazione mineraria, l'assenza di sistemi di depurazione dei reflui organici anche nei centri urbani di maggiori dimensioni e l'impiego massiccio di fitofarmaci nelle grandi monoculture.

6. RINGRAZIAMENTI

Desidero ringraziare tutte le persone che mi hanno aiutato in questi anni a lavorare a questo progetto, ed in particolare:

- E. Tropiano, R. Fuentes dell'U.Po.Nic, San Carlos e J.M. Maes del Museo Entomologico di León per il supporto logistico e la squisita ospitalità in Nicaragua;

- i coautori delle mie pubblicazioni su *Anacroneuria*;
- R. Fochetti, G. Malacarne e M. Cucco per gli utili consigli;
- Serena, che mi ha seguito ed aiutato nei campionamenti e in tutte le altre fasi del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Fenoglio S. e Morisi A. *Anacroneuria starki*, a new species from Nicaragua (Plecoptera, Perlidae). *Aquatic Insects*, 23, 311-314, 2001a.
- Fenoglio S. e Morisi A. *Anacroneuria talamanca*, nueva especie para la fauna de Nicaragua (Plecoptera, Perlidae). *Revista Nicaraguense de Entomología*, 55/58, 5-9, 2001b
- Fenoglio S. e Rościszewska E. A characterization of the egg capsules of *Anacroneuria starki* and *A. talamanca* (Plecoptera: Perlidae), with a suggestion about stoneflies distribution in tropics. *Folia Biologica – Krakow*, in corso di stampa.
- Fenoglio S. e Tierno de Figueroa M. Observations on the adult feeding of some *Neoperla* and *Anacroneuria* species (Plecoptera, Perlidae). *African Journal of Entomology*, 11(1), 138-139, 2003.
- Fenoglio S.. Feeding habits of *Anacroneuria* nymphs (Plecoptera, Perlidae). *Bollettino della Società entomologica italiana*, 135 (1), 15-17, 2003.
- Fenoglio S., Badino G. e Bona F. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*, 50 (3/4), 1125-1131, 2002
- Fochetti R. Plecotteri. In: Minelli A., Ruffo S. e La Posta S. (eds.): Checklist delle specie della Fauna Italiana, 37. Ed. Calderini, Bologna: 6 pp., 1995.
- Froehlich C.G. Plecoptera. pp. 86-87. In: Hurlbert, S.H., Rodríguez, G. e N.D. Dos Santos (eds). Aquatic Biota of Tropical South America. Part 1. Arthropoda. San Diego State Univ., San Diego, 1981.
- Ghetti P.F. Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (I.B.E.) Prov. Aut. Trento, Trento, 1997.
- Hilsenhoff W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 65-68, 1988.
- Hurlbert S.H. e Figueroa A.V. Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies. San Diego State Univ., San Diego, 1982
- Hynes H.B.N. The ecology of running water. Liverpool University Press, 1979.
- Jewett S.G. Stoneflies of the genus *Anacroneuria* from Mexico and Central America (Plecoptera). *American Midland Naturalist*, 60, 159-175, 1958..
- Marshall C.J. e Liebherr J.K., 2000. Cladistic biogeography of the Mexican transition zone. *Journal of Biogeography*, 27, 203-216.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A. e Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Resh V.H., Myers M.J. e Hannaford M.J. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer, F. R. e G. A. Lamberti (eds), 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press, San Diego, CA, 1996.
- Stark B.P., del C. Zúñiga M., Rojas A.M. e Baena M.L. Colombian *Anacroneuria* (Klapálek): description of new and old species (Insecta, Plecoptera, Perlidae). *Spixiana*, 22, 13-46, 1999.
- Stark B.P. New species and records of *Anacroneuria* (Klapálek) from Venezuela (Insecta, Plecoptera, Perlidae). *Spixiana*, 18, 211-249, 1995.
- Stark B.P. The *Anacroneuria* of Costa Rica and Panama (Insecta: Plecoptera: Perlidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 111, 551-603, 1998.
- Stewart K.W. e Stark B. P. Nymphs of North American stonefly genera (Plecoptera). Denton, Texas, 460 pp., 1993.
- Talling J. e Lemoalle J. Ecological dynamics of tropical inland waters. Cambridge University Press, 1998.
- Tierno de Figueroa J. M. e Sanchez-Ortega A. Imaginal feeding of twelve species of Nemouroidean stonefly (Insecta, Plecoptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 93, 251-253, 2000.
- Vannote, R. L., G. W Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell e Cushing C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137, 1980.
- Zwicky P. Insecta Plecoptera. Phylogenetisches system und katalog. *Tierreich*, 94, 1-465, 1973.
- Zwicky P. Phylogenetic system and zoogeography of the Plecoptera. *Annual Review of Entomology*, 45, 709-745, 2000.

I ragni costruttori di tela nella valutazione della qualità ambientale: un esempio di applicazione

M. Isaia^a, G. Badino^a, F. Bona^a, E. Bosca^b

^a *Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo - Università di Torino
Via Accademia Albertina, 17 – 10123 Torino*

^b *Via R. Sineo, 7/4 – 10124 Torino*

Abstract: Diffusi ed abbondanti in tutti gli ecosistemi terrestri, i ragni utilizzano diverse tecniche di predazione, dalla caccia diretta all'impiego di apparati di cattura (le tele) più o meno complessi. L'utilizzo dei ragni in indagini di tipo ecologico è reso molto difficile dalla presenza in Italia di oltre 1400 specie la cui determinazione è nella maggior parte dei casi molto complessa. Da questi presupposti nasce l'idea di utilizzare le tele, facilmente individuabili e riconducibili alle diverse famiglie di ragni tessitori, come indicatori della presenza, della diversità e dell'abbondanza dei ragni negli agroecosistemi.

Il lavoro qui presentato costituisce una prima indagine sull'uso delle tele, in particolare come indicatori della qualità ambientale dell'agroecosistema vigneto. Si sono effettuati campionamenti autunnali, primaverili ed estivi su aree campione di 9 m² in cinque diversi vigneti della Langa Astigiana (AT) gestiti con tecniche colturali differenti ordinabili secondo un ipotetico gradiente di impatto ambientale. A seconda delle tecniche di gestione si sono evidenziate interessanti differenze quantitative e qualitative a livello dell'araneofauna. I dati ottenuti presentano una forte correlazione con la presenza nell'interfilare di uno strato erbaceo non trattato e con il ridotto utilizzo sulla vite di prodotti fitosanitari. Per la facilità di applicazione, visti i risultati ottenuti, il metodo appare un valido strumento per valutare la qualità ambientale degli agroecosistemi viticoli.

Key-words: qualità ambientale, vigneti, ragni tessitori, indicatori ecologici.

1. INTRODUZIONE

I ragni sono predatori ubiquitari che si nutrono prevalentemente di insetti [Turnbull, 1973]. Le loro differenziate strategie predatorie, combinate con la loro generale abbondanza, ne fanno un gruppo estremamente interessante in studi di tipo ecologico-applicativo.

L'ipotesi di utilizzare i ragni nella valutazione della qualità ambientale si è recentemente dimostrata valida [Groppali, 1998; per una esauriente panoramica sull'argomento si vedano Marc *et al.*, 1999 e Wise, 1993]. Tuttavia la presenza di oltre 1400 specie in Italia [Pesarini, 1995] e la complessa determinazione a livello specifico, rendono estremamente difficile l'utilizzo dei ragni in indagini di tipo ecologico da parte di non specialisti.

Le caratteristiche che fanno dei ragni validi bioindicatori sono riassumibili in quattro punti [Marc *et al.*, 1999]:

- si presentano con elevate densità dal livello del suolo agli strati alti della vegetazione;

- presentano specifiche esigenze ecologiche in relazione all'habitat in cui vivono;
- si localizzano a livelli strategici nella catena alimentare;
- le variazioni nella composizione dei popolamenti araneici possono essere individuate anche per piccole aree entro un dato biotopo.

Attraverso osservazioni condotte in campo su una specie tessitrice, *Larinioides cornutus* (Araneidae), si è calcolato, ad esempio, che nel corso del suo ciclo vitale un individuo cattura un minimo di 6000 prede. Il dato riferito ad una ipotetica popolazione vivente su un'area di un ettaro sale a 7 milioni di prede, ovvero a circa 20 kg (peso secco) di artropodi predati [Marc *et al.*, 1999].

I ragni sono perlopiù predatori generalisti, quindi apparentemente poco efficienti come controllori biologici in agricoltura, tuttavia, a dispetto di questa caratteristica, Reichert e Lockley [1984] e Marc e Canard [1997] sottolineano come le diverse strategie di cattura e lo sfruttamento di diversi microhabitat consentano loro di esercitare una pressione predatoria su una grande varietà di

insetti dannosi o addirittura su stadi diversi di sviluppo della stessa specie. Il mantenimento della diversità del popolamento araneico appare dunque un obiettivo di estrema importanza, da considerare con particolare attenzione nella gestione degli agroecosistemi.

È stata dimostrata l'influenza negativa dell'uso dei pesticidi su abbondanza e diversità dei ragni in diversi tipi di agroecosistemi, tra cui meleti [Miliczky *et al.*, 2000], limoneti [Mansour e Whitcomb, 1986], campi di cotone [Mansour, 1987] campi di cereali [Fischer, 1987 citato in Marc *et al.*, 1999] e soprattutto è risultato evidente l'impatto sui popolamenti araneici di pratiche agricole come l'aratura, l'erpicoltura, il diserbo e la raccolta con mezzi meccanici [Reichert e Lockley, 1984].

Date dunque l'importanza dei ragni nella rete trofica e la difficoltà di un loro riconoscimento a livello specifico, nasce l'idea di utilizzare le loro tele, facilmente individuabili e riconducibili alle diverse famiglie di ragni tessitori, come indicatori della qualità ambientale.

L'idea si basa sostanzialmente sulla constatazione che la loro presenza, abbondanza e ricchezza dipendono in modo diretto dalla struttura fisica dell'ambiente ospite [Uetz, 1991] e soprattutto dalla sua varietà.

Tutti i ragni producono seta ma non tutti la utilizzano per tessere il classico apparato di cattura. Una prima grande divisione del gruppo è quindi fornita dal modo con cui i ragni utilizzano la seta: ragni tessitori (*web spinners*) e ragni erranti (*wandering spiders*).

Delle 45 famiglie di ragni presenti in Italia [Pesarini, 1995] almeno 14 risultano facilmente determinabili dalla sola osservazione delle caratteristiche della tela, tra queste sono soltanto 5 le famiglie di ragni tessitori delle "classiche" tele orbicolari (per una rassegna iconografica si vedano i lavori di Roberts, [1995] e Jones- Walters, [1974]).

Il presente lavoro riporta i risultati di una prima applicazione alla valutazione della qualità ambientale dei vigneti della proposta di Groppali [2000] di impiegare le tele come indicatore di biodiversità negli agroecosistemi.

2. AREA DI STUDIO

Si sono individuati cinque vigneti nella Langa Astigiana (comuni di Canelli, Costigliole d'Asti e Cassinasco) caratterizzati dallo stesso tipo di coltura viticola (uva Barbera) ma gestiti diversamente. Le tipologie di gestione sono ordinabili secondo un ipotetico gradiente di impatto ambientale. Le caratteristiche dei cinque vigneti vengono qui di seguito elencate (le sigle

riportate tra parentesi sono quelle utilizzate nel testo e nei grafici):

- Bricco Bosetti (BOSBIO): quota 338 m s.l.m., esposizione E. Vigneto inerbato e trattato per la produzione biologica da 12 anni. L'erba negli interfilari viene tagliata due o tre volte nel corso dell'anno con la falciatrice mentre sotto i filari viene usato il decespugliatore. I trattamenti, che prevedono l'uso di un curativo biologico per la peronospora unito a zolfo bagnabile, iniziano a partire dal primo segnale di infezione e si ripetono ogni 8-10 giorni. Da tre anni il vigneto è sottoposto a esperimenti di agricoltura biodinamica utilizzando, in associazione ai trattamenti sopra descritti, prodotti omeopatici con lo scopo di rinforzare la pianta. Il trattamento obbligatorio contro il vettore della "flavescenza dorata" viene effettuato con altre sostanze omeopatiche che, a detta dei proprietari, forniscono ottimi risultati;
- Canelli biologico (CANBIO): quota 255 m s.l.m., esposizione N. Trinciatura e fresatura vengono alternate negli interfilari; contro l'oidio viene impiegato lo zolfo e si utilizza solfato di rame e calce (poltiglia bordolese) contro la peronospora. Non si fa uso di concimi chimici, antimarciumi e antimuffe. Contro *Scaphoideus titanus*, vettore delle flavescenze, si utilizza il piretro;
- Costigliole biologico (COSBIO): quota 315 m s.l.m., esposizione E. Gli interfilari vengono trinciati mentre l'erba al piede della vite viene mantenuta. Impiego limitato di zinco, zolfo e solfato di rame;
- Costigliole diserbato (COSDIS): quota 315 m s.l.m., esposizione S. Gli interfilari vengono trinciati, si diserba alla base della vite e si impiegano zolfo e solfato di rame;
- Canelli diserbato (CANDIS): quota 255 m s.l.m., esposizione NE. Gli interfilari vengono regolarmente fresati e vengono utilizzati prodotti contro le erbe infestanti. Tra i prodotti utilizzati nella cura del vigneto compaiono zolfo, rame e zinco, solfato di rame in cristalli, diserbanti contro le graminacee infestanti e insetticidi contro la flavescenza.

I vigneti di Costigliole d'Asti (COSBIO e COSDIS) sono contigui e tra i due non è presente una zona di margine, entrambi sono delimitati da una strada comunale, da alcune abitazioni e da altri appezzamenti coltivati anch'essi a vite.

I vigneti di Canelli (CANBIO e CANDIS) sono separati da un margine alberato (prevalentemente *Robinia pseudoacacia*) e da un passaggio sterrato per uso agricolo; confinano anch'essi con una strada, alcune abitazioni e altri vigneti.

Il vigneto di Bracco Bosetti nel Comune di Cassinasco (BOSBIO) confina a Nord e Sud con terreni boscati con prevalenza di *Robinia pseudoacacia* e *Quercus pubescens*. Un terreno incolto ed una strada comunale poco frequentata ne contornano i margini est e ovest.

3. MATERIALI E METODI

Come indicato da Canard [1981] da Groppali [2000], l'area ottimale per un campionamento rappresentativo del popolamento araneico è di circa di 9 m².

Delimitata l'area (possibilmente al centro del vigneto) si compila una scheda di campo annotando la presenza di tele a diversi livelli (fig. 1) e le caratteristiche ambientali del vigneto in cui si svolge il campionamento (esposizione, quota, inerbimento, stato generale delle viti e del filare, presenza di pali in legno o in cemento).

Le tipologie di tele riscontrate nei vigneti oggetto dell'indagine appartengono a 9 delle 14 famiglie di ragni tessitori segnalate in Italia: *Agelenidae*, *Amaurobiidae*, *Araneidae*, *Dyctinidae*, *Linyphiidae*, *Metidae*, *Theridiidae*, *Theridiosomatidae*, *Tetragnathidae*. Prendendo spunto dai lavori di Jones- Walters [1974] e Roberts [1995], si è elaborata una pratica chiave dicotomica da utilizzare direttamente in campo.

I dati sono stati reperiti ponendo attenzione alla localizzazione delle tele nell'area campione, annotando la presenza delle diverse tipologie nei diversi comparti considerati (fig. 1):

- la superficie del suolo (S), ponendo particolare attenzione alle zolle di terra e al piede delle viti;
- lo strato erbaceo (E), esaminando gli steli, i fiori, le foglie del manto erboso presente ad altezze variabili negli interfilari e tra le viti;
- i primi 40 centimetri di altezza della vite (C1);
- tra 40 e 100 centimetri di altezza della vite (C2);
- oltre 100 centimetri di altezza della vite (C3).

Per quanto riguarda i comparti C1, C2 e C3 si sono esaminate le foglie, i tralci, i grappoli o i fiori eventualmente presenti, i pali e i fili di sostegno della vite.

Si è effettuata una serie autunnale di campionamenti (12 campionamenti in 4 vigneti effettuati nell'ottobre 2002), una primaverile (10 campionamenti in 5 vigneti nel maggio 2003), una estiva (10 campionamenti in 5 vigneti nel giugno 2003 e nel luglio 2003) (tab. 1). Vista la completa assenza di tele, il periodo invernale non è stato considerato.

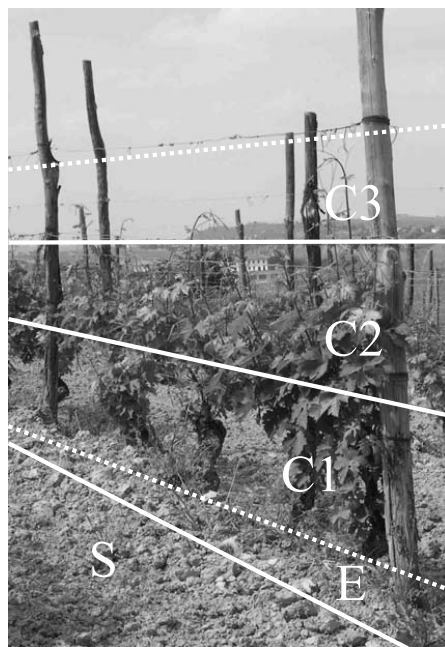


Figura 1 – I comparti scelti per il campionamento delle tele (vedi testo).

4. RISULTATI

Si sono censite in totale 1396 tele. La densità media totale delle tele censite è risultata di 4,8 tele/m² con un picco autunnale di 11,9 (CANBIO autunnale) ed un minimo estivo di 1,5 (CANDIS e COSDIS estivo), escludendo il periodo invernale in cui non si sono osservate tele (tab. 1). La fig. 2 fornisce un quadro dell'andamento stagionale della densità delle tele, e della diversità a livello di famiglia nelle tre stagioni considerate.

Il risultato dell'applicazione di due coefficienti di similarità (*Bray-Curtis* e *Jaccard*) ai cinque vigneti, sulla base delle tele censite, è mostrato in fig. 3.

Per evidenziare eventuali differenze nella colonizzazione del filare si è condotta un'analisi sulla distribuzione delle tele nei diversi comparti campionati. I risultati sono mostrati in tab. 2.

Le famiglie rinvenute ed il relativo numero di tele censite sono riportate nelle tabelle 3 (totale) e 4 (andamenti stagionali).

L'andamento delle frequenze dell'abbondanza delle tele nei diversi comparti (raggruppando i comparti C1, C2, C3) è mostrato in fig. 4.

Si riportano in tab. 5 i valori dell'abbondanza delle tele nell'interfilare (comparto E).

Tabella 1. Risultati del campionamento. Dati relativi ad abbondanza e densità delle tele raggruppati per stagione e per vigneto.

		Primavera	Estate	Autunno	Totale	Densità media totale (tele/m ²)
BOSBIO*	N° tele	32	40		72	2
	Area campionata (m2)	9x2	9x2			
	Densità (tele/m2)	1,7	2,2			
CANBIO	N° tele	61	88	323	472	7,5
	Area campionata (m2)	9x2	9x2	9x3		
	Densità (tele/m2)	3,3	4,9	11,9		
COSTBIO	N° tele	38	30	318	386	6,1
	Area campionata (m2)	9x2	9x2	9x3		
	Densità (tele/m2)	2,1	1,6	11,7		
COSTDIS	N° tele	47	28	157	232	3,6
	Area campionata (m2)	9x2	9x2	9x3		
	Densità (tele/m2)	2,6	1,5	5,8		
CANDIS	N° tele	28	28	178	234	3,7
	Area campionata (m2)	9x2	9x2	9x3		
	Densità (tele/m2)	1,5	1,5	6,6		

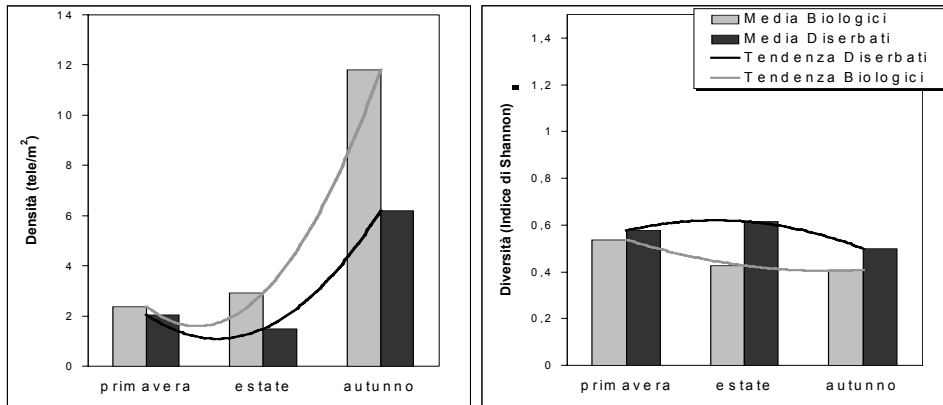


Figura 2. Variazioni stagionali della densità media e della diversità delle tele (indice di Shannon) nei vigneti biologici (BOSBIO, CANBIO, COSBIO) e nei diserbati (CANDIS, COSDIS).

Tabella 2. Frequenze (0-1) delle tele registrate nei diversi strati campionati. In grassetto i valori più alti riscontrati nei diversi vigneti e nelle diverse stagioni.

		BOSBIO	CANBIO	COSBIO	COSDIS	CANDIS
Primavera	S	0,33	0,16	0,50	0,45	0,79
	E	0,40	0,61	0,37	0,45	0,07
	C3	0,18	0,07	0,03	0,02	0,07
	C2	0,08	0,08	0,00	0,02	0,04
	C1	0,03	0,08	0,11	0,06	0,04
Estate	S	0,10	0,00	0,57	0,26	0,32
	E	0,43	0,24	0,13	0,03	0,00
	C3	0,08	0,25	0,10	0,26	0,25
	C2	0,28	0,39	0,13	0,26	0,11
	C1	0,13	0,13	0,07	0,19	0,32
Autunno	S		0,00	0,02	0,02	0,06
	E		0,33	0,45	0,19	0,10
	C3		0,25	0,25	0,43	0,24
	C2		0,26	0,14	0,17	0,29
	C1		0,16	0,15	0,19	0,31

Tabella 3. Dati raggruppati per famiglie (totale di tele censite per vigneto).

FAMIGLIA	BOS BIO	CAN BIO	COST BIO	COST DIS	CAN DIS
Agelenidae	9	12	42	45	46
Amaurobiidae	0	1	0	0	1
Araneidae	27	35	36	11	19
Dictynidae	10	86	155	114	70
Linyphiidae	26	337	150	55	89
Metidae	0	0	0	2	2
Tetragnathidae.	0	1	1	0	2
Theridiidae	0	0	2	3	1
Theridiosomatidae	0	0	0	2	4

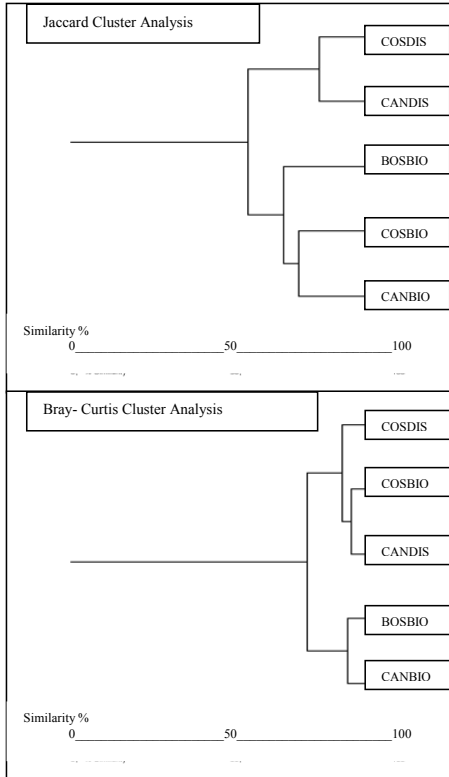


Figura 3. Cluster analysis (Jaccard in alto, Bray-Curtis in basso) applicata alle frequenze delle diverse famiglie ritrovate nei vigneti studiati.

Tabella 4. Numero di tele suddivise per famiglie e vigneti nelle diverse stagioni.

	BOSBIO	CANBIO	COSBIO	COSDIS	CANDIS
Primavera					
Dictynidae	3	2	6	14	1
Linyphiidae	15	39	12	11	3
Agelenidae	5	10	19	21	22
Theridiidae	0	0	1	0	0
Theridiosomatidae	0	1	0	0	0
Araneidae	9	9	0	1	2
Estate					
Dictynidae	7	12	6	8	4
Linyphiidae	11	72	5	6	4
Agelenidae	4	0	17	9	9
Theridiidae	0	0	0	0	0
Tetragnathidae	0	0	0	0	0
Araneidae	18	4	2	5	9
Metidae	0	0	0	0	2
Autunno					
Amaurobiidae	NR	1	0	0	1
Dictynidae	NR	72	143	97	65
Linyphiidae	NR	226	133	38	82
Agelenidae	NR	2	6	15	15
Theridiidae	NR	0	1	0	1
Theridiosomatidae	NR	0	0	2	4
Tetragnathidae	NR	0	1	0	2
Araneidae	NR	22	34	5	8

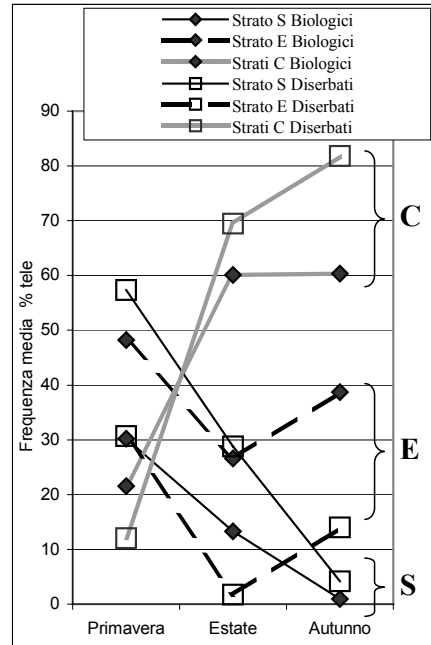


Figura 4. Andamento delle frequenze media delle tele nelle diverse stagioni nello strato erbaceo (E) sulle viti (strati C1, C2, C3) e al suolo (strato S) in vigneti biologici e diserbati.

Tabella 5 – Totali delle tele ritrovate nello strato erbaceo nelle diverse stagioni nei diversi vigneti.

	BOSBIO	CANBIO	COSBIO	COSDIS	CANDIS
Primavera	16	37	14	21	2
Estate	17	21	4	1	0
Autunno	NR	105	143	30	17

5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Come si può osservare in tab. 1 la stagione in cui si è registrata la densità maggiore di tele è l'autunno, in concomitanza con il massimo di attività dei ragni tessitori.

I valori medi di densità (tab. 1) sono più elevati nei vigneti biologici CANBIO (11,9) e COSBIO (11,7); il valore basso di densità

registrata in BOSBIO è spiegabile con la mancanza del dato autunnale. L'andamento annuale delle densità (fig. 2, tab. 1) si presenta simile nei diversi vigneti, ma il dato quantitativo è maggiore nei vigneti biologici (472 e 386 tele censite rispettivamente in CANBIO e COSBIO contro 232 e 234 in CANDIS e COSDIS).

La maggior parte delle tele censite in autunno appartengono a *Frontinellina frutetorum* (C.L. KOCH, 1834) (Linyphiidae) che si presenta come specie fortemente dominante nei vigneti biologici.

La dominanza di questa specie mantiene basso il valore di diversità delle famiglie di tessitori dei vigneti biologici (fig.2) soprattutto in estate. La mancanza di una copertura erbacea nell'interfilare e la scarsa quantità di tele in questo periodo contribuiscono invece ad innalzare l'indice di diversità nei vigneti diserbati.

L'analisi condotta applicando gli indici di similarità di *Jaccard* (qualitativo) e *Bray-Curtis* (quali-quantitativo) mostra nettamente (fig. 3) come le pratiche gestionali contribuiscano a creare evidenti differenze nel popolamento araneico dei vigneti presi in considerazione.

La presenza di uno strato erbaceo per la maggior parte dell'anno sembra essere la principale causa di tali differenze (tab. 5).

L'andamento delle frequenze nei diversi strati mostrato in fig. 4 conferisce un importante ruolo allo strato E (l'interfilare) che va a costituire una vera e propria "riserva" di predatori naturali per il vigneto. Si nota infatti come l'assenza (o la presenza comunque fortemente ridotta) di uno strato erbaceo nei vigneti diserbati comporti una caduta della frequenza delle tele in questo comparto a favore della colonizzazione del suolo, decisamente meno ricco di validi punti di attacco per le tele [Reichert e Gillespie, 1986]. Le frequenze delle tele nello strato E dei vigneti biologici appaiono mediamente alte in tutto l'anno dimostrando quindi che l'interfilare non diserbato costituisce sempre un buon microhabitat (ovvero una buona fonte di punti di attacco per le tele) per i ragni tessitori. Nei vigneti sottoposti a diserbo, in alcuni periodi dell'anno lo strato erbaceo sparisce completamente (ad esempio in estate), per cui, con la forte riduzione dei ragni, si perde una potenziale difesa naturale contro gli insetti dannosi.

Appare dunque notevole l'importanza della presenza di un comparto interfilare inerbato, quale riserva di controllori naturali degli agroecosistemi.

6. BIBLIOGRAFIA

Canard, A., Utilisation comparée de quelques méthodes d'échantillonnage pour l'étude de la distribution des araignées en landes. C.R., VI Coll. Arachnol. Expr. Franc, Modena-Pisa: 84-94., 1981.

Fischer, L., Etude comparée de l'incidence de trois insecticides deltaméthrines, diméthoate, phosalone sur la faune des arthropodes épigés des agroecosystèmes céréaliers. Cas d'un traitement à la floraison en culture d'un blé d'hiver. Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Paris XI, 325 pp., 1987.

Groppali R., Ragni (Araneae). In: Sartori F. (a cura di), Bioindicatori ambientali. Milano,

fondazione Lombardia per l'ambiente, Ricerche e risultati: 190 – 201, 1998.

Groppali, R., Prima ipotesi di impiego dei ragni (Arachnida, Araneae) costruttori di tela nella valutazione della qualità ambientale. *Informatore botanico italiano*, 32 suppl. 1, 2000.

Jones- Walters, L.M., Keys to families of British spiders. Field Studies Council, 197 pp., 1994.

Marc, P. e Canard, A., Maintaining spider biodiversity in agroecosystem as a tool in pest control. *Agriculture, ecosystem and environment*, 62:229-235, 1997.

Marc, P., Canard A. e Ysnel, F., Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, ecosystem and environment* 74:229-273, 1999.

Mansour, F., Spiders in sprayed and unsprayed cotton fields in Israel, their interactions with cotton pests and their importance as predators of the Egyptian cotton leaf worm, *Spodoptera littoralis*. *Phytoparasitica*, 15:31-41, 1987.

Mansour, F. e Whitcomb W.H., The spiders of a citrus grove in Israel and their role of biocontrol agents of *Ceroplastes floridensis* (Homoptera, Coccidae). *Entomophaga* 31(3), 269-276, 1986.

Miliczky, E.R., Calkins, C.O. e Horton, D.R., Spider abundance and diversity in apple orchards under three insect pest management programmes in Washington state, U.S.A. *Agricultural and forest entomology*, 2:203-215, 2000.

Pesarini, C., Arachnida Araneae. In: Minelli A., Ruffo S. e La Posta S. (eds.) Checklist delle specie della fauna italiana, 23. Calderini, Bologna, 1995.

Roberts M.J., Spiders of Britain and Northern Europe. Harper Collins Publishers. London. 383 pp., 1985.

Reichert, S.E. e Lockley, T., Spiders as biological control agents. *Annual review of entomology*, 29:299-320, 1984.

Reichert S.E. e Gillespie R.G., Habitat choice and utilization in web building spiders. In Shear W.A. (ed.) Spiders: webs, behaviour and evolution. Stanford. Stanford University Press, 23-48, 1986.

Turnbull, A.L., Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual review of entomology*, 18:305-348, 1973.

Uetz, G.W., Habitat structure and spider foraging. In Bell, S.S., McCoy, E.D., e Mushinsky, H.R. (eds.), Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. London, Chapman e Hall, 325-348, 1991.

Wise, D.H., Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, 328 pp., 1993.

The following is the established format for referencing this article:

Sgro, L. et al. (2004) Ruolo di *Ruditapes philippinarum* sulla stabilità sedimentaria. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 67-72. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Sgro-76.pdf>

Ruolo di *Ruditapes philippinarum* sulla stabilità sedimentaria

Lucia Sgro, Remigio Rossi e Michele Mistri

Dipartimento di Biologia, Università di Ferrara, Via L. Borsari 46, 44100 Ferrara (Italy)

Abstract: L'allevamento della vongola *Ruditapes philippinarum* trova larga diffusione nella Sacca di Goro, di cui un'ampia area è sfruttata per la coltivazione di questa specie infaunale indopacifica. Allo scopo di valutare l'influenza della vongola verace filippina sulla stabilità del sedimento di un piano subtidale, a differenti velocità di corrente, si è utilizzato un annular flume (AFS). In tutti gli esperimenti condotti in presenza di *R. philippinarum*, il tasso di erosione è risultato essere correlato sia alla velocità di corrente ($p < 0.01$), sia al numero di individui infossati nel sedimento ($p < 0.001$). Gli effetti della densità dei bivalvi sull'erodibilità del sedimento erano più marcati alle più basse velocità di corrente. La velocità critica di erosione (u_{crit}) era circa 32 cm s^{-1} , nella prova condotta in assenza di animali, mentre, all'aumentare del numero di *R. philippinarum*, u_{crit} diminuiva fino ad un valore minimo di circa 20 cm s^{-1} alla densità di 206 ind m^{-2} . Da questo studio si evince il forte ruolo destrutturante di *R. philippinarum* sulla stabilità del sedimento a causa della sua attività di bioturbazione (infossamento, abitudini alimentari). Tale destrutturazione è evidente già a velocità di corrente relativamente basse ed a basse densità del bivalve.

Keywords: *Ruditapes philippinarum*; Venericoltura; Sacca di Goro; Bioturbazione; Erosione sedimentaria

1. INTRODUZIONE

Non sono molti gli studi sulle interazioni esistenti tra processi chimici, fisici e biologici e sedimento costiero, sebbene quest'area abbia una rilevante importanza ecologica ed economica in relazione all'acquacoltura e, in particolare, all'allevamento di molluschi bivalvi. Si sa che in tali ambienti il biota può giocare un ruolo importante nell'influenzare l'erosione potenziale dei sedimenti intertidali e subtidali [Widdows et al., 1998a, b]. Un aumento nel tasso di erosione può risultare dall'attività di bioturbazione, dovuta agli organismi fossori, in particolare bivalvi, associata a disturbi fisici causati dalle correnti di marea: spesso una singola specie (ad esempio *Macoma balthica*) può avere un forte impatto, influenzando sia le singole particelle, sia le proprietà totali del sedimento [Willows et al., 1998].

La Sacca di Goro è una laguna del Delta del fiume Po (nord-est dell'Italia), con una superficie di circa 26 km^2 e una profondità media di 1-1.5 m. Qui la vongola filippina, *Ruditapes philippinarum*, viene attivamente allevata con una resa media annua di 8000 tonnellate [Solidoro et al., 2000]. Nelle aree centrale e settentrionale della Sacca, i fondali sono principalmente

costituiti da fango alluvionale con elevato contenuto di argilla e limo; vicino alla bocca a mare è più abbondante la sabbia, mentre nella zona più ad est si trova fango sabbioso [Simeoni et al., 2000]. Nella Sacca, la dinamica sedimentaria è estremamente complessa. Un sostanziale input sedimentario arriva dai rami del fiume [Idroser, 1994], ma, in particolare nelle aree di allevamento della vongola filippina (più di un terzo dei fondali della Sacca), sono necessarie frequenti deposizioni di sedimento per mantenere le condizioni favorevoli per l'allevamento delle vongole. Si potrebbe supporre che la raccolta di vongole causi erosione del sedimento, ma Castaldelli et al. [2003] dimostrarono come tale pratica abbia un impatto minimo sulle caratteristiche fisico-chimiche dello stesso. La nostra ipotesi è che la presenza di alte densità di bivalvi, interagendo con i processi fisici di erosione (correnti di marea e onde), possa destabilizzare il sedimento e aumentarne, quindi, l'erodibilità. Perciò, gli obiettivi di questo lavoro sono:

1. testare se l'attività di infossamento di *R. philippinarum* aumenti l'erodibilità del sedimento e, quindi, la torbidità dello strato d'acqua sovrastante, in risposta alla corrente;

2. testare l'ipotesi che la densità di vongola filippina abbia un impatto diretto sulla risospensione e sull'erodibilità del sedimento.

2. MATERIALI E METODI

Questo studio è basato su una serie di esperimenti di erosione di un sedimento naturale, condotti in laboratorio con un annular flume. Nelle diverse prove sono state utilizzate differenti densità di *Ruditapes philippinarum*, in relazione ad una crescente velocità di corrente da 5 a 45 cm s⁻¹. Gli individui di *Ruditapes philippinarum* (lunghezza della conchiglia 30.17 ± 0.63 mm) provenivano da un sito di campionamento nella Sacca di Goro.

2.1. Apparato sperimentale

La descrizione completa del flume si trova in Widdows et al. [1998b]. Questo strumento, costruito con materiale acrilico, ha un diametro più esterno di 64 cm e uno più interno di 44 cm, originando un canale di 10 cm di ampiezza, con una superficie totale di base di 0.17 m², una profondità massima di 35 cm e un volume massimo di 60 l. Grazie ad un disco rotante con superficie liscia, collegato ad un motore (potenza 12 v), è possibile generare velocità di corrente tra 1 e 50 cm s⁻¹. La velocità di rotazione è monitorata da una fotocellula ad infrarossi e registrata ogni 15 secondi da un immagazzinatore di dati. Un correntimetro elettromagnetico (Valeport Model 800-175) viene utilizzato per misurare le velocità di corrente e i profili verticali nel flume, in relazione alla velocità del piatto rotante. Al di sotto di velocità di corrente di 50 cm s⁻¹ non si verificano flussi radiali [Fukuda e Lick, 1980; Widdows et al., 1998b].

La concentrazione di materia particellata sospesa (SPM) nel flume è monitorata ogni 15 s da un sensore ottico (OBS-3; D&A Instruments) e la lettura è registrata in un computer. Il sensore OBS viene calibrato direttamente attraverso un'analisi gravimetrica di campioni d'acqua, filtrati su filtri di fibra di vetro pre-pesati, sciacquati per rimuovere il sale, seccati in stufa a 85°C per 24 h e ripesati. La relazione tra la lettura dell'OBS ($x = \text{volts}$) e la concentrazione di SPM ($y = \text{mg l}^{-1}$) è descritta dalla seguente equazione:

$$y = 52.739x^2 + 7.7615x \quad (r = 0.995)$$

2.2 Esperimenti di laboratorio

Individui di *Ruditapes philippinarum* erano lasciati acclimatare per due settimane prima dell'inizio degli esperimenti, nutrendoli, per tutto

il periodo di acclimatazione, con una coltura di *Isochrysis galbana*. Il sedimento naturale, contenente pochi bioturbatori (*Nereis* e *Hydrobia*), veniva prelevato in tre diverse occasioni, per mezzo di due sets di quadranti della forma del flume. I quadranti venivano spinti delicatamente all'interno del sedimento, fino ad una profondità di 7 cm, e trasportati poi in laboratorio, cercando di evitare qualsiasi disturbo. I due sets di sedimento erano posti in due differenti flume.

Venivano allestite quattro diverse prove: tre con differenti densità di bivalvi (rispettivamente 71, 129 e 206 vongole m⁻²) e una senza animali, che fungeva da controllo. Tutte le vongole si infossavano entro 15-20 min. La formazione di depressioni e di cunette sulla superficie sottolinea anche la normale attività di nutrizione stabilita dagli animali. Dopo l'aggiunta delle vongole, un anello di plastica galleggiante veniva poggiato delicatamente sopra il sedimento, con lo scopo di riempire il flume con 45 l di acqua di mare (32.5 psu), senza disturbare la superficie del sedimento. L'acqua di mare era fatta scorrere lentamente sull'anello di plastica, che veniva rimosso, non appena iniziato a galleggiare; si inserivano quindi il piatto rotante e l'OBS e il complesso era lasciato indisturbato per circa un giorno, prima dell'inizio di ogni prova. Il sedimento era poi sottoposto ad una serie di incrementi della velocità di corrente, da 5 a 45 cm s⁻¹, con aumenti di 5 cm s⁻¹, ognuno della durata di 15 min. Il tasso di erosione, monitorato attraverso l'OBS ad intervalli di 15 s, era poi determinato attraverso la seguente equazione:

$$ER (\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}) = \Delta\text{SPM} (\text{mg l}^{-1}) * V (\text{l}) / A (\text{m}^2) * t$$

dove:

ΔSPM : differenza di SPM in un intervallo di 15 s;

V : volume d'acqua all'interno del flume;

A : area del flume (0.17 m²);

t : intervallo di tempo (s)

Alla fine degli esperimenti, si prelevava un campione di dieci vongole per la determinazione del peso secco: la carne, separata dalle valve, era pesata, seccata in stufa a 85°C per 24 h e ripesata.

2.3 Analisi statistica

La relazione tra massa erosa e velocità di corrente era analizzata per mezzo di una regressione lineare. Si eseguiva l'analisi statistica dei dati sulle linee di regressione individuali, usando una regressione multipla, per testare se l'aumento di sedimento risospeso fosse significativamente correlato con la velocità di corrente. Si confrontavano poi le linee di regressione per

mezzo di analisi della covarianza, per verificare se ci fossero differenze significative nelle curve dovute alle diverse densità di *Ruditapes philippinarum*.

3. RISULTATI

L'effetto degli incrementi nella densità di *Ruditapes philippinarum* sulla massa erosa, in risposta a incrementi graduali nella velocità di corrente, è mostrato in Fig. 1.

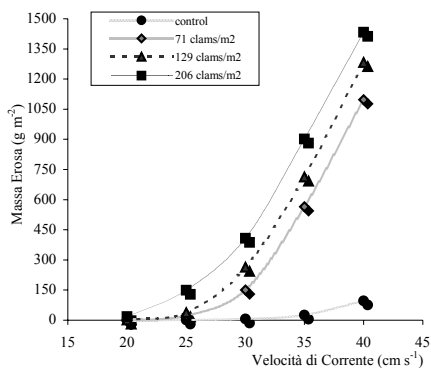


Figura 1. Relazione tra massa erosa (g m^{-2}) e velocità di corrente (cm s^{-1}) per ogni densità di individui considerata.

La superficie del sedimento di controllo, senza vongole, appariva liscia e veniva erosa solo a velocità di corrente superiori a 25 cm s^{-1} , risultando in 1.30 g m^{-2} di massa erosa. Ad ogni incremento nella velocità di corrente corrispondeva un incremento nella massa erosa, fino ad un massimo di 340.10 g m^{-2} a 45 cm s^{-1} . Nel flume con 71 vongole m^{-2} , l'erosione iniziava alla stessa velocità di corrente del controllo e la massa erosa era 22.23 g m^{-2} , raggiungendo un valore massimo di 1603.41 g m^{-2} a 45 cm s^{-1} . Alla densità di 129 e 206 vongole m^{-2} , era possibile osservare un principio di erosione ad una velocità di corrente inferiore (20 cm s^{-1}) e la massa erosa era 1.65 e 17.39 g m^{-2} rispettivamente; alla più alta velocità testata (45 cm s^{-1}) la massa erosa era 1709.94 g m^{-2} nel flume con 129 ind m^{-2} e 1813.46 g m^{-2} nel flume con la densità più elevata.

In Tabella 1 è riportato il tasso di erosione medio, calcolato nei primi 10 min (intervallo di tempo durante il quale il sedimento mostra il massimo tasso di erosione, raggiungendo poi uno stato stazionario) per ogni velocità di corrente testata.

Tabella 1. Tasso di erosione medio ($\text{mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) nei primi 10 minuti vs velocità di corrente (cm s^{-1})

cv (cm s^{-1})	controllo	71 ind m^{-2}	129 ind m^{-2}	206 ind m^{-2}
10	0,0000	-0,0897	-0,1715	-0,0201
15	0,0000	0,0000	0,0701	1,5583
20	1,2667	0,1186	1,8124	19,1041
25	6,0167	26,5673	40,2168	156,1780
30	21,5333	179,4379	293,0003	339,5044
35	81,3833	489,5467	603,1324	612,4272
40	281,2000	680,0817	728,0873	612,4385
45	566,2000	608,6384	687,9994	442,5796

Il sedimento di controllo, a 25 cm s^{-1} , era caratterizzato da un tasso di erosione medio di circa $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; ad ogni incremento nella velocità di corrente seguiva un incremento stazionario nel tasso di erosione. Per la stessa velocità di corrente, per la più bassa densità di vongole, c'era un aumento nel tasso di erosione di più di 4 volte (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $27 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e per la densità di 129 e 206 bivalvi m^{-2} l'incremento risultava essere maggiore, rispettivamente, di circa 6 volte (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $40 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e 27 volte (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $156 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Alla più alta densità di *Ruditapes philippinarum*, il tasso di erosione medio raggiungeva un massimo a 35 cm s^{-1} , con un incremento di più di 7 volte, da $81 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $612 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Alle altre due densità testate, il tasso di erosione raggiungeva il massimo valore a 40 cm s^{-1} .

In Fig. 2 è riportata la densità delle vongole contro la massa erosa a 25 cm s^{-1} . Per ogni incremento nel numero di bivalvi, la massa erosa aumenta esponenzialmente. Questa relazione è descritta dalla seguente equazione:
 Massa erosa (g m^{-2}) = $2.1663e^{0.0219x}$ ($r = 0.9599$)
 dove x = densità delle vongole (ind m^{-2})

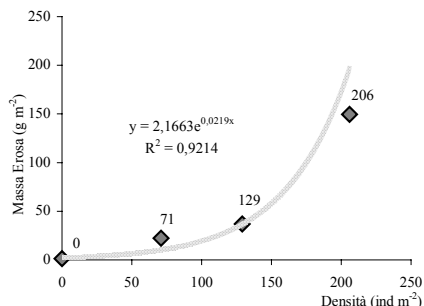


Figura 2. Relazione tra massa erosa (g m^{-2}) e densità di *Ruditapes philippinarum* (ind m^{-2}) alla velocità di corrente di 25 cm s^{-1} .

La concentrazione di massa erosa nel controllo era 1.3 g m^{-2} , ma alla densità di 71 *R. philippinarum* m^{-2} c'era un incremento di 17 volte, da 1.3 g m^{-2} a 22.23 g m^{-2} ; con 129 vongole m^{-2} la massa erosa raddoppiava, se confrontata con la densità di vongole più bassa, e a 206 vongole m^{-2} l'aumento di massa erosa era di circa 4 volte, confrontato con la densità di 129 individui m^{-2} .

Se si prende in considerazione la Fig. 3, in cui è riportato l'andamento temporale del tasso di erosione per la densità di 129 individui m^{-2} , si può notare come, ad ogni aumento di velocità, corrisponda un rapido incremento di ER nei primi minuti.

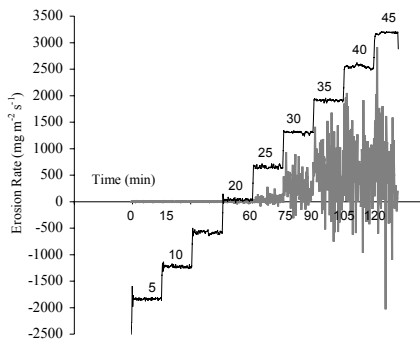


Figura 3. Serie temporale del tasso di erosione del sedimento ($\text{mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) al variare della velocità di corrente tra 5 e 45 cm s^{-1} (incrementi di 5 cm s^{-1}).

Per le velocità di 25 e 30 cm s^{-1} , dopo questo picco iniziale, si assiste ad un crollo del tasso di erosione intorno al valore zero. Per velocità superiori, invece, il sistema è caratterizzato da una continua e variabile erosione del sedimento.

Le velocità critiche di erosione (u_{crit}), calcolate dalle equazioni riportate in Tab. 2, descrivono la relazione lineare tra log della massa erosa e velocità di corrente per ogni esperimento.

Tabella 2. Velocità critica di corrente (u_{crit}) necessaria per innescare i processi erosivi nel sedimento

densità	equazione	u_{crit} (cm s^{-1})	R
controllo	$y=0,0011e^{0,2852x}$	31,96	0,999
71 ind m^{-2}	$y=0,0004e^{0,4183x}$	24,21	0,982
129 ind m^{-2}	$y=0,0029e^{0,3642x}$	22,37	0,978
206 ind m^{-2}	$y=0,0036e^{0,4037x}$	19,64	0,979

Per stabilire la correlazione tra queste due grandezze, veniva fatta un'analisi della

covarianza (ANCOVA) delle rette di regressione, per valutare se, all'aumentare della densità di individui fossati nel sedimento, corrispondesse un aumento significativo nel tasso di erosione, per tutte le velocità testate. Da questa analisi risultava $p < 0.001$.

4. DISCUSSIONE

Lo scopo del presente studio era stabilire l'influenza dell'attività di infossamento del bivalve infaunale *Ruditapes philippinarum* sulla stabilità del sedimento, a differenti densità e velocità di corrente. Sono molteplici i fattori che incidono sulla stabilità/erodibilità del sedimento (fisici, chimici e biologici) [Willows et al., 1998; Widdows et al., 1998a, b, c]; in modo particolare, i bivalvi infaunali possono giocare un ruolo importante [Rhoads & Boyer, 1982; Paterson, 1989; Davis, 1993]. Per esempio, uno studio su *Macoma balthica* [Widdows et al., 1998a] portò alla conclusione che questo bioturbatore influenza la stabilità del sedimento attraverso l'attività di infossamento ed alimentazione.

Le velocità utilizzate negli esperimenti all'interno del fiume riflettevano il range di correnti a cui la vongola filippina è sottoposta nella Sacca di Goro [Simeoni et al., 2000]. Invece, il più alto numero di vongole testate (209 ind m^{-2}) nei nostri esperimenti era più basso della densità media presente nelle aree di allevamento nella Sacca (circa 300-400 vongole m^{-2}).

Qualora si confronti, per la stessa velocità, l'erosione del sedimento alle differenti densità di vongole, sembra che l'aumento nella risospensione sia rafforzato dalla crescente densità delle stesse.

Considerato l'andamento temporale del tasso di erosione del sedimento, contenente, ad esempio, 129 ind m^{-2} , risultava chiaro che ogni incremento nella velocità di corrente era seguito sempre da un rapido aumento nella risospensione; fino alla velocità di 30 cm s^{-1} , a questo picco seguiva una repentina riduzione nell'erosione, fino al raggiungimento di uno stato stazionario. Un'erosione con queste caratteristiche è definita erosione di tipo I. Per velocità superiori, al contrario, non era evidente il raggiungimento di uno stato stazionario; infatti, il sistema era caratterizzato da una continua e variabile erosione del sedimento (erosione di tipo II) [Amos et al., 1992].

L'analisi statistica sottolineava una significativa correlazione ($p < 0.01$) tra erodibilità del sedimento e velocità di corrente nelle prove con *R. philippinarum*, e la dipendenza dell'erosione dalla velocità di corrente diventava più evidente

con l'aumentare del numero di individui infossati. Anche il controllo mostrava un aumento significativo nel tasso di erosione con la velocità di corrente ($p < 0.05$). L'analisi della covarianza delle rette di regressione, che descrivevano la relazione tra massa erosa e velocità di corrente, evidenziava un aumento significativo nella curva, con l'aumentare del numero di individui ($p < 0.001$). Il confronto fra i valori di u_{crit} sottolineava una diminuzione nella velocità critica di erosione tra controllo e prove con *R. philippinarum*, che diventava più evidente con l'aumentare della densità di vongole.

Tutti questi dati ci permettevano di stabilire l'influenza della densità di *R. philippinarum* sull'erodibilità del sedimento, a differenti velocità di corrente. Per esempio, il controllo mostrava la maggiore stabilità di sedimento (tasso medio di erosione = $566 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a 45 cm s^{-1} ; $u_{crit} = 31.96 \text{ cm s}^{-1}$); invece, il sedimento con il maggior numero di individui aveva la stabilità minore (tasso medio di erosione = $612 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a 35 cm s^{-1} ; $u_{crit} = 19.64 \text{ cm s}^{-1}$).

L'attività di infossamento è la causa principale della risospensione/erosione del sedimento. Widdows et al. [1998c] arrivarono ad una simile conclusione considerando *Cerastoderma edule*. Quanto da noi trovato sembrerebbe in contrasto con i risultati di un altro studio sul ruolo della vongola filippina sull'erodibilità del sedimento: Jie et al. [2001] asserirono che l'allevamento di *R. philippinarum* nella Baia di Jiaozhou (Eastern China) non sembrava aumentare l'erosione del sedimento. La spiegazione di tale discrepanza nei risultati potrebbe essere dovuta ad una differenza nella struttura fisica del sedimento utilizzato nei due esperimenti.

La risospensione del sedimento aumentava con la densità di *Ruditapes*, come per *Macoma balthica* [Widdows et al., 1998a]. Per esempio, alla velocità di 25 cm s^{-1} alla più bassa densità di vongole (71 ind m^{-2}), c'era un incremento maggiore di 4 volte nel tasso di erosione (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $27 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); alla densità di 129 ind m^{-2} l'aumento era più di 6 volte (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $40 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e alla densità più alta (206 ind m^{-2}) era circa 27 volte (da $6 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $156 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Per quanto riguarda, invece, *M. balthica*, alla velocità di corrente di 20 cm s^{-1} e alla densità di 1000 ind m^{-2} la risospensione aumentava di 4 volte, in contrasto con l'aumento notevolmente superiore che si verificava con *R. philippinarum* alla densità di soli 206 ind m^{-2} . La vongola filippina risultava perciò avere sul sedimento un'influenza molto maggiore rispetto a *M. balthica*. Probabilmente, questa differenza è dovuta alla diversa taglia degli organismi usati nei due esperimenti: gli esemplari di *R.*

philippinarum, infatti, avevano dimensioni pari al doppio rispetto a quelle di *M. balthica*.

Gli effetti della densità sull'erodibilità del sedimento erano più evidenti alle velocità di corrente più basse: alla più alta densità di vongole, a 25 cm s^{-1} c'era un incremento di 27 volte, confrontato con la velocità di 35 cm s^{-1} alla quale si verificava un aumento di 7 volte.

Possiamo pertanto concludere che l'attività di bioturbazione di *Ruditapes philippinarum* aumenta la risospensione e l'erodibilità del sedimento, già a relativamente basse velocità di corrente e a densità minori rispetto a quelle medie presenti nelle aree di allevamento. Nella Sacca di Goro, dove un'ampia area è sfruttata per l'allevamento della vongola filippina, la già complessa dinamica dei sedimenti, che caratterizza la laguna, è aggravata dallo stile di vita di *Ruditapes philippinarum*.

5. BIBLIOGRAFIA

- Amos, C.L., J. Grant, G.R. Daborn and K. Black, Sea carousel – A benthic, annular flume, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34, 557-577, 1992.
- Castaldelli, G., S. Mantovani, D.T. Welsh, R. Rossi, M. Mistri and E.A. Fano, Impact of commercial clam harvesting on water column and sediment physicochemical characteristics and macrobenthic community structure in a lagoon (Sacca di Goro) of the Po River Delta, *Chemistry and Ecology*, in press.
- Davis, R.W., The role of bioturbation in sediment resuspension and its interaction with physical shearing, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 171, 187-200, 1993.
- Fukuda, M.K. and W. Lick, The entrainment of cohesive sediment in freshwater, *Journal of Geophysical Research*, 85, 2813-2824, 1980.
- Jie, H., Z. Zhinan, Y. Zishan and J. Widdows, Differences in the benthic-pelagic particle flux (biodeposition and sediment erosion) at intertidal sites with and without clam (*Ruditapes philippinarum*) cultivation in eastern China, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 261, 245-261, 2001.
- Idroser, Aggiornamento ed integrazione del piano progettuale per la difesa della costa adriatica emiliano-romagnola, Relazione generale, Regione Emilia-Romagna, Bologna, 1994.
- Paterson, D.M., Short term changes in the erodability of intertidal cohesive sediment related to the migratory behaviour of

- epipellic diatoms, *Limnology and oceanography*, 34, 223-234, 1989.
- Rhoads, D.C. and L.F. Boyer, The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective, *Animal-sediment relations: the biogenic alteration of sediments*, New York: Plenum Press, 1982.
- Simeoni, U., G. Fontolan, R. Dal Cin, G. Calderoni and A. Zamariolo, Dinamica sedimentaria dell'area di Goro (Delta del Po). *Studi costieri. La Sacca di Goro*, Firenze: Lito Terrazzi s.r.l., (2) 139-151, 2000.
- Solidoro, C., S. Pastres, D. Melaku Canu, M. Pellizzato and R. Rossi, Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in Northern Adriatic lagoons, *Marine Ecology Progress Series*, 199, 137-148, 2000.
- Widdows, J., M.D. Brinsley, P.N. Salkeld and M. Elliott, Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface, *Estuaries*, 21, 552-559, 1998a.
- Widdows, J., M.D. Brinsley, N. Bowley and C. Barrett, A benthic annular flume for *in situ* measurement of suspension feeding biodeposition rates and erosion potential of intertidal cohesive sediment, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46, 27-38, 1998b.
- Widdows, J., M.D. Brinsley and M. Elliott, Use of *in situ* flume to quantify particle flux (biodeposition rates and sediment erosion) for an intertidal mudflat in relation to changes in current velocity and benthic macrofauna, *Sedimentary processes in the intertidal zone* (139) 85-97, London: Geological Society, Special Publications, 1998c.
- Willows, R.I., J. Widdows and R.G. Wood, Influence of an infaunal bivalve on the erosion of an intertidal cohesive sediment: a flume and modeling study. *Limnology and Oceanography*, 43, 1332-1343, 1998.

Premi Marchetti – poster

The following is the established format for referencing this article:

Modugno, S. *et al.* (2004) Qualità trofica del sedimento e biodepositi: ruolo di 2 bivalvi alloctoni. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 75-80. [online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Modugno-108.pdf>

Qualità trofica del sedimento e biodepositi: ruolo di due bivalvi alloctoni

S. Modugno, R. Rossi e M. Mistri

Dipartimento di Biologia, Università di Ferrara, via L. Borsari 46, 44100 Ferrara -Italia

Abstract: In questo lavoro viene valutato il ruolo che 2 specie di bivalvi alloctoni (*Ruditapes philippinarum* e *Musculista senhousia*) giocano nei processi di arricchimento del comparto trofico sedimentario e sulla qualità nutrizionale del biodeposito (considerando sostanza organica totale, carbonio biopolimerico, carboidrati, lipidi e clorofilla-a) nella Sacca di Goro (Nord Adriatico). L'impianto sperimentale allestito consisteva nella preparazione di tre tipologie replicate di trattamento del sedimento (*R. philippinarum*, *M. senhousia* e sabbia), mantenendo come fattori fissi il trattamento stesso e il tempo. Tutti i parametri biochimici hanno mostrato ampie fluttuazioni e, nel corso dell'esperimento, si sono messe in evidenza le differenze significative fra i trattamenti. Entrambe le specie di bivalvi hanno mostrato di prendere parte al processo di arricchimento del sedimento. Al termine del periodo sperimentale di trattamento con i bivalvi, la classe biochimica del comparto organico maggiormente rappresentata è stata quella delle proteine (48.5% e 44.5% della frazione biopolimerica per quanto riguarda rispettivamente i test con *M. senhousia* e *R. philippinarum*), mentre nel trattamento di controllo le proteine erano presenti solamente al 32.7%. L'accumulo dell'azoto proteico ha aumentato la qualità trofica della sostanza organica sedimentaria. Inoltre è risultato che la presenza di *M. senhousia* ha causato un incremento dell'accumulo di carbonio microfitobentonico.

Keywords: Alloctoni; Comparto trofico sedimentario.

1. INTRODUZIONE

E' risaputo che alcune specie alloctone (NIS) sono in grado di influenzare e modificare gli habitat che invadono. Gli ecosistemi a carattere lagunare ed estuarino sono ambienti estremamente vulnerabili in caso di introduzione di tali organismi (Carlton, 1989), per questo motivo risultano efficaci strumenti di studio riguardo le alterazioni ambientali ed i possibili effetti sulle comunità autoctone. Ad oggi due bivalvi di origine alloctona rappresentano le specie numericamente dominanti (Mistri *et al.*, 2001) in vasti areali della Sacca di Goro, laguna presente nell'area del Delta del Po (Italia settentrionale): *Ruditapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850) e *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842). Il veneride *R. philippinarum* è stato intenzionalmente introdotto in Sacca negli anni '80 ed è tuttora allevato in modo intensivo. Nelle zone d'allevamento il mollusco raggiunge densità di circa 10^3 ind m^{-2} . Il mitilide *M. senhousia* ha invece trovato un'introduzione accidentale attorno agli anni '90 ed in alcune zone riesce a raggiungere densità che possono superare valori di 10^4 ind m^{-2} . Questa specie può essere definita *ecosystem engineer*, poiché

possiede la capacità di costruire ampi tappeti nello strato superficiale del substrato. I numerosi popolamenti di *M. senhousia* hanno causato un riscontro di tipo economico sull'allevamento delle vongole in Sacca, tuttavia l'abbondanza del mitilide può essere fortemente ridotta dalle dure condizioni estive (Mistri, 2002a) e dall'impatto predatorio (Mistri, 2002b). Vaste popolazioni di organismi filtratori, derivanti sia da coltivazione sia da introduzione accidentale, contribuiscono in modo rilevante alle modificazioni fisico-chimiche e biologiche che avvengono nel substrato all'interfaccia acqua-sedimento, generalmente a causa della deposizione di feci e pseudofeci (Kroncke, 1996; Mirto *et al.*, 2000; Chamberlain *et al.*, 2001). I biodepositi rivestono quindi un ruolo importante a livello trofico, legato alla loro composizione nutrizionale. Fino ad ora, in ogni modo, è stata scarsamente valutata l'importanza degli effetti che numerose comunità di organismi alloctoni possono rivestire sulle caratteristiche del sedimento. L'obiettivo di questo lavoro, quindi, è di analizzare il ruolo che *R. philippinarum* e *M. senhousia* rivestono nel processo di arricchimento trofico del substrato attraverso una serie di esperimenti, valutando inoltre la qualità del biodeposito come fonte di nutrimento disponibile alla fauna bentonica.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Disegno sperimentale

Gli esemplari di *R. philippinarum* (lunghezza della conchiglia: mm 19.0 ± 0.5 SD) sono stati forniti dal sindacato dei pescatori locali (COPEGO), mentre quelli di *M. senhousia* (lunghezza della conchiglia: mm 21.1 ± 0.8 SD) sono stati raccolti da banchi naturali presenti in Sacca nei primi giorni del mese di agosto 2001. Gli organismi sono stati tenuti separati per due settimane, in modo da farli acclimatare, lasciati in gabbie immerse in vasche da 5000 l con acqua salmastra corrente non filtrata. Per l'esperimento sono stati utilizzati esclusivamente quegli esemplari che, ad una prima analisi, apparivano in buone condizioni (rapida chiusura delle valve o ritiro dei sifoni come risposta al tocco). Nell'agosto del 2001 è stata raccolta della sabbia in una zona autorizzata in Sacca che, attraverso combustione in muffola (450°C , 12 h), è stata ripulita da qualsiasi traccia di materia organica presente. Con tale sabbia sono state riempite 18 vaschette di alluminio (ciascuna con 300 cm^3); le stesse sono state poi immerse in un sistema di vasche (250 l) a flusso continuo di acqua salmastra non filtrata. La vasca è stata organizzata in modo tale da avere l'ingresso della corrente d'acqua in un angolo e lo sfogo in quello opposto, così da assicurare un sufficiente ricambio. I contenitori in alluminio sono stati collocati al centro delle vasche per annullare l'effetto margine. Ad ogni vaschetta è stata poi assegnata in modo *random* una delle seguenti condizioni: (a) 5 *R. philippinarum* (trattamento RP), (b) 10 *M. senhousia* (trattamento MS) e (c) sabbia semplice (trattamento controllo SS). Il numero di animali da collocare nei contenitori è stato scelto in modo da poter distribuire circa una medesima biomassa tra i trattamenti RP e MS. Il veneride *R. philippinarum* impiegava dai 20 ai 30 minuti per affossarsi nel sedimento, mentre il mitilide *M. senhousia* è stato parzialmente seppellito manualmente, lasciando solamente pochi millimetri di conchiglia scoperti, così da rendere le condizioni in cui si dovevano trovare gli animali sotto esperimento ancora più vicine a quelle naturali. L'esperimento è partito il giorno 13 agosto 2001, subito dopo aver posto gli organismi nei contenitori. I campionamenti successivi sono stati programmati secondo una scala geometrica di tipo $a \times 2$ (es.: a 2-4-8-16-32-64 giorni dall'inizio dell'esperimento). Ad ogni data di campionamento sono state rimosse a caso tre vaschette di alluminio (RP, MS e SS), una per ogni tipologia di trattamento; per ogni sedimento si sono prelevati campioni attraverso carotatori in plastica (circa 3 cm Ø). Successivamente è stato tagliato lo strato

superficiale di ciascun campione di sedimento (0-1 cm) e si è immediatamente stoccato a -20° nell'attesa di compiere le successive analisi.

2.2 Procedure analitiche

Per ogni tipo d'analisi è stato utilizzato 1 gr di campione. L'estrazione delle proteine (PRT) è stata condotta secondo il protocollo stilato da Hartree (1972) e modificato da Rice (1982); i risultati sono presentati come equivalenti d'albumina. L'analisi dei carboidrati (CHO) è stata eseguita secondo il metodo di Gerchacov e Hatcher (1972), i risultati sono espressi come equivalenti di glucosio; questo metodo è particolarmente adatto per la determinazione dei carboidrati nel sedimento. La procedura di analisi dei lipidi (LIP), attraverso estrazione con cloroformio e metanolo dai campioni di sedimento, è stata condotta in accordo a Bligh e Dyer (1959) e Marsh e Weinstein (1966). I valori riguardanti le proteine, i carboidrati e i lipidi sono stati poi convertiti ad equivalenti di carbonio, prendendo come fattore di conversione rispettivamente 0.49, 0.40 e 0.75 (Fichez, 1991). La somma totale di proteine, carboidrati e lipidi è stata correlata alla frazione biopolimerica (BPC: BioPolymeric Carbon; Fabiano e Danovaro, 1994; Danovaro e Fabiano, 1997). Ogni analisi ha comportato la preparazione di bianchi, ottenuti dagli stessi sedimenti precedentemente sottoposti alla temperatura di 450°C . La materia organica totale (TOM) è stata determinata sottraendo al peso secco dei campioni, ottenuto ponendoli in stufa (80°C per 48 h), il peso ceneri degli stessi ottenuto mettendoli in muffola (450°C , 4h). I campioni, prima di subire il trattamento in stufa, sono stati acidificati con HCl 0.1 N per rimuovere tutti i carbonati. Inoltre è stata analizzata la clorofilla-*a* microfitobentonica, seguendo le procedure adottate da Lorenzen e Jeffrey (1980), usando acetone al 90% per estrarre i pigmenti; i valori di clorofilla sono stati presentati come carbonio microfitobentonico (C-Chla) una volta convertiti con fattore di conversione 40 (De Jonge, 1980). I campioni, per tutte le analisi, sono stati analizzati in tre repliche. Le concentrazioni del sedimento trofico sono state normalizzate al peso secco dopo trattamento in stufa a 80°C fino ad un peso costante (48 h).

3. ANALISI DEI DATI

Il disegno sperimentale ha seguito uno schema di ANOVA a due vie tenendo come fattori fissi i trattamenti e i giorni (2-4-8-16-32-64). I dati sono stati trasformati mediante $\log x+1$. Ogni volta che risultavano differenze significative per l'effetto principale, veniva calcolato il Test post-hoc di Tukey, fissato ad un livello di significatività del 5%.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

Prima ancora di iniziare l'esperimento, sono state compiute e testate le procedure biochimiche su determinate quantità di sedimento trattato solamente per combustione in stufa: i risultati ottenuti per i parametri analizzati hanno mostrato valori inferiori a $0.01 \mu\text{g g}^{-1}$. In figura 1 vengono mostrati gli andamenti osservati nel tempo di BPC, TOM, C-Chla, CHO, PRT e LIP, riguardanti le prove eseguite con i trattamenti MS, RP e SS. I risultati dell'analisi statistica ANOVA a due vie hanno messo in evidenza differenze significative tra i fattori principali rispetto al tempo (PRT, LIP, BPC, TOM: $p < 0.001$; C-Chla: $p < 0.01$), eccezion fatta per CHO, e fra le tipologie di trattamento (PRT, LIP, BPC, C-Chla: $p < 0.001$; CHO: $p < 0.05$), eccetto TOM. Nel corso dell'esperimento tutte le classi biochimiche hanno mostrato ampie variazioni. I

CHO hanno mostrato valori compresi tra un minimo pari a 17.8 ed un massimo di $48.6 \mu\text{g g}^{-1}$ e sono state evidenziate differenze significative tra i trattamenti MS e SS (Tukey HSD test: $p < 0.05$). Le proteine hanno mostrato un intervallo di valori compreso tra 63.8 e $369.4 \mu\text{g g}^{-1}$, e, in media, sono risultate diverse per i tre trattamenti (SS vs. MS: $p < 0.001$; SS vs. RP: $p < 0.01$; MS vs. RP: $p < 0.05$). I lipidi hanno mostrato valori compresi tra 46.9 e $222.7 \mu\text{g g}^{-1}$, con SS differenti per i singoli trattamenti (SS vs. MS: $p < 0.001$; SS vs. RP: $p < 0.01$; MS vs. RP: $p = 0.105$). La frazione biopolimerica ha mostrato valori compresi tra 82.4 e $308.0 \mu\text{g g}^{-1}$ (SS vs. MS: $p < 0.001$; SS vs. RP: $p < 0.001$; MS vs. RP: $p < 0.05$). I valori di TOM hanno fluttuato da un minimo di 0.36% ad un massimo di 2.15% , e si sono evidenziate differenze esclusivamente riguardo ai giorni (dal giorno 2 in poi: $p < 0.05$). In ultimo, si è visto che i valori di C-Chla variavano da 0.8 a $12.0 \mu\text{g g}^{-1}$ (SS vs. MS:

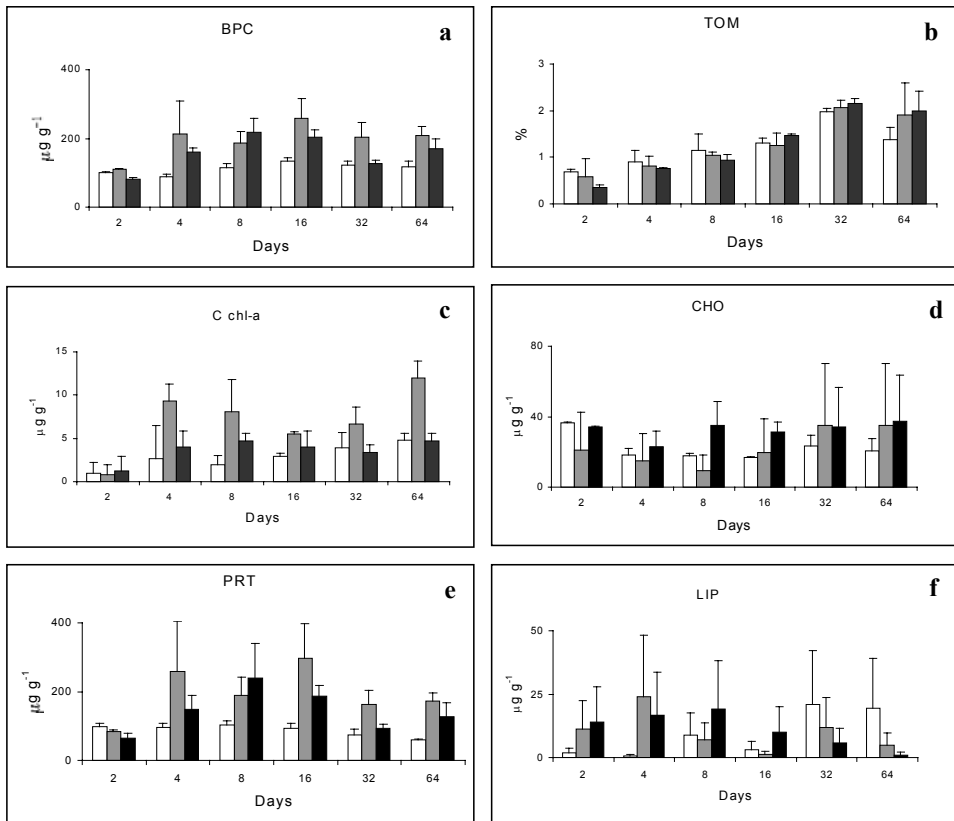


Figura 1. Andamento temporale delle concentrazioni dei composti biochimici indagati: a) BPC: carbonio biopolimerico; b) TOM: materia organica totale; c) C-Chla: carbonio microfitobentonico; d) CHO: carboidrati; e) PRT: proteine; f) LIP: lipidi (bianco: controllo; grigio: *M. senhousia*; nero: *R. philippinarum*).

$p < 0.001$; SS vs. RP: $p = 0.528$; MS vs. RP: $p < 0.01$). Al termine del periodo sperimentale, le proteine rappresentano la classe biochimica principale dei composti organici nei trattamenti con i bivalvi NIS (48.5 e 44.5% del totale BPC rispettivamente per MS e RP), mentre nel trattamento di controllo (SS) esse ne costituiscono solamente il 32.7%. Al contrario, i lipidi rappresentano la maggior classe biochimica per i trattamenti controllo (56.3% della BPC) e risultano inferiori sia nel trattamento con MS (38.6%) sia in quello con RP (42.5%). Il contributo alla BPC dato dai carboidrati è basso, oscilla tra valori di circa 11.0% (SS), 12.9% (MS) e 13.0% (RP). Per tutta la durata dell'esperimento, è possibile notare come ad un incremento temporaneo dei lipidi corrisponda una diminuzione delle proteine riguardo al trattamento controllo (SS). Per quanto riguarda il TOM, le differenze tra i trattamenti sono lievi (rispettivamente 1.9, 2.0 e 1.4% per MS, RP e SS), mentre il carbonio microfitobentonico risulta più alto in MS (12.0 $\mu\text{g g}^{-1}$), poi in SS (6.8 $\mu\text{g g}^{-1}$) e in RP (4.7 $\mu\text{g g}^{-1}$). I sedimenti sono complessi sistemi caratterizzati da diversi parametri biologici. Non esistono molti studi effettuati sull'impatto che le specie alloctone possono avere su ambienti colonizzati da poco. Questo lavoro appunto, si prefigge di studiare l'effetto di due bivalvi esotici, il mitilide *Musculista senhousia* e il veneride *Ruditapes philippinarum*, sul processo di arricchimento trofico del sedimento e sulla qualità nutrizionale del biodeposito. Questo studio ha evidenziato che entrambi gli organismi interagiscono con tali processi, e che, dopo il periodo di esperimento, la presenza di *M. senhousia* ha portato ad una serie maggiore di effetti rispetto a *R. philippinarum*. Abbiamo riscontrato, per esempio, che il carbonio microfitobentonico (C-Chla) era almeno due volte maggiore in MS rispetto a RP e SS. È risaputo che alti valori di clorofilla *a* dipendono dalla deposizione di pseudofeci (Navarro e Thompson, 1997), e *M. senhousia* sembra caratterizzata da alti valori del tasso di ingestione (Inoue e Yamamuro, 2000). Comunque, si dovrebbe anche sottolineare che *M. senhousia* rimane sollevata alcuni millimetri rispetto la superficie del sedimento: tale struttura biogenica può alterare le caratteristiche idrodinamiche su bassi fondali e, di conseguenza, può essere in grado di intrappolare della materia vivente, come ad esempio delle microalghe, facilitandone il tasso di accumulo e causando quindi alti valori di carbonio microfitobentonico. Le concentrazioni di C-Chla nei sedimenti in cui era presente *M. senhousia*, dopo solamente otto settimane di

biodeposizione e di accumulo, sono confrontabili quelli riportati per ecosistemi di costa ad alta produttività (per es.: Danovaro *et al.*, 1999a; Koster e Meyer-Reil, 2001; Dell'Anno *et al.*, 2002). L'argomento relativo all'arricchimento organico del sedimento è riportato in molti lavori che trattano l'analisi dell'impatto attribuibile alla molluschicoltura (Kroncke, 1996; Chamberlain *et al.*, 2001). Si è anche ipotizzato che (Mirto *et al.*, 2000) che il TOM sia un parametro debole per descrivere l'impatto del biodeposito dovuto all'attività di molluschicoltura. I risultati ottenuti con questo lavoro sembrano confermare quanto trovato, poiché si evidenziano lievi differenze circa l'accumulo del TOM tra i trattamenti sperimentali e quelli di controllo. Si deve inoltre ricordare che il metodo per la determinazione del TOM mediante combustione, può comportare errori sperimentali, dato che alcuni composti inorganici vengono ossidati a temperature superiori ai 400°C. Per questa ragione, Danovaro *et al.* (1999b) hanno definito come i mutamenti dello stato trofico dei sedimenti marini, siano meglio evidenziabili in termini di composizione della sostanza organica, piuttosto che in termini di TOM. Nonostante il periodo sperimentale sia stato limitato, si sono osservate fluttuazioni temporali nella qualità della sostanza organica sedimentaria, come già dimostrato in altri lavori (Grémare *et al.*, 1997; Pusceddu *et al.*, 1999). L'analisi delle differenti classi biochimiche che partecipano alla frazione biopolimerica, hanno messo in luce che per entrambi i trattamenti sperimentali (MS, RP) è presente un forte accumulo di proteine. L'andamento temporale delle proteine non è in fase con quello dei carboidrati, così si può escludere che l'accumulo microfitobentonico sia conseguente a quello proteico. Dove erano presenti sia *M. senhousia*, sia *R. philippinarum* è risultato come la qualità e la biodisponibilità del sedimento fossero alte. La sostanza organica disponibile per gli organismi bentonici lagunari è fortemente eterogenea, l'azoto organico viene considerato il fattore maggiormente limitante per la catena del detrito, e, di conseguenza, per gli organismi "deposit-feeders" (Carey e Mayer, 1990), ma è anche risaputo che, in ambienti acquatici, una grande percentuale di azoto sedimentario rimane legato a materiali refrattari e non può quindi essere assorbito dai consumatori primari (Rice, 1982). Il film batterico rappresenta la fonte più importante di proteine per gli organismi bentonici (Danovaro *et al.*, 1994), e l'attività batterica appare principalmente correlata alla qualità nutrizionale della sostanza organica (Fabiano e Danovaro, 1998). I bivalvi di origine alloctona risultano più abbondanti dove la qualità della materia organica sedimentaria viene incrementata da accumuli dell'azoto proteico. Mistri (2002a) ha riscontrato

maggiori abbondanze di organismi “deposit-feeders” all’interno dei “letti” costruiti da *M. senhousia* piuttosto che in zone circostanti di sedimento nudo in Sacca di Goro. In questo lavoro sperimentale non è stata quantificata la biomassa microbica presente nei vari trattamenti. Futuri studi saranno opportuni per meglio comprendere le interazioni esistenti in ambienti lagunari tra specie non indigene e comunità di filter-feeders e il loro effetto sulle proprietà del sedimento, sulla qualità nutrizionale della sostanza organica e sulla biomassa microbica.

5. BIBLIOGRAFIA

- Bligh, E. G. and Dyer, W. (1959) A rapid method for total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37, 911-917.
- Carlton, J. T. (1989) Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environment. *Conservation Biology*, 3, 265-273.
- Carey, D. A. and Mayer, L. M. (1990) Nutrient uptake by a deposit-feeding enteropneust: nitrogenous sources. *Marine Ecology Progress Series*, 63, 79-84.
- Chamberlain, J., Fernandes, T. F., Read, P., Nickell, T. D. and Davies, I. M. (2001) Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 58, 411-416.
- Crooks, J. A. (2001) Assessing invader roles within changing ecosystems: historical and experimental perspectives on an exotic mussel in an urbanized lagoon. *Biological Invasions*, 3, 23-36.
- Danovaro, R. and Fabiano, M. (1997) Seasonal changes in quality and quantity of food available to benthic suspension feeders in the Golfo Marconi (North-Western Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 723-736.
- Danovaro, R., Fabiano, M. and Boyer, M. (1994) Seasonal changes of benthic in a seagrass bed (*Posidonia oceanica*) of the Ligurian Sea in relation to origin, composition and fate of the sediment organic matter. *Marine Biology*, 119, 489-500.
- Danovaro, R., Pusceddu, A., Covazzi Harriague, A., Marrale, D., Dell'Anno, A., Petrillo, M., Albertelli, G. and Della Croce, N. (1999a) Community experiments using benthic chambers: microbial significance in highly organic enriched sediments. *Chemistry and Ecology*, 16, 7-30.
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P. and Fabiano, M. (1999b) Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic-benthic coupling. *Journal of Sea Research*, 42, 117-129.
- De Jonge, V. E. (1980) Fluctuation in the organic carbon to chlorophyll a ratios for estuarine benthic diatom populations. *Marine Ecology Progress Series*, 2, 345-353.
- Dell'Anno, A., Mei, M. L., Pusceddu, A. and Danovaro, R. (2002) Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 611-622.
- Fabiano, M. and Danovaro, R. (1994) Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia*, 277, 71-84.
- Fabiano, M. and Danovaro, R. (1998) Enzymatic activity, bacterial distribution, and organic matter composition in sediments of the Ross Sea (Antarctica). *Applied Environmental Microbiology*, 64, 3838-3845.
- Fichez, R. (1991) Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon. *Oceanologica Acta*, 14, 369-377.
- Gerchacov, S. M. and Hatcher, P. G. (1972) Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnology and Oceanography*, 17, 938-943.
- Grémare, A., Amouroux, J. M., Charles, F., Dinet, A., Riaux-Gobin, C., Baudart, J., Medernach, L., Bodiou, J. Y., Vétion, G., Colomines, J. C. and Albert, P. (1997) Temporal changes in the biochemical composition and nutritional value of the particulate organic matter available to surface deposit-feeders: a two year study. *Marine Ecology Progress Series*, 150, 195-206.
- Hartree, E. F. (1972) Determination of proteins: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Analytical Biochemistry*, 48, 422-427.
- Inoue, T. and Yamamuro, M. (2000) Respiration and ingestion rates of the filter-feeding bivalve *Musculista senhousia*: implication for water-quality control. *Journal of Marine Systems*, 26, 183-192.
- Koster, M. and Meyer-Reil, L. A. (2001) Characterization of carbon and microbial

- biomass pools in shallow water coastal sediments of the southern Baltic Sea (Nordrugensche Bodden). *Marine Ecology Progress Series*, 214, 25-41.
- Kroncke, I. (1996) Impact of biodeposition on macrofaunal communities in intertidal sandflats. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 17, 159-174.
- Lorenzen, C. and Jeffrey, J. (1989) Determination of chlorophyll in sea water. *UNESCO Technical Papers in Marine Science*, 35, 1-20.
- Marsh, J. B. and Weinstein, W. J. (1966) A simple charring method for determination of lipids. *Journal of Lipid Research*, 7, 574-576.
- Mirto, S., La Rosa, T., Danovaro, R. and Mazzola, A. (2000) Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 244-252.
- Mistri, M. (2002a) Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel, *Musculista senhousia*, in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy). *Estuaries*, 25, 431-440.
- Mistri, M. (2002b) Foraging behaviour and mutual interference in the Mediterranean shore crab, *Carcinus aestuarii*, preying upon the immigrant mussel *Musculista senhousia*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, in press.
- Mistri, M., Fano, E. A. and Rossi, R. (2001) Redundancy of macrobenthos from lagoonal habitats in the Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 289-296.
- Navarro, J. M. and Thompson, R. J. (1997) Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during the spring diatom bloom. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 209, 1-13.
- Pusceddu, A., Sarà, G., Armeni, M., Fabiano, M. and Mazzola, A. (1999) Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine ecosystem (W-Mediterranean Sea). *Hydrobiologia*, 397, 59-70.
- Rice, D. L. (1982) The detritus nitrogen problem: new observations and perspectives from organic geochemistry. *Marine Ecology Progress Series*, 9, 153-162.

The following is the established format for referencing this article:

Salerno, F. *et al.* (2004) Il bacino carsico del Lago di Pusiano: utilizzo simultaneo di un modello idrologico e metodologie sviluppate in ambiente GIS. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia*. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 81-86.
[online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Salerno-204.pdf>

Il bacino carsico del Lago di Pusiano: utilizzo simultaneo di un modello idrologico e metodologie sviluppate in ambiente GIS

F. Salerno, L. Buzzi e G. Tartari

IRSA-CNR Località Occhiate 20047 Brugherio (Mi), Italia

Abstract: Il bacino del Lago di Pusiano è collocato al margine meridionale della catena alpina. Presenta un dislivello di 1220 m tra la massima quota ed il lago ed una superficie di 94,6 km². Da un punto di vista geologico è presente per oltre il 90% un substrato calcareo risalente al Giurassico. Nel territorio vi sono numerose e diffuse risorgive (oltre 90) e vasti fenomeni di infiltrazione tali da far supporre una complessa rete idrica sotterranea.

Al fine di stimare il carico di nutrienti che giunge al lago attraverso la rete di drenaggio superficiale e sotterranea si è reso necessario mettere a punto una metodologia atta alla comprensione dei flussi idrici all'interno di un sistema carsico complesso. In questo lavoro si mette in evidenza come l'implementazione di un modello idrologico superficiale (HEC-HMS), attraverso l'elaborazione di una serie di dati climatici ed idrometrici sufficientemente lunga (1970-2002), consenta un'adeguata stima dei flussi sotterranei difficilmente quantificabili in altro modo. Nell'analisi, il supporto di un GIS, ha permesso di conoscere parametri relativi al suolo, all'andamento delle acque di falda, all'estensione degli strati litologici per migliorare la comprensione delle dinamiche di infiltrazione. Nella stima del carico di nutrienti che confluisce al lago, l'utilizzo simultaneo di questi strumenti si è dimostrato un supporto indispensabile per la comprensione del loro ciclo biogeochimico.

Keywords: Lago di Pusiano; HEC-HMS; GIS; Modello idrologico; Carsismo

1. INTRODUZIONE

Lo studio della dinamica di trasporto dei nutrienti è l'elemento essenziale per comprendere lo stato trofico di un corpo idrico. Questo tipo di analisi non può prescindere dalla conoscenza dei meccanismi che determinano la creazione del deflusso idrico all'interno del suo bacino drenante. In questo lavoro viene presentato l'approccio seguito per il Lago di Pusiano che presenta una notevole complessità nella scomposizione degli apporti idrici. Il sistema drenante è caratterizzato da una cospicua alimentazione ipogea, per la natura carsica del substrato, tale da far ritenere che il bacino di pertinenza del lago sia di dimensioni superiori rispetto a quello che costituisce l'effettiva rete di drenaggio superficiale. Ad aggravare l'analisi vi è la collocazione territoriale al margine della catena alpina che determina notevoli fenomeni di infiltrazione dovuti all'alta permeabilità litologica del cono di deiezione del Fiume Lambro, il

principale immissario del lago, caratterizzato da prolungati periodi di assenza del flusso superficiale. Studi pregressi hanno affrontato il problema impostando un'equazione di bilancio basata esclusivamente sugli apporti superficiali, trascurando completamente le evidenze della natura geologica del bacino. In questo lavoro l'approccio metodologico scelto è quello di utilizzare un modello idrologico che permetta, dopo una fase di calibrazione, di scomporre il deflusso nelle sue componenti principali. Un caso di studio di questo tipo dovrebbe prevedere l'utilizzo simultaneo di due modelli: uno superficiale e l'altro di falda, ma tale approccio risulta essere inapplicabile in questo, come in molti altri casi, per l'impossibilità di disporre in zone montane di un'adeguata informazione idrogeologica. Questo lavoro si propone di dimostrare che l'applicazione di un modello idrologico superficiale permette comunque di giungere ad una buona conoscenza della natura degli apporti idrici.

2. METODO PER LA REDAZIONE DEL BILANCIO IDROLOGICO E DEL FOSFORO

Per comprendere situazioni territoriali complesse da un punto di vista idrologico, l'utilizzo di un GIS è un elemento indispensabile perché offre la possibilità di stabilire una precisa relazione topologica tra i dati. Nel caso di studio l'utilizzo di tale strumento è stato usato come supporto alla modellizzazione idrologica nello stimare il rateo di infiltrazione nel cono alluvionale e l'apporto idrico sotterraneo al Lago di Pusiano. Il primo bilancio idrologico è stato realizzato (Buzzi *et al.*, 2003) utilizzando un periodo di calibrazione esteso dal 1977 al 1982. Tale modello è stato successivamente validato nell'anno 1980 ed applicato per determinare il carico di nutrienti al 2002. Questi primi risultati pur portando ad una buona stima nel bilancio annuale del fosforo hanno mostrato la necessità di approfondire la conoscenza idrologica del bacino. Nel bacino del lago di Pusiano per la misurazione dei livelli di portata del Fiume Lambro è disponibile attualmente un unico idrometro posto in località Caslino d'Erba in una sezione dell'asta fluviale 4 km più a Nord rispetto al punto di immissione al Lago di Pusiano. Questo sistema di misurazione permette di controllare l'apporto idrico di un sottobacino di 52,54 km². L'area è stata scelta per tarare e validare il modello idrologico in relazione alla sua maggiore uniformità geologica rispetto al bacino del Fiume Lambro nel suo complesso. Una volta completata questa fase i parametri idrologici calcolati sono stati utilizzati per implementare il modello, utilizzando i dati meteorologici dell'anno 2002. Attraverso la raccolta e l'analisi di informazioni geologiche di dettaglio tali parametri sono stati applicati agli altri sottobacini rendendo così possibile il calcolo del bilancio idrologico del Lago di Pusiano per l'anno 2002 scomposto nelle sue principali componenti del deflusso. Nel corso dello stesso anno è stata condotta una campagna di campionamento della qualità delle acque del Fiume Lambro, in diverse sezioni dell'asta e a diverse portate, degli altri immissari minori del lago e delle principali risorgive del Piano d'Erba, considerate rappresentative della qualità delle acque di falda. Le concentrazioni di fosforo hanno permesso, sulla base delle portate stimate dalla modellizzazione idrologica, di calcolare il carico giunto al lago nel 2002. Il risultato così ottenuto è stato confrontato con il carico in ingresso stimato dall'equazione di stato stazionario di Vollenweider (1976), utilizzando le concentrazioni medie sulla colonna lacustre alla circolazione invernale del 2002

2.1 Metodo di calibrazione

L'impiego del modello HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Centre- Hydrological Model Simulation*), sviluppato dalla Us Army Corps of Engineers, California (Ver. January 2001), ha permesso di ricostruire il bilancio idrologico del bacino di Caslino d'Erba sia in relazione al singolo evento di precipitazione, sia in modo continuo con passo di dettaglio giornaliero per tutto l'anno idrologico. Gli anni scelti per la calibrazione e validazione del modello sono compresi tra il 1974 ed il 1982 in relazione alla disponibilità concomitante di due stazioni pluviometriche ad Asso e Magreglio in relazione con i dati climatici e di portata a disposizione.

L'evapotraspirazione potenziale è stata calcolata attraverso l'equazione di Hargreaves-Samani (Allen *et al.*, 1998) che utilizza solo dati di temperatura correggendo i risultati con quelli forniti dall'equazione di Penman & Monteith (McNaughton & Jarvis, 1984) avendo ottenuto nella correlazione un $R^2 = 0,84$.

3. BILANCIO IDROLOGICO DEL BACINO DI CASLINO D'ERBA

Una volta implementato, tarato e validato il modello si è proceduto alla redazione del bilancio idrologico per l'anno di validazione 1980. Come mostra il grafico di figura 1 è stato stimato un contributo derivante dall'esterno del bacino, suddiviso in flusso di falda e l'apporto delle sorgenti, pari al 32% sul totale degli afflussi, ed è stato calcolata la perdita per evapotraspirazione pari al 41% del totale delle uscite.

3.1 Valutazione degli errori

L'analisi condotta attraverso il confronto tra le portate simulate ed osservate per il periodo dal 1977 al 1982 ha permesso di valutare gli errori commessi nella simulazione su base annua, mensile e giornaliera. Su base annua è stato calcolato ottenuto un errore medio del 7,1% sulla simulazione delle portate. Tale errore è stato confermato dalla validazione sull'anno 1980, escluso volontariamente dal set di dati utilizzato nella taratura dei parametri, con un 7,4%. All'aumentare del dettaglio temporale si è registrato un aumento dell'errore fino al 14,1%, per le portate medie mensili, e per le simulazioni delle portate giornaliere gli errori si sono attestati al 37,8% per la calibrazione ed al 34,6% con la validazione al 1980. Questi errori giornalieri risultano diversamente distribuiti a seconda della portata come verrà evidenziato in fase di discussione dei risultati.

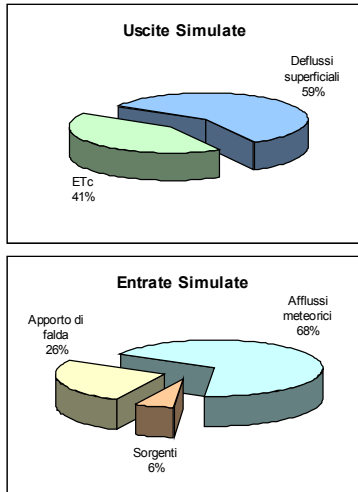


Figura 1. Bilancio idrologico del sottobacino di Caslino d'Erba

4. BILANCIO IDROLOGICO DEL LAGO DI PUSIANO

I parametri così stimati sono stati utilizzati per applicare il modello idrologico agli altri sottobacini sulla base delle loro caratteristiche geologiche.

Si è provveduto a calcolare l'infiltrazione del Fiume Lambro nel Piano d'Erba che alimenta la falda dovuta all'elevata permeabilità del cono di deiezione.

Attraverso l'impiego di un termistor installato nel letto del fiume che misura la temperatura ogni 15 minuti, è stato possibile determinare il momento in cui il fiume entra in secca. Infatti, l'elevata escursione termica tra 2 misurazioni successive segna in momento in cui lo straramento incomincia a registrare la temperatura dell'aria. La portata minima misurata a monte di questo punto al di sotto della quale l'acqua non giunge più direttamente al lago risulta di $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$, corrispondente al 54% dell'intera portata annuale del fiume Lambro. Per quanto riguarda invece la stima dei deflussi del Lago di Pusiano, non disponendo al momento della redazione del bilancio idrologico di misurazioni dirette, nonché di un controllo del sistema di paratoie installato per regolare il livello del lago, si è provveduto a redigere una curva livelli del lago/deflussi per gli anni 1955/1960 che ha mostrato un $R^2=0,78$. L'equazione della retta di interpolazione così ottenuta è stata utilizzata per ricostruire sulla base dei livelli del lago registrati nel 2002 i rispettivi deflussi

Nella figura 2 è riportato il bilancio idrologico 2002 del Lago di Pusiano nel quale si può notare che pur con un abbattimento del 54% della portata di $3,47 \text{ m}^3/\text{s}$ del Fiume Lambro per effetto dell'infiltrazione questo affluente è comunque il principale immissario superficiale con una portata di $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$, corrispondente al 43% del totale degli apporti. Mentre la porzione del bacino direttamente drenante nel lago e il sottobacino del Segrino non raggiungono rispettivamente il 10%. L'elemento più importante da considerare in questo bilancio è l'apporto della falda stimato per l'anno 2002 in $0,88 \text{ m}^3/\text{s}$, pari al 31% del totale degli apporti. Tale contributo è stato calcolato indirettamente per differenza tra il totale delle entrate e le uscite. Pertanto questa stima è affetta da tutte le incertezze effettuate nelle valutazioni degli altri contributi. Per tale motivo questa voce di bilancio, attraverso una determinazione diretta, può contribuire a validare il sistema idrologico del bacino del Pusiano.

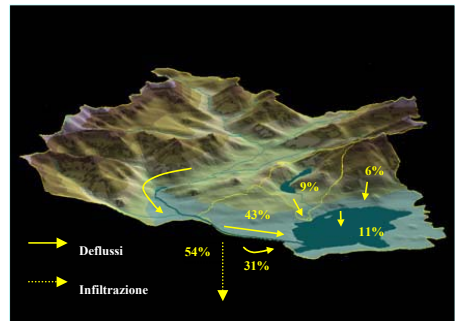


Figura 2. Bilancio idrologico 2002 del Lago di Pusiano

5. BILANCIO DEL FOSFORO (TP) PER IL BACINO DEL LAGO DI PUSIANO

Una volta realizzato il bilancio idrologico per l'anno 2002 sulla base delle portate giornaliere stimate attraverso il modello idrologico e sulla base delle curve concentrazioni/portate si è potuto giungere a definire il bilancio del fosforo (Figura 3). Il bilancio evidenzia che gli apporti maggiori provengano dal Lambro, con un contributo pari a $8,5 \text{ t/y}$ su $11,5 \text{ t/y}$. La fascia direttamente drenante, il bacino del Segrino e gli apporti sotterranei contribuiscono con un carico inferiore a $0,5 \text{ t/y}$, mentre la seconda voce più importante è il carico interno al lago. La falda invece presenta una portata elevata, ma le concentrazioni sono molto basse ($10-15 \text{ } \mu\text{g/l}$). Gli apporti atmosferici sono infine trascurabili. Gli apporti in uscita sono costituiti per la maggior parte dai flussi di sedimentazione ($7,9 \text{ t/y}$), mentre i deflussi e la variazione di fosforo tra le due circolazioni contribuiscono rispettivamente con $2,1$ e $0,7 \text{ t/y}$.



Figura 3. Bilancio del fosforo del Lago di Pusiano anno 2002

6. VALIDAZIONE DEL BILANCIO DEL FOSFORO

Per validare il bilancio del fosforo si è utilizzata un'equazione di stato stazionario di tipo stocastico (Vollenweider, 1976) che mette in relazione il carico di fosforo con il rapporto tra la profondità media e il tempo di ricambio. Il carico in entrata così calcolato è risultato pari a 10,4 t/y. Tale valore tiene conto sia del carico esterno sia del carico interno. Per la determinazione sono stati utilizzati i dati medi di fosforo relativi alla circolazione del 2002 (50 $\mu\text{g/l}$), un tempo teorico di ricambio di 0,8 y, una profondità media di 13,2 m, mentre il carico interno (1,4 t/y) ottenuto dalle misure dirette in lago (Vuillemoz, 2003). La differenza percentuale tra il carico sperimentale di fosforo e quello stimato con la formula di Vollenweider è del 6,3 % (11,1 contro 10,4 t/y) e può pertanto ritenersi accettabile.

I problemi sorgerebbero però nel caso si volesse procedere ad una valutazione del carico sperimentale con un dettaglio temporale inferiore, ad esempio mensile e giornaliero. Questa validazione del bilancio del fosforo non può infatti ritenersi estendibile anche al bilancio idrologico. Infatti le basse concentrazioni di TP rilevate nella falda e per i sottobacini applicate alle portate dei medesimi contribuiscono molto poco al bilancio complessivo, anche se le stesse fossero sovrastimate del doppio o sottostimate della metà. Per tale ragione si è resa indispensabile la validazione del bilancio idrologico per l'anno 2002 per migliorarne la calibrazione.

7. VALIDAZIONE DEL BILANCIO IDROLOGICO

Allo scopo di validare il bilancio idrologico si sono raccolte le stratigrafie dei pozzi dell'ASME (Azienda Servizi Municipali di Erba) e quelle realizzate da (Beretta *et al.*, 1987) per ricostruire

l'estensione dello strato basale di argilla sotto il conoide dei deiezione corrispondente al letto dell'acquifero libero. La raccolta di informazioni storiche a partire dal 1992 dei pozzi pubblici e privati del Piano d'Erba ha permesso di ricostruire l'andamento della piezometria della falda. L'utilizzo del GIS Arcview 3.2 si è dimostrato uno strumento indispensabile per compire tali elaborazioni permettendo di relazionare tutte le informazioni disponibili nonché di interpolare i dati attraverso lo studio della varianza della loro distribuzione spaziale utilizzando il metodo Kriging. La figura 4 mette in evidenza l'andamento piezometrico nel piano d'Erba, che sottolinea l'azione drenante della falda verso il fiume e il suo asse di drenaggio spostato, dall'attuale tratto artificiale del Fiume Lambro, verso Sud-Ovest in relazione a una zona di maggiore permeabilità e profondità dell'acquifero, molto probabilmente corrispondente al corso originario del fiume prima che questo fosse incanalato. In concomitanza alla sponda occidentale del lago si può notare l'andamento sub-parallelo delle linee piezometriche, leggermente concave verso il basso in quanto zona di risorgive. Tali caratteristiche oltre a un gradiente piezometrico costante evidenziato dall'equidistanza delle linee piezometriche giustifica l'ipotesi di considerare il fronte di alimentazione al lago un unico settore omogeneo e pertanto l'applicazione della Legge di Darcy. Attraverso l'utilizzo del GIS è stato possibile evidenziare il profilo del fronte della falda verso il lago e calcolarne la superficie, che risulta essere di 13.750 m^2 . La quota piezometrica media della falda per il 2002 (261,1 m s.l.m) è stata calcolata sulla base dell'andamento degli altri pozzi e dall'evidenza del gradiente piezometrico costante. Il dato più incerto è infine la permeabilità, calcolata sulla base dei dati forniti dall'ASME ($1,34 \cdot 10^{-3}$ m/s). In tal modo si è potuto calcolare una portata media di 0,13 m^3/s . Questa analisi mette in evidenza una discrepanza con la stima indiretta dell'apporto al lago da parte della falda (0,88 m^3/s) Tale differenza va intesa non tanto come testimonianza della scorrettezza del bilancio idrologico, in quanto entrambi i sistemi di calcolo prevedono incertezze nella stima di alcune variabili, bensì come l'approccio metodologico da seguire per migliorare il bilancio debba considerare entrambi i sistemi, in modo che queste due stime convergano. A tale scopo si rende necessaria una migliore stima dei deflussi del lago di Pusiano attraverso l'utilizzo di misurazioni dirette rispetto alla curva di correlazione livelli/portate fino ad ora utilizzate.

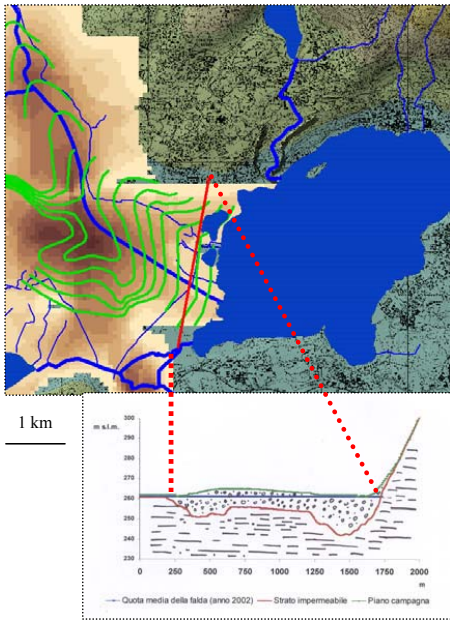


Figura 4. Bilancio idrologico 2002 del Lago di Pusiano

8. RICERCA DI UNA MIGLIORE DEFINIZIONE DEI DEFLUSSI

Questa analisi si fonda sul confronto degli errori tra le portate simulate dal modello rispetto a quelle osservate utilizzando le misure di livello registrate a Caslino d'Erba e la relativa curva di portata. Come già evidenziato il modello tarato dal 1974 al 1982 mostra un errore del 7,1% annuo, 14,1% mensile e del 37,8% nel confronto giornaliero. Per tentare di ridurre questi errori si sono effettuate 3 ipotesi di lavoro:

- la prima si basa sull'implementazione del modello utilizzando una stazione pluviometrica rispetto ad entrambe per valutare quanto la disponibilità dell'informazione climatologica migliori la conoscenza del deflusso;
- la seconda considera che nel corso dell'anno le precipitazioni hanno una diversa intensità e pertanto che le componenti del deflusso si combinino in maniera differente a seconda del tipo di precipitazione;
- la terza considera le caratteristiche litologiche del substrato in maniera più dettagliata, scomponendo il bacino di Caslino in due sottobacini.

Una prima analisi è stata condotta provando ad utilizzare una sola stazione pluviometrica rispetto alle due disponibili. Si è potuto notare che l'eliminazione alternata della stazione di Magreglio ed Asso ha portato a un peggioramento nella stima dal 37,8% al 58,5% e 56,1% nelle simulazioni giornaliere e dal 14,1 al 18,0% e 15,9% nelle portate mensili. Questa analisi risulta di estremo interesse perché mette in evidenza la reattività del sistema idrologico nei confronti della disponibilità del dato pluviometrico e lascia pensare al margine di miglioramento seppur probabilmente non lineare che si avrebbe nell'aggiunta di un'ulteriore stazione nel bacino. Nell'area di studio le precipitazioni presentano una distribuzione nell'anno con due picchi, uno a maggio e l'altro a ottobre, e due periodi di minimo, uno in febbraio e l'altro in luglio. Sulla base di tale distribuzione si sono individuati quattro periodi di calibrazione: dicembre-febbraio, marzo-maggio, giugno-agosto e settembre-novembre. Una calibrazione per ognuno in questi periodi per gli anni dal 1974 al 1982 ha permesso di ottenere i seguenti risultati: nel confronto tra le portate simulate e quelle osservate l'errore annuo si è mantenuto costante, dal 7,2% al 7,1%, l'errore mensile è sceso dal 14,1% al 13%, mentre un sostanziale miglioramento si è avuto nella stima delle portate giornaliere che dal 37,8% sono scese al 31,9%. L'utilizzo di questa ripartizione stagionale potrà essere utilizzato per la modellizzazione dell'intero bacino. L'analisi dell'errore (Fig. 5) evidenzia come la calibrazione stagionale porti a una migliore stima per le alte portate, in funzione proprio della migliore correlazione tra l'intensità delle precipitazioni e le dinamiche di costituzione del deflusso.

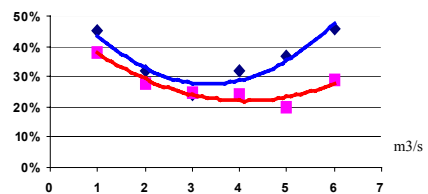


Figura 5: Confronto tra gli errori delle stime in relazione a 6 classi di portata media giornaliera per la taratura annua iniziale (in alto) e per quella stagionale (in basso).

8.1 Suddivisione del Bacino di Caslino in relazione alle rispettive caratterizzazioni litologiche

Da sopralluoghi sul territorio si è potuto osservare che un affluente di sinistra del Fiume Lambro posto all'interno del bacino di Caslino d'Erba (il

Torrente Ravella, che ha un bacino di 10,2 km²) mostra una costante assenza d'acqua nell'alveo durante tutto l'anno, anche dopo eventi di pioggia di una certa intensità. La carta geologica dell'area evidenzia una faglia posta lungo l'asse della valle parallela al sistema di faglie più ampio caratteristico della zona denominato Linea Insubrica. Tale elemento ha fatto presupporre la possibilità che, per l'acqua drenata nel Torrente Ravella, fosse possibile una perdita totale dal bacino di Caslino d'Erba per effetto di infiltrazione secondaria. L'analisi della carta geomorfologica evidenzia, invece, come nel tratto inferiore del torrente in corrispondenza dell'immissione nel Fiume Lambro la valle diventi più larga, probabilmente per effetto delle deposizioni più grossolane deposte dallo stesso torrente.

Si potrebbe così ipotizzare un comportamento analogo a quello del Fiume Lambro nel Piano d'Erba in cui il cambiamento di pendenza determina deposizioni di ghiaia e sabbia. In tal modo il torrente può alimentare la falda. L'ipotesi di infiltrazione dovuta alla faglia ed introdotta nel modello, escludendo il sottobacino del Torrente Ravella nei processi di formazione del deflusso del Lambro perché esterno al bacino, ha determinato degli errori che portano ad escludere tale ipotesi. Infatti l'errore giornaliero si attesta al 40,5%, contro il 37,8%, ed incrementano gli errori mensili al 26,0% e quelli annuali al 27,4%.

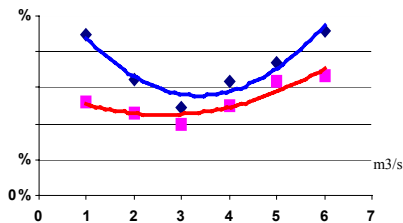


Figura 6: Confronto tra gli errori delle stime in relazione a 6 classi di portata media giornaliera per la taratura annua iniziale (in alto) e per quella stagionale corretta secondo l'ipotesi dell'alimentazione della falda da parte del Torrente Ravella (in basso).

L'ipotesi dell'alimentazione della falda da parte del Torrente Ravella è stata testata accoppiando la simulazione originaria effettuata sul bacino di Caslino, escludendo il sottobacino del Torrente Ravella e considerando la differenza di flusso riscontrata come deflusso su cui tarare il suo sottobacino. I risultati ottenuti confermano la validità di questa ipotesi, con un errore giornaliero del 25,3%, un errore mensile pari all'

8,0% e un errore annuo del 1,1%. La distribuzione di frequenza dell'errore in base alle classi di portata mostra che l'errore è più costante alle diverse classi di portate rispetto a quello mostrato nella taratura di partenza.

9. CONCLUSIONI

Il bilancio del fosforo del Lago di Pusiano per l'anno 2002 ha mostrato una differenza percentuale tra il carico sperimentale annuo di fosforo e quello stimato attraverso modelli di stato stazionario del 6,3% (11,1 contro 10,4 t/y) che può ritenersi accettabile. Una valutazione del carico di fosforo con un dettaglio temporale inferiore all'anno non è però possibile con l'attuale conoscenza delle dinamiche idrologiche. Le difficoltà risiedono infatti nella necessità di ridurre l'influenza dell'errore del bilancio idrologico giornaliero o mensile sulla stima del carico del fosforo. Per tale ragione si è resa indispensabile una nuova stima di alcuni elementi del bilancio idrologico per l'anno 2002. Si ritiene però indispensabile sottolineare che è comunque necessaria una migliore stima dei deflussi del lago di Pusiano attraverso misurazioni dirette che consentano di validare o meno la curva di correlazione livelli del lago/portate fino ad ora utilizzata. In secondo luogo occorre potenziare le misure dei livelli della falda in prossimità del lago e la definizione della permeabilità mediante prove di pompaggio nei pozzi della zona. Non vanno comunque trascurati il potenziamento delle misure idrologiche sugli affluenti nonché la disponibilità di dati meteorologici.

10. BIBLIOGRAFIA

- Allen, R.G., L. Pereira, D. Raes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*. Rome.
- Beretta G.P. 1987. Studio idrogeologico del bacino del lago di Alserio. *Acque Sotterranee*, 1: 23-62.
- Buzzi, L., F. Salerno & G. Tartari. 2003. Differenti scenari nella modellizzazione idrologica in relazione alla disponibilità di dati climatici. Atti del Convegno "Our Future Climate". Museo Storico di Scienze Naturali, Milano, 8 Maggio. (In stampa)
- McNaughton, K.G. & P.G. Jarvis. 1984. Using the Penman-Monteith equation predictively. *Agricultural Water Management* 8: 263-278.
- Vollenweider, R. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 53-83.

The following is the established format for referencing this article:

Vittozzi, P. et al. (2004) Decomposizione della lignina in lettiera di aghifoglie e latifoglie incubate in una foresta temperata e in una foresta boreale. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma, p. 87-93.
[online] URL: <http://www.xiiicongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Vittozzi-83.pdf>

Decomposizione della lignina in lettiera di aghifoglie e latifoglie incubate in una foresta temperata e in una foresta boreale

P. Vittozzi^a, A. De Marco^a, A. Fierro^a, A. Virzo De Santo^a, B. Berg^b.

^aDipartimento di Biologia Vegetale, Università di Napoli Federico II-Via Foria 223, 80139 Napoli

^bLehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Dr Hans Frisch Strasse 1-3, DE-944 48, Bayreuth-Germany

Abstract: In questa ricerca è stata seguita la dinamica della lignina durante la decomposizione delle lettiera di *Populus tremula* L. (foglie verdi e brune), *Betula pubescens* Ehrh., *Pinus contorta* L., *Pinus pinea* L., e *Pinus sylvestris* L. (foglie verdi e brune) incubate in due differenti condizioni climatiche, in una abetina sul Monte Taburno (Italia) e in una foresta boreale a Jädraås (Svezia). I risultati mostrano che le sette lettiera presentano modelli diversi di degradazione della lignina e che le condizioni dei due siti ne regolano la velocità di decomposizione e la concentrazione nel peso residuo. In *P. tremula* L., foglie verdi, la degradazione della lignina a Jädraås inizia fin dalle prime fasi di decomposizione della lettiera. Nelle altre lettiera si osserva una fase di accumulo prima della fase di decomposizione; quest'ultima è sempre più veloce a Jädraås. La concentrazione di lignina nella lettiera residua negli stadi avanzati di decomposizione è sempre più elevata nelle lettiera incubate al Monte Taburno. I risultati della ricerca indicano che le condizioni ambientali influenzano la degradazione della lignina e esercitano un importante controllo sull'accumulo di carbonio nel suolo.

Keywords: decomposizione; lignina; lettiera; clima.

1. INTRODUZIONE

Il processo di decomposizione è una fase fondamentale del ciclo della materia che assicura il funzionamento e il mantenimento della stabilità degli ecosistemi terrestri. La decomposizione è condizionata e regolata sia da fattori biotici (la qualità della lettiera, il tipo e l'abbondanza degli organismi decompositori) che abiotici (il clima e le condizioni edafiche).

La qualità della lettiera è un fattore che esprime le caratteristiche strutturali e chimiche della lettiera ed è indice della decomponibilità della materia organica, ad opera dei microrganismi [Swift, 1979]. L'influenza del clima sulla degradazione della materia organica morta si manifesta per lo più su scala regionale, mentre sono le proprietà della lettiera a condizionare maggiormente il processo su scala locale [Meentmeyer, 1978].

Le concentrazioni di macro e micronutrienti, la presenza più o meno abbondante di molecole complesse quali chitine, cellulose, emicellulose e lignine, particolarmente recalcitranti alla degradazione enzimatica [Melillo et al., 1982; Berg & Cortina, 1995; Fioretto et al., 2001] condizionano notevolmente il processo degradativo, influenzandone la velocità ma anche la dinamica del rilascio o dell'immobilizzazione

dei nutrienti [Berg & Staaf, 1981; Fioretto et al., 1998; Rutigliano et al., 1998].

Berg & Staff [1980] hanno proposto un modello di decomposizione a due fasi; nella prima fase la velocità di decomposizione è esponenziale, nella seconda fase la velocità di decomposizione, estremamente bassa, tende a zero fino a raggiungere un valore asintotico. Il valore asintotico e cioè il valore limite di peso perso, dipende dalle caratteristiche qualitative della lettiera: *Pinus contorta* può raggiungere il 100% di peso perso, *Pinus sylvestris* circa 89%, *Betula pubescens* 55% [Berg, 1995]. Sebbene il modello sia stato osservato e confermato in molti sistemi forestali, non sono ancora noti i meccanismi che determinano l'asintoto. Molti autori [Berg & Staff, 1980; Melillo et al., 1982] considerano la dinamica della lignina come fattore responsabile del fenomeno. La lignina, essendo una molecola recalcitrante, rallenta sia gli stadi iniziali della decomposizione che gli stadi tardivi [Melillo et al., 1982] nei quali la sua concentrazione aumenta in seguito alla scomparsa delle sostanze facilmente degradabili [Berg et al., 1984]. Dati recenti, dimostrano evidenti effetti del clima sulla qualità della materia organica del suolo e sulla dinamica di decomposizione della lignina.

Secondo Bringmark e Bringmark [1991] la materia organica formatasi in condizioni climatiche diverse, differisce nel contenuto di carboidrati immediatamente disponibili e nella resistenza alla degradazione offerta dalle frazioni più vecchie. Kurz-Besson [2000] ha osservato che la lettiera incubata in un sito a clima caldo e umido presenta, allo stesso stadio di decomposizione, un maggior accumulo di composti recalcitranti rispetto ad un sito a clima freddo e secco. Berg et al. [1993] hanno trovato che nella lettiera di pino silvestre incubata in differenti condizioni climatiche la concentrazione di lignina nelle fasi avanzate di decomposizione era tanto più elevata quanto maggiore era la velocità di decomposizione nelle fasi iniziali. Infine, Mc Tiernan et al. [2003] riportano che la decomposizione della lettiera di pino silvestre produce materia organica con concentrazioni di lignina più alte nelle regioni con clima caldo-umido che in ambienti a clima freddo e secco.

In questa ricerca è stata seguita la decomposizione della lignina in tre lettieri di latifoglie, *Betula pubescens* Ehrh. (foglie verdi), *Populus tremula* L. (foglie verdi e brune), e quattro lettieri di conifere *Pinus sylvestris* L. (foglie verdi e brune), *Pinus pinea* L. (foglie brune), *Pinus contorta* L. (foglie brune), incubate in due siti, a Jädraås e al Monte Taburno con caratteristiche climatiche ed edafiche molto diverse, per verificare gli effetti della qualità della lettiera e del clima sulla composizione della materia organica nelle fasi più avanzate di decomposizione.

2. AREE DI STUDIO

La ricerca è stata condotta in due stazioni con condizioni climatiche ed edafiche diverse. Uno dei siti scelti era localizzato nella foresta boreale di *Pinus sylvestris* L. a Jädraås (Svezia) ad una altitudine di 185 m s.l.m. (60°49'N; 16°30'E, a 200 Km a NE di Stoccolma) In questo sito la temperatura media annua è 2,9°C, e le precipitazioni annue ammontano a 609 mm e l'evapotraspirazione reale (AET) è pari a 472. Il suolo della stazione di Jädraås, un Typic Haploryod, [USDA, 1998] è ricoperto da uno strato di lettiera spesso circa 4,5 cm, e presenta uno strato di humus di tipo mor, con valori di pH compresi tra 3,9-4,2. Il suolo nei primi 5 cm è povero di nutrienti. L'altra stazione scelta è in Italia nella foresta temperata di *Abies alba* Mill. sul Monte Taburno (41°06'N; 14°36'E, 42 Km NE di Napoli, Campania) ad un'altitudine di 1100 m s.l.m.. La temperatura media annua è di 7,9°C, e le precipitazioni medie annue del Monte Taburno corrispondono a 2166 mm, mentre l'AET è di 561. Il suolo del M. Taburno è un Typic Hapludand [USDA, 1998], ricco in nutrienti essenziali, e ricoperto da uno strato di

lettiera di 1,82 cm, e da uno strato di humus di tipo mull, con pH pari a 6,0.

3. MATERIALI E METODI

Sono state utilizzate sette lettieri diverse, prelevate in differenti località: *Betula pubescens* Ehrh. (foglie verdi), *Populus tremula* L. (foglie verdi e brune), *Pinus sylvestris* L. (foglie verdi e brune), *Pinus pinea* L. (foglie brune), ed infine *Pinus contorta* L. (foglie brune).

In particolare gli aghi di *Pinus contorta* L. e *Pinus sylvestris* L. sono stati raccolti da una pineta di circa 40 anni situata su un suolo sabbioso a Kappsjon presso Malung, in Svezia (60°33' N, 13°44' E, 375 m s.l.m.). Le foglie brune di *Pinus contorta* L. e di *Pinus sylvestris* L. sono state raccolte all'abscissione per scuotimento dei rami. Le foglie verdi di *Pinus sylvestris* L. sono state raccolte direttamente sugli alberi. Le foglie brune di *Pinus pinea* L. sono state raccolte all'abscissione in una pineta di circa 40 anni localizzata a Terzigno, sulle pendici sud-est del Vesuvio (40°49' N, 14°28' E, 1100 m s.l.m.). Le foglie brune di *Populus tremula* L. sono state raccolte all'abscissione, quelle verdi di *Populus tremula* L. e *Betula pubescens* Ehrh. sono state raccolte direttamente dagli alberi nella stazione di Jädraås.

Le lettieri prelevate da vari siti sono state fatte seccare all'aria a temperatura ambiente. Per la decomposizione sono stati preparati sacchetti di terilene, contenenti circa 2 g di lettiera, con maglie di 1mm. Per seguire la decomposizione e la dinamica della lignina le sette lettieri sono state incubate in 25 punti diversi di un'area prescelta, nella pineta di Jädraås e nell'abetina del Monte Taburno. I sacchetti di lettiera sono stati incubati, al Monte Taburno il 24/05/95, e a Jädraås il 09/11/1994. I sacchetti di lettiera sono stati prelevati ad intervalli di circa tre mesi, per circa 3 anni da ciascuno dei 25 punti di incubazione per sito. La perdita di peso della lettiera è stata determinata gravimetricamente. La differenza di peso secco rispetto al peso iniziale noto, rappresenta il peso perso per decomposizione che è stato espresso in % del peso iniziale.

Per determinare la quantità di lignina è stata utilizzata una procedura sperimentale suddivisa in due fasi: il metodo delle fibre acido deterso secondo Goering-Van Soest [1970] e il metodo di Klason [Kirk & Obst, 1970]. La metodica consente di eliminare gradualmente dal materiale utilizzato le macromolecole strutturali (cellulosa, emicellulosa, lipidi, zuccheri) fino ad ottenere, come principale sostanza rimanente, la lignina. L'analisi del contenuto di lignina è stata compiuta su lettiera seccata in stufa a 75°C e finemente polverizzata con un polverizzatore (Fristch, 00.502) con biglia e pareti in agata. Le misure sono state eseguite su due prove parallele,

partendo da 500 mg per ogni prova. La quantità di lignina ai diversi stadi di decomposizione è stata espressa come mg/g di lettiera residua e come mg/g di lettiera iniziale.

I dati di degradazione della lignina sono rappresentati mediante funzioni polinomiali di terzo ordine che bene evidenziano i cambiamenti nel contenuto di lignina durante la decomposizione della lettiera.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1 Perdita di peso

I siti di incubazione di Jädraås e del Monte Taburno, oltre ad essere interessati da regimi climatici diversi, presentano naturalmente differenze anche per quel che riguarda le condizioni edafiche.

In particolare l'humus del Monte Taburno mostra un contenuto in elementi, sia in forma totale che disponibile, maggiore rispetto a Jädraås, tranne che per il P disponibile (Tabella 1).

Le foglie di *P. tremula* e *B. pubescens* sono più ricche di nutrienti rispetto agli aghi che per la loro struttura xeromorfa sono più ricchi di C (Tabella 1). Le foglie brune di *P. tremula* e *P. sylvestris* mostrano concentrazioni di N, P, K, Mg e S più basse rispetto alle foglie verdi (Tabella 1), probabilmente per l'effetto della traslocazione di questi elementi durante la senescenza. Il Ca, invece, si accumula nelle foglie senescenti (Tabella 1). Il contenuto di lignina varia a seconda della lettiera (Tabella 1). Le latifoglie presentano un contenuto di lignina più basso rispetto alle aghifoglie, anche se *Populus tremula*

ha una concentrazione di lignina molto simile a quella determinata in *Pinus sylvestris*, foglie verdi. In particolare la concentrazione più alta, 347 mg/g, è stata registrata per *Pinus contorta* e il valore più basso, 179 mg/g, per *Betula pubescens* (Tabella 1). La dinamica di decomposizione è stata seguita per ciascuna delle sette lettiera per un periodo di circa 3 anni. Tutte le lettiera presentano una maggiore decomposizione al Monte Taburno dove si registra una perdita di peso fino al 70- 80% mentre a Jädraås il valore di peso perso raggiunge il 60-65% (Figura 1).

In entrambi i siti è stato osservato che i valori più alti di decomposizione sono stati raggiunti dalle lettiera di *Betula pubescens* e *Populus tremula*, foglie verdi e brune. Sia alla stazione del Monte Taburno che alla stazione di Jädraås (Figura 1) è stato osservato un andamento a due fasi del processo decompositivo, conforme al modello asintotico della decomposizione proposto da Berg & Staff [1980], con l'unica eccezione di *Pinus contorta* che mostra una curva di decomposizione a tendenza lineare.

I valori limite di decomposizione delle lettiera in esame sono riportati nella tabella 2, e sono calcolati utilizzando l'equazione proposta da Berg et al. [1995]:

$$m.l. = m(1 - e^{-kt/m})$$

dove m.l. rappresenta la perdita di peso espressa in %; t è il tempo espresso in giorni; m la massima perdita di peso e k la velocità di decomposizione. Il valore limite più alto (85.05%) è raggiunto dalla lettiera di *P. sylvestris* (foglie verdi) incubata al M. Taburno (Tabella 2).

Tabella 1: Contenuto in macronutrienti e lignina della lettiera iniziale. Sono anche riportate le concentrazioni di nutrienti (contenuto totale e frazione disponibile) nell'humus del M. Taburno e di Jädraås. v=foglie verdi; b=foglie brune; tc=contenuto totale; af=frazione disponibile

	Ca (mg/g)	K (mg/g)	Mg (mg/g)	P (mg/g)	N (mg/g)	S (mg/g)	C (mg/g)	Lignina (mg/g)
Lettieria								
<i>B. pubescens</i> (v)	9.5	9	3.37	1.96	24.3	1.54	483.0	179
<i>P. tremula</i> (v)	8.4	14.2	2.29	2.12	24.2	1.87	503.7	230
<i>P. tremula</i> (b)	17.1	6.3	2.13	0.63	6.8	1.37	505.9	243
<i>P. sylvestris</i> (v)	3.9	5.9	0.79	1.36	12.1	0.81	515.9	239
<i>P. sylvestris</i> (b)	5.6	0.5	0.34	0.20	3.6	0.44	532.2	278
<i>P. pinea</i> (b)	7.1	5.9	2.40	0.57	3.0	0.44	507.7	312
<i>P. contorta</i> (b)	8.7	0.5	1.06	0.29	3.1	1.36	529.7	347
Humus								
Taburno (tc)	19.99	17.7	4.76	2.84	8.5	--	110.2	
Taburno (af)	7.73	0.23	0.23	0.01	--	--	--	
Jädraås (tc)	3.23	10.9	0.98	0.47	10.6	--	448.3	
Jädraås (af)	0.79	0.13	0.06	0.06	--	--	--	

Tabella 2: Valore limite delle lettiere incubate al M. Taburno e a Jädraås, calcolato seguendo l'equazione di Berg et al., 1995. Sono anche riportate le differenze significative tra le lettiere incubate nei due siti: *=P<005; **=P<0.01. v=foglie verdi; b=foglie brune.

Lettieria	Taburno	Jädraås
<i>B. pubescens</i> (v)	69.56 (±2.13)*	62.28 (±2.28)*
<i>P. tremula</i> (v)	79.71 (±3.68)**	62.74 (±2.10)**
<i>P. tremula</i> (b)	77.63 (±3.90)**	63.00 (±2.12)**
<i>P. sylvestris</i> (v)	85.05 (±9.62)*	72.76 (±3.45)*
<i>P. sylvestris</i> (b)	74.34 (±5.58)	82.86 (±9.39)
<i>P. pinea</i> (b)	67.76 (±8.06)	77.76 (±10.85)

Le lettiere di *B. pubescens*, *P. tremula* (foglie verdi e brune) e *P. sylvestris* (foglie verdi), mostrano valori limite significativamente più alti (Tabella 2) quando incubate al M. Taburno. Al contrario *P. sylvestris* (foglie brune) e *P. pinea* raggiungono valori limite maggiori a Jädraås, anche se le differenze non sono significative (Tabella 2). Durante la prima fase di decomposizione (un periodo di 400 - 500 giorni di incubazione) si osserva (Figura 1) una rapida perdita di peso di tutte le lettiere, indipendentemente dal sito di incubazione, attribuibile sia alla degradazione microbica che ai processi di lisciviazione dei componenti solubili. In questo periodo, la decomposizione delle lettiere procede più velocemente al Monte Taburno, probabilmente a causa delle condizioni climatiche di questo sito, più favorevoli all'attività dei microrganismi.

Nel periodo successivo la decomposizione rallenta (Figura 1), verosimilmente per la scomparsa dei componenti più degradabili e per l'accumulo di quelli recalcitranti, come lignina e tannini, che inibiscono il processo degradativo. Inoltre, le aghifoglie si decompongono meno delle latifoglie (Figura 1), come era prevedibile in base alle maggiori concentrazioni iniziali di lignina (Tabella 1) e al minor contenuto in nutrienti (Tabella 1).

In entrambi i siti, inoltre, è stato riscontrato che le lettiere di foglie e aghi verdi raggiungono livelli più alti di decomposizione, rispetto a foglie e aghi bruni. Anche in questo caso la maggiore perdita di peso è probabilmente da collegare alle concentrazioni più elevate di nutrienti nelle foglie verdi (Tabella 1).

4.2 Dinamica della lignina

Le sette lettiere studiate differiscono per il loro contenuto iniziale di lignina (Tabella 1), che va da 179 mg/g in *B. pubescens* a 346 mg/g in *P.*

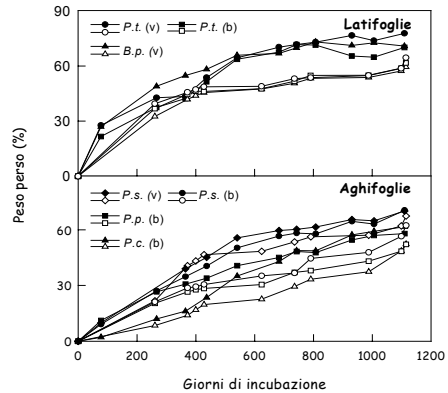


Figura 1: Perdita di peso registrata nelle due stazioni di Taburno (simboli pieni) e Jädraås (simboli vuoti) per le lettiere di: *Betula pubescens* Ehrh. (*B.p.*); *Populus tremula* L. (*P.t.*); *Pinus sylvestris* L. (*P.s.*); *Pinus pinea* L. (*P.p.*) e *Pinus contorta* L. (*P.c.*). Le lettere v e b stanno in tutti i casi per foglie verdi e brune rispettivamente.

contorta, e in particolare le aghifoglie sono più ricche di lignina delle latifoglie.

Nella figura 2 sono riportate le concentrazioni di lignina nella lettiera residua al 10 %, 20 % e 40 % di peso perso e al valore limite di decomposizione. Sono, inoltre, riportati anche i valori della concentrazione iniziale di lignina nelle lettiere. La concentrazione di lignina riferita al valore limite non è riportata per *P. contorta* perché questa lettiera non raggiunge l'asintoto durante il processo decompositivo.

Dai risultati ottenuti emerge che tutte le lettiere manifestano una tendenza all'incremento della concentrazione di lignina durante il processo di decomposizione (Figura 2). Con il procedere della decomposizione, le lettiere perdono i costituenti organici più degradabili; la lignina invece, essendo una sostanza particolarmente recalcitrante, verrà decomposta solo più tardi e lentamente; pertanto la sua concentrazione nella massa residua di lettiera va progressivamente aumentando. Inoltre dal confronto tra le stesse lettiere incubate nei due siti diversi, si evidenzia che l'accumulo di lignina è maggiore al Monte Taburno rispetto a Jädraås (Figura 2). Solo per *P. tremula* (foglie brune) al Monte Taburno si nota un decremento della concentrazione di lignina rispetto al valore iniziale nella lettiera residua al 10% e al 20% di peso perso, e per *P. tremula* (foglie verdi) incubata a Jädraås la riduzione della concentrazione di lignina si osserva nella lettiera residua al 10 %, 20 % e 40 % di peso perso (Figura 2). L'incremento della concentrazione della lignina non rispecchia necessariamente l'aumento della quantità di questo componente ma potrebbe dipendere semplicemente dalla

degradazione delle altre sostanze. La tendenza all'incremento della concentrazione di lignina nella lettiera residua è confermata anche al valore limite di decomposizione per tutte le lettiere in entrambi i siti, ad eccezione di *P. sylvestris* (foglie verdi) a Jädraås. In figura 3 è riportata la quantità di lignina ai diversi stadi di decomposizione, in mg per grammo di lettiera iniziale. Questa rappresentazione permette di evidenziare le variazioni della quantità di lignina nel tempo indipendentemente dalle variazioni relative agli altri componenti. Nella figura 3 sono, inoltre, riportate le curve ricavate dall'equazione polinomiale di terzo ordine che dà la migliore interpolazione dei dati sperimentali. Il grafico evidenzia che la dinamica della lignina è diversa a Jädraås e al Monte Taburno. Per tutte le lettiere incubate al Monte Taburno, ad eccezione di *P. tremula*, foglie brune, si osserva nella prima fase di decomposizione un incremento della quantità di lignina seguito da un decremento in corrispondenza del 15-30% di peso perso (Figura 3). Per la lettiera di *P. tremula*, foglie brune, incubata al Monte Taburno si osserva invece un decremento iniziale di lignina ed un successivo

corrispondenza del 50% di peso perso, mentre per *P. sylvestris*, foglie verdi, alla iniziale degradazione segue un successivo accumulo intorno al 15% di peso perso (Figura 3). Comunque la degradazione di lignina al Monte Taburno inizia sempre in una fase più avanzata di decomposizione rispetto Jädraås (Figura 3).

5. CONCLUSIONI

I risultati di questo lavoro mostrano che le sette lettiere presentano modelli diversi di degradazione della lignina. Le lettiere di *B. pubescens*, *P. sylvestris* (foglie brune), *P. pinea* e *P. contorta* mostrano in entrambi i siti di incubazione una fase di accumulo della lignina prima della fase degradativa. Nelle lettiere di *P. tremula* e *P. sylvestris*, foglie verdi, incubate a Jädraås, e nella lettiera di *P. tremula*, foglie brune, incubata al Monte Taburno, si osserva una iniziale fase degradativa della lignina seguita da una fase di accumulo. Nelle fasi più avanzate del processo decompositivo, la quantità di lignina nella lettiera residua allo stesso stadio di decomposizione è sempre più elevata nelle lettiere incubate al Monte Taburno.

Queste differenze tra siti possono essere dovute ad un effetto differenziale del clima sugli organismi decompositori. Flanagan e Veum [1974] in una serie di esperimenti di respirazione di funghi artici, hanno evidenziato che le attività ligninolitica e cellulolitica erano simili sia a bassa che a temperatura ambiente; invece la decomposizione dell'amido e della pectina era inibita a bassa temperatura. Berg et al. [1993] hanno trovato che la lettiera di pino silvestre incubata in differenti siti in Svezia presentava incrementi della concentrazione della lignina in funzione del peso perso più forti nei siti meridionali, dove i valori di evapotraspirazione erano più elevati. Secondo questi autori le differenze sono imputabili all'interazione di fattori che limitano l'attività dei decompositori oppure alla composizione della comunità microbica.

Essi hanno ipotizzato, inoltre, che le condizioni climatiche che favoriscono la decomposizione della cellulosa non influenzano allo stesso modo la decomposizione della lignina, cosicché l'elevata velocità di decomposizione della frazione costituita da cellulosa, farebbe aumentare più velocemente la concentrazione di lignina. Mc Tiernan et al. [2003] in uno studio sulla decomposizione della lettiera di *Pinus sylvestris* in 15 siti lungo un transetto climatico dalla foresta di Golia, in Calabria (39°24'N), alla foresta di Grunewald, in Germania (56°08'N), hanno osservato differenti dinamiche di accumulo e perdita delle diverse frazioni carboniose, dell'azoto e delle ceneri. In particolare la concentrazione di lignina nella lettiera residua al

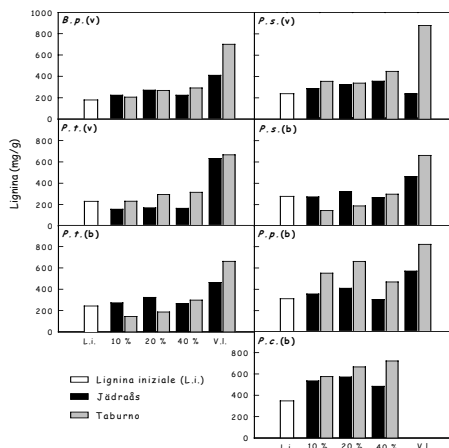


Figura 2: Concentrazione della lignina nella lettiera iniziale (L.i.) e nella lettiera residua al 10 %, al 20 %, al 40 % e al valore limite di decomposizione (V.l.) per le lettiere incubate nelle due stazioni di Taburno e Jädraås. v=foglie verdi e b=foglie brune.

accumulo (Figura 3). Anche le lettiere incubate a Jädraås, mostrano un iniziale incremento della lignina, seguito da degradazione, tranne *P. tremula*, foglie verdi, e *P. sylvestris*, foglie verdi (Figura 3). In particolare nella lettiera di *P. tremula*, foglie verdi, la lignina viene degradata fin dalle prime fasi del processo decompositivo e fa registrare un sensibile accumulo solo in

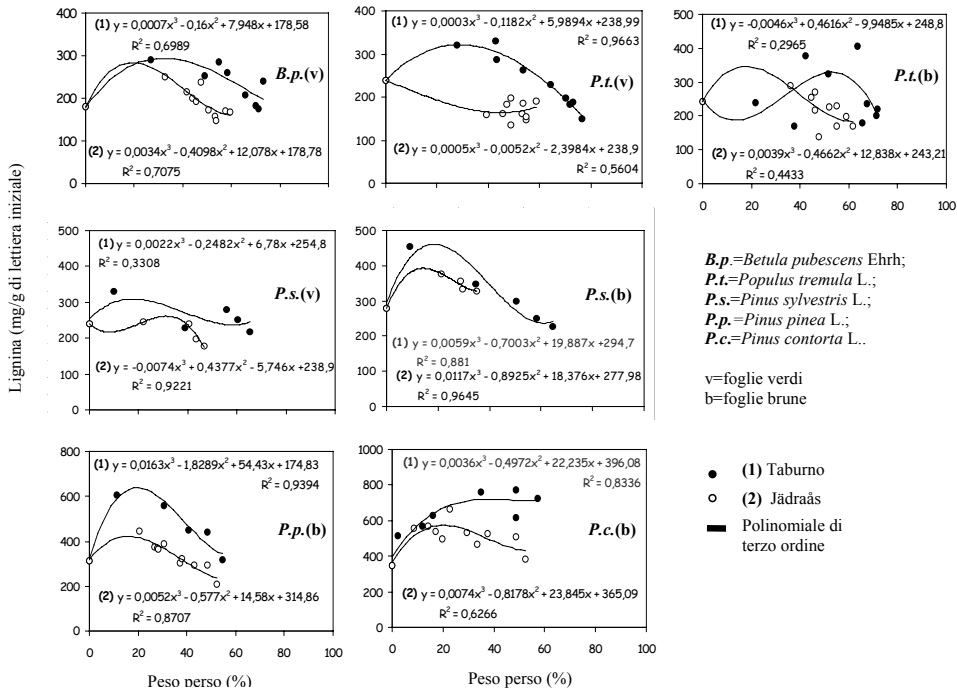


Figura 3: Quantità di lignina mg/g di lettiera iniziale a vari stadi di decomposizione.

50 % di peso perso variava da 260 a 430 mg/g ed era positivamente correlata all'umidità. Inoltre la degradazione della lignina era correlata negativamente all'evapotraspirazione reale e questo portava alla conclusione che la decomposizione dello stesso tipo di lettiera in diverse condizioni climatiche determina la formazione di materia organica più recalcitrante in siti più caldi e più umidi che in quelli freddi e secchi. I risultati di questo studio confermano per sette diversi tipi di lettiera che in condizioni di clima più caldo ed umido durante la decomposizione si accumula materia organica più ricca di lignina e quindi più recalcitrante. Pertanto si può affermare che, a parità di qualità della lettiera, il clima può esercitare un importante controllo nell'accumulo di carbonio nel suolo. Accanto all'influenza del clima va anche considerata l'interazione delle condizioni edafiche. La più lenta degradazione della lignina a M. Taburno rispetto a Jädraås può essere spiegata da diversi livelli di azoto nei due suoli. Se la concentrazione dell'azoto viene riferita alla sostanza organica, che è la frazione biologicamente attiva del terreno, i valori in tabella 1 relativi alla concentrazione dell'azoto risultano rispettivamente 38,2 mg/g per Monte Taburno contro 12,8 mg/g a Jädraås. Un supporto a questa ipotesi può essere fornita dai dati di

Eriksson et al. [1990] che hanno confrontato l'influenza dell'azoto sulla repressione dei sistemi enzimatici ligninolitici di funghi isolati da terreni poveri e ricchi di azoto.

6. BIBLIOGRAFIA

- Berg, B., & H., Staff, Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. Influence of chemical composition. In: Structure and function of northern coniferous forest. An ecosystem study (T. Persson ed.) Ecological Bull., Stockholm, 32, 373-390, 1980.
- Berg, B., & H., Staff, Leaching, accumulation and release of nitrogen from decomposing forest litter. In: Terrestrial Nitrogen Cycles. Processes, Ecosystem Strategies and management Impact. Ecological Bull., Stockholm, 33: 163-178, 1981.
- Berg, B., G. Ekbohm, B. Söderström, H. Staff, Reduction of decomposition rates of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. Water, Air, Soil, Pollut 59, 165-177, 1991.
- Berg, B., C. McClaugherty, M. Johansson, Litter mass-loss rates in late stages of decomposition at some climatically and nutritionally. Long-term decomposition in

- Scots pine forest. VIII. Canadian Journal of Botany 71, 680-692, 1993.
- Berg, B., J. Cortina, Nutrient dynamics in some decomposing leaf and needle litter types in a *Pinus sylvestris* forest. Scand. J. For. Res., 10: 1-11, 1995.
- Berg, B., C. McClougherty, A. Virzo De Santo, M.B. Johansson, G. Ekbohm, Decomposition of litter and soil organic matter-can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup? Scan. J. For. Res., 10: 108-119, 1995.
- Bringmark, E., L. Bringmark, Large-scale pattern of mor layer degradability in Sweden measured as standardized respiration. In: Allard, B., Borén, H., Grimval, A. (Eds.) Humic Substances in Aquatic and Terrestrial Environment, Springer-Verlag, Berlin, pp.255-259, 1991.
- Eriksson, K.E., R.A. Blanchette, P. Ander, Microbial and enzymatic degradation of wood and wood components. Springer Series in wood science, Springer Verlag, Berlin, 1990.
- Fioretto, A., A. Musacchio, A. Andolfi, A. Virzo De Santo, Decomposition dynamic of litters of various pine specie in a Corsican pine forest. Soil Biology & Biochemistry 30, 721-727, 1998.
- Fioretto, A., S. Papa, G. Sorrentino, A. Fuggi, Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. Soil Biology & Biochemistry 33, 311-321, 2001.
- Flanagan, P.W., A.K. Veum, Relationship between respiration, weight loss, temperature and moisture in organic residues. In Holding, A.J., Heal, O. W., Mac Lean, S.F. Flanagan P.W. (Eds), Soil organism and decomposition in tundra, Tundra Biome Steering Committee, pp. 249-277, 1974.
- Goering, H.K., P.J. Van Soest, Forage Fiber Analysis. Agricultural Handbook, n° 379, 1970.
- McTiernan, K. B, M.M. Coûteaux., B. Berg, M.P Berg, R. Calvo de Anta, A. Gallardo, W. Kratz, P. Piussi, J. Remacle, A. Virzo De Santo, Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. Soil Biology & Biochemistry 35, 801-812, 2003.
- Melillo, J.M., J.D. Aber, and J.F. Muratore, Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63, 621-626, 1982.
- Meentmeyer, V., Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. Ecology 59: 465-472, 1978.
- Kirk, T.K, and J.R. Obst, Lignin determination. Method in enzymology 161, 87- 101, 1998.
- Kurz-Besson, C., Décomposition de litières de pin (*P. sylvestris*, *P. halepensis*, et *P. Pinaster*) dans un transect climatique européen: role de la qualité des litières et du climat. Phd Thesis, University of Paris XI, Orsay, France, 280 pp., 2000.
- Rutigliano, F., A. Alfani, L. Bellini, A. Virzo De Santo, Nutrient dynamics in decaying leaves of *Fagus sylvatica* L. and needles of *Abies alba*. Mill. Biol. Fertil. Soils 27, 119-126, 1998.
- Swift, M.J., O.W. Heal, J.M. Anderson, Decomposition in terrestrial ecosystem. Studies in Ecology, vol.5. Blackwell Scientific, Oxford, UK (365 pp), 1979.
- USDA-Natural Resources Conservation Service, Keys to soil taxonomy Jädraås my. Eighth edition, Washington D.C., 1998.