

BIOMONITORAGGIO DI MERCURIO AERODISPERSO TRAMITE LICHENI COME BIOACCUMULATORI NELLA LAGUNA DI MARANO E GRADO E BASSO BACINO SCOLANTE



Alessandro Acquavita, Roberto Grahonja, Giorgio Mattassi,
Mariangela Pasquon, Nicola Skert*



*Nicola Skert, ARPA FVG – Dipartimento Territoriale Provinciale di Udine, via Cairoli 42, tel 0432/493753, nicola.skert@arpa.fvg.it

Introduzione e scopo del lavoro

La Laguna di Marano e Grado (Nord Adriatico), è uno degli ambienti di transizione maggiormente contaminati dal mercurio (Hg; Fig. 1), metallo pesante a cui è legata la spiccata neuro-tossicità della sua forma organica, il metilmercurio (MeHg), e il bioaccumulo e la biomagnificazione lungo l'intera catena trofica fino all'uomo (Fitzgerald & Clarkson, 1991; Clarkson, 1999).

La fonte di Hg in Laguna è duplice: in primis vi sono gli apporti di materiale particellato veicolati dal Fiume Isonzo e arricchiti in detrito cinabrifero (Hg-S) a causa dell'attività mineraria protrattasi per circa 500 anni a Idrija (Slovenia, chiusura attività 1996). In aggiunta, tra il 1949 e il 1984, si è sommato un ulteriore apporto dovuto allo scarico incontrollato di reflui contenenti Hg, utilizzato come catalizzatore nell'impianto cloro-soda sito nella zona industriale di Torviscosa (Daris et al., 1993; Covelli et al., 2012).

Per tali motivi, pur essendo un sito di elevato pregio naturalistico (zone SIC e ZPS), la Laguna comprende un'ampia area, sia a mare che a terra, vincolata dal perimetro del SIN (Sito Inquinato di Interesse Nazionale - Laguna di Marano e di Grado), individuato con D.M. 468/01 e perimetrato con D.M. 24 febbraio 2003.

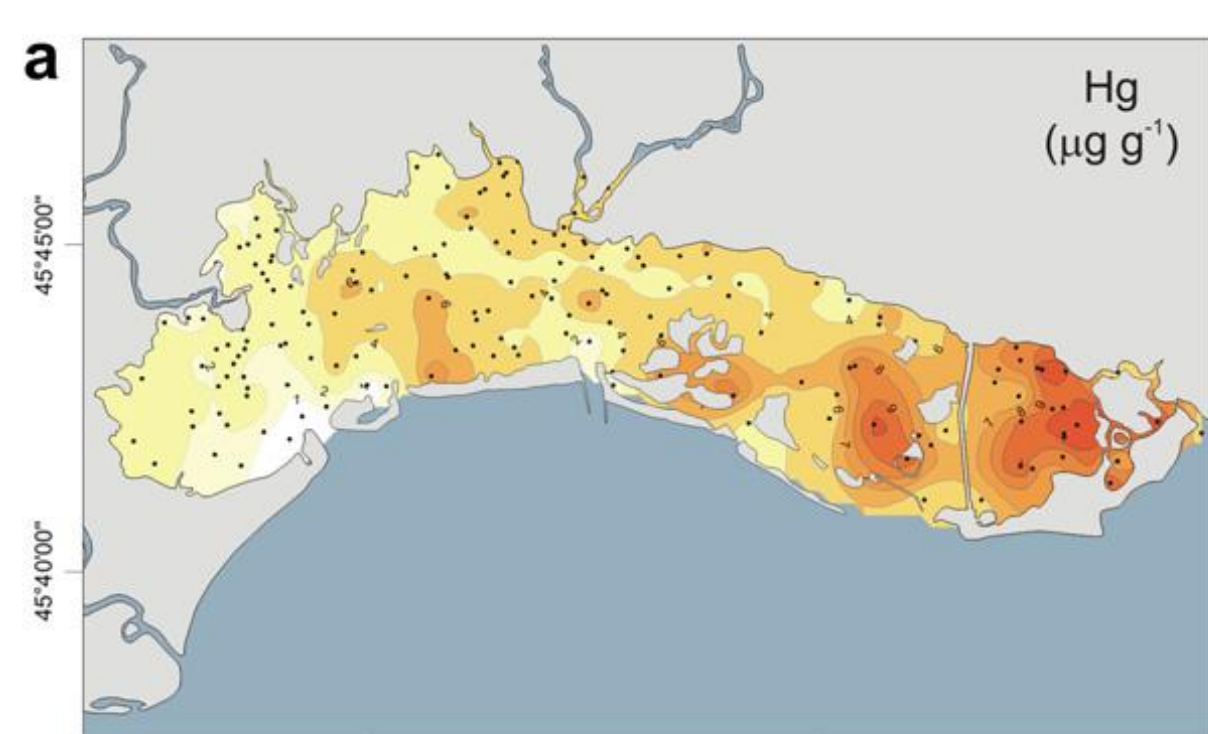


Fig. 1 – Estensione della contaminazione da Hg nella Laguna di Marano e Grado (Acquavita et al., 2012).



Fig. 2 – Xanthoria parietina, specie estremamente resistente alla contaminazione da metalli pesanti.

Accertate l'estensione e il grado di contaminazione nei sedimenti e nella colonna d'acqua della Laguna, un monitoraggio che consideri il Hg gassoso non è stato ancora oggetto di studio.

In questo lavoro è stata condotta una valutazione preliminare del bioaccumulo del Hg utilizzando i talli lichenici di un organismo bioindicatore (*Xanthoria parietina*, Fig. 2). In seguito tali valori sono stati confrontati e messi in relazione alle misurazioni puntuali del Hg gassoso effettuate nei medesimi siti e ai dati pregressi relativi alla mobilità delle specie mercurifere dai suoli circostanti.

Area di studio e attività sperimentale

L'area di studio ricade interamente nel perimetro lagunare e nella bassa porzione del suo bacino scolante (22 comuni in totale). Il campionamento, di tipo preferenziale ha interessato 13 siti (Fig. 3). In dettaglio, 9 erano relativi al perimetro lagunare, situati a ridosso di spiagge e barene, 3 rappresentano una sorta di "cinturazione interna" nel bacino scolante, comprendente l'ex impianto cloro-soda, i rimanenti 2 sono situati presso la foce del Fiume Isonzo e sulla spiaggia di Grado.

Come bioaccumulatore è stato scelto *Xanthoria parietina*, lichene ampiamente utilizzato in analoghi studi. Il campionamento è stato eseguito seguendo le linee guida di Nimis & Bargagli (1999). La determinazione analitica del Hg totale nei talli è stata eseguita utilizzando un analizzatore automatico di mercurio (DMA-80, Milestone) seguendo un metodo interno (POS ARPA) e reattivi come da § 7.0 US-EPA method 7473.

Per l'analisi del Hg atmosferico è stato utilizzato un analizzatore portatile (LUMEX RA-915+) il quale analizza la concentrazione, in un intervallo di tempo fissato a scelta dall'operatore con un limite di rilevabilità pari a 1.0 ng m⁻³.

Risultati e discussione

I risultati evidenziano una situazione omogenea con la quasi totalità dei valori compresi tra i 0,05 e i 0,15 mg Kg⁻¹ (media 0,14 ± 0,12), tipici di ambienti incontaminati ad elevata naturalità (Fig. 3). Tuttavia, sono stati osservati un gradiente di concentrazione positivo ovest-est (direzione di Grado) e due importanti hot-spots nei pressi di Torviscosa (11), sito adiacente all'impianto cloro-soda, e presso la spiaggia di Grado (1) con 0,40 e 0,39 mg Kg⁻¹, rispettivamente. In entrambi i casi tali valori in talli di *Xanthoria parietina* risultano tra i più elevati rispetto a quelli già riportati per analoghi studi svolti nella Regione Friuli Venezia Giulia (Nimis et al., 1999, Tretiac & Pittao, 2008).

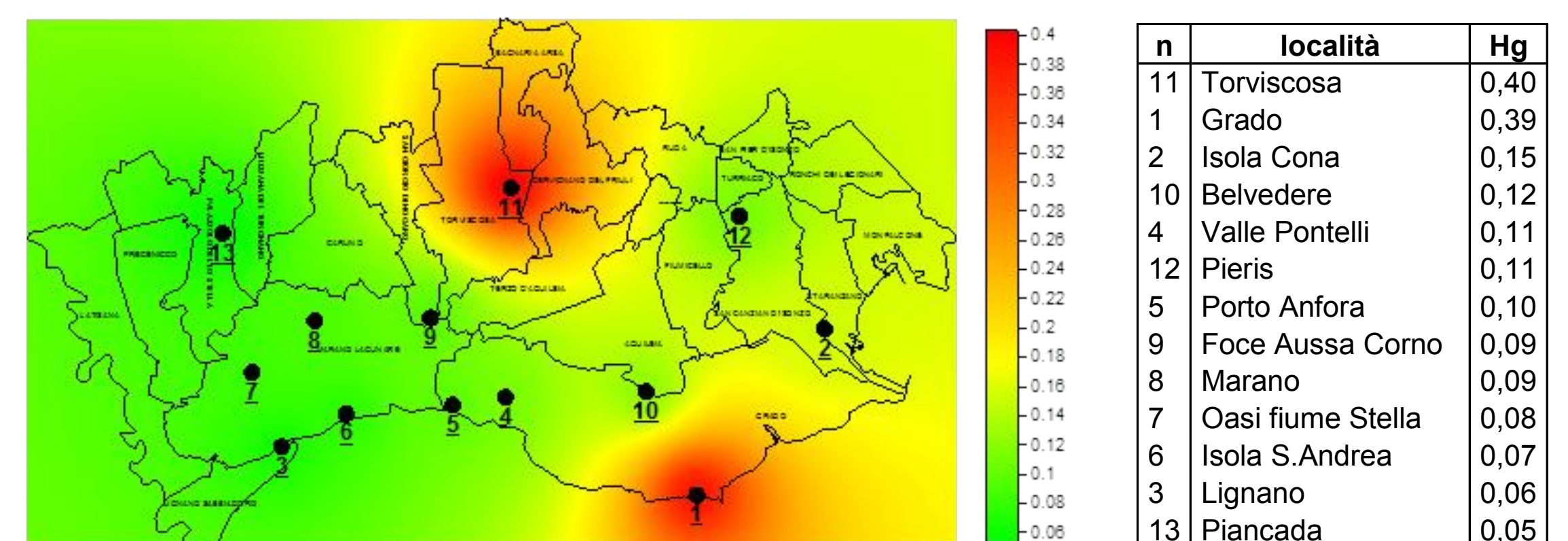


Fig. 3 – Localizzazione dei siti di campionamento relativi al prelievo dei talli lichenici e interpolazione dei valori di concentrazione ottenuti (vedi tabella a fianco).

L'analisi della concentrazione del Hg gassoso è stata effettuata considerando un dataset pari a n = 731. La media ottenuta è stata di 4.00 ± 0.11 ng m⁻³ (mediana 3.10 ng m⁻³). L'istogramma della distribuzione e la correlazione, non significativa, con le concentrazioni relative ai talli lichenici sono riportati in fig. 4. I valori ottenuti rappresentano un valore di fondo della concentrazione di Hg gassoso, che risulta paragonabile al fondo naturale riportato per altre aree del Mediterraneo (2-5 ng m⁻³).

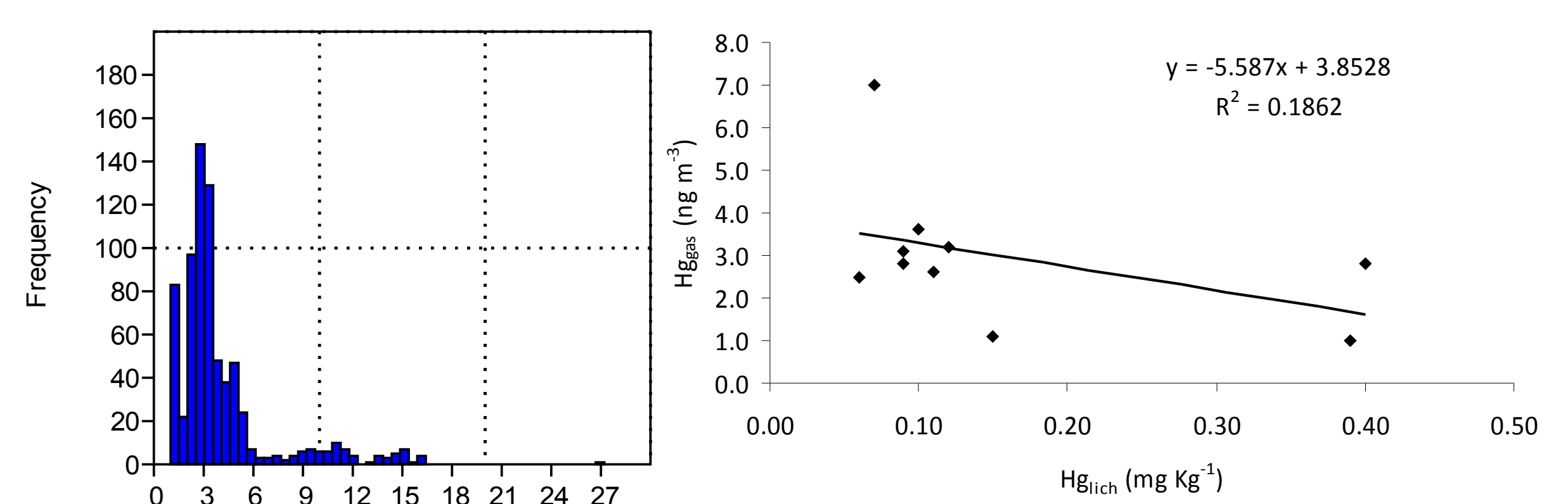


Fig. 4 – Distribuzione della concentrazione del Hg gassoso e correlazione con i dati rilevati a livello dei talli lichenici.

Conclusioni

I siti oggetti di studio sono caratterizzati da suoli fortemente contaminati. Si può quindi ipotizzare che a seguito di eventi atmosferici, il materiale particellato aderisca ai talli lichenici e venga parzialmente desorbito dalla matrice. Tale fenomeno è evidente solo in 2 siti, laddove l'apporto nel resto dell'area risulta trascurabile. I fenomeni di rivoltigliamento di Hg dai suoli sembrano essere di minore importanza, come osservato dall'assenza di correlazione tra il Hg nei talli e quello gassoso, essendo il Hg speciato prevalentemente come detrito cinabrifero (Hg-S) non facilmente rimobilizzabile. Tuttavia, a causa delle alte temperature estive raggiunte dalla sabbia (fino a 70°C), il desorbimento accoppiato al Hg gassoso che origina all'interfaccia acqua-aria e viene trasportato dai venti prevalenti verso riva potrebbe contribuire all'assorbimento del metallo da parte degli organismi nei periodi estivi.

Ulteriori studi verranno condotti al fine di determinare le cause e le dinamiche di bioaccumulo del Hg in organismi bioindicatori.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Acquavita A, Covelli S, Emili A, Berto D, Fagnani J, Giani M, Horvat M, Koron N, Rampazzo F (2012) Mercury in the sediments of the Marano and Grado Lagoon (Northern Adriatic Sea): sources, distribution and speciation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, in press.
- Clarkson TW (1999) Human toxicology of mercury. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, 11, 303-317.
- Covelli S, Langone L, Acquavita A, Piani R, Emili A (2012). Historical flux of mercury associated with mining and industrial sources in the Marano & Grado Lagoon (northern Adriatic sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, in press.
- Daris F, Piani C, Mattassi G, Brisotto R, (1993) Distribuzione del mercurio in sedimenti e prodotti ittici delle Lagune di Grado e Marano. In: *Atti del convegno "Il mercurio nelle Lagune di Grado e Marano - Aspetti igienico sanitari. Villa Manin di Passariano (UD) - 4 dicembre 1993: 24-45.*
- Fitzgerald WF, Clarkson TW (1991) Mercury and monomethylmercury - present and future concerns. *Environmental Health Perspect*, 96, 159-166.
- Nimis PL, Bargagli R (1999) Linee guida per l'utilizzo di licheni epifiti come bioaccumulatori di metalli in traccia. In: *Atti Workshop "Biomonitoraggio della Qualità dell'Aria sul Territorio Nazionale". ANPA, Ser. Atti, 2. Biomonitoraggio della Qualità dell'Aria sul Territorio Nazionale. Roma. November 26-27, 1998. Roma. ANPA. pp.279-289.*
- Nimis PL, Skert N, Castello M (1999) Biomonitoraggio di metalli in traccia tramite licheni in aree a rischio del Friuli-Venezia Giulia. *Studia Geobot.* 18:3-49
- Tretiac M, Pittao E (2008) Biomonitoraggio di metalli mediante licheni in cinque aree campione della Provincia di Pordenone: stato attuale e confronto con i dati del 1999. *Pordenone. Provincia di Pordenone, pp.3-77.*