

**PROF. GIOVANNI MARANO - DOCENTE DI BIOLOGIA MARINA UNIVERSITA' DI BARI**  
Abit. V. Di Vagno 19, 70126 Bari. C. F. MRNGNN38H21A285Y. P. IVA: 03777580725

**IL TERMINALE GNL DI BRINDISI: VALUTAZIONE DEGLI  
EFFETTI DELLO SCARICO DI ACQUA FREDDA E CLORATA  
SULL'ECOSISTEMA MARINO-COSTIERO**



L'allocazione scelta per l'impianto di rigassificazione a Brindisi è posizionata nel Porto esterno, nelle vicinanze dell'ampia imboccatura del bacino come illustrato dalla figura seguente.



Allocazione del Rigassificatore (tratto in neretto) nel Porto esterno di Brindisi.

Il Porto di Brindisi è un ampio bacino suddiviso in tre aree, il Porto Interno (bacino naturale in comunicazione mediante il canale Pigonati), il Porto Medio, e il Porto Esterno.

Il bacino portuale di Brindisi risulta globalmente piuttosto degradato, come ampiamente descritto nella relazione generale di caratterizzazione, e non ospita comunità bentoniche o pelagiche di pregio naturalistico o ambientale. La complessiva area portuale mostra comunque un gradiente di inquinamento decrescente dalla

parte interna (molto più compromessa) verso quella esterna, caratterizzata da un maggiore ricambio idrico e per questo meno degradata.

Proprio in relazione al maggiore ricambio idrico, dovuto anche ai fondali relativamente profondi (sino a circa – 20m), il Porto esterno, seppure da considerare zona portuale con tutte le conseguenze ambientali, presenta degli elementi di naturalità talvolta sovrapponibili a quelli delle aree costiere confinanti, non intaccate dall'elevata pressione antropica ed industriale; inoltre, nel settore più a Nord del Porto esterno, a ridosso del braccio di punta Riso, è ospitato un moderno impianto flottante di mitilicoltura.

Tuttavia non vi è dubbio che il Porto esterno di Brindisi corrisponda anche esso ad un'area fortemente antropizzata ed industrializzata, in cui si sversano le acque del fiume Grande, che raccoglie anche i reflui del depuratore cittadino e delle città limitrofe. Oltre al fiume Grande, nell'area del Porto esterno si sversano le acque industriali della Polimeri Europa, Enichem, Chemgas, e Basel.

Sempre nel Porto Esterno, è anche ubicata la Centrale Termoelettrica EDIPOWER ed il relativo scarico delle acque di raffreddamento. Il refluo termico prodotto dalla Centrale è caratterizzato da acqua di mare che allo sbocco presenta una differenza termica ( $\Delta T$ ) compresa tra 3 e 10 °C rispetto al valore naturale di riferimento (Calabrese e Barnaba, 2005).

Il punto di scarico delle acque del rigassificatore è abbastanza prossimo a quello della Centrale EDIPOWER ed interessa sempre il lato Est del Porto Esterno, nella parte più esterna del bacino.

Lo sversamento delle acque raffreddate del rigassificatore, rilasciate allo sbocco con un valore di  $\Delta T$  pari a  $-6\text{ }^{\circ}\text{C}$  rispetto alla temperatura di riferimento delle acque marine superficiali, avverrà in una zona molto vicina all'imboccatura portuale e quindi influenzata dalle correnti di ingresso ed uscita delle masse d'acqua dal Porto.

L'opera di presa dell'acqua di mare, necessaria per la funzionalità del rigassificatore, sarà posta in corrispondenza dell'angolo Nord-Est della colmata Capo Bianco, mentre lo sversamento dell'acqua raffreddata avverrà mediante un canale in cemento a pelo libero in prossimità dell'angolo opposto Nord-Ovest della stessa colmata.

Le acque reflue dal rigassificatore saranno, come detto, più fredde di quelle del mare nella zona di scarico ed anche leggermente più salate in relazione alla clorazione; per questo, sulla base delle loro caratteristiche fisiche, tenderanno naturalmente a stratificare verso il fondo del bacino in funzione della loro maggiore densità.

Ovviamente, la distribuzione di tali acque fredde e clorate nel bacino portuale di Brindisi ed i loro effetti sull'habitat marino devono anche essere messi in relazione ai movimenti generali delle masse d'acqua, che nel Porto Esterno sono abbastanza consistenti in quanto il bacino, per la sua conformazione e posizione, è parzialmente esposto alle onde, alle correnti e ai

flussi di marea provenienti dall'area costiera attraverso l'imboccatura portuale. Bisogna comunque rimarcare che la penetrazione del moto ondoso è stata limitata dal collegamento realizzato negli ultimi anni tra le isole Pedagne, che ha ridotto lo scambio delle masse d'acqua con l'esterno; pur tuttavia, attraverso l'ampio varco portuale rimasto sono ancora sensibili gli eventi ondosi provenienti dal settore di traversia  $50^{\circ}$ - $110^{\circ}$  N, i quali facilitano il ricambio idrico.

Per quanto riguarda le correnti, queste nel bacino portuale sono condizionate in maniera sensibile dai flussi mareali, a loro volta indirizzati dalla morfologia del bacino. In particolare, le acque in ingresso al Porto Esterno tendono a spostarsi in senso orario a seguito dei movimenti di alta marea, mentre in bassa marea le acque tendono a fuoriuscire dal Porto Esterno spostandosi verso N-NE (Bottinelli *et al.*, 1989). Le stesse correnti sono comunque condizionate anche dal vento e dalle differenze di densità dell'acqua (temperatura e salinità), presentando valori medi di 0.1-0.2 m/s con punte massime di 0.3-0.4 m/s in prossimità dell'opera di presa dell'impianto EDIPOWER. Tali correnti, seppure ininfluenti ai fini della navigabilità, creano flussi di massa d'acqua tra l'area costiera ed il Porto esterno, facilitando il ricambio totale del bacino e nello stesso tempo rendendo comparabili i valori dei parametri talassografici tra la zona più esterna del bacino portuale e quella dell'area costiera limitrofa.

Come detto, le maree facilitano il ricambio del bacino pur essendo le oscillazioni di modesta natura. Per Brindisi le oscillazioni medie

di marea risultano contenute, nell'ordine di circa 20cm. Nell'ambito della modellizzazione dei flussi, i contributi meteorologici sulle oscillazioni sono stimati in +37cm in corrispondenza dell'alta marea e -33 cm per la bassa marea (Franco, 1993).

Anche sulla base di tali informazioni riguardanti la circolazione generale nel porto di Brindisi, per disporre di un quadro preciso circa l'impatto legato alle basse temperature ed alla clorazione delle acque reflue sarebbe comunque necessario disporre di un modello che evidenzi la diffusione del plume delle acque reflue del rigassificatore nell'intero bacino portuale, ed eventualmente verso l'imboccatura; questo al fine ultimo di valutare in maniera puntuale l'area effettivamente interessata dai reflui ed i rispettivi volumi, nonché la diversa diluizione in funzione della distanza dall'area di sversamento.

Ciononostante, per quanto attiene la temperatura è possibile ipotizzare che gli effetti sulle caratteristiche dell'habitat saranno limitati e probabilmente trascurabili, come per altro oggi si verifica per i reflui della centrale EDIPOWER caratterizzati da acqua riscaldata. In questo caso infatti, pur trattandosi di volumi molto superiori (ben 38000 m<sup>3</sup>/h di acque riscaldate rispetto ai preventivati 25000 m<sup>3</sup>/h per le acque fredde del rigassificatore) non si è evidenziato nell'arco temporale di 20 anni alcun inconveniente o alterazione irreversibile legato allo sversamento di acque calde, questo anche perché gran parte degli organismi

presenti nel bacino portuale presentano un'ampia valenza ecologica e comunque rientrano tra le specie delle tipiche comunità euriterme ed eurialine dei porti del Mediterraneo (Peres e Picard, 1964).

Inoltre, una volta attivato lo scarico del rigassificatore, le limitate variazioni termiche dei due distinti reflui saranno di segno opposto, e probabilmente si compenseranno almeno parzialmente, con un effetto poco rilevante sulla fauna e flora portuale.

Riguardo l'eventuale ampiezza dell'area di interesse, è utile riportare che i dati riferiti all'incremento termico dei reflui caldi della centrale EDIPOWER evidenziano che già a 1000 metri dal punto di sversamento la differenza termica risulta dell'ordine tra 0.1 e 1.6 °C rispetto alle temperature di aree portuali non influenzate dagli scarichi (Calabrese e Barnaba, 2005). Sulla scorta di tali informazioni si può ipotizzare che anche per i volumi di acque raffreddate dall'impianto di rigassificazione si possa considerare la stessa dinamica, con una decisa attenuazione del  $\Delta T$  a poca distanza dal punto di sversamento delle acque fredde, ciò anche in relazione al fatto che la zona di impatto è caratterizzata da un discreto ricambio idrico.

Data l'ipotizzata limitata influenza spaziale del refluo freddo, anche le comunità pelagiche e bentoniche presenti nelle aree costiere esterne al bacino portuale andranno incontro ad impatti molto contenuti, per cui sono prevedibili alterazioni o turbative nel

complesso abbastanza trascurabili in relazione allo sversamento di acque fredde provenienti dal rigassificatore.

Resta comunque inteso che, in mancanza di dati sperimentali, solo l'applicazione di un modello matematico di diffusione potrà fornire dati esaustivi sull'impatto spaziale ed in colonna d'acqua del relativo refluo "freddo".

Per quanto attiene la necessità dell'utilizzo di cloro in funzione *antifouling* per proteggere gli scambiatori di calore ed evitare le incrostazioni di organismi del benthos fisso sulle strutture di presa ed aspirazione dell'acqua, le problematiche connesse all'impatto ambientale sono molto più complesse (Jenner *et al.*, 1997; Nebot *et al.*, 2006).

In primo luogo è necessario specificare che è variabile sia l'effetto *antifouling* che l'impatto sull'ambiente, a seconda delle molecole contenenti cloro utilizzate per il processo; solitamente viene adoperato il cloro sotto forma di Ipoclorito di Sodio (NaClO) o di Biossido di Cloro (ClO<sub>2</sub>), ma nel primo caso è possibile la formazione in acqua di sottoprodotti organo-alogenati nocivi quali i trialometani o gli acidi di- e tricloroacetici (Geraci *et al.*, 1993).

Quindi, in questi casi è necessario valutare l'impatto dell'acqua clorata sia in termini di effetti diretti sui tassi di mortalità e/o crescita degli organismi marini sia in termini di formazione di alogeno-derivati in ragione della quantità e qualità di cloro presente (Geraci *et al.*, 1993; Rajagopal *et al.*, 1997; 2003; Nebot *et al.* 2006; Taylor, 2006).



In letteratura è riportato che dosaggi anche molto bassi di cloro possono determinare impatti molto dannosi sugli organismi marini, sia con effetti letali, sia con effetti cronici e subletali (Masilamoni *et al.*, 2002).

Gli alogeno-derivati sono tossici, mutageni, poco biodegradabili e possono interferire in molti processi metabolici e fisiologici, specificatamente per gli organismi bioindicatori come gli invertebrati sestonofagi. Anche per questo nella Laguna di Venezia, a partire dal 2000, è stata proibita la clorazione come attività *antifouling* (Piano Direttore Regione Veneto, 2000).

È anche necessario valutare gli effetti della clorazione a livello di ecosistema, sulla eventuale diminuzione della biomassa e di interferenza con la biodiversità, anche sulla base della cloro-richiessa necessaria alla effettiva funzione *antifouling*.

Alcuni lavori scientifici dimostrano effetti letali, sub letali o embriotossici su invertebrati e vertebrati marini sottoposti all'azione di reflui termici e clorati con concentrazioni pari o superiori a 0.2 mg/l (Taylor, 2006; vedi tabella successiva).

Mortality of individuals exposed to conditions and retention times typical of cooling water entrainment within Entrainment Mimic Unit (EMU): 11 °C  $\Delta T$ ; 0.2 mg/l TRO; pressure to specific profile over range -0.2 to 2.4 At.; duration 10 min

	Data source	TRO + P	$\Delta T + P$	TRO + $\Delta T + P$
<i>Mytilus edulis</i> L. larvae (spat)	Trial	0 <sup>n.s.</sup>	28.8 ± 16.9	46.7 ± 29.0
	Interpolated	<10	~10	~36
<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg) larvae (trochophores)	Trial	100	28.77 ± 11.9	94.9 ± 7.25
<i>Acartia tonsa</i> Dana adults	Trial	8.72 ± 3.69	7.35 ± 3.08	19.12 ± 9.97
	Interpolated	~13	<10	~18
<i>Crangon crangon</i> L. larvae <sup>a</sup>	Trial	0 <sup>n.s.</sup>	5.59 ± 8.36 <sup>n.s.</sup>	24.5 ± 2.03
	Interpolated	~30	~20	~35
<i>Homarus gammarus</i> (L.) larvae <sup>a</sup>	Trial	2.70 ± 3.86 <sup>b n.s.</sup>	13.4 ± 9.69 <sup>b n.s.</sup>	13.25 ± 2.15 <sup>b n.s.</sup>
	Interpolated	<10	<10	<10
<i>Dicentrarchus labrax</i> (L.) larvae <sup>a</sup>	Trial	49.8 ± 16.3	32.89	28.25 ± 10.85
	Interpolated	~25	<10	~30
<i>Solea solea</i> L. larvae <sup>a</sup>	Trial	21.48 ± 14.53	12.87 ± 1.61	91.66 ± 2.95
	Interpolated	~27	~10	~35
<i>Scophthalmus maximus</i> L. larvae <sup>a</sup>	Trial	70 <sup>b c</sup>	73.2 <sup>b c</sup>	72.6 <sup>b c</sup>

The trial data presented are the mean % mortality of individuals ( $\pm$ SD) in excess of control values at the test conditions most closely matching these typical entrainment conditions but in most instances varying across a wider range. To compensate for this bias interpolated % mortality values for the entrainment conditions stated are also presented, derived from bivariate spline analysis of all TRO,  $\Delta T$ , and TRO +  $\Delta T$  trial data.

n.s. Trial data not significantly greater than controls (*t*-test,  $P < 0.05$ ).

<sup>a</sup> These results incorporated in the Sizewell fisheries assessment of Turnpenny and Taylor, 2000.

<sup>b</sup> Predominantly attributed to mechanical stressors (impact, abrasion and shear) rather than TRO,  $\Delta T$  or pressure.

<sup>c</sup> Data are % damaged, non-viable larvae rather than % mortality.

Prove di laboratorio, effettuate utilizzando Biossido di Cloro, hanno evidenziato embriotossicità nel riccio di mare *Sphaerechinus granularis* a concentrazioni superiori a 0.74 ppm, mentre una significativa riduzione della crescita delle colonie di *Laomedea flexuosa* (Idrozoo coloniale) può verificarsi a concentrazioni comprese tra 0.1 e 0.2 ppm (Geraci *et al.*, 1993).

Inoltre, anche considerando la presenza di un impianto di mitilicoltura nel Porto esterno di Brindisi, a ridosso della diga di Punta Riso, sembra utile riportare alcune informazioni sugli effetti del cloro e dei suoi residui sulle popolazioni di mitili ed affini di differenti specie. In particolare, nel lavoro di Rajagopal *et al.* (1997) è possibile riscontrare mortalità elevate nei mitili e specie affini per concentrazioni di cloro superiori ai 0.2 mg/l (vedi tabella successiva). Sempre dalla stessa letteratura si possono evincere,

oltre ai tassi di mortalità, anche gli effetti della clorazione sulla funzionalità degli organi ed in generale sul metabolismo delle specie di molluschi in questione (Rajagopal *et al.*, 1997; 2003).

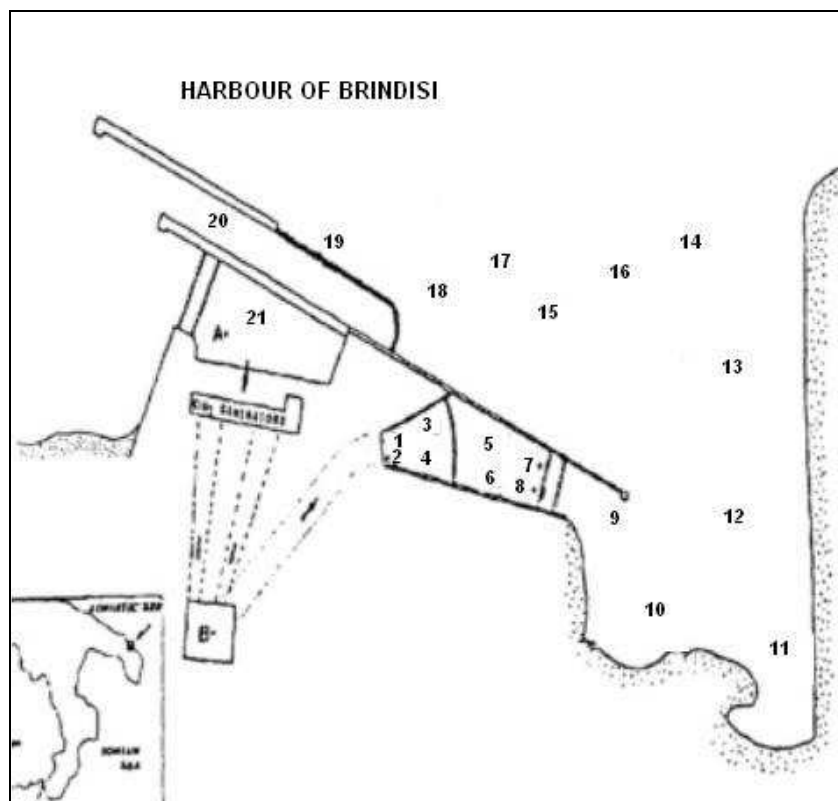
Table 2  
 A summary of selected data for chlorination of various mussel species in relation to power plant bio-fouling control

Species	TRC <sup>a</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	Temperature (°C)	Duration (days)	Mortality (%)	Comments	Reference
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas)	0.25	12–15	21	90	Flow-through	Jenner and Jansen-Mommen, 1993
	0.50	12–15	19	93		
	1.00	12–15	17	93		
	0.50	18–21	9	100	Flow-through	DeGirolamo <i>et al.</i> , 1991
	0.50	17–27	9	100	Static	Klerks and Fraleigh, 1991
	1.00	20–22	20	80	Static	Martin <i>et al.</i> , 1993a
	2.50	20–22	13	100		
<i>Mytilopsis leucophaeta</i> (Conrad)	5.00	20–22	7	100		
	1.00	20	36	100	Flow-through	Rajagopal <i>et al.</i> , 1994
	2.50	20	23	100		
	5.00	20	15	100		
<i>Mytilus edulis</i> L.	10.00	20	7	100		
	1.00	—	39	100	Flow-through	James, 1967
	10.00	—	7	100		
	0.20	10	20	80	Flow-through	Jensen, 1982
	7.04	10	14	100		
<i>Perna viridis</i> (L.)	4.43	16.6	20	100	Flow-through	Lewis, 1985
	1.00	29–30	34	100	Flow-through	Rajagopal <i>et al.</i> , 1995
	5.00	29–30	5	100		
<i>Perna indica</i> Kuria-kose & Nair	1.00	29–30	14	100	Flow-through	Rajagopal, 1991 <sup>b</sup>
<i>Modiolus modiolus</i> sensu auct.	1.00	29–30	11	100	Flow-through	Rajagopal, 1991 <sup>b</sup>
<i>Brachidontes striatulus</i> (Hanley) <sup>c</sup>	1.00	29–30	24	100	Flow-through	Present study
	2.00	29–30	15	100		
	3.00	29–30	10	100		

<sup>a</sup>Total residual chlorine; <sup>b</sup>Unpublished data; <sup>c</sup>25 mm size group mussels

In riferimento diretto al Porto di Brindisi, sono disponibili alcune informazioni (relative ad uno studio effettuato circa 15 anni fa) sulla concentrazione di cloro e derivati nelle acque interessate dallo sversamento del refluo della Centrale Termoelettrica (Geraci *et al.*, 1993).

L'allocazione delle stazioni di campionamento è compatibile con l'area potenzialmente interessata dal rigassificatore previsto (vedi figura successiva).



Stazioni di campionamento nell'area interessata dal refluo termico e clorato della Centrale Termoelettrica (modificato da Geraci *et al.*, 1993).

Nello studio in questione si riporta che la concentrazione di cloro (sotto forma di Biossido di Cloro) all'interno dell'impianto di raffreddamento risultava compresa tra 0.07 e 0.18 ppm (Geraci *et al.*, 1993); sulla base di questa concentrazione iniziale, nell'area marina di impatto sono state verificate concentrazioni comprese tra 0.01 e 0.04 ppm per il Biossido di Cloro, e tra 0.02 e 0.1 per l'Ipoclorito di Sodio (vedi tabella successiva, da Geraci *et al.*, 1993).

Station	June1990		January 1991		June 1991	
	ClO <sub>2</sub>	NaClO	ClO <sub>2</sub>	NaClO	ClO <sub>2</sub>	NaClO
1	0.037	0.061	n.d.	0.104	n.d.	0.063
2	0.053	0.046	n.d.	0.105	n.d.	0.046
3	0.016	0.051	n.d.	0.099	n.d.	0.06
4	0.029	0.038	n.d.	0.098	n.d.	0.088
5	0.012	0.055	n.d.	0.098	n.d.	0.057
6	0.02	0.062	n.d.	0.095	n.d.	0.089
7	0.016	0.053	n.d.	0.089	n.d.	0.056
8	0.012	0.054	n.d.	0.085	n.d.	0.081
9	n.d.	0.052	n.d.	0.07	n.d.	0.077
10	n.d.	0.046	n.d.	0.064	n.d.	0.079
11	n.d.	0.045	n.d.	0.062	n.d.	0.042
12	n.d.	0.048	n.d.	0.053	-	-
13	-	-	n.d.	0.064	n.d.	0.042
14	n.d.	0.036	n.d.	0.057	n.d.	0.046
15	n.d.	0.034	n.d.	0.042	n.d.	0.027
16	-	-	n.d.	0.037	n.d.	0.019
17	-	-	n.d.	0.017	n.d.	0.021
18	n.d.	0.031	-	-	n.d.	0.022
19	-	-	n.d.	0.035	n.d.	0.027
20	-	-	n.d.	0.016	n.d.	0.023
21	n.d.	0.028	n.d.	0.024	n.d.	0.018

Come anche evidenziato in tabella, le concentrazioni più alte si riscontrano nelle immediate vicinanze del punto di scarico (nell'area di circa 150-200 m) e durante la stagione invernale,

mentre risultano più basse nella stagione estiva (Geraci *et al.*, 1993).

Il rigassificatore scaricherà, come indicato nella progettualità, circa 25000 m<sup>3</sup>/h di acqua clorata con una concentrazione iniziale massima di NaClO pari a 0.2 mg/l. Tenendo conto di quanto verificato sperimentalmente per la Centrale Termoelettrica, ed approssimando in maniera molto empirica, si può stimare un contributo alla concentrazione di Ipoclorito di Sodio nelle acque marine del Porto Esterno pari a circa 0.07-0.08 ppm nelle condizioni più conservative (calcolo effettuato sulla base delle proporzioni tra i volumi scaricati dalla Centrale e dal rigassificatore).

Come per la Centrale, anche per il rigassificatore è plausibile tale concentrazione solo per l'area marina immediatamente prospiciente allo sbocco.

Dunque, nel caso estremamente improbabile di una somma diretta degli effetti dei due scarichi, la concentrazione di NaClO nelle acque (nelle immediate vicinanze dello sversamento) risulterebbe al massimo pari a 0.17-0.18 ppm. Tale valore risulterebbe più basso della soglia attualmente ritenuta a "rischio" di effetti letali, sub-letali o embriotossici per gli organismi marini, pari a 0.2 mg/l (Geraci *et al.*, 1993; Rajagopal *et al.*, 1997; 2003; Nebot *et al.* 2006; Taylor, 2006).

Comunque, anche se la concentrazione finale non dovesse avere effetti letali sugli organismi marini eventualmente interessati (almeno in base alla bibliografia consultata), potrebbe causare danni su alcuni aspetti fisiologici, per esempio la crescita, di alcune specie (Geraci *et al.*, 1993).

Si ribadisce che questi eventuali effetti negativi saranno comunque e probabilmente limitati all'area portuale immediatamente prospiciente lo scarico, area con una presenza abbastanza limitata di specie e/o comunità biologiche.

Così come riportato in merito alla temperatura dello scarico, anche per gli effetti della clorazione sarebbe dunque necessaria una più approfondita indagine modellistica, allo scopo di definire dettagliatamente la diffusione o la dispersione dei residui della clorazione, e valutare la concentrazione del Cloro (o dei suoi prodotti) in tutta la zona marino-costiera prospiciente.

Inoltre, potrebbe essere molto utile valutare l'attuale accumulo di alogeno-composti (se presenti) negli organismi bioindicatori quali i mitili o altri sestonofagi nell'area, non escludendo quelli provenienti dall'impianto di mitilicoltura, tutto questo per implementare le informazioni ed escludere il potenziale impatto dello scarico.

In conclusione, l'immissione nelle acque marino-costiere dei reflui "freddi" e clorati del rigassificatore, seppure di impatto prevedibilmente limitato spazialmente ad una zona del Porto esterno di Brindisi, area già abbastanza degradata e potenzialmente priva di comunità ed organismi oggetto di tutela, richiede una certa attenzione e controllo.

Infatti, soprattutto in merito alla clorazione delle acque, si dovrebbero sviluppare precise indagini di tipo analitico e modellistico, questo sulla base dei potenziali effetti negativi che la clorazione può determinare e specificatamente:

- L'immissione di cloro in mare, anche con dosaggi molto bassi, può avere un impatto dannoso con alterazioni metaboliche e fisiologiche negli organismi marini. I residui di cloro, soprattutto se derivanti dall'utilizzo di NaClO, comportano anche la presenza in acqua di organo-clorurati riconosciuti tossici e mutageni per gran parte degli organismi viventi. Si tratta di composti scarsamente biodegradabili che persistono nell'habitat e che potenzialmente si accumulano negli organismi viventi. In particolare, gli organo-clorurati possono interferire con le attività del sistema endocrino alterando i processi metabolici.
- Le alterazione legate ai composti organo clorurati possono maggiormente evidenziarsi in sinergia alle variazioni di altri parametri talassografici, e specificatamente alle fluttuazioni termiche che ne rendono più evidenti gli impatti ambientali (Taylor, 2006).



Sulla scorta di tali evidenze, ribadendo ancora una volta che l'impatto sarà molto probabilmente localizzato, si suggerisce comunque di valutare l'opportunità di proporre e svolgere almeno nell'ambito del Porto esterno, sia nella fase *ante-operam* che *post-operam*, campagne di ricerca per valutare eventuali effetti sinergici tra la modificazione del regime termico delle acque e la concentrazione di cloro-derivati sulla fisiologia degli organismi marini e sulla formazione dei composti organo-clorurati nell'ecosistema.

Inoltre, in seguito alla lettura delle informazioni riportate in bibliografia e relative alla stessa area, si consiglia di modulare le quantità di Cloro da immettere nel sistema su base stagionale, in quanto nel corpo ricettore, nel caso della Centrale Termoelettrica, si sono stimate concentrazioni differenti nei diversi periodi dell'anno (Geraci et al., 1993).

## Bibliografia

- BOTTINELLI G., D'ELIA G., FELICITI G.P., FREGA G.C., MATARRESE A., RUBINI G., SAVINA D., STURANI G., TURSI A. (1989) - Relazione tecnica e scientifica della commissione di studio per il ricambio delle acque nel porto di Brindisi. Camera di Commercio, Industria, Artigianato ed Agricoltura di Brindisi (ED.) 167pp.
- CALABRESE E., BARNABA R. (2005) – Variazioni termiche dei bacini interessati da scarichi di centrali termoelettriche: l'esperienza del Dipartimento provinciale di Brindisi. Conferenza nazionale delle Agenzie, Brindisi, Marzo 2005.
- FRANCO L. (1993) - Misure strumentali di moto ondoso nei mari italiani. Genova.
- GERACI S., AMBROGI R., FESTA V., PIRAINO S. (1993) - Field and laboratory efficacy of chlorine dioxide as antifouling in cooling systems of power plants. *Oebalia*, Vol.XIX Suppl.: 383-393.
- JENNER H. A., TAYLOR C. J. L., VAN DONK M., KHALANSKI M. (1997) - Chlorination By-Products in Chlorinated Cooling Water of some European Coastal Power Stations *Marine Environmental Research* ,Vol. 43, Issue 4, June: 279-293.
- MASILAMONI G., JESUDOSS K.S., NANDAKUMAR K., SATAPATHY K.K., AZARIAH J., NAIR K.V.K. (2002) - Lethal and sub-lethal effects of chlorination on green mussel *Perna viridis* in the context of biofouling control in a power plant cooling water system. *Marine Environmental Research*, Vol. 53, Issue 1: 65-76.
- NEBOT E., CASANUEVA J.F., CASANUEVA T., FERNÁNDEZ-BASTÓN M.M., SALES D. (2006) - In situ experimental study for the optimization

**PROF. GIOVANNI MARANO** - DOCENTE DI BIOLOGIA MARINA UNIVERSITA' DI BARI  
Abit. V. Di Vagno 19, 70126 Bari. C. F. MRNGNN38H21A285Y. P. IVA: 03777580725

of chlorine dosage in seawater cooling systems. *Applied Thermal Engineering*, Vol. 26, Issue 16: 1893-1900.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Mediterranee. *Rec Trav. Stat. Mar. Endume*, 47(31) :1-137.

RAJAGOPAL S., NAIR K.V.K., VAN DER VELDE G., JENNER H.A. (1997) - Response of mussel *Brachidontes striatulus* to chlorination: an experimental study. *Aquatic Toxicology*, Vol. 39, Issue 2: 135-149.

RAJAGOPAL S., VAN DER VELDE G., VAN DER GAAG M., JENNER H.A. (2003) - How effective is intermittent chlorination to control adult mussel fouling in cooling water systems? *Water Research*, Vol. 37, Issue 2: 329-338.

TAYLOR C.J.L. (2006) -The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power stations. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 53, Issue 1-4: 30-48.



*G. Marano*