

AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS DA LAGOA DE VARANO, NO SUL DA ITÁLIA

Sergio Pelosi * e Massimo Franchi

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi Costieri, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Pola, 4, 71010 Lesina (Fg) Italia

Recebido em 21/6/02; aceito em 23/4/03

MULTIPLE SURVEY OF ENVIRONMENTAL CONDITIONS IN VARANO LAGOON (SOUTH ITALY). In the sediments of Varano lagoon (South Italy) were evaluated the concentration of some toxic heavy metals. Besides in the same sites were determined the bioluminescent inhibition of eluate sediments by Toxalert® 10 and all matrix datas comparated with biological classification proposed by author Frisoni based on abundance level of macrozoobenthos. The results from three types of approaches (ecotoxicological, chemical and biological) show a similar trend.

Keywords: Toxalert; heavy metals; macrozoobenthos.

INTRODUÇÃO

A lagoa salobra de Varano estende-se por quase 6.000 hectares¹ e é a mais extensa do Sul da Itália. Tem forma trapezoidal com aproximadamente 10 km de comprimento, 7 km de largura e profundidade máxima de 5 m na área central. Esta lagoa comunica-se com o mar através de dois canais: Capoiale e Varano. O primeiro é um segmento com aproximadamente 1,6 km de comprimento e largura variável entre 2 e 5 m e o segundo, com cerca de 1 km e com largura entre 1,5 e 2 m. Através destes dois canais permite-se a circulação das barcas para a deslocação dos mexilhões da lagoa para o mar e vice-versa, além da atividade normal de pesca. A superfície da bacia hidrográfica é igual a 30 mil hectares e, ao compará-la com a superfície da lagoa, tem-se uma idéia da relação de influência antrópica que, nesse caso, é igual a 5; inferior em relação à lagoa de Lesina, distante apenas 30 km da primeira, e que tem uma relação de influência antrópica de quase 9,2².

A produção dos mexilhões é estimada em 7-8 mil toneladas por ano na lagoa e, atualmente, devido às mudanças das condições operativas já citadas, a produção transferida para mar aberto subiu para 17.000 toneladas por ano³. A criação de mexilhões sofreu, nos últimos, anos uma profunda transformação nas técnicas produtivas. Através dos dois canais, permite-se a troca entre as águas da lagoa e do mar em consequência das marés. A intensa circulação de navios no interior dos canais provoca uma acumulação de HAP (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos) nos sedimentos, além dos resíduos de gasolina durante o abastecimento dos navios. A área central da lagoa é a mais eutrófica, pois nela foram encontrados os valores mais elevados de nutrientes nos sedimentos em relação às outras áreas⁴. Estudos realizados na coluna de água da lagoa determinaram valores elevados de nutrientes também na área central, devido ao despejo de esgoto de cidades como Cagnano Varano, Ischitella e Carpino⁵. As estações de tratamento estão situadas na região meridional da lagoa e as águas ricas em nutrientes são canalizadas para a área central. Esta situação é ainda pior devido à fraca circulação de águas através dos dois canais, não permitindo uma diluição eficaz dos nutrientes. Como consequência dessa acentuada concentração de nutrientes, na região central da lagoa verificam-se as bem conhecidas condições anóxicas, que determinam a morte dos mexilhões criados nessa área;

então é comum, por parte dos criadores, removê-los juntamente com as estruturas de criação para mar aberto⁶. Esta operação permite que sobrevivam, assegurando a rentabilidade dessa atividade. As freqüentes condições anóxicas dos últimos anos tiveram como consequência a perda de viveiros com mexilhões e dos equipamentos de apoio para a miticultura, constituídos por estacas de castanho e redes de plástico. A decomposição anaeróbica das macroalgas produz sulfeto de hidrogênio com redução do pH, provocando condições anóxicas que causam a morte de organismos bentônicos.

A lagoa é fonte de atividades econômicas como a criação de Molluscos Lamelibranços, diferenciadas em miticultura (*Mytilus galloprovincialis* L.) e venericultura (*Tapes decussatus* e *Tapes Philippinarum*), além da atividade tradicional de pesca, que abrange espécies como *Dicentrarchus labrax* L., *Sparus aurata* L., *Atherina boyeri* R., *Mugilidae* sp. e *Carcinas moenas*. A atividade de criação de mexilhões, atualmente, é praticada utilizando-se a lagoa como “berçário”, porque o acréscimo depois dos períodos iniciais vem comprometido pela exuberante carga de mexilhões em relação à bacia e pela presença de dinoflagelados tóxicos nos mexilhões durante o período do verão⁷. As áreas de criação estão situadas na frente da duna, em mar aberto, com o auxílio da técnica dos tachos flutuantes, aproveitada amplamente em muitas áreas do mar do norte Adriático⁸. Esta estrutura é dotada de quase 650 km de “long lines” nas quais são penduradas as arestas de mexilhões de 35 kg cada uma, com uma produção estimada em 43 kg por metro linear.

PARTE EXPERIMENTAL

Materiais e métodos

Na lagoa de Varano, durante o período de 1999 a 2000, foram fixadas 16 estações de amostragem (Figura 1). As amostras de sedimento foram coletadas com um “box-corer” de dimensões 15 x 15 x 25 cm. As estações foram identificadas através de um sistema GPS modelo Magellan NAV-DLX-10. Sub-amostras dos primeiros 5 cm de sedimento foram congeladas a -20 °C até a análise e foram determinadas as concentrações de metais pesados⁹, como o As, Pb, Cd, Cr, Cu e Ni através de espectrofotômetro com absorção atômica (A.A.) UNICAM 929, com uma lâmpada com deutério, que faz uma correção de fundo para os metais. No A.A. foi usado um sistema de fluxo contínuo para determinar as concentrações de As e forno de grafite para determinar Pb, Cr, Cd, Cu, e Ni.

*e-mail: isecsp12@area.ba.cnr.it

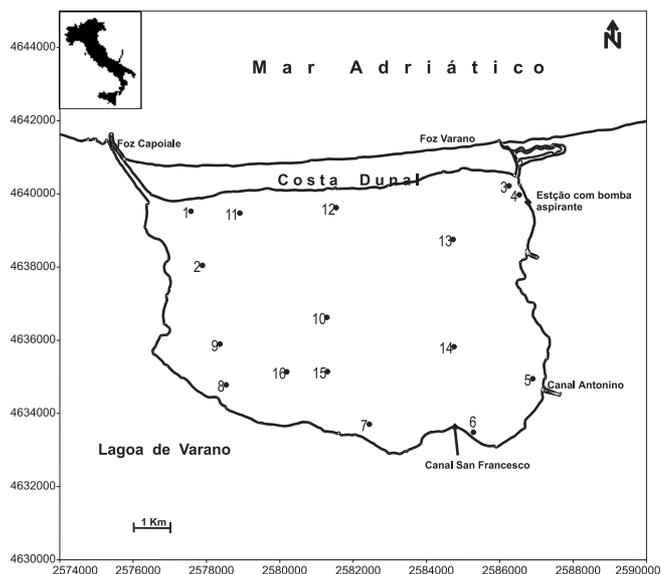


Figura 1. Estações de amostragem dos sedimentos na lagoa de Varano

Para a determinação de Pb, Cd, Cr, Cu e Ni foram utilizadas 10-15 g de sedimento úmido, colocados em estufa à 105-110 °C por 2 h. Posteriormente as amostras foram moídas e homogêneas. A seguir, foram pré-lavados 0,5-1 g de sedimento seco, pesado exatamente e colocado em um balão volumétrico de 100 mL. As amostras foram mineralizadas com uma mistura de ácido nítrico e ácido perclórico (1:1). Sucessivamente, as amostras foram filtradas em filtro tipo Whatman GF/C e o volume foi ajustado para 100 mL com água bidestilada.

Para determinação do arsênio foram pesados 1-2 g do sedimento fresco, dos quais foi anteriormente determinado o conteúdo de água, colocados em um balão volumétrico de 100-200 mL e acrescentou-se uma mistura ácida ternária (ácido nítrico 65%, ácido sulfúrico 96%, ácido perclórico 65% em relação de 10:1:4, respectivamente). A amostra foi mineralizada e mantida sob agitação por 15 min. Em seguida a solução extratora foi filtrada com um filtro do tipo Whatman GF/C e o filtrado foi ajustado para 100 mL com água bidestilada.

Uma sub-amostra de sedimento foi mantida durante uma semana a 4 °C para testar a reação do sedimento com o cepo bacteriano *Vibrio fischeri* (Toxalert® 10 Luminometer, Merck). Os eluatos foram preparados com aproximadamente 10 g de sedimento em 40 mL de cloreto de sódio 2% (relação 1:4). Esta mistura foi agitada por 30 min e o pH ajustado a 6,8-7,2 com HCl ou NaOH entre 0,1-10 M, depois centrifugada a 5000 rpm por 15 min¹⁰. O eluato foi filtrado através dos filtros polissulfonados de 0,45 micron para permitir a eliminação das interferências¹¹⁻¹².

Em uma alíquota de 1 mL do sobrenadante foi efetuada a medida da inibição da bioluminescência. Esta técnica ecotoxicológica baseia-se na utilização de bactéria com bioluminescência em forma liofilizada da cepa *Vibrio fischeri* NRRL B -11177. O sistema prevê a ativação da enzima luciferase que catalisa a seguinte reação :



A luminescência está diretamente ligada à capacidade vital e ao estado metabólico da célula. Uma substância tóxica produz variações no estado celular, na parede celular, na membrana celular, no sistema de transporte dos elétrons, nas enzimas e nos constituintes citoplasmáticos que se refletem, rapidamente, em uma diminuição da bioluminescência.

Para o monitoramento biológico foi realizada uma amostragem no verão e outra no inverno utilizando um “box-corer” (Benna de draga Ekman), retirando-se um extrato superficial do sedimento com dimensões de 15 x 15 x 20 cm. As amostras foram passadas em peneira de 1 mm. As estações de amostragem foram 50 e colocadas em um sistema estatístico do tipo semi-aleatório. O material foi transferido para sacos de polietileno e, imediatamente, acondicionados em caixa de isopor.

No laboratório, as amostras dos sedimentos foram peneiradas para se obter organismos biológicos e poder executar a classificação da espécie biológica dos macrozoobentos.

O tratamento estatístico foi efetuado com o programa Statgraphics 7.0¹³, utilizando os módulos estatísticos MANOVA de análise com duas vias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação ecotoxicológica

Os valores da inibição da bioluminescência dos sedimentos (Tabela 1) foram muito similares no inverno e no verão, com uma região centro - meridional caracterizada por maior toxicidade. Na primavera, a área onde se verificou a maior toxicidade foi na estação 14, que é um ponto de confluência dos esgotos urbanos transportados através dos canais S. Antonino e S. Francisco. No outono, ao contrário, os valores de maior toxicidade foram encontrados próximos à foz de Capoiale. Este último fenômeno parece estar relacionado com a maior presença de HAP nos sedimentos¹⁴, que são normalmente mais abundantes neste local e atribuídos à presença de navios destinados às atividades de pesca, de vazamentos acidentais durante o abastecimento e da contínua circulação destes navios. Por isso, a toxicidade dos HAP explica-se induzindo uma redução dos valores da bioluminescência¹⁵, pois tem tendência a se acumular em forma estável no seston, nos sedimentos e nos bivalves¹⁶⁻¹⁹. Os HAP, na mesma amostra, devem ser colocados em relação à presença de outros contaminantes com os quais podem se comportar de maneira sinérgica ou antagonista²⁰.

Tabela 1. Valores de inibição da bioluminescência nos sedimentos (%)

Estação	Primavera	Verão	Outono	Inverno
1	0	0	0	0
2	0	0	53	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	8	0	0	0
8	0	0	0	0
9	0	26	0	5
10	3	34	0	9
11	0	0	0	0
12	0	0	0	0
13	0	0	9	0
14	86	40	13	38
15	8	16	12	14
16	14	1	9	19

Os valores de bioluminescência são correlacionados positivamente ($P < 0,001$) com as concentrações de chumbo, cromo e com a soma dos valores de todos os metais pesados determinados no sedimento.

Tais valores foram influenciados pela estação de amostragem ($P < 0,001$), enquanto a variável temporal não foi significativa (Tabela 2). Os maiores valores de redução da bioluminescência foram encontrados na área centro-meridional da lagoa, próximos à estação 14, onde são canalizados os esgotos urbanos das cidades situadas ao redor da lagoa. Estes não são normalmente diluídos porque os pontos de esgotos estão na área oposta à foz que, canalizando água marinha no interior da lagoa, não consegue efetuar uma boa diluição das descargas. Este teste pode ser considerado satisfatório porque a reação do sedimento ao ensaio Microtox é condicionado pelo efeito de diversos fatores. O mais importante é a percentagem de fração pelítica (fração do sedimento inferior a 63 micron de diâmetro) que vai interagir com os possíveis contaminantes²¹.

Tabela 2. MANOVA para valores de inibição da bioluminescência nos sedimentos

Variantes	% Variação expressa	Nível significativo
Estações	54,34	0,0004
Temporada	0,0038	0,9451
Total	45,28	

A estimativa da toxicidade deve considerar o processo da homogeneidade da fração pelítica²², porque esta última indica a maior concentração de HAP e dos metais pesados. Coletando-se os dados provenientes das provas ecotoxicológicas com este método foram conseguidas informações sobre a toxicidade de, pelo menos, 1300 substâncias químicas criando-se, assim, um arquivo toxicológico²³. A baixa solubilidade de muitas substâncias limita a aplicação deste exame, como também a identificação de muitas outras substâncias que ficam, de fato, desconhecidas²⁴. Além disso, é preciso considerar que o método ecotoxicológico não é isento de interferências, sendo que a mais evidente é a ação capturante do íon clorato contido no cloreto de sódio por metais pesados, reduzindo a biodisponibilidade²⁵. Esta limitação é muito evidente nos casos em que são feitas as diluições dos eluatos com uma redução da concentração dos metais pesados tóxicos, eventualidade que na nossa pesquisa nunca se verificou.

Esta técnica ecotoxicológica demonstrou uma boa aplicação também no monitoramento das águas costeiras²⁶⁻²⁷ na lagoa de Varano, um ambiente notoriamente mais eutrófico com relação à faixa costeira. A aplicação desta cepa bacteriana, como os outros testes toxicológicos em ambientes aquáticos, tem se difundido cada vez

mais por ter características de simplicidade, rapidez e ser relativamente menos custosa em comparação com outros sistemas²⁸.

Na Itália, para a conferência das águas foi instituído o Decreto Legislativo n°152/99, que se vale da descrição morfológica do lugar a cada 5 anos (coletor imbrifer, afluentes e suas cargas de nutrientes, cartografia com isobates, fozes marinhas, diques, barragens, canais subalveos, zonas de fraco recâmbio), da análise dos sedimentos (granulometria, carbono orgânico, metais pesados, HAP, pesticidas sobre *Mutilus galloprovincialis*, *Ostrea edulis*, *Crassostrea Gigas*, *Donax trunculus*, *Tapes decussatus*, *T. philippinarum*) e da contagem das espécies, da densidade e da distribuição do fitoplâncton, macroalgas, fainerogamas e macrofauna bentônica. Além disso, são efetuadas análises a cada trinta dias e quando ocorrem as crises distróficas, as análises são feitas a cada quinze dias.

Este estudo, efetuado em período antecedente à aprovação definitiva do Decreto Legislativo citado acima, testemunha a vantagem de uma abordagem multidisciplinar na avaliação da condição ecológica de um ecossistema hídrico.

No passado, o estudo ecológico de uma lagoa ou do mar²⁹ era efetuado somente por análises químicas e era limitado porque podiam ficar ausentes poluentes não determinados; além disso, a análise era somente monodisciplinar. Os resultados obtidos com o teste do Microtox sobre amostras demonstrou que são úteis, como “primeira etapa”, na quantificação dos níveis de toxicidade³⁰.

Avaliação química

Sabe-se que a toxicidade de muitas substâncias químicas depende do comportamento destas com o pH da solução, das concentrações e do balanço osmótico³¹. Poluentes como os metais pesados devem ser monitorados porque podem causar riscos ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos, à saúde humana, às águas de percolação e às águas superficiais, além dos temidos danos à população bentônica³². Quanto ao conteúdo dos metais pesados nos sedimentos, a única espécie metálica que sofreu influência temporal e espacial foi o cobre (Tabela 3). As variações das concentrações estão associadas à adição de produtos contra as infecções de cogumelos para uso e aproveitamento em campo agropecuário, sobre culturas de tomate e de azeitonas que aportam na lagoa, que funciona como um coletor das águas. O cobre é distribuído com preponderância durante os períodos de primavera e de verão e, pelo efeito das precipitações meteorológicas, é lixiviado para o interior da lagoa.

As concentrações médias mais elevadas nos sedimentos com relação à toxicidade são aquelas de níquel e de chumbo (Tabela 4),

Tabela 3. Estatística descritiva das concentrações dos metais pesados em relação às estações e à temporada

Variável	Nascente de variação	Prob > F	Média Aritmética n = 64	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação
As (mg\gr.)	entre estações	0,0028	4,05	±1,67	41,17
	entre estações	0,3953			
Pb (mg\gr.)	entre estações	0,0025	40,95	±26,16	63,87
	entre estações	0,6155			
Cd (mg\gr.)	entre estações	0,0002	0,95	±0,76	80,05
	entre estações	0,6374			
Cr (mg\gr.)	entre estações	0,0000	28,85	±18,06	62,7
	entre estações	0,6913			
Cu (mg\gr.)	entre estações	0,0000	12,27	±8,9	72,54
	entre estações	0,0044			
Ni (mg\gr.)	entre estações	0,0000	22,74	±19,96	87,77
	entre estações	0,7847			

Tabela 4. Valores analíticos dos metais pesados nos sedimentos ($\mu\text{g}/\text{gr}$)

estações	Metais totais	Ni	Cu	Cr	Cd	Pb	As
1	42,01	3,76	5,25	9,08	0,62	18,61	5,2
2	127,63	37,57	26,82	21,6	1,29	36,48	3,86
3	82,07	19,99	11,37	21,55	0,86	24,11	4,19
4	49,11	2,64	3,36	8,67	0,09	33,08	1,26
5	196,93	55,4	20,93	64,84	0,57	49,03	6,15
6	92,49	21,37	8,8	41,26	0,56	18,89	3,11
7	118,76	21,81	17,26	32,38	1,01	41,66	4,64
8	77,38	6,24	11,18	10,96	0,2	44,87	3,92
9	147,78	38,72	15,65	37,53	0,82	51,61	3,46
10	152,18	45,56	15,76	46,27	1,46	37,16	5,97
11	41,42	2,98	2,93	7,59	1,14	22,42	4,36
12	57,01	9,67	2,17	16,66	0,46	23,96	4,08
13	105,03	12,12	10,91	29,98	1	48,14	2,87
14	185,3	28,64	18,82	47,99	0,88	84,25	4,68
15	124,08	27,43	10,9	30,18	1,92	50,52	3,12
16	157,69	29,98	14,11	35,04	2,25	71,93	4,37
desvio padrão para 16 estações	$\pm 49,87$	$\pm 16,11$	$\pm 6,91$	$\pm 16,48$	$\pm 0,58$	$\pm 18,57$	$\pm 1,20$

especialmente nas estações 5, 14 e 16. Assim, estas espécies podem ser classificadas como tóxicas³³ nestas concentrações (Tabela 5). Porém é preciso considerar que, em muitas amostras, os valores analíticos estão colocados entre um sedimento classificado como contaminado e um não contaminado.

Tabela 5. Valores das concentrações dos metais pesados no sedimento, considerados tóxicos para o ambiente

Metal	Sedimentos não poluídos	Sedimentos poluídos
Mercúrio	< 0,1	> 0,1
Chumbo	< 40	> 60
Cádmio	-	> 60
Níquel	< 20	> 50
Cromo	< 25	> 75
Cobre	< 25	> 50

Adaptada da ref. 33

Além disso, precisam-se considerar as sinergias toxicológicas, que podem exprimir conjuntamente todos os metais presentes em um sedimento. Baseando-se nesta última consideração, percebe-se que a soma dos valores analíticos dos metais pesados é mais elevada na área centro-meridional da lagoa, onde se acham os maiores valores de inibição de bioluminescência, nas estações 2, 9, 10, 14, 15 e 16.

É impossível estabelecer se a presença do cromo está associada com um agente antropogênico³⁴, mas em relação ao chumbo existem algumas fontes que poderiam ter determinado o acúmulo na matriz sedimentária. Especificatamente, parece que isto ocorre além da contribuição típica das fontes mais tradicionais, ou seja, aquela derivada do peso das redes constituído deste elemento, que se deposita sobre o fundo.

Deve-se considerar que a concentração desta espécie metálica vai atingir concentrações médias mais elevadas em relação às registradas na lagoa de Veneza, notoriamente sujeita a grande aporte antrópico³⁵.

Considerando a ausência de contaminantes antrópicos presentes na bacia imbrifer, potenciais transportadores de chumbo no ecossistema hídrico, pode-se afirmar que a maior parte de chumbo

pode derivar da combustão da gasolina. De fato, estima-se que 80-90% do chumbo presente no ar se deve à gasolina³⁶. Do ar esta espécie metálica chega ao ecossistema hídrico, determinando fenômenos de acumulação; a recente introdução da gasolina sem chumbo não vai excluir totalmente a presença deste metal, porque vai ser admitida só aquela com um conteúdo de chumbo na medida máxima de 0,013 g/L³⁷.

Avaliação biológica

Na lagoa de Varano, foram efetuadas pesquisas durante os períodos de inverno e verão utilizando como indicador biótico a macrofauna bentônica invertebrada, durante o triênio 1997-1999³⁸. Durante este período foram coletadas amostras de macrofauna bentônica utilizando uma amostra sistemática - casual e atribuindo a cada área da lagoa uma classificação, segundo o esquema proposto por Frisoni³⁹. Esta classificação nos permitiu dividir o ecossistema em 6 zonas (Figura 2), de acordo com o aspecto da qualidade biológica. A zona I é caracterizada pela presença de macrofauna bentônica marinha que se encontra normalmente próxima às fozes que determinam a entrada de água marinha na lagoa. A zona II é considerada ainda como um ambiente de transição, onde vai prevalecer a contribuição de água do mar e a sua fauna típica; as zonas III e IV são aquelas tipicamente lagunares, com formas de vida bentônica típicas dos ambientes salobres. A zona V é considerada a pior, porque tem escassa presença de vida e as formas bentônicas ali presentes são aquelas adaptadas às condições distróficas recorrentes. A zona VI, onde a macrofauna bentônica é aquela típica das águas doces, é caracterizada pela contribuição de águas continentais. A partir de uma análise sistemática das amostras biológicas durante o triênio considerado, verificou-se que as zonas III e V dividem completamente a lagoa (Figura 3).

Durante o último ano observou-se uma diminuição da qualidade ambiental da lagoa de Varano, porque a zona V chegou a cobrir, durante o mês de agosto de 1999, 73% da mesma.

As espécies biológicas encontradas nesse triênio na lagoa, em ordem decrescente de biomassa, foram as seguintes: *Mytilus galloprovincialis*, *Loripes lacteus*, *Cerastoderma glaucum*, *Anadavara diluvii*, *Nassarius sp.*, *Perinereis cultrera*, *Gastrana*

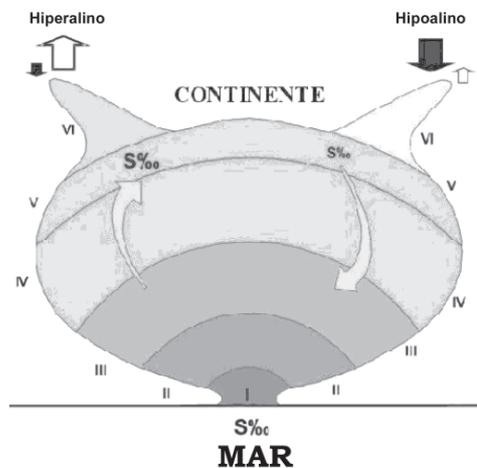


Figura 2. Classificação da macrofauna bentônica lagoar (Reproduzida da ref. 39, com permissão da Food Agriculture Organization of the United Nations). **Zona I.** Bivalvos: *Spisula subtruncata*, *Glycimeris insubrica*, *Achatocardia tuberculata*, *Donax venustus*, *Tellina pulchella*, *T. planata*, *T. nitida*, *T. fabula*, *Macra corallina*, *Scrobicularia cottardi*, *Pharus legumen*, *Ensis minor*, *Solen marginatus*; *Gastropodes*: *Nassarius pygmaeus*, *Bela nebula*, *Acteon tornatilis*, *Neverita josephina*, *Nassarius mutabilis*; *Crustáceos*: *Iphinoe trispinosa*; *Poliquetos*: *Nephtys hombergi*, *Sigalion mathildae*; *Equinodermas*: *Echinocardium mediterraneum*. **Zona II.** Bivalvos: *Macra corallina*, *M. glauca*, *Tellina tenuis*, *Donax semistriatus*, *D. trunculus*, *Acanthocardia echinata*, *Dosinia exoleta*; *Poliquetos*: *Audouinia tentaculata*, *Magelona papillicornis*, *Owenia fusiformis*, *Phyllococe mucosa*, *Pectinaria koreni*; *Equinodermas*: *Asterina gibbosa*, *Holoturia polii*, *Paracentrotus lividus*. **Zona III.** Bivalvos: *Tapes decussatus*, *T. philippinarum*, *Paphia aurea*, *Scrobicularia plana*, *Corbula gibba*, *Loripes lacteus*, *Gastrana fragilis*, *Anadara diluvii*; *Gastropodes*: *Akera bullata*; *Crustáceos*: *Upogebia littoralis*; *Poliquetos*: *Nephtys hombergi*, *Armandia cirrosa*, *Glycera convoluta*. **Zona IV.** Bivalvos: *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*, *Mytilaster minimus*; *Gastropodes*: *Cyclope neritea*, *Hydrobia acuta*; *Crustáceos*: *Corophium insidiosum*; *Poliquetos*: *Nereis diversicolor*, *Perinereis cultrifera*. **Zona V.** *Gastropodes*: *Hydrobia acuta*, *Pyrenella conica*; *Crustáceos*: *Corophium insidiosum*. *Poliquetos*: *Nereis diversicolor*. **Zona VI.** Macrofauna bentônica sésil, sedentária e fossoria absente.

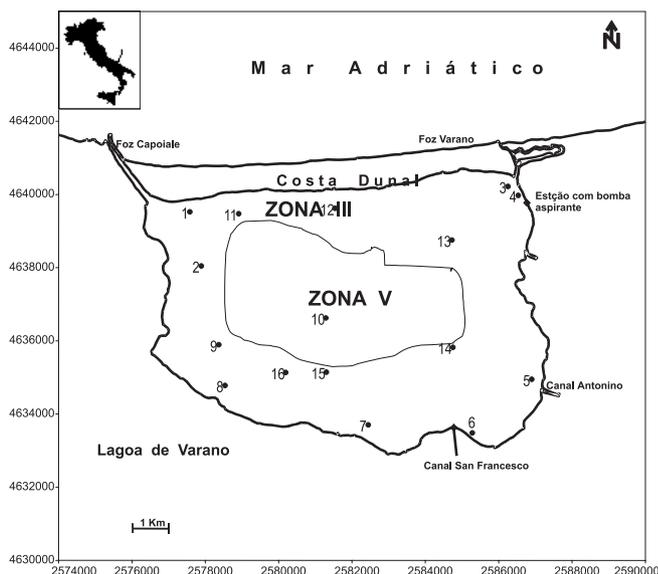


Figura 3. Classificação da lagoa na base do monitoramento biológico

fragilis, *Cyclope neritea*, *Mytilaster minimum*, *Paphia aurea*, *Gibbula sp.*, *Chironomus sp.*, *Bittium sp.*, *Haminea Navicula*, *Abra segmentus* e *Ficopomatus enigmatus*.

Esse tipo de estudo indica a existência de uma boa correlação na definição da área mais antrópica como aquela central, seja com o método biológico, seja com o toxicológico. O resultado destas modulações similares encontra correspondência também em outras experiências semelhantes, nas quais foram comparadas técnicas biológicas com toxicológicas, particularmente aquela em que foi utilizado o *Vibrio fischeri*⁴⁰. Este último apresentava a vantagem de uma aplicação técnica mais simples.

A diminuição da qualidade biológica da lagoa depende principalmente das crises anóxicas durante o período de verão que, ciclicamente, determinam a morte de organismos bentônicos.

CONCLUSÕES

O sistema toxicológico pode ser válido para determinar as amostras consideradas "não tóxicas". Seria oportuno destinar às técnicas mais complexas, como as cromatográficas, só amostras que demonstrarem ser tóxicas, com a análise toxicológica superando o valor extremo do 20% de inibição da bioluminescência. Adotando esta metodologia pode-se conseguir uma economia consistente no trabalho de análise das amostras⁴¹.

A utilização de um estudo integrado resulta ser mais completo⁴²⁻⁴⁵ porque vai prever a correlação dos parâmetros ambientais com os biológicos⁴⁶. Todos os tipos de avaliações (biológica, química e ecotoxicológica) utilizadas nesse estudo indicam a zona central da lagoa de Varano como a mais degradada. O teste ecotoxicológico é limitado em relação à indicação do tipo de toxicidade, porque não identifica o agente contaminante que, necessariamente, deve ser determinado quimicamente, com prévio conhecimento das atividades antrópicas e das descargas relativas derivantes destas. Em diversos casos resulta muito difícil identificar alguns agentes contaminantes; de fato, o Wordwatch Institute fez uma estimativa sobre a existência de 70.000 substâncias químicas de nosso uso cotidiano, e cerca de 500-1000 novas substâncias, a cada ano, são acrescentadas a esta lista⁴⁷. O teste apresenta, porém, a vantagem de fornecer respostas temporais rápidas.

O monitoramento químico tem o mérito de determinar o nível preciso de alguns contaminantes, mas não indica a presença de todos os componentes químicos que podem provocar toxicidade no ambiente, devido à enorme presença de substâncias químicas tóxicas, de substâncias intermediárias destas últimas e de novos produtos de síntese que, todos os anos, são produzidos e descartados no ambiente. A rapidez de execução do método químico, calculado como tempo de trabalho requerido, coloca-o em um nível intermediário entre o método toxicológico e o biológico. Este último requer maior empenho do grupo de laboratório e as respostas são menos velozes em relação aos outros tipos de monitoramento. No caso de condições ambientais adversas, as espécies macrozoobentônicas não podem fugir e por isso estão sujeitas a morte. Portanto, nestes ambientes transformados em lugares degradados, o número das espécies e a quantidade de biomassa vão se reduzir, determinando um bom teste de avaliação ambiental.

REFERÊNCIAS

- De Angelis, R.; *Il Lago di Varano* 1964, 10, 111.
- Atti del Convegno; *La laguna di Lesina: quali prospettive, quali soluzioni?* 1994, 1, 75.
- Breber, P.; Scirocco, T.; *Eastfish Magazine Denmark* 1998, 3, 36.
- Pelosi, S.; Franchi, M.; *Terra Pugliese* 2000, 4, 21.
- Pelosi, S.; Franchi, M.; *Terra Pugliese* 1999, 1, 31.

6. Atti del Convegno; *Situazione attuale e prospettive di sviluppo del lago di Varano*, **1982**, 1.
7. Caroppo, C.; *Biologia Marina Mediterranea* **1999**, 6, 652.
8. Bussani, M.; *Guida pratica di mitilicoltura - Edagricole* **1983**, 1, 231.
9. IRSA - CNR; *Quaderni Istituto di Ricerca sulle Acque. Metodi analitici per i Fanghi* **1985**, 64, 1.
10. Harkey, G. A.; Yung, T. M.; *Environ. Toxicol. Chem.* **2000**, 19, 276.
11. Schuytema, G. S.; Nebeker, A. V.; Cairns, M. A.; *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **1996**, 56, 742.
12. E.P.A.; *Testing Manual Department of the Army U.S. Army Corps of Engineers* **1991**, 8, 91.
13. Statgraphics Plus; *Reference Manual - Version 7.0 for DOS, Manugistics* **1993**, 1.
14. Pelosi S.; Franchi, M.; *Terra Pugliese* **2000**, 3, 15.
15. Perez, S.; Farrè, M.; Garcia, M. J.; Barcelò, D.; *Chemosphere* **2001**, 45, 705.
16. Ankley, G. T.; Shubauer-Berigan, M. K.; Dierkes, J. R. ; *Environ. Toxicol. Chem.* **1991**, 10, 1359.
17. Amodio Cocchieri, R.; Arnese, A.; Minicucci, A. M.; *Mar. Pollut. Bull.* **1990**, 21, 15.
18. Kirso, V.; Palme, L.; Voll, M.; Urbas, E.; Irha, N.; *Mar. Chem.* **1990**, 30, 337.
19. Woodhead, R. J.; Law, R. J.; Matthiessen, P.; *Mar. Pollut. Bull.* **2001**, 42, 1073.
20. Fernandez-Alba, A. R.; Hernando, M. D.; Piedra, L.; Chisti, Y.; *Anal. Chim. Acta* **2002**, 456, 303.
21. Burton, A. G. Jr.; *Environ. Toxicol. Chem.* **1991**, 10, 1585.
22. Onorati, F.; Pellegrini, D.; Ausili, A.; *Acqua & Aria* **1999**, 3, 83.
23. Kaiser, K. L. E.; Palabrica, V. S.; *Water Pollution Research J. Canada* **1991**, 26, 361.
24. Budavari, S.; *The Mercks Index: an Encyclopaedia of Chemicals and Drugs*, Merck & Co. Inc. Rahway: New York, 1989, cap. 1.
25. Carlson-Ekval, A. C. E.; Morrison, G. M.; *Environ. Toxicol. Chem.* **1995**, 14, 17.
26. Wells, P. G.; *Mar. Pollut. Bull.* **1999**, 39, 39.
27. Manzo, S.; Torricelli, L.; *Convegno CoNISMA* **2000**, 1, 223.
28. Tothill, I. E.; Turner, A. P. F.; *Trends Anal. Chem.* **1996**, 15, 178.
29. Atti 1° Workshop; *Progetto Strategico per il monitoraggio automatico dell'inquinamento marino nel Mezzogiorno d'Italia*, **1991**, 1, 260.
30. Nohava, M.; Vogel, W. R.; Gaugitsch, H.; *Environ. Int.* **1995**, 1, 33.
31. Jennings, V. L. K.; Rayner-Brandes, M. H.; Bird, D. J.; *Water Res.* **2001**, 14, 3448.
32. Stortelder, P. M. B.; *Eur. Water Pollut. Control* **1995**, 5, 8.
33. Orio, A. A.; Donazzolo R.; *Commissione di studio dei provvedimenti per la conservazione e difesa della laguna e della città di Venezia* **1987**, 11, 150.
34. Spagnoli, F.; Specchiulli, A.; Scirocco, T.; Carapella, G.; Villani, P.; Casolino, G.; Schiavone, P.; Franchi, M.; *Mar. Ecol.* **2002**, 23, 384.
35. Zanottera, S.; Bianchi, M.; Capodaglio, G.; Cescon, P.; Muntau, H.; *La Ricerca scientifica per Venezia*, Eds. Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti 2000, cap. 1.
36. WHO, IARC; *Monographs on the Evaluation of The Carcinogenic risk to humans*, France, 1987, cap. 1.
37. Lynam, D.; Pfeifer, R. G. D.; *Human health effects of highway-related pollutants. Highway Pollution*, Amsterdam, 1991, cap. 1.
38. Breber, P.; Cilenti, L.; Pagliani, T.; Savino, B.; Spada, A.; Strada, R.; Scirocco, T.; *Biologi Italiani* **2001**, 6, 42.
39. Frisoni, G.; Guelorget, O.; Perthuisot, J. P.; *Management of Coastal Lagoon Fisheries GFCM*, eds. FAO - *Studies and Reviews*, 1984.
40. Cotou, E.; Papathanassiou, E.; Tsangaris, C.; *Environ. Pollut.* **2002**, 119.
41. Farrè, M.; Garcia, M. J.; Tirapù, L.; *Anal. Chim. Acta* **2001**, 427, 181; Kirso, V.; Palme, L.; Voll, M.; Urbas, E.; Irha, N.; *Mar. Chem.* **1990**, 30, 337.
42. Carr, R. S.; Chapman, D. C.; Howard, C. L.; Biedenbach, J. M.; *Ecotoxicol.* **1996**, 5, 341.
43. Chapman, P. M.; Dexter, R. N.; Long, E. R.; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **1987**, 37, 75.
44. Chapman, P. M.; *Sci. Tox. Environ.* **1990**, 97, 815.
45. Chapman, P. M.; Paine, M. D.; Arthur, A. D.; Taylor, L. A.; *Mar. Pollut. Bull.* **1996**, 32, 47.
46. Araújo Gerson, F.; Williams, W. P.; Bailey, R. G.; *Estuaries* **2000**, 23, 305.
47. Blum, D. J.; Speece R. E.; *Environ. Sci. Technol.* **1990**, 24, 284.