

M. KARADANELLI, A. MORIKI, E. FARIDIS and M. KARYDIS

Department of Environmental Studies, University of the Aegean, MYTILINI (Greece)

The role of inorganic nitrogen in coastal environments has been studied extensively over the last decades (VALIELA, 1984). However, there is limited information concerning the ecological significance of organic nitrogen (FLYNN, 1990) and its role to the dynamics of the heterotrophic microbial flora (VAN WAMBEKE and BIANCHI, 1985) especially when eutrophic conditions are encountered. In the present work the annual pattern of nitrogen, phytoplankton, zooplankton and heterotrophic bacterial populations was studied in a near-shore environment affected by sewage pollution and the modelling of the bacterial subsystem was proposed.

Sampling was carried out bimonthly during 1991, along the coastal area of the city of Mytilini, Greece. Two stations M1 eutrophic and M2 oligotrophic were used to monitor inorganic nutrients and organic nitrogen (PARSONS *et al.*, 1989), phytoplankton, zooplankton and heterotrophic bacteria (APHA, 1985). Temperature, salinity, light extinction and dissolved oxygen were also recorded.

A summary of the data is given in Table 1. It is observed that station M1 showed values twice as high as the values in station M2. The load of heterotrophic bacteria and phytoplankton during the summer was found particularly high. A simulation model developed with special emphasis on organic matter and heterotrophic bacteria, was run on SENECA (1991) software. The seasonal variation of the variables involved is given in Figure 1. The inorganic nitrogen pool reaches a minimum during the summer whereas, phytoplankton and organic nitrogen showed maximum yield. Heterotrophic bacterial population showed an increase during August-October. The maximum bacterial activity was observed during the summer may be explained as the typical behaviour of nutrient non-limited system favoured by high temperature and light intensities.

Table 1 Minimum-maximum and mean values of five variables related to heterotrophic activity of bacterioplankton M1: Nitrogen rich station M2: Control site

Station	Nitrate ug-at/l	Org. N ug-at/l	Phytoplankton cells/l	Het. Bact. cells/ml	Zoopl. gr/m ³
M1	0.14-4.94	6.5-25.8	17000-252000	30-15525	0.10-4.27
	0.82	17.82	82500	2399	1.09
M2	0.01-0.37	0.4-27.4	10200-109000	8-6563	0.17-1.54
	0.17	14.32	48900	1222	0.65

Further investigations are being carried out concerning microbial identification, succession and the use of validation data in further evaluation of the model and the understanding of heterotrophic microbial processes.

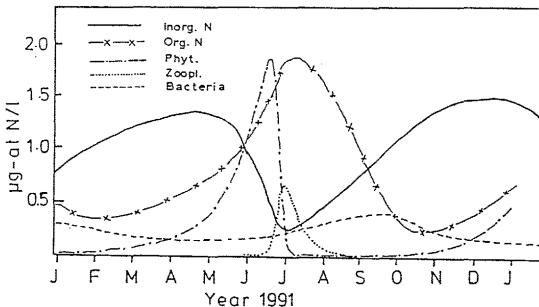


Figure 1. Annual fluctuations of five environmental variables related to heterotrophic microbial activities

Acknowledgement

The present work was supported by a WHO/UNEP grant (Project ICP/CEHO42)

REFERENCES

- APHA, 1985.- Standard methods for the examination of water and wastewater, 16th ed. American Public Association, NY., 1268 pp.
 FLYNN K.J., 1990.- The determination of nitrogen status in microalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61:297-307.
 PARSONS T.R., MAITA Y. & LALLI C.M., 1989.- A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, 173 pp.
 SENECA, 1991.- A Simulation Environment for Ecological Application (Ed. P. Herman *et al.*), Delta Institute for Hydrobiological Research (Publisher), 150 pp.
 VALIELA I., 1984.- *Marine Ecological Processes*. Springer, NY., 546 pp.
 VAN WAMBEKE F. and BIANCHI M.A., 1985.- Dynamics of bacterial communities and qualitative evolution of heterotrophic bacteria during the growth and decomposition processes of phytoplankton in an experimental marine ecosystem. *Mar. Biol.* 86: 119-137.

Latifa LIMAM*, Amina BAKHROUF **, Moncef JEDDI**

*Centre national d'aquaculture de MONASTIR, (Tunisie)

**Faculté de Pharmacie de MONASTIR, (Tunisie)

Les vibrios des poissons posent des obstacles sérieux dans les zones d'aquaculture des pays chauds. Dans ce travail, nous rapportons les résultats des enquêtes menées dans le centre d'aquaculture de Monastir (Tunisie) à la suite des épidémies à vibrios.

Les résultats obtenus représentés sur le tableau 1 montrent que *Vibrio parahaemolyticus* VPr et *V. alginolyticus* VAr peuvent être tenus comme responsables de ces épidémies car ils étaient isolés par hémostrophie des générations malades. Des souches présentant le même profil biochimique que VPr et VAr ont été trouvées dans l'eau et sur les parois des bassins d'élevage et peuvent présenter des formes endémiques.

Les souches isolées au cours des années 1991-1992 correspondent à *Vibrio alginolyticus* (profils 1,2,3 et 4).

L'étude approfondie des caractères de deux souches VPr et VAr identifiées respectivement à *V. parahaemolyticus* et *V. alginolyticus* isolées au cours des années 1989-1990 a montré qu'elles peuvent se multiplier en eau peptonée sans NaCl et peuvent tolérer des taux de NaCl allant jusqu'à 120 g/l d'eau peptonée. Elles ont la même résistance aux antibiotiques (tableau 2). Nous avons aussi déterminé la concentration minimale inhibitrice (CMI) de furazolidone pour les deux germes et nous avons pu voir qu'ils ont la même résistance: la CMI étant alors égale à 2 µg/ml. Ces vibrios ont pu survivre en flacons d'eau de mer pendant plus de vingt mois; leur résistance aux antibiotiques et aux métaux lourds n'a pas été modifiée.

Les souches isolées au cours de 1991-1992 se sont montrées moins résistantes aux antibiotiques. La résistance aux métaux lourds est plus forte dans le cas des souches isolées en milieu hospitalier (Tableau 3).

VPr et VAr non incubées préalablement en eau de mer évoluent vers des formes réduites filtrables à travers la membrane à pores de 0,45 µm après trois semaines d'incubation en eau de mer seule ou additionnée à 50% d'eau de puits. Après un mois et demi d'incubation ces formes réduites ne sont plus détectables. Il peut s'agir d'une évolution vers des formes non cultivables telles que celles qui ont été trouvées chez *E.coli* (GAUTHIER *et al.* 1987). COLWELL *et al.* 1987 ont montré que les vibrios cholériques peuvent vivre en eau de mer à l'état libre sous des formes naines. Cette réduction de la taille des cellules peut être liée principalement à la carence alimentaire.

Ces travaux montrent que *V. alginolyticus* et *V. parahaemolyticus* s'adaptent bien aux différentes conditions de la lagune et peuvent poser des problèmes d'épidémies graves pour les poissons particulièrement au cours des stades larvaires.

Tableau 1. Caractères biochimiques sur des galeries API 20E des vibrios isolés du Centre d'Aquaculture de Khniss.

Souche	Car NO TRP GLU ADH URE ESC GEL PNP GLU ARA MNE MAN NAG MAL GN CAP ADO MLT CIT F+C OX
1989-1990	
1: VPr	+
2: VAr	+
3:	+
4:	+
1991-1992	
1:	+
2:	+
3:	+
4:	+

Tableau 1.- Résistance aux antibiotiques des deux vibrios étudiés.

Antibiotiques	Souche	<i>V. parahaemolyticus</i>	<i>V. alginolyticus</i>
Amoxicilline	1	R	R
Ticarcilline	2	R	R
Amikacine	3	R	R
Gentamicine	4	R	R
Kanamycine	1	R	R
Tobramycine	2	R	R
Chloramphénicol	3	S	S
Tétracycline	4	R	R
Sulfamide	1	I	!

R : Résistant ; S : Sensible ; I : Intermédiaire.

Tableau 2.- Résistance aux antibiotiques des deux vibrios étudiés.

Souche	CMI du métal en µg/ml	Hg	Cd	Zn
<i>V. parahaemolyticus</i>	25	150	50	
<i>V. alginolyticus</i>	3,2	12	25	
<i>V. cholerae</i> O1	60	350	100	
<i>V. cholerae</i> NAG	60	250	70	
<i>V. cholerae</i> INABA	60	250	70	

Hg : mercure ; Zn : zinc ; Cd : cadmium.

REFERENCES

- COLWELL R.R., 1987.- From counts to clones. *J. Appl. Bacteriol.* "Symposium Supplement". 6 p. 15-65.
 GAUTHIER M., MUNRO P.M. & LAUMOND F.M., 1987.- Morphological and physiological modification of enterobacteria (*Escherichia coli* model) in sea water. First International Symposium of microbial Ecology of Mediterranean Sea. Sorrento (Naples) Italy.