

33 ± 22.05 ind. mic^{-1} . A rise in the average density of meiofauna was observed with lower doses of the contaminant. Thus, an average value of 161.33 ± 10.96 ind. mic^{-1} was calculated for the first dose (3 mg. L^{-1}) and a value of 220 ± 21.93 ind. mic^{-1} for the second dose (30 mg. L^{-1}). This latter value is the highest average density of experience. Beyond this dose fall méiofaunistiques average densities was noticed. Thus, values of 85 ± 10.53 ind. mic^{-1} , 54 ± 9.35 ind. mic^{-1} and 20 ± 1 ind. mic^{-1} were respectively observed in the microcosms treated by D3 doses (300 mg. L^{-1}), D4 (600 mg. L^{-1}) and D5 (700 mg. L^{-1}). Free-living nematodes, méiofaunistique dominant taxon of marine and lagoon sediments were responsible for the fluctuation of the density of total meiofauna. Méiofaunistique other groups (copepods, polychaetes, oligochaetes) were less decisive.

Keywords: total meiofauna, free-living nematodes, copepods, polychaetes, oligochaetes penicillin G, densities, microcosm, sedimentary contamination.

INTRODUCTION

Les activités humaines littorales et maritimes sont susceptibles de générer des pollutions chroniques ou accidentelles. En mer, les navires, les plates-formes d'exploitation pétrolière, les dragages ou encore les installations aquacoles sont sources des rejets polluants. Les déchets alimentaires, hospitaliers, industriels ou ménagers, par les eaux usées urbaines ou industrielles et les rejets de l'aquaculture telle que les excréments des poissons et les résidus d'antibiotiques sont aussi directement rejetés dans le milieu marin. L'aquaculture intensive, et en particulier la pisciculture, posent divers problèmes potentiels pour l'environnement comme les interférences génétiques entre les populations sauvages et d'élevage, les rejets organiques importants, la dissémination de microorganismes pathogènes mais aussi le rejet de composés chimiothérapeutiques (Pouliquen & Le Bris, 1996). Parmi les molécules thérapeutiques, les antibiotiques sont largement utilisés pour limiter l'impact économique des bactérioses. Les antibiotiques les plus utilisés en pratique courante sont les tétracyclines (tétracycline, oxytétracycline, chlortétracycline), les quinolones (fluméquine, acide oxolinique), la furazolidone et l'association sulfamides-triméthoprim.

La lagune de Bizerte est l'une des plus grandes lagunes de la Tunisie (environ 150 Km^2). D'un point de vue économique, elle est la plus importante du nord du pays. Cette lagune est soumise à diverses contraintes anthropiques (urbaines, industrielles et portuaires). Les décharges directes et indirectes de toutes ces activités pourraient entraîner sans doute une contamination chimique de la lagune par divers composés toxiques. L'activité aquacole dans la lagune de Bizerte a commencé depuis les années 1950 par l'ostréiculture. La culture des moules a été installée en 1963 (ANPE, 1990). L'élevage de ces animaux a exigé également l'utilisation des antibiotiques pour augmenter leur croissance et leur protection. Dans le présent travail, nous présenterons les résultats d'une étude microcosmique réalisée pour évaluer les effets de la contamination par un

antibiotique (la Pénicilline G) largement utilisé en Tunisie sur une communauté méiobenthique issue de la lagune de Bizerte.

MATERIEL ET METHODES

Site d'échantillonnage

Du sédiment avec sa méiofaune naturelle a été collecté d'Echaraà ($37^\circ 13,33' \text{ N } 10^\circ 13,01' \text{ E}$) dans la lagune de Bizerte. Des carottiers de 10 cm^2 de section ont été introduits à une profondeur de 10 cm avant de transférer leur contenu dans des seaux en plastique. Le jour de l'échantillonnage, la salinité des eaux a été égale à 39 PSU ; le sédiment prélevé a été principalement composé de silt (40%) et d'argile (21%) avec une teneur en carbone organique de $1,32 \%$. Dès retour au laboratoire, le sédiment a été manuellement homogénéisé avec une large spatule puis utilisé pour le remplissage des microcosmes à raison de 200 g par microcosme. Une période d'acclimatation d'une semaine a été nécessaire avant d'entamer l'expérience proprement dite.

Contamination du sédiment avec du pénicilline G

Le sédiment destiné à être contaminé a été tout d'abord congelé et décongelé à trois reprises pour détruire sa méiofaune (AUSTEN *et al.*, 1994), puis tamisé sur un tamis de $63 \mu\text{m}$ pour enlever les grosses particules. Ensuite, des quantités de 100 g de sédiment sec ont été préalablement contaminées avec des doses appropriées de pénicilline G dans le but d'obtenir après mélange avec 200 g de sédiment naturel cinq concentrations en ce produit pharmaceutique correspondant à 3 mg. L^{-1} (D1), 30 mg. L^{-1} (D2), 300 mg. L^{-1} (D3), 600 mg. L^{-1} (D4) et 700 mg. L^{-1} (D5). Avant que les microcosmes ne soient installés, les 100 g de sédiment contaminés ont été conservés pendant une semaine à 5°C pour stabilisation.

Démarrage de l'expérience

Les microcosmes consistent en des bouteilles en verre de 567 ml (Fig. 1).

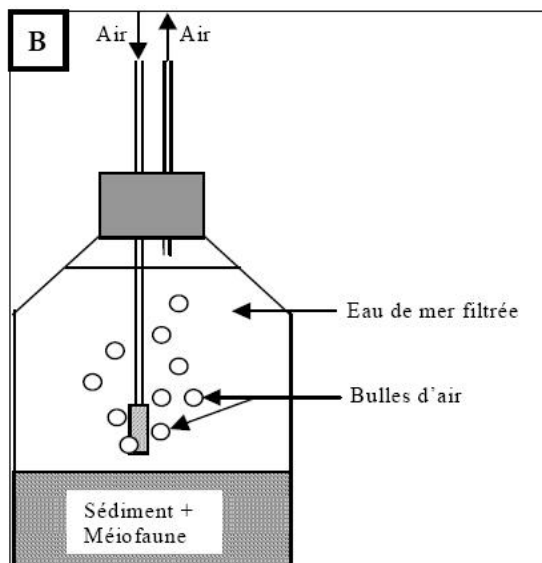


Figure 1: Représentation schématique d'un microcosme utilisé dans la présente étude.

Tableau I : Codes utilisés pour identifier les différents microcosmes.

Traitement	Code
Sédiment non contaminé	T
Sédiment avec une dose finale en pénicilline G égale à 3 mg. L ⁻¹	D1
Sédiment avec une dose finale en pénicilline G égale à 30 mg. L ⁻¹	D2
Sédiment avec une dose finale en pénicilline G égale à 300 mg. L ⁻¹	D3
Sédiment avec une dose finale en pénicilline G égale à 600 mg. L ⁻¹	D4
Sédiment avec une dose finale en pénicilline G égale à 700 mg. L ⁻¹	D5

Tous, sauf les témoins, ont été remplis, tout d'abord avec 300 g de sédiment (200 g de sédiment naturel + 100 g (poids sec) de sédiment contaminé) puis avec de l'eau lagunaire préalablement filtrée sur un tamis de 1 µm. Dans les microcosmes témoins, 100 g (poids sec) de sédiment dépourvu de méiofaune sont ajoutés à 200 g de sédiment naturel. Chaque microcosme fonctionne comme un système fermé avec une aération continue assurée par une pompe à air. Tous, sauf les témoins, ont été remplis, tout d'abord avec 300 g de sédiment (200 g de sédiment naturel + 100 g (poids sec) de sédiment contaminé) puis avec de l'eau lagunaire préalablement filtrée sur un tamis de 1 µm. Dans les microcosmes témoins, 100 g (poids sec) de sédiment dépourvu de méiofaune sont ajoutés à 200 g de sédiment naturel. Chaque microcosme fonctionne

comme un système fermé avec une aération continue assurée par une pompe à air. La fiabilité d'un tel dispositif expérimental a été vérifiée par plusieurs auteurs (Austen *et al.*, 1994 ; Schratzberger & Warwick 1998). Un microcosme témoin et cinq traitements, correspondant aux cinq niveaux d'enrichissement par la pénicilline G, ont été utilisés. Pour chaque type de microcosme, trois répliques ont été considérées. Toutes les expériences ont été achevées après 30 jours et le sédiment de chaque microcosme a été conservé dans du formol à 4 % en vue d'étudier sa méiofaune.

Dans le texte, les microcosmes sont identifiés selon les codes présentés dans le tableau I.

Techniques d'étude de la méiofaune

Les différents taxons méiofaunistique, colorés au rose bengale, ont été extraits par la méthode de lévigation-tamassage (Vitiello & Diné, 1979) et comptés sous loupe binoculaire.

Traitement statistique des données

La plupart des analyses statistiques des données ont été décrites par Clarke (1993) et Clarke & Warwick (2001). Le test paramétrique ANOVA d'ordre 1 a été utilisé pour mettre en évidence d'éventuelles différences significatives globales entre les différents microcosmes. En cas de signification ($p < 0,05$), le test *post-hoc* de Tukey-HSD nous a permis d'effectuer des comparaisons multiples afin de repérer les paires de microcosmes significativement différents.

RESULTATS

Effets sur les densités de la méiofaune totale

Les densités méiofaunistiques moyennes ont été très fluctuantes. Les microcosmes témoins ont montré une valeur moyenne de 91 ± 22 ind.mic⁻¹. Une élévation de la densité moyenne de la méiofaune a été observée pour les doses les plus faibles du contaminant (Fig. 2). Ainsi, une valeur moyenne de 161 ± 11 ind. mic⁻¹

a été associée pour la dose D1 et une valeur de 220 ± 22 ind. mic⁻¹ pour la dose D2. Cette dernière valeur représente la densité moyenne la plus élevée de l'expérience. Une tendance opposée par rapport à D2 et D3 a été enregistrée à partir de la troisième dose en montrant une réduction numérique de la méiofaune (85 ± 11 - 20 ± 1 ind. mic⁻¹).

L'analyse par le test post-ANOVA de Tukey-HSD, utilisé pour les comparaisons multiples, a montré des différences significatives ($p < 0,05$) des effectifs des microcosmes traités par les doses D1, D2 et D5 par rapport à la densité moyenne des microcosmes témoins.

Effets sur les densités nématologiques

Les densités moyennes nématologiques ont présenté des fluctuations similaires à celles observées pour la méiofaune totale, vu que les nématodes libres marins ont constitué le taxon méiofaunistique le plus abondant. Ainsi, les microcosmes témoins ont montré une valeur moyenne de 60 ± 6 ind. mic⁻¹. L'exposition de la nématofaune aux deux premières doses a été exprimée par une pullulation de la nématofaune (Fig. 3) (D1 : 119 ± 6 ind. mic⁻¹, D2 : 150 ± 4 ind. mic⁻¹). Au-delà de cette dose une chute des densités moyennes nématologiques a été

Densités moyennes de la méiofaune totale (ind.mic⁻¹)

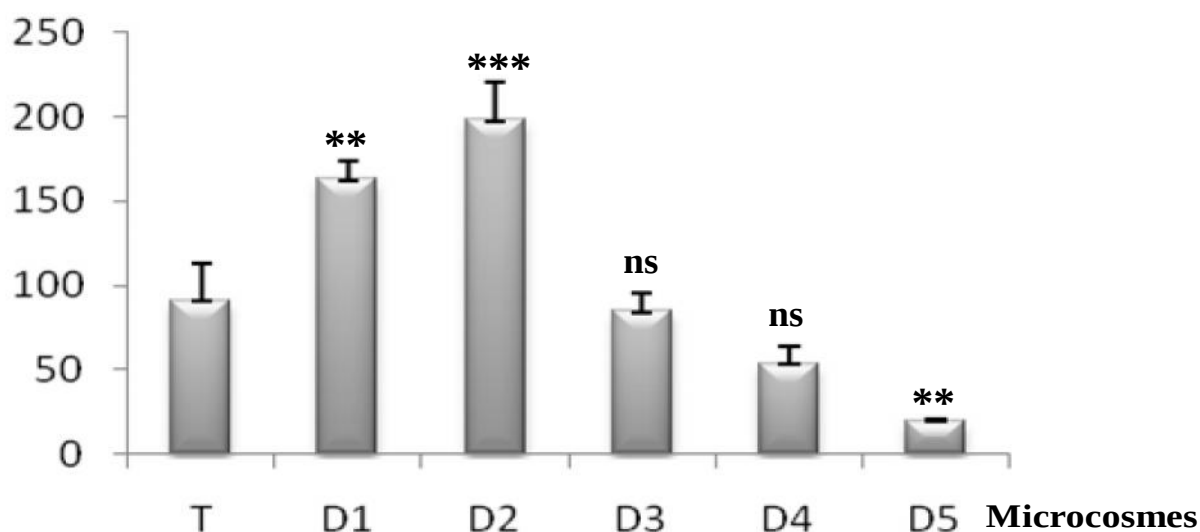


Figure 2 : Densités moyennes de la méiofaune totale dans le microcosme témoin (T) et dans ceux contaminés par les doses croissantes en pénicilline G ([D1], [D2], [D3], [D4], [D5]). ** : Différence très significative ($p > 0,01$); *** : Différence hautement significative ($p < 0,001$) ; ns : Différence non significative ($p > 0,05$).

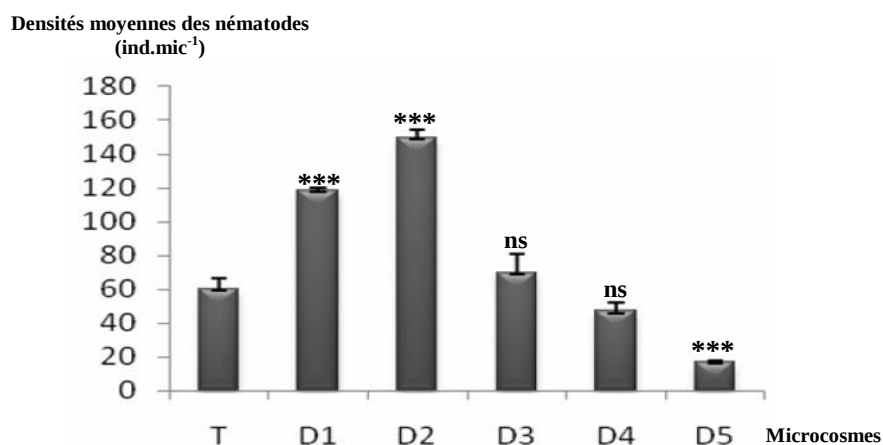


Figure 3 : Densités moyennes des nématodes libres marins dans le microcosme témoin (T) et dans ceux contaminés par les doses croissantes en pénicilline G ([D1], [D2], [D3], [D4], [D5]). ** : Différence très significative ($p < 0,01$); *** : Différence hautement significative ($p < 0,001$) ; ns : Différence non significative ($p > 0,05$)

remarquée et des valeurs de 70 ± 11 ind. mic⁻¹, 47 ± 5 ind. mic⁻¹ et 17 ± 1 ind.mic⁻¹ ont respectivement caractérisé les microcosmes traités par les doses D3, D4 et D5.

Les résultats de l'analyse statistique par le test ANOVA ont indiqué que la contamination par la pénicilline G s'est traduite par une modification globale significative des densités nématologiques ($p < 0,05$). L'analyse par le test HSD de Tukey a détecté des différences significatives entre les effectifs moyens des microcosmes soumis aux doses D1, D2 et D5 et ceux des microcosmes témoins.

Effets sur les densités des copépodes benthiques

La densité moyenne des copépodes a significativement augmenté au niveau des microcosmes traités par les doses D1 (19 ± 4 ind. mic⁻¹

¹) et D2 (33 ± 17 ind. mic⁻¹) par rapport aux microcosmes témoins (1 ± 2 ind. mic⁻¹). Au contraire, une absence de signification a été observée entre les microcosmes témoins et ceux traités par la dose D3 : ($1 \pm ?$ ind. mic⁻¹), D4 (2 ± 2 ind. mic⁻¹) et D5 (1 ± 1 ind. mic⁻¹) (Fig. 4).

Effets sur les densités des oligochètes

Hormis la densité moyenne en oligochètes du microcosme traité par la dose D1 (13 ± 2 ind. mic⁻¹) qui a montré une différence juste significative par rapport aux microcosmes de référence, les densités moyennes des microcosmes traités par les doses D2, D3, D4 et D5 leur ont été statistiquement similaires (7 ± 2 ind. mic⁻¹) (Fig. 5).

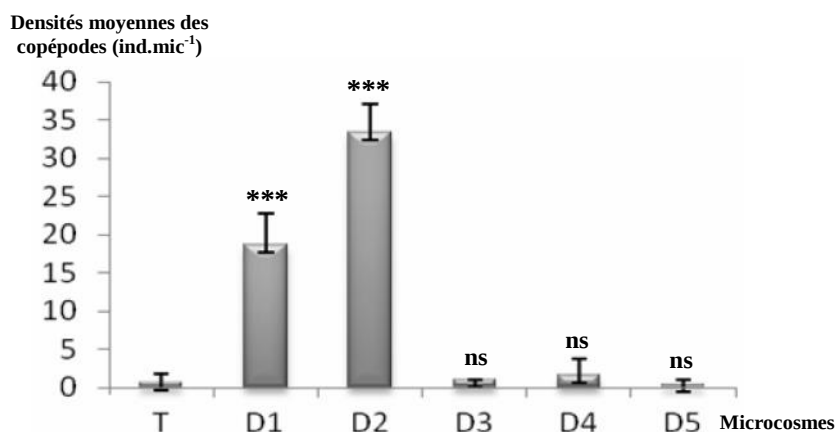


Figure 4: Densités moyennes des copépodes dans le microcosme témoin (T) et dans ceux contaminés par des doses croissantes en pénicilline G ([D1], [D2], [D3], [D4], [D5]). ** : Différence très significative ($p < 0,01$); *** : Différence hautement significative ($p < 0,001$) ; ns : Différence non significative ($p > 0,05$).

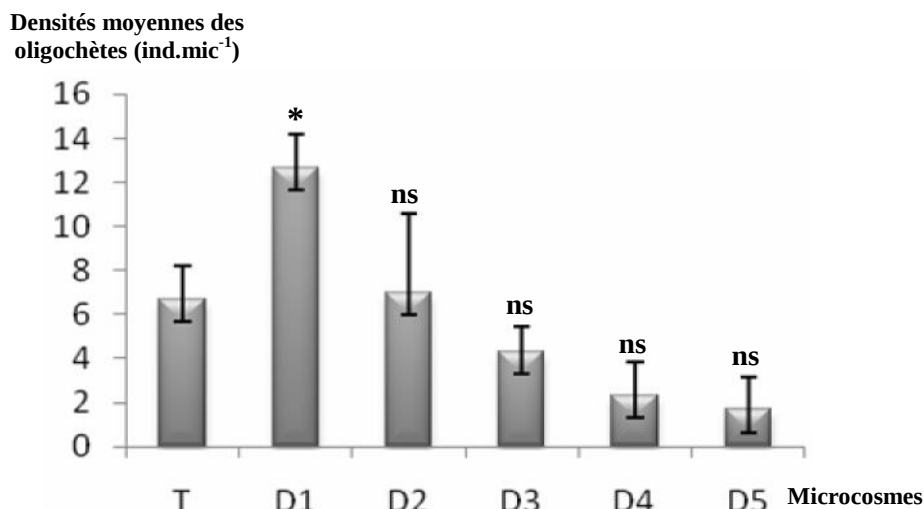


Figure 5 : Densités moyennes des oligochètes dans le microcosme témoin (T) et dans ceux contaminés par des doses croissantes en pénicilline G ([D1], [D2], [D3], [D4], [D5]). * : Différence significative ($p < 0,05$) ; ** : Différence très significative ($p < 0,01$) ; *** : Différence hautement significative ($p < 0,001$) ; ns : Différence non significative ($p > 0,05$).

Effets sur les densités des polychètes

Les polychètes ont été absents des microcosmes traités par les plus fortes doses (D4 et D5). Au niveau des microcosmes traités par les doses D1, D2 et D3, les densités moyennes des polychètes ont été significativement réduits par rapport aux microcosmes témoins

DISCUSSION

Nos résultats issus d'une étude expérimentale réalisée sur une communauté méiofaunistique originaire de la lagune de Bizerte (Echaraà) plaident en faveur d'un impact significatif de la pénicilline G sur les densités des principaux taxons méiobenthiques. Toutefois, ces réponses ont été nettement dépendantes du groupe méiofaunistique et de la dose en antibiotique utilisée. La littérature scientifique ne dispose pas de travaux concernant les effets néfastes de la pénicilline G sur les invertébrés marins. Cependant, Comely (1972) a mentionné que la pénicilline seule ou en association avec d'autres antibiotiques donne des résultats confus et peut avoir des effets nocifs. Des résultats traitant des groupes zoologiques proches ont été décrits dans la littérature. En effet, la toxicité aiguë d'un autre antibiotique de la famille des Nitrofurannes (Furazolidone) a été évalué *in vivo* sur deux espèces de crustacés, *Artemia salina* et *Daphnia magna*. Les résultats ont indiqué une toxicité significative du composé sur *D. magna*, tandis que *Artemia salina* s'est avérée beaucoup moins sensible (Marci *et al.*, 1988). Marci *et al.*, (1988) ont supposé que

plusieurs raisons peuvent expliquer les différences de sensibilité observées entre *A. salina* et *D. magna*. Une d'entre elles a été basée sur la possibilité d'un ralentissement du taux d'ingestion causé par la substance toxique. Ceci a été aussi signalé par Flickinger *et al.*, (1982) qui ont noté un ralentissement du processus de filtration chez *D. magna* lors de son exposition au cuivre. Une réponse très proche a été observée par Marci & Sbardella (1984) sur une population de *D. magna* contaminé par du Nitrofurazone et du Furaltadone. Chez les espèces où ce processus n'est pas vraiment envisageable, l'ingestion accrue des toxiques affecterait les CL 50 entraînant ainsi sa bioaccumulation. La deuxième explication proposée par Marci *et al.*, (1988) a été basée sur les différences des modes de filtration des espèces considérées. Certaines ne font aucune sélection des particules et avalent celles utiles pour la nutrition et aussi des particules inutiles, voire dangereuses, ce qui entraîne une concentration des toxiques dans le tube digestif. Au contraire, *D. magna* filtre les particules à ingérer en fonction de leur taille (Korinek *et al.*, 1981).

L'explication de nos résultats est probablement liée au comportement alimentaire de la méiofaune. En effet, au sein de ce groupe, toutes sortes de comportements trophiques pourraient être représentées. Swedmark (1964), Chia & Warwick (1969), Montagna (1984) et Buat (1996) ont retenu 4 principaux types alimentaires pour la méiofaune : (1) les prédateurs qui se nourrissent sur la méiofaune, la méiofaune voire la petite macrofaune vivante, (2) les

mangeurs de films bactériens et de diatomées, (3) les détritivores et (4) les suspensivores.

Les nématodes, groupe dominant de loin la méiofaune, ont été divisés en 4 groupes trophiques en fonction de la morphologie buccale (Wieser, 1953 ; Riemann & Schrage, 1978 ; Renaud-Marnant *et al.*, 1984 ; Heip *et al.*, 1985) : les microvores (1A), les déposivores (1B), les consommateurs de diatomées (2A) et les carnivores-omnivores (2B) qui mangent des proies vivantes ou mortes et des grosses particules organiques.

Dans le cas des copépodes, second groupe méiobenthique dont le régime alimentaire a été très bien étudié, une grande diversité dans les régimes alimentaires a été aussi notable (Hicks & Coull, 1983 ; Hicks & Coull, 1983 ; Rieper, 1985 ; Lehman & Reid, 1992). Les copépodes semblent se nourrir essentiellement sur trois sources, les diatomées, les bactéries et les débris organiques.

L'augmentation des densités moyennes des nématodes libres marins et des copépodes pour les deux premières doses (D1 et D2) et celle des oligochètes (D1) peut être due à une baisse de la charge bactérienne nuisible dans les microcosmes étudiés sous l'effet de la pénicilline G. En effet, cet antibiotique, utilisé à des concentrations de 1, 30 et 100 mg.L⁻¹ par Lucain & Martin (1974) a été bénéfique pour l'élevage du mollusque lamellibranche *Cardium glaucum*. Ces auteurs ont remarqué qu'il y avait une réduction de la mortalité pour les doses les plus faibles (1 et 30 mg.L⁻¹) et une bonne survie accompagnée d'une croissance satisfaisante pour la plus forte dose (100 mg.L⁻¹).

Pour les plus importantes doses (D3 : 300 mg.L⁻¹, D4 : 600 mg.L⁻¹ et D5 : 700 mg.L⁻¹), la diminution des densités nématologiques peut être due à l'élimination de certaines espèces de nématodes libres appartenant aux groupes trophiques bactériophages (1A et 1B). Ainsi ses bactéries vont être probablement éliminées sous l'action des fortes doses en pénicilline G induisant par conséquent la disparition de la principale source de nutrition pour ces nématodes. D'autant plus, certains nématodes à grandes cavités buccales (essentiellement les omnivores prédateurs 2B) ingèrent les nématodes bactériophages peu corpulents participant ainsi à l'amoinissement de leur présence. Ce fait a été observé dans le cas d'*Enoplus brevis*, un redoutable prédateur de nématodes et d'oligochètes (Hellwig-Armonies *et al.*, 1991).

Costanzo *et al.* (2005) ont indiqué qu'une longue exposition des organismes aquatiques à des composés actifs comme les antibiotiques pourrait avoir des effets néfastes sur les populations bactériennes intervenant dans le recyclage de la matière dans les eaux naturelles. Pomati *et al.* (2006) ont indiqué qu'en plus de la toxicité directe de nombreuses molécules, des effets cumulatifs ou synergiques avec

d'autres antibiotiques ou différentes catégories de polluants pourraient être envisageables entraînant une sélection de souches bactériennes antibio-résistantes (Obst *et al.*, 2006 ; Kleiner *et al.*, 2007).

CONCLUSION

Les différents taxa méifaunistiques ont été différemment affectés par les cinq doses testées de la pénicilline G (D1 : 3 mg.L⁻¹, D2 : 30 mg.L⁻¹, D3 : 300 mg.L⁻¹, D4 : 600 mg.L⁻¹ et D5 : 700 mg.L⁻¹). En effet, une élévation des densités nématologiques et copépodologiques a été observée avec les doses les plus faibles. Cet accroissement numérique a été suivi d'une diminution progressive des effectifs avec les doses les plus fortes. Au contraire, les densités des oligochètes et des polychètes ont chuté pour toutes les doses testées par rapport au témoin.

Les effets de la pénicilline G sur la composition de la méiofaune semblent être étroitement dépendants de la dose de l'antibiotique appliqué. Ainsi, la limitation des sources trophiques suite à l'ajout croissant de la pénicilline G est susceptible de provoquer l'altération de la structure des communautés nématologiques voire de l'écosystème entier du fait que les nématodes et les copépodes méiobenthiques constituent une source alimentaire de plusieurs espèces de crustacés et de poissons, surtout à leurs stades larvaires (Renaud-Mornant *et al.*, 1984 ; Coull, 1990).

BIBLIOGRAPHIE

- ANPE, 1990. - Diagnostic préliminaire pour l'étude de l'équilibre écologique du lac de Bizerte : 72p.
- Austen M. C., McEvoy A. J. et Warwick R. M., 1994. The Specificity of Meiobenthic Community Responses to Different Pollutants: Results from Microcosm Experiments. *Mar. Pollut. Bull.*, 28 : 557-563.
- Buat, P., (1996). Importance et rôle de la méiofaune dans le cycle de la matière et de l'énergie des lagons d'atoll, *Thèse en océanologie*. Université française du pacifique. 202 pages
- Chia, F.S., Warwick, R.M. (1969). Assimilation of labelled glucose from sea water by marine nematodes. *Nature*, 224: 720- 721.
- Clarke K. R. et Warwick R. M., 2001. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *2nd edition*. PRIMER-E: Plymouth., UK, 164 p.
- Clarke K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18 : 117-143.
- Comely, C.A., 1972. Larval culture of the scallop *Pecten maximus*. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 34 (3): 365-378.

- Costanzo S. D., Murby J. and Bates J. (2005). "Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment." *Marine Pollution Bulletin*. 51 (1-4): 218.
- Coull, B. C. 1990. Are members of the meiofauna food for higher trophic levels? Transactions of the American Microscopical Society 109(3):233-246.
- Flickinger, A., R. Bruins, R. Winner & J. Skillings, 1982. Filtration and phototactic behaviour as indices of chronic copper stress in *Daphnia magna* Straus. *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 11: 457-463.
- Heip C., Vincx M. et Vranken G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 23 : 399-489.
- Hellwig-Armonies, M., Armonies, W., Lorenzen, S. (1991). The diet of Enoplus brevis (Nematoda) in a supralittoral salt marsh of the North Sea. *Helgoländer Meeresunters.*, 45: 357-372.
- Hicks, G.R.F., Coull, B.C. (1983). The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 21: 67-175.
- Kleiner D. K., Kat S. E. and Ward P. M. L., 2007. "Development of in vitro antimicrobial resistance in bacteria exposed to residue level exposures of antimicrobial drugs, pesticides and veterinary drugs." *Chemotherapy*. 53(2): 132-136.
- Korinek, V., Krepelova, B., and Machacek, J., 1981. Filtering structures in cladocera and their ecological significance. II. Species of the genera *Daphnia* and *Ceriodaphnia*. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 21, 1567.
- Lehman, P.S., Reid, J.W. (1992). Phyllognathopus viguieri (Crustacea: Harpacticoida), a predaceous copepod of phytoparasitic, entomopathogenic, and free-living nematodes. *Soil. Crop. Sci. Soc. Florida Proc.*, 52: 78-82.
- Lucain, C. et Martin, Y., 1974. Culture expérimentale de mollusques bivalves: essais sur *Cardium glaucum*, Bruguière 1789. *These, Aix Marseille III*, 186 pp., mimeographed.
- Macri, A., & Sbardella, E. (1984). Toxicological evaluation of nitrofurazone and furaltadone on *Selenastrum carpicornutum*, *Daphnia magna* and *Musca domestica*. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 8, 101-105.
- Macri, A., Stazi, A. V., & Dojomi di Delupis, G. (1988). Acute Toxicity of Furazolidone on *Artemia salina*, *Daphnia magna*, and *Culex pipiens molestus* Larvae. *Ecotoxicol Environ safety* 16, 90-94.
- Montagna, P.A. (1984). Competition for dissolved glucose between meiobenthos and sediment microbes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 76: 177-190.
- Obst U., Schwartz T. and Volkmann H., 2006. "Antibiotic resistant pathogenic bacteria and their resistance genes in bacterial biofilms." *International Journal of Artificial Organs* 29(4): 387-394.
- Pomati F., Castiglioni S., Zuccato E., Fanelli R., Vigetti D., Rossetti C. and Calamari D., 2006. "Effects of a Complex Mixture of Therapeutic Drugs at Environmental Levels on Human Embryonic Cells." *Environmental Science & Technology*. 40(7): 2442-2447.
- Pouliquen H., et Le Bris H., 1996. L'antibiothérapie en pisciculture intensive Conséquences pour l'environnement. In : La Qualité de l'Eau. Amiard-Triquet C. & Hamon T., eds, *Université de Nantes, Nantes*, 201 p., 83-85.
- Renaud-Mornant, J., Bodin, P., Bodiou, J.Y., Boucher, G., Bovee (de), F., Castel, J., Coineau, N., Courties, C., Gournaut, N., Guidi, L., Lasserre, P., Soyer, J., Tournie, T., 1984. Estimation du rôle énergétique et dynamique spatio-temporelle du méiobenthos en milieu littoral: *échantillonnage et méthodologie. Rapport CNRS*: pp 263.
- Riemann, F., Schrage, M. (1978). The mucus - trap hypothesis on feeding of aquatic nematodes and implications for biodegradation and sediment texture. *Oecologia (Berl.)*, 34: 75-88.
- Rieper M. (1985). Some lower food web organisms in the nutrition of marine harpacticoid copepods: an experimental study. *Helgoländer Meeresunters.*, 39: 357-366.
- Schratzberger M. et Warwick R. M. 1998. Effects of intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 164 : 83-94.
- Swedmark, B. (1964). The interstitial fauna of marine Sand. *Biol. Rev.*, 39: 1-42.
- Vitiello P. et Dinot A., 1979. Définition et échantillonnage du méiobenthos. *Rapp. Comm. int. Explr. Scient. Mer Méd.*, 25/24 (4): 279-283.
- Wieser W., 1953. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Ark. Zool.*, 4: 439-484.