

Dispersion et disparition des bactéries conformes dans la baie de Thessaloniki

Dispersion and disappearance of coliform bacteria in the bay of Thessaloniki

J. Ganoulis

Volume 5, numéro 4, 1992

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705146ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705146ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Ganoulis, J. (1992). Dispersion et disparition des bactéries conformes dans la baie de Thessaloniki. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 5(4), 541–554. <https://doi.org/10.7202/705146ar>

Résumé de l'article

Dans les baies presque fermées de la Méditerranée, le taux de renouvellement et le pouvoir dispersif du milieu marin sont faibles. Ceci amène à des concentrations souvent élevées de bactéries coliformes à la sortie des stations d'épuration, même munies de filières biologiques. L'élevage de coquillages dans ces baies constitue une contrainte supplémentaire aux concentrations maximales de bactéries permises selon les normes de la CEE.

Le problème a été posé pour le fonctionnement de la station d'épuration de la ville de Thessaloniki. Le but de cette étude a été l'analyse quantitative de la dispersion et de la mortalité des bactéries coliformes. Pendant le premier semestre 1990, plusieurs campagnes de mesures ont permis l'échantillonnage et la détermination des concentrations de bactéries coliformes à quatre stations, situées au voisinage d'une source de contamination bactérienne. Parallèlement un modèle mathématique basé sur la simulation de la marche au hasard a été mis au point.

Après étalonnage, ce modèle a servi comme outil pour simuler les impacts, sur les sites de conchyliculture, des eaux usées de la ville.

Dispersion et disparition des bactéries coliformes dans la baie de Thessaloniki

Dispersion and disappearance of coliform bacteria in the bay of Thessaloniki -

J. GANOULIS¹

Reçu le 18 juillet 1991, accepté pour publication le 1^{er} juin 1992*.

SUMMARY

In this paper, the contamination of coastal waters by coliform bacteria is considered. The problem is studied in the bay of Thessaloniki (N. Greece) using sampling, laboratory analysis and computerized mathematical modeling. The case study is typical for semi-enclosed bays in the Mediterranean sea. The water renewal and dispersion capacity of the sea are very low and high concentrations of coliform bacteria can be expected. This is the case when modern technology (biological treatment) is used in the sewage treatment stations and chlorination or other types of disinfection are kept low in order to avoid the formation of THM (Tri-Halo-Methanes). The problem of meeting the water quality standards is more difficult, when shellfish growing waters are to be protected.

Impacts to marine environment from sewage and industrial effluents depend on 1) the degree of wastewater treatment, 2) the location of the disposal site and 3) the receiving capacity of coastal waters. The latter means the maximum quantity of pollutants that a given area can receive without adverse effects (e. g. eutrophication, change of colour, odours). In the marine environment the receiving capacity is very difficult to assess, as it varies with very irregular way both in space and time. For coliform bacteria, the receiving capacity of a coastal area depends on the dispersive characteristics of the bay and the mortality conditions of the bacteria. These are studied here for the case of the bay of Thessaloniki.

The bay of Thessaloniki is located in the NW Aegean sea (Eastern Mediterranean). It is a shallow, semi-enclosed basin communicating with the open sea from the south boundary only. The northern part of the bay has a total area of 300 Km² and a maximum depth of 30 m. It is actually heavily polluted by untreated sewage coming from the city of Thessaloniki. Pollutant loads are estimated as 150 000 m³/d of sewage and 60 000 m³/d of industrial effluents.

1. Laboratoire d'Hydraulique, Ecole Polytechnique de l'Université Aristote de Thessaloniki, 54006 Thessaloniki, Grèce.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 juin 1993.

The sewage treatment station of the city has started now operating. The provisional disposal site is located in the west coast, three Km from Paliomana, where marine farms for mainly mussels and other shellfishes have been developed. In view of the economic importance of these activities and the need to protect the public health, it is important to assess the impacts from wastewater to the coastal area.

The main objective of the study is the quantitative evaluation of the dispersion and mortality conditions of coliform bacteria in the bay of Thessaloniki. The aim of the project is the choice of the disposal site of the sewage after treatment, by predicting the water impacts from sewage discharges. During the first semester of 1990 (Fevr.-July 90) sampling and laboratory analyses of *E. coli* concentrations have been made every 15 days in 4 stations. Some of the samples have been taken during the night. Statistical analysis of the results gave the distribution in space of the max, min, median and C_{80} values of *E. coli* (C_{80} is the concentration which is not exceeded for 80 % cases).

The fate of bacteria in the marine environment is described by the convective-dispersive equation, including the decay term. A linear dependence between bacterial mortality and bacterial concentration is assumed. Over the years the advective dispersive equation has been extensively investigated and numerically approximated by numerous methods. Finite differences and finite elements have been used and produced stable numerical results. However, significant errors are introduced in all these numerical simulations. These are due to the fact that only a limited number of terms in the Taylor series expansions are taken into account. Explicit algorithms suffer from the so-called numerical diffusion. This is an artificial diffusion related to the truncation errors. It is superimposed on the physical diffusion and leads to an excessive attenuation of the input signals. Implicit finite difference algorithms introduce trailing effects because the initial signals are propagated at velocities that differ from the physical ones. It seems that particle methods based on random walks are more flexible and easy to use and lead to relatively accurate results.

A random walk computerized mathematical algorithm is developed to simulate the dispersion and mortality of coliform bacteria in the bay. By use of a large number of particles ($10^3 - 10^4$) which move with the current velocities and by random displacements following a Gaussian distribution, the contour lines of equal concentrations are obtained. The couple of values for the dispersion coefficient D and the mortality time T_{90} , which simulate better the space distribution of C_{80} values is : $D = 4 \text{ m}^2/\text{s}$, $T_{90} = 5 \text{ h}$.

The same value of the dispersion coefficient has been independently found by tracking floating drogues in similar wind conditions (moderate wind). It is concluded that the above values of dispersion and bacterial mortality reflect the characteristic conditions of the bay and can be used to predict the impacts from sewage discharges.

Key words : coastal waters, dispersion, coliform bacteria, mortality, mathematical modelling, random walk, simulation.

RÉSUMÉ

Dans les baies presque fermées de la Méditerranée, le taux de renouvellement et le pouvoir dispersif du milieu marin sont faibles. Ceci amène à des concentrations souvent élevées de bactéries coliformes à la sortie des stations d'épuration, même munies de filières biologiques. L'élevage de coquillages dans ces baies constitue une contrainte supplémentaire aux concentrations maximales de bactéries permises selon les normes de la CEE.

Le problème a été posé pour le fonctionnement de la station d'épuration de la ville de Thessaloniki. Le but de cette étude a été l'analyse quantitative de la dispersion et de la mortalité des bactéries coliformes. Pendant le premier semestre 1990, plusieurs campagnes de mesures ont permis l'échantillonnage et la détermination des concentrations de bactéries coliformes à quatre stations, situées au voisinage d'une source de contamination bactérienne. Parallèlement un modèle mathématique basé sur la simulation de la marche au hasard a été mis au point.

Après étalonnage, ce modèle a servi comme outil pour simuler les impacts, sur les sites de conchyliculture, des eaux usées de la ville.

Mots clés : *dispersion, mortalité, bactéries coliformes, modélisation mathématique, marche au hasard, prévision, contamination, coquillages.*

1 - INTRODUCTION

Le rejet des eaux usées provenant de grandes agglomérations urbaines méditerranéennes dans des baies presque fermées, pose de nombreux problèmes de protection du milieu marin. D'une part, les courants faibles, induits principalement par le vent, conduisent à un taux de renouvellement de l'eau et un pouvoir dispersif du milieu marin réduits. D'autre part, les stations d'épuration modernes des grandes villes, même équipées de filières de traitement biologique, déversent à leur sortie, avant désinfection éventuelle, des concentrations élevées en bactéries coliformes (QUETIN et DEROUVILLE, 1986).

La désinfection à l'aide du chlore est de plus en plus à éviter. En effet, en présence de composés organiques, des hydrocarbures chlorés se forment, qui sont toxiques. De plus, l'emploi d'autres désinfectants tels que le bioxyde de chlore (BEN AMOR *et al.* 1990) ou l'ozone est encore dans la phase de la recherche et du développement. Il se pose donc le problème de la protection du milieu par les contaminations bactériennes. Ce problème devient grave, lorsque à proximité des déversements des stations d'épuration existent des parcs d'élevage de coquillages, qui concentrent virus et bactéries présents dans l'eau de mer. La consommation de coquillages contaminés peut provoquer des infections alimentaires.

La question a été examinée pendant la phase des études sur le choix du site d'évacuation des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Thessaloniki (GANOULIS, 1988 ; 1990). Le déversement des eaux usées est situé à l'intérieur de la baie de Thessaloniki, où beaucoup d'activités d'élevage de coquillages ont été développées au cours de ces dernières années. Il a donc paru indispensable d'étudier les capacités de dispersion et d'élimination des bactéries coliformes du milieu marin, afin de mieux protéger les parcs de coquillages. L'étude se fonde sur des mesures in-situ et le développement de modèles mathématiques fiables, permettant la prévision des impacts sur le milieu marin des charges microbiennes.

Dans cet article, les résultats des campagnes, de mesures et leurs caractéristiques statistiques sont tout d'abord présentés. Ensuite, le principe de la simulation numérique, basée sur la marche au hasard d'un ensemble de particules est brièvement exposé. Le calage des simulations numériques aux résultats des mesures a permis de déterminer le coefficient de dispersion et le temps de survie T_{90} des bactéries coliformes correspondant aux caractéristiques moyennes de la baie de Thessaloniki. L'emploi du modèle mathématique en tant qu'outil pour le choix du site d'évacuation des eaux usées de la ville, est par la suite évoqué.

2 - CAMPAGNES DE MESURES ET RÉSULTATS

Site d'étude et méthodologie des mesures

La baie de Thessaloniki est située à l'angle Nord-Ouest de la mer d'Egée (*fig. 1. a*). Elle forme un bassin côtier fermé sur tous les côtés, excepté sur le côté sud, où il y a communication avec la mer ouverte. Comme le montre la Figure 1. b, la ville est située sur la partie nord de la baie. Elle est actuellement la principale source de pollutions, en déversant dans la baie à peu près 150 000 m³/j, d'eaux usées sans épuration. A cette quantité, on doit rajouter à peu près 60 000 m³/j d'effluents industriels.

Actuellement les travaux d'assainissement de la ville de Thessaloniki ont été achevés dans leur majeure partie. Un collecteur principal traverse la ville se dirigeant vers l'ouest où sont situés l'usine d'épuration et la zone industrielle. L'étude initiale prévoyait la rivière Axios comme milieu récepteur des eaux usées après épuration (*fig. 1. b*). Toutefois, le classement de la région côtière autour de la rivière comme zone prioritaire à protéger contre les pollutions, a conduit récemment à réexaminer le site de déversement des eaux usées.

Ce site se trouve sur la côte ouest, près de Paliomana (*fig. 1. c*) où il y a deux stations de pompage PE et PO des eaux de drainage. En suivant la côte en direction Sud-Ouest, commence à une distance de 3 km à peu près de Paliomana, la zone des cultures conchylicoles (principalement des moules et des huîtres). Pour le fonctionnement de la station d'épuration, plusieurs solutions alternatives ont été proposées : (a) dans la phase initiale, qui est en fonctionnement depuis février 1992, une partie des eaux usées (~ 40.000 m³/j) est déversée par la station de pompage PE (b) dans la phase finale, un émissaire sous marin serait construit à 2 km environ de la côte et à 20 m de profondeur soit près de Paliomana (S₁) soit 6.5 km environ plus au Sud (S₂) (*fig. 1. b*).

La station de pompage PE étant actuellement une source de pollution des eaux marines, un programme d'échantillonnage et d'analyses en laboratoire a été développé pendant la période février-juillet 1990. Parmi les paramètres de

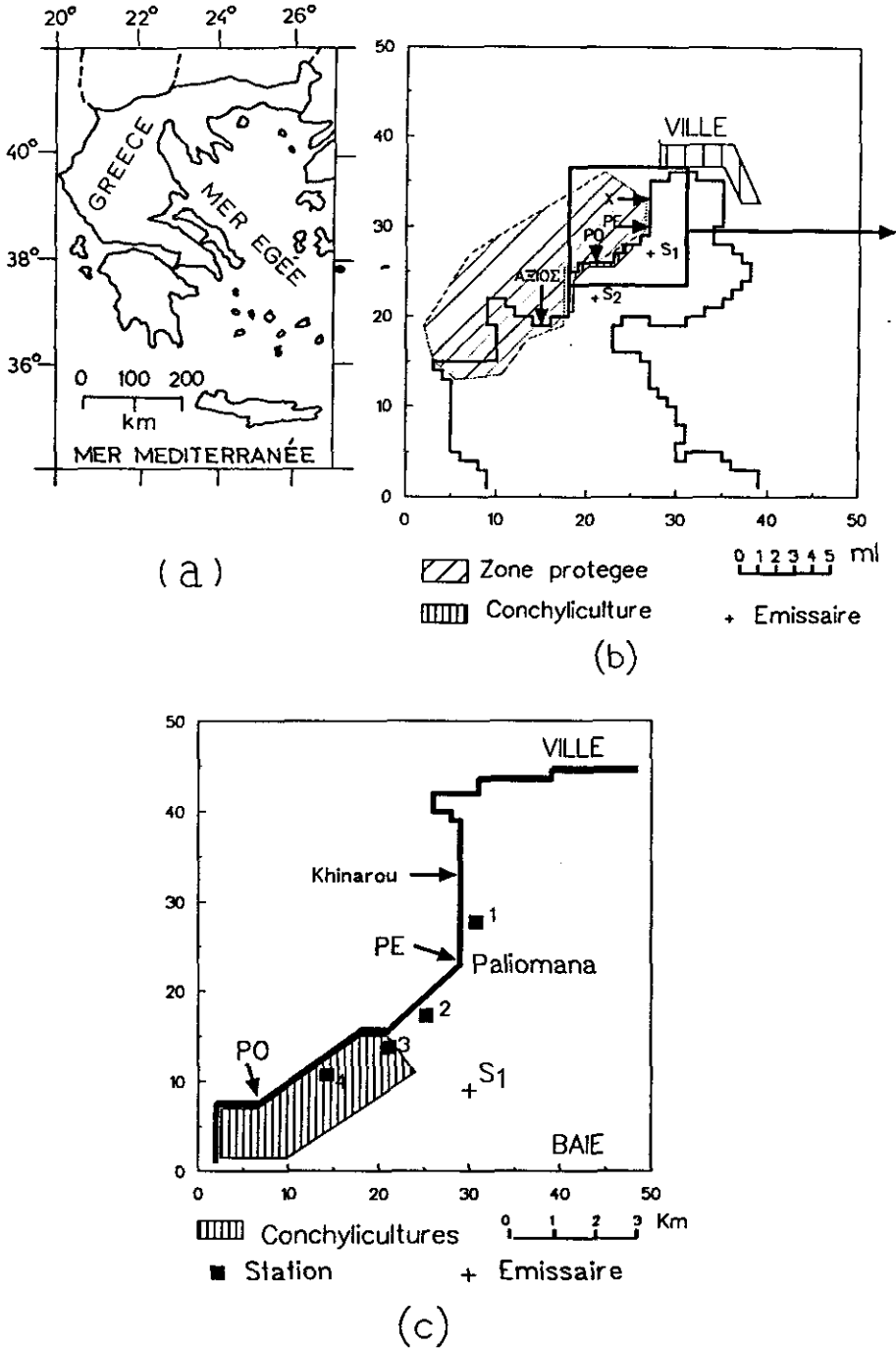


Figure 1 La baie de Thessaloniki (a), (b) et le site d'étude (c).
 The bay of Thessaloniki (a), (b) and the study area (c).

pollution mesurés aux stations de pompage PE et PO et aux quatre stations côtières (1-4, fig. 1. c), les concentrations bactériennes de *coliformes totaux* et de *Escherichia coli* (*E. coli*) ont été mesurées avec une fréquence de 15 jours environ. Afin de tester l'influence de la luminosité, le 6 Novembre 1990 et pendant 24 heures (jour et nuit) six mesures supplémentaires ont été effectuées, environ toutes les 4 heures.

Une bonne connaissance existe sur les conditions générales de circulation et de la qualité des eaux dans la baie, à l'aide de mesures saisonnières dans la période 1984-1991 (GANOULLIS, 1991). D'après ces résultats, les stations 2, 3 et 4 sont situées en général dans la zone d'influence des pollutions provenant de la station PE. Par ailleurs des mesures de *E. coli* dans des stations situées à quelques kilomètres des côtes et en dehors de la zone de déversement des eaux usées de la ville donnent des valeurs moyennes faibles < 1 org. /100 ml.

Pour dénombrer les *coliformes totaux* et les *E. coli* au laboratoire, la méthode de filtration a été utilisée. Le prélèvement des échantillons a été effectué à l'aide de seringues stérilisées, à quelques centimètres au-dessous de la surface libre. Les échantillons ont été conservés à 4 °C. La mise en culture a été fait sur le milieu ENDOAGAR de la société SANTORIUS, à la température 37 ± 0.5 °C pour les *coliformes totaux* et 44 ± 0.5 °C pour les *E. coli*. A l'aide d'une série de dilutions de l'échantillon initial, le nombre des bactéries a été compté après 24 heures.

3 - RÉSULTATS

Vues les normes européennes de la qualité des eaux côtières, les concentrations en coliformes totaux et en *E. coli* ont été mesurées. Toutefois, étant donné que du point de vue des contaminations, le polluant caractéristique est la concentration en *E. coli*, nous avons porté notre attention plus particulièrement aux résultats concernant ce paramètre. Le concentration des *E. coli* dans la station PO a été trouvée faible. Par ailleurs, comme les stations 2, 3 et 4 se trouvent en aval de PO du point de vue circulation, PO n'influence pas ces stations.

La distribution des concentrations (nombre/100 ml) dans l'espace des stations PE, 2, 3 et 4 est donnée dans les figures 2, 3 et 4. Nous constatons une réduction très rapide du nombre des bactéries sur une distance de quelques kilomètres. PE étant la source les stations 2, 3 et 4 sont situées à une distance 1,4 ; 2,8 et 4,6 km de la source. Les résultats qui paraissent dans la figure 4 se réfèrent aux mesures prises sur une durée de 24 heures (jour et nuit) à une fréquence 1 fois par 4 heures : bien que le nombre moyen des *E. coli* aux stations 2, 3 et 4 y soit supérieur à celui des figures 2 et 3 nous constatons que la réduction du nombre de bactéries est plus rapide dans la période horaire "jour" que sur un cycle de 24 heures.

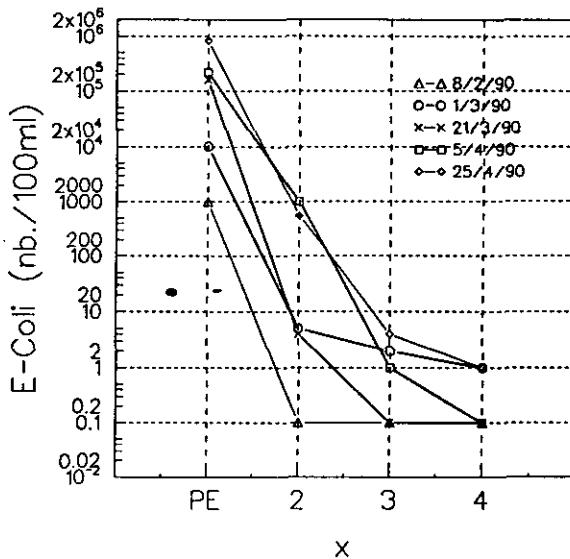


Figure 2 Concentrations de *E. coli* mesurées (8/2/90-25/4/90).
 Measured concentrations of *E. coli* (8/2/90-25/4/90).

Afin d'évaluer les paramètres quantitatifs « moyens » des résultats correspondant à des conditions diverses d'ensoleillement, le tableau 1 résume quelques caractéristiques statistiques de l'ensemble des résultats des mesures.

Tableau 1 Caractéristiques statistiques des concentrations mesurées de *E. coli* (nb/100 ml).

Table 1 Statistical characteristics of measured concentrations of *E. coli*.

Station	Nbre d'échantillon	max	C ₈₀	min	Valeur médiane
PE	13	8 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵	10 ³	7,4 x 10 ⁴
1	14	559	5	<1	1
2	14	103	252	<1	9
3	14	198	24	<1	2
4	14	19	9	<1	1

C₈₀ est la valeur de la concentration qui n'est pas dépassée dans 80 % de cas.

Les courants enregistrés au cours des mesures ont été soit presque nuls soit aux environ de 5 cm/s, direction vers le Sud-Ouest (PE-2-3-4). En tenant compte d'une vitesse moyenne des courants, le tableau 2 donne les résultats des concentrations C₈₀ en fonction de la distance par rapport à la source et au temps de parcours.

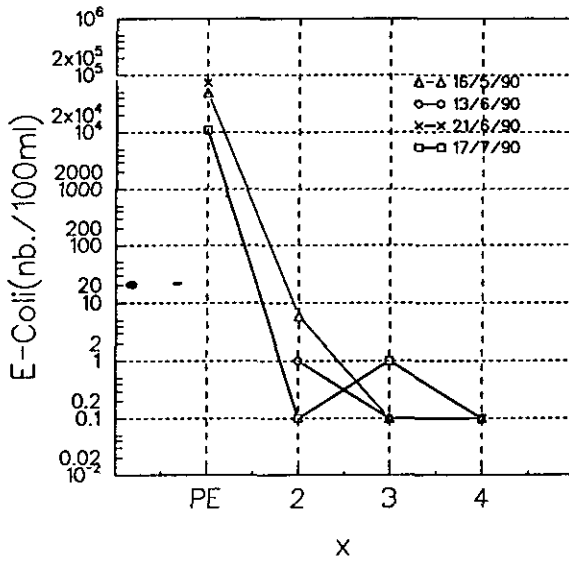


Figure 3 Concentrations de *E. coli* mesurées (16/5/90-17/7/90).
 Measured concentrations of *E. coli* (16/5/90-17/7/90).

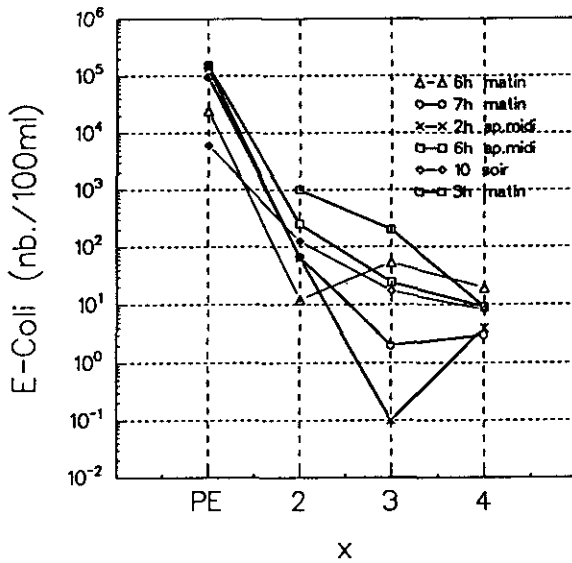


Figure 4 Concentrations de *E. coli* mesurées sur 24 h (chaque 4 h, 6/11/90).
 Measured concentrations of *E. coli* over 24 h (every 4 h 6/11/90).

Tableau 2 Variation des concentrations C_{80} de *E. coli* en fonction du temps et de la distance.

Table 2 Variation of C_{80} *E. coli* concentration versus time and distance.

Station	Distance à la source(km)	max	C_{80}
PE	0	0	$1,6 \times 10^5$
2	1,4	7,8	252
3	2,6	15,7	24
4	4,6	25,8	9

Une critique de l'analyse statistique présentée concerne le nombre relativement faible des échantillons analysés. Afin de juger de l'influence du nombre des mesures sur la précision des résultats, nous avons procédé à la même analyse statistique avec un nombre 30 % plus important de mesures qui ont été disponibles à la station de pompage PE (GANOULIS, 1990). Nous avons constaté que le nombre des échantillons analysés influence surtout la valeur médiane (diminution de 30 %) mais il exerce une influence faible (diminution de 7 %) sur la valeur des concentrations C_{80} . Ce sont les concentrations C_{80} qui sont prises en considération dans la modélisation mathématique, afin d'estimer les coefficients de dispersion et de mortalité des bactéries *E. coli*.

Dans le milieu récepteur étudié, plusieurs facteurs physiques, physico-chimiques, bio-chimiques et biologiques influencent la disparition des *E. coli*. Dans les conditions climatiques de la Méditerranée certains effets physiques comme la luminosité, la température et la salinité peuvent être prépondérants. En ce qui concerne la modélisation mathématique, nous avons supposé une loi de décroissance du premier ordre.

4 - SIMULATION MATHÉMATIQUE DU DEVENIR DES BACTÉRIES

4.1 Le modèle mathématique

La description déterministe du devenir des bactéries peut être formulée à l'aide de l'équation de la dispersion convective d'une substance non-conservative (FISCHER *et al.*, 1979). Sur un plan horizontal x-y, cette équation prend la forme suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (uC) + \frac{\partial}{\partial y} (vC) = D \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) - \lambda C \quad (1)$$

où

C : est la concentration de *E. coli* (nb/L³)

u, v : les composantes de la vitesse du courant (L/T)

D : le coefficient de la dispersion (L²/T)

λ : le coefficient de mortalité des bactéries (T⁻¹)

En tenant compte de la diminution exponentielle avec le temps du nombre de bactéries (WHO/UNEP, 1985), le coefficient λ est lié au T_{90} (temps auquel 90 % de bactéries ont disparues) par la relation :

$$\lambda = \text{Ln}10/T_{90} = 2,3/T_{90} \quad (2)$$

En réalité, l'équation aux dérivées partielles (1) est une équation stochastique. Ceci est dû aux incertitudes qui interviennent aussi bien au niveau du champ des courants, et des coefficients D et λ qu'aux conditions aux limites. La figure 5 montre à titre d'exemple, la variation dans le temps de l'intensité des courants générés par l'action du vent au voisinage du site d'étude. Le coefficient de la dispersion dépend de l'échelle spatiale (GANOULIS, 1987) et aussi de l'intensité des courants.

$$\vec{r}_p^n = (x_p^n, y_p^n) \quad p = 1, 2, \dots, N \quad (3)$$

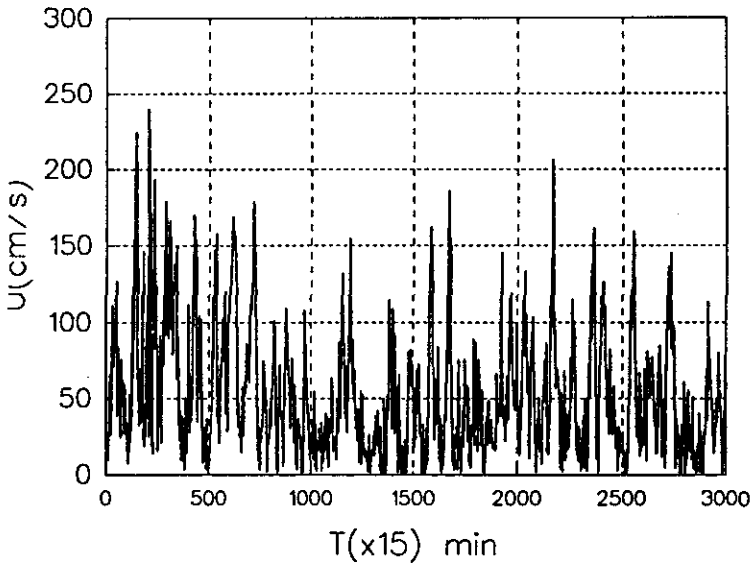


Figure 5 Variation temporelle de l'intensité des courants générés par le vent.
Time variation of the intensity of wind generated currents.

Au temps $t + \Delta t = (n + 1) \Delta t$, les particules sont déplacées selon les expressions :

$$x_p^{n+1} = x_p^n + u_p \Delta t + \xi_1 \quad (4)$$

$$y_p^{n+1} = y_p^n + v_p \Delta t + \xi_2 \quad (5)$$

où u_p, v_p sont les composantes de la vitesse du courant au point où est située la particule p et ξ_1, ξ_2 deux nombres aléatoires, qui suivent une distribution normale (loi Gaussienne) de moyenne 0 et de variance $\sigma^2 = 2D\Delta t$. D est le coefficient de la dispersion. Si en plus à chaque pas de temps un nombre de

particules proportionnel au coefficient de mortalité est enlevé du champ de l'écoulement, alors, la concentration des particules est une solution de l'équation de la dispersion convective (1). Du point de vue numérique, la concentration des particules peut être évaluée en comptant le nombre de particules situées dans une cellule donnée d'une grille maillée rectangulaire superposée. Chaque particule est suivie individuellement sur sa trajectoire. Le pas de temps est choisi de manière que chaque déplacement de la particule ne dépasse pas la moitié du pas de maillage.

Cette méthode ne comporte pas d'erreurs liées à la troncature des séries de Taylor (diffusion et dispersion numériques, GANOULIS, 1977) comme les méthodes aux différences ou éléments finis. Certaines erreurs d'interpolation sont liées à la finesse du maillage et à l'hypothèse de concentration constante de particules à l'intérieur d'une maille. Aussi des fluctuations de la concentration apparaissent dues au nombre limité des particules utilisées afin de simuler une distribution gaussienne (loi des grands nombres). En principe, un nombre total de particules N entre 10^3 et 10^4 est paru suffisant pour simuler statistiquement de manière satisfaisante le champ des concentrations.

5 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

La figure 6 montre la grille maillée utilisée pour évaluer le champ des concentrations des particules. Pour obtenir une meilleure précision de la distribution dans l'espace du nombre des particules, deux grilles emboîtées ont été utilisées (fig. 6). La première, de dimensions de maille $\Delta x = \Delta y = 926$ m, couvre toute la baie de Thessaloniki. La deuxième, plus fine, de dimensions $\Delta x = \Delta y = 231,5$ m couvre le site étudié près de Paliomana.

A chaque point du maillage, les courants sont tout d'abord définis à l'aide d'un modèle hydrodynamique (GANOULIS, 1988, 1991). Les vitesses du déplacement des particules sont évaluées par interpolation linéaire dans les directions x et y . A chaque expérience numérique, le nombre total des particules est placé à la source de la pollution. Le nuage des particules simulant le champ des bactéries, est suivie en fonction du temps t , jusqu'au moment où l'équilibre est établi. (état stationnaire). Dans ce cas, le nombre des bactéries introduites à la source est égal au nombre des bactéries éliminées par diverses actions du milieu marin. Pendant les divers essais numériques, les coefficients de dispersion D et de mortalité λ ou T_{90} peuvent être variables.

La figure 7 montre le champ des particules obtenu en état stationnaire lors d'un essai simulant le champ des concentrations C_{80} des bactéries *E. coli*. En comptant le nombre de particules à chaque maille les concentrations sont interpolées et après lissage, nous obtenons les lignes à concentration égale, qui paraissent dans la figure 8. En fait, cette expérience numérique correspond au calage optimal des simulations aux résultats des mesures in-situ avec comme coefficients : $D = 4$ m²/s et $T_{90} = 5$ h.

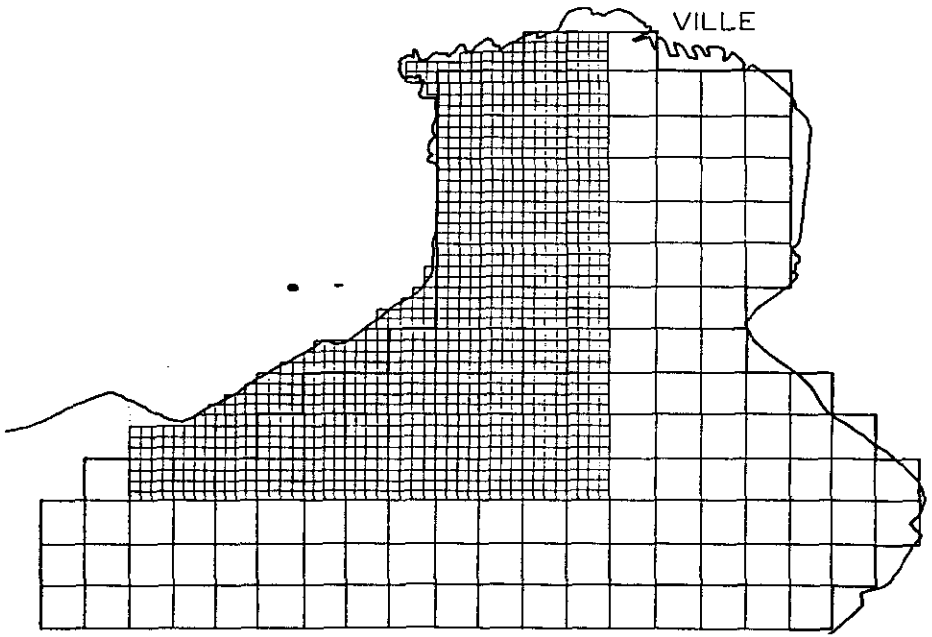


Figure 6 Réseau maillé emboîté.
Nested grid.

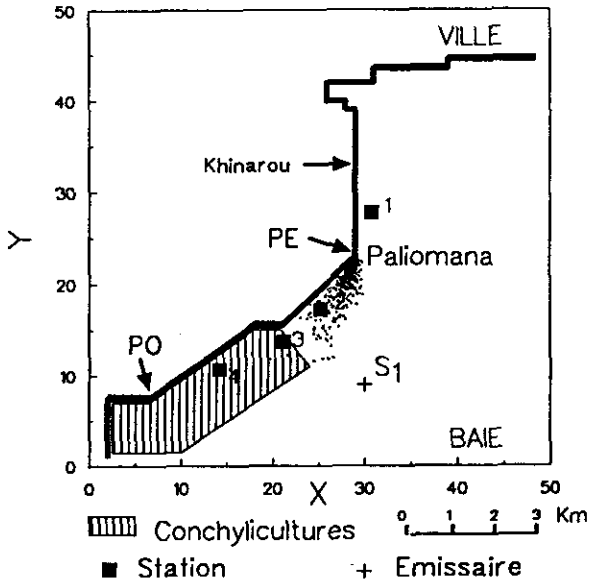


Figure 7 Champ de particules.
Particle field.

La valeur du coefficient de dispersion mesurée par vent faible à l'aide de flotteurs à drague dans la baie de Thessaloniki, conduit à une valeur très proche de $4 \text{ m}^2/\text{s}$. Nous pouvons donc dire que la valeur $T_{90} = 5 \text{ h}$ est une valeur caractéristique pondérée tenant compte des conditions locales, aussi bien de jour que de nuit. C'est la raison pour laquelle cette valeur est plus élevée que les valeurs T_{90} citées dans la littérature pour la Méditerranée (QUETIN et DEROUVILLE, 1986).

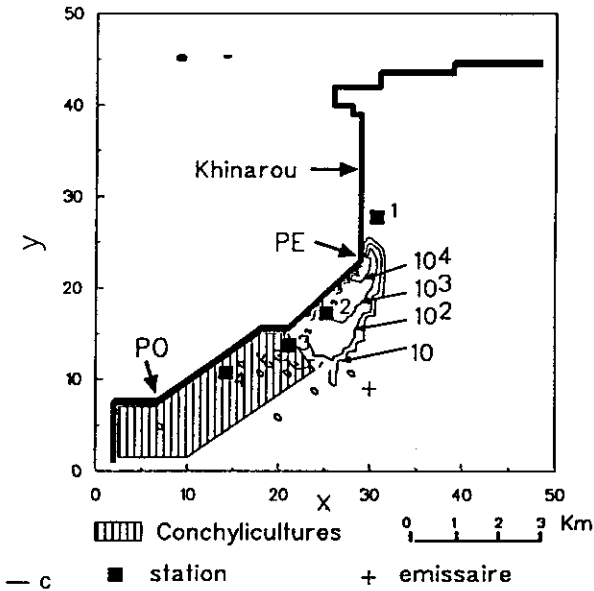


Figure 8 Champ de concentrations de *E. coli*.
Field of *E. coli* concentrations.

CONCLUSION

Pour étudier les impacts sur les conchylicultures des bactéries coliformes provenant de la station d'épuration de la ville de Thessaloniki, les phénomènes de dispersion et de mortalité des bactéries ont été étudiés dans la baie de Thessaloniki. Une technique de simulation numérique basée sur la marche au hasard d'un grand nombre de particules a été mise au point. A l'aide de mesures in-situ, l'étalonnage du modèle numérique a permis de déterminer les valeurs des coefficients de dispersion D et de mortalité T_{90} . Par courants faibles et tenant compte des observations aussi bien pendant le jour que pendant la nuit, le couple des valeurs $D = 4 \text{ m}^2/\text{s}$ et $T_{90} = 5 \text{ h}$ reproduit au mieux le champ observé des concentrations C_{80} . La valeur du coefficient de dispersion étant vérifiée par mesures directes à l'aide de flotteurs à drague, le modèle

ainsi étalonné peut servir comme moyen de simulation des impacts sur l'environnement marin de la baie de Thessaloniki des diverses alternatives de fonctionnement de la station d'épuration. Bien sûr les valeurs des coefficients ne peuvent être utilisées que pour des environnements ayant des propriétés physiques, climatiques et hydrodynamiques proches à celles du site étudié.

REMERCIEMENTS • -

L'étude a eu lieu dans le cadre d'une recherche appliquée pour le ministère de l'Environnement et des Travaux Publics. Nous tenons à remercier Mr. E. Darakas, Chimiste et Mlles D. Ioannidou Ing. MSc. et K. Tassoula, Ing. pour la collecte des échantillons et les analyses au laboratoire.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BEN AMOR H., DE LAAT J. DORE M. 1990. Oxydation d'un acide humique aquatique par le bioxyde de chlore. *Revue des Sciences de l'Eau*, 3 : 83-105.
- FISCHER, H., LIST J., KOH R., IMBERGER J. and BROOKS N., 1979. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press
- GANOULIS J. 1977. Simulation Monte-Carlo pour l'étude de la dispersion en milieu poreux. Proc. IAHR Symposium, Pavia, Italy, pp. 365-373.
- GANOULIS J. 1987. Pollutant dispersion in oceans. In : *disorder and mixing*, Guyon et al. (Eds.), Kluwer Academic.
- GANOULIS J. 1988 ; 1990. Environmental impacts from sewage works in the bay of Thessaloniki. Reports to the Ministry of Environment and Public Works (in Greek).
- GANOULIS J. 1991. Water quality assessment and protection measures of a semi-enclosed coastal area : the Bay of Thermaikos (NE Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, V. 23, pp. 83-87.
- QUETIN B. et DEROUVILLE M. 1986. Submarine sewer outfalls a design manual. *Marine Pollution Bulletin*, 17 N° 4.
- LARSEN T., 1983. Sea outfall design based on a stochastic Transport/Dispersion Model. *Symp. on Modelling of Environmental Flows*, ASME and ASCE, Boston.
- TAYLOR G.I., 1921. Diffusion by continuous movements. *Proc. London Math. Soc. Ser. A 20* : 196-211.
- WHO/UNEP1 1985. Guidelines for the computations concerning marine outfall systems for liquid effluents, Athens.