

**Variations saisonnières
de la contamination microbienne
de la zone urbaine
d'une lagune tropicale estuarienne**

Cas de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire)

Aka Marcel KOUASSI (1), Daniel GUIRAL (1)
Mireille Dosso (2)

RÉSUMÉ

Vingt-six campagnes bimensuelles ont été réalisées au cours d'un cycle annuel (juillet 1987-juillet 1988) pour estimer le degré de contamination fécale des eaux (de surface et à l'interface eau/sédiment) de la zone urbaine (Abidjan) de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). Les dénombrements de *E. coli*, des entérocoques et *C. perfringens* ont été couplés à une caractérisation physique des eaux (salinité, pH, température) et à une estimation de leur richesse en éléments nutritifs ($N-NH_4$, $P-PO_4$). Dans un contexte estuarien naturellement eutrophe, les apports domestiques de la ville d'Abidjan se traduisent par une hypereutrophie des eaux et par un très important accroissement du degré de contamination fécale principalement des eaux de surface. Cette pollution est en moyenne 500 fois vis-à-vis de *E. coli* et 70 fois pour les entérocoques supérieure à celle observée pour une zone estuarienne rurale de référence. Cette très forte pollution bactérienne d'origine humaine (rapport *E. coli*/entérocoques > 40), rend impropre à la baignade les eaux lagunaires d'Abidjan. Les cycles annuels de *E. coli* et des entérocoques sont directement liés à celui de la salinité des eaux, elle-même fonction de l'importance des apports continentaux (précipitations, crues). Ainsi, les densités maximales de *E. coli* ($> 10^5$ CFU/100 ml) sont observées lors des deux saisons des pluies et les valeurs minimales lors de la grande saison sèche ($> 10^2$ CFU/100 cl). Les entérocoques, moins affectés par leur transit en milieu lagunaire, semblent constituer un bon témoin de contamination lest pour estimer la contamination fécale des milieux estuariens tropicaux. À l'opposé, *C. perfringens* correspond à une bactérie autochtone du milieu lagunaire colonisant préférentiellement les zones rurales et les eaux profondes anoxiques et ne peut ainsi être considéré pour ce milieu comme une bactérie test de contamination fécale.

MOTS-CLÉS : *E. coli* — Entérocoques — *C. perfringens* — Milieu tropical — Pollution — Bactéries — Lagunes — Afrique de l'Ouest.

ABSTRACT

SEASONAL VARIATIONS OF MICROBIAL CONTAMINATION OF AN ESTUARINE TROPICAL LAGOON URBAN AREA
THE CASE OF THE CITY OF ABIDJAN (IVORY COAST)

Twenty six bimonthly surveys were undertaken during an annual cycle (from July 1987 to July 1988) in order to estimate the fecal contamination of surface and bottom waters in the Ebrie lagoon (Abidjan, Ivory Coast) urban area.

(1) Centre de recherches océanographiques, BP V 18, Abidjan (Côte-d'Ivoire).

(2) Institut Pasteur de Côte-d'Ivoire, laboratoire de bactériologie, BP 490. 01 Abidjan, Côte-d'Ivoire.

Bacteriological enumerations of E. coli, Enterococcus and C. perfringens were accomplished together with the determination of physical characteristics (salinity, pH and temperature) of the water and with an estimation of organic pollution. In a naturally eutrophic environment, sewages of the city of Abidjan lead to a hypereutrophication and to an important increase of fecal contamination, mainly in surface waters. In relation to E. coli and Enterococcus, pollution is on the average respectively 500 and 70 times higher than that observed for a rural estuarine area of reference. This very important human-induced pollution (ratio E. coli/Enterococcus > 40) renders Ebrié lagoon waters inappropriate for bathing. Temporal variations of E. coli and Enterococcus are directly linked to the water salinity variation which is itself a function of the importance of fluvial and rainfall inputs. Thus, maximal microbial densities of E. coli ($> 10^5$ CFU/100 ml) are observed during the two rainy seasons, while minimal densities (10^2 CFU/100 ml) occurred during the great dry season. Enterococcus, which are less affected during their transit in the lagoonal milieu, seem to be a good test organism to estimate fecal contamination in tropical estuarine environments. C. perfringens, which is also an autochthonous bacterium of the milieu, preferentially colonizes rural areas and anoxic deep waters. Therefore, C. perfringens cannot be considered as a fecal contamination test of this environment.

KEY WORDS : *E. coli* — *Enterococcus* — *C. perfringens* — Tropical environment — West Africa — Coastal lagoons — Pollution — Bacteria.

INTRODUCTION

La plupart des grandes agglomérations africaines au sud du Sahara sont construites sur les rives d'un fleuve, lac, estuaire ou lagune. Sites d'activités multiples, ces milieux aquatiques constituent très souvent des bassins de réception pour les déchets d'origine anthropique. En Côte-d'Ivoire, la ville d'Abidjan s'est développée sur le pourtour de la lagune Ébrié. Les problèmes de pollution y sont particulièrement importants et causés par le déversement abusif d'eaux résiduaires (domestiques et agro-industrielles) rejetées sans aucun traitement préalable dans le milieu naturel (ARFI *et al.*, 1981; PAGÈS, 1975; PAGÈS *et al.*, 1980).

Ces apports constants de composés biodégradables causent d'intenses phénomènes d'eutrophisation, en particulier dans les zones à faible taux de renouvellement (ARFI *et al.*, 1981; PAGÈS *et al.*, 1980; ZABI, 1982). En outre, la réalisation de grands projets de développement modifiant brutalement la circulation naturelle des eaux est susceptible d'entraîner une augmentation du degré d'eutrophisation mais aussi de la pollution bactérienne par une plus faible dilution des bactéries contenues dans les effluents domestiques.

De plus, les conditions climatiques (température) et l'hydrochimie lagunaire (salinité) sont susceptibles de favoriser le maintien et/ou la prolifération dans l'environnement de bactéries pathogènes à caractère halophile ou halotolérant, contribuant au caractère endémique de certaines maladies hydriques (SAKAZAKI et BALOWS, 1981; COLWELL *et al.*, 1981). Dans la ville d'Abidjan et ses communes limitrophes, des épidémies à syndromes diarrhéiques ont ainsi été signalées depuis 1970. Le choléra fut noté pour la

première fois en octobre 1970 dans les zones côtières du golfe de Guinée (BOURGEADE *et al.*, 1973) et le *Vibrio cholerae* El Tor sérotype Ogawa fut principalement mis en cause dans l'épidémie qui affecta les populations riveraines de la lagune Ébrié jusqu'en 1971 (DUCHASSIN *et al.*, 1973). En 1985, une nouvelle épidémie de diarrhée est apparue au cours des mois de fortes précipitations (juin, juillet), causée principalement par *Vibrio parahaemolyticus* (Dosso *et al.*, 1984). Depuis lors, de nombreuses infections cholériques faisant intervenir d'autres vibrionacées (*Aeromonas caviae*, mais aussi *A. sobria* et *A. hydrophila*) sont périodiquement signalées dans les régions lagunaires de Côte-d'Ivoire (Dosso *et al.*, 1984).

L'évaluation de la qualité bactériologique des eaux naturelles a reposé très longtemps sur le dénombrement des bactéries témoins de contamination fécale. Ces bactéries (coliformes thermorésistants, entérocoques et *Clostridium* sulfite-réducteurs) choisies au sein de la flore intestinale de l'homme et/ou des animaux homéothermes sont normalement absentes des environnements non pollués. En outre, pour être considérées comme organisme test, leur survie dans le milieu récepteur doit au moins être aussi longue que celle des micro-organismes pathogènes stricts (Vibrios, Salmonelles, Shigelles ...) dont ils doivent faire suspecter la présence. De nombreuses recherches ont eu pour objet d'optimiser, de faciliter et d'interpréter ces numérations pour en faire des techniques fiables dans le cas d'analyse de routine (CABELLI, 1977; BONDE, 1966; CABELLI, 1979). Cependant, l'utilisation de ces bio-indicateurs est de plus en plus controversée. Les coliformes sont maintenant considérés comme de médiocres indicateurs de bactéries pathogènes (JOSEPH *et al.*, 1982) car leur taux de survie est très court en milieux estuariens (CARLUCCI et PRAMER, 1960; GAMESON et

SAXON, 1967; BAROSS *et al.*, 1975; CHAMBERLAIN et MITCHELL, 1978). La recherche des entérocoques a été proposée comme alternative, car leur taux de survie en milieu marin ou saumâtre est sensiblement supérieur (BORREGO *et al.*, 1983; O'MALLEY *et al.*, 1982). Cependant, comme pour les coliformes, ils n'indiquent pas de façon systématique la présence de bactéries pathogènes. BONDE (1977) propose que la recherche de *Clostridium perfringens* soit réservée à des situations particulières telles que l'analyse des eaux chlorées ou contenant des substances toxiques pour les bactéries non sporulées et/ou pour détecter une pollution ancienne. Maintenant, l'utilisation de fluorochromes (Acridine Orange, DAPI...) avec la microscopie à épifluorescence permet le dénombrement des bactéries totales présentes dans la colonne d'eau et les sédiments (HOBBIE *et al.*, 1977; PORTER et FEIG, 1980). La combinaison des techniques d'immunofluorescence et de microscopie par épifluorescence offre ainsi de nouvelles possibilités pour le dénombrement direct et spécifique des bactéries pathogènes. Ces nouvelles techniques ont permis de révéler la présence de ces bactéries alors que les méthodes de culture et de dénombrement utilisées antérieurement étaient inopérantes. En effet, de nombreux auteurs (XU *et al.*, 1982; GRIMES *et al.*, 1986; GRIMES et COLWELL, 1986; BRAYTON *et al.*, 1984; ELLIOT et COLWELL, 1985) ont montré que les coliformes, et les salmonelles en particulier, perdent leur capacité de se développer sur un milieu de culture sélectif après leur transit dans un milieu saumâtre ou marin mais restent cependant vivants et de ce fait potentiellement pathogènes. À terme, ces nouvelles procédures qui permettent la recherche des réelles bactéries pathogènes vont supplanter les dénombrements indirects des bactéries tests de contamination fécale. Cependant, pour bénéficier des données antérieures, l'étude que nous avons entreprise est basée sur le dénombrement des bactéries tests de contamination. Ce choix permet ainsi une réelle étude comparative de l'incidence de l'hydrologie sur le degré de contamination bactérienne des eaux lagunaires d'Abidjan. En effet, l'évolution annuelle de ces indicateurs de pollution fécale avait été suivie dans la zone urbaine de la lagune Ébrié en 1985 (LANUSSE et GUIRAL, 1988). Le détournement en septembre 1987 des eaux fluviales du Comoé qui contribuaient à 80% des apports d'eaux douces au système lagunaire (DURAND et CHANTRAINE, 1982) a entraîné une transformation majeure de l'hydrologie et de l'hydrochimie du système lagunaire Ébrié.

Le présent travail vise ainsi à évaluer, selon une même méthodologie, le nouvel état sanitaire de la lagune Ébrié compte tenu de l'hydrologie actuelle et de l'accroissement de la pression anthropique. Cette augmentation résulte de l'expansion démographique

d'Abidjan mais aussi des travaux d'assainissement (raccordement aux émissaires, installations de stations de relevage, bitumage du réseau routier...) actuellement entrepris et qui se traduisent par une plus grande concentration des effluents à leur arrivée dans le milieu lagunaire.

MATÉRIELS ET MÉTHODE

Entre juillet 1987 et juillet 1988, vingt-six campagnes de mesures bimensuelles ont été réalisées en cinq stations réparties le long de l'estuaire et situées respectivement à 1 (St. 1), 5 (St. 2), 8 (St. 3), 8,5 (St. 4), et 21 km (St. 5) du canal de Vridi (fig. 1 et 2). Ce chenal artificiel créé en 1951 permet une communication permanente du système lagunaire avec l'océan (fig. 1), le soumettant au rythme des marées semi-diurnes à inégalité diurne (VARLET, 1978). Afin de mieux estimer la variabilité saisonnière des paramètres physico-chimiques et microbiologiques, les prélèvements ont été réalisés deux fois par mois à l'occasion de la marée de plus grande amplitude au cours de la période de vive-eau, et de plus faible amplitude lors des séquences de morte-eau. En outre, deux sorties journalières en chaque site furent réalisées respectivement deux heures après les étales de basse mer et de haute mer.

Les échantillons d'eau sont prélevés à 20 cm sous la surface et à l'interface eau/sédiment à l'aide d'une bouteille Niskin. Les profondeurs des diverses stations sont respectivement de : 21 m (St. 1), 7 m (St. 2), 10 m (St. 3), 5 m (St. 4 et 5). Les prélèvements, conservés à basse température et à l'obscurité, sont analysés dans un délai inférieur à deux heures.

1. Analyses physico-chimiques

La température et la salinité ont été mesurées *in situ* par immersion d'une sonde STC (YSI). Les mesures de pH ont été réalisées à l'aide d'un pH-mètre Knick Portatest.

Les ions orthophosphates réactifs et ammoniums ont été dosés à l'aide d'un autoanalyseur Technicon AA2 selon les modalités préconisées par STRICKLAND et PARSONS (1968).

2. Analyses bactériologiques

Sur chaque échantillon, ont été recherchés *Escherichia coli*, les entérocoques et les *Clostridium* sulfito-réducteurs. Selon le degré de contamination fécale suspecté pour *E. coli* et les entérocoques, les échantillons ont été soit concentrés sur des membranes

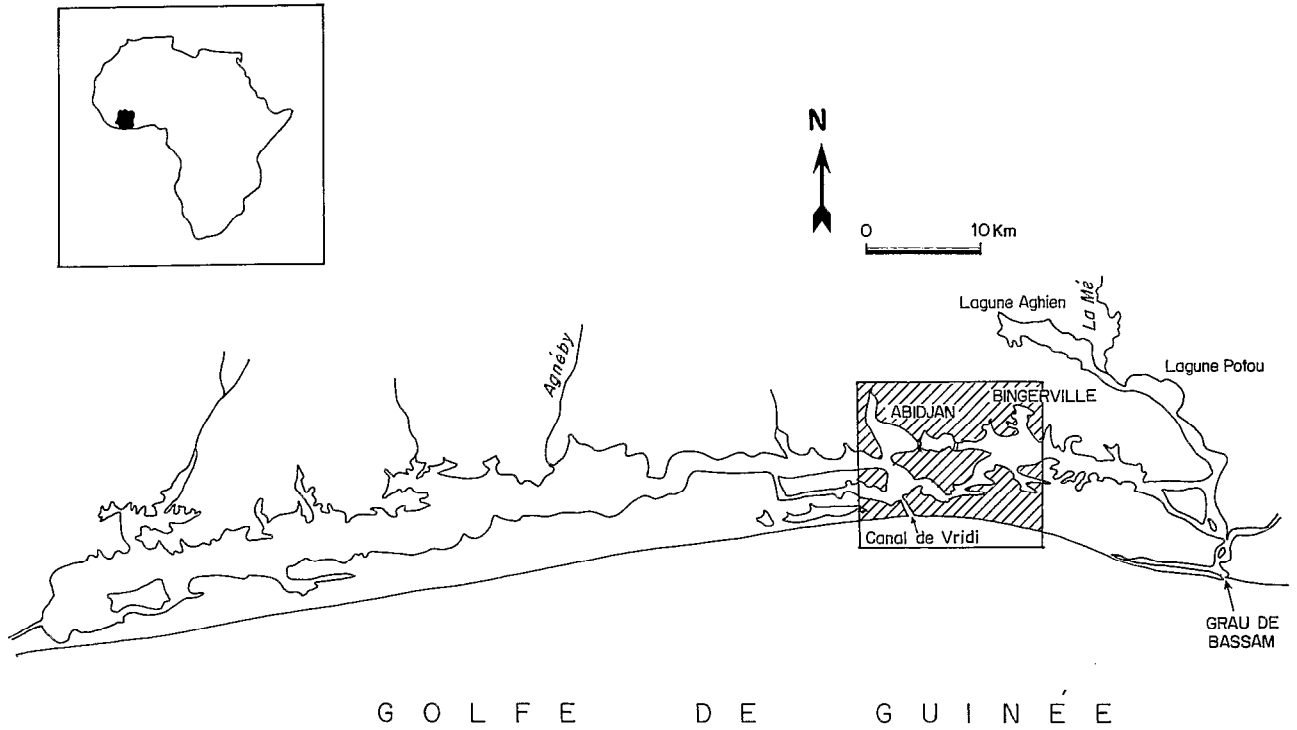


FIG. 1. — L'écosystème lagunaire Ébrié. *Ebrié lagoon ecosystem.*

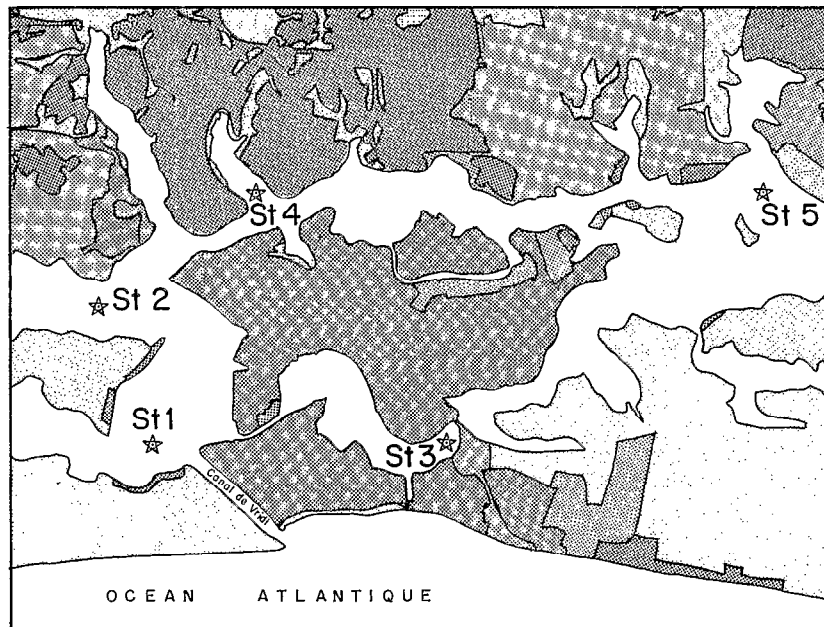


FIG. 2. — La zone estuarienne de la lagune Ébrié. Échelle des grisés décroissants et proportionnels au taux d'occupation des sols (zone à fort taux d'urbanisation; zone mixte (habitats dispersés); zone agricole ou forestière (taux d'habitation très faible); lagune Ébrié). *Ebrié lagoon estuarine area. The grey scales are proportional to the rate of soil occupation (area of high urbanization rate; area of spreaded accomodation; agricultural or forested area (low urbanization rate); Ebrié lagoon).*

stériles en nitrate de cellulose de porosité $0,2 \mu\text{m}$ (Whatman type WCN), soit directementensemencés après dilution décimale dans un milieu tampon phosphate (pH 7,2) stérile. Les dénombrements ont été réalisés sur milieu désoxycholate lactose (milieu DCL bioMérieux) pour *E. coli* et sur milieu D coccosel (bioMérieux) pour les entérocoques (*Streptocoques* du groupe D).

Le dénombrement de *E. coli* est effectué après incubation à 44°C durant 24 heures après une préincubation de 2 heures à 37°C selon les protocoles de GREEN *et al.* (1980) et DUFOUR *et al.* (1981). Seules les colonies rouges de forme lenticulaire sont dénombrées. Une étude préalable a montré que 77,5% de ces colonies appartenaient spécifiquement à l'espèce *E. coli* (LANUSSE, 1987).

Les entérocoques se développant sous forme de petites colonies translucides, entourées d'un halo noir, sont dénombrés après 24 heures d'incubation à 44°C (VOLTERRA *et al.*, 1986). La séparation des entérocoques de *Listeria monocytogenes* qui présente les mêmes caractéristiques culturales sur le milieu D coccosel a été systématiquement effectuée par la recherche de la catalase.

La recherche de *Clostridium perfringens* a été effectuée dans un milieu au tryptone, sulfite et néomycine (milieu TSN, bioMérieux) par ensemencement en gélose profonde. Le dénombrement des colonies sulfite-réductrices (présentant un halo noir lié à la précipitation, par des sels de fer, du sulfure produit lors de la sulfite-réduction) a été réalisé après incubation à 46°C pendant 24 heures. Pour la lagune Ébrié, 93 à 100% des colonies de ce type présentent une hydrolyse de la gélatine et une fermentation du saccharose positives et peuvent

ainsi être considérées comme correspondant spécifiquement à *Clostridium perfringens* (LANUSSE, 1987). De ce fait, pour la suite de ce travail, toutes les souches dénombrées sur milieu TSN seront assimilées à *Clostridium perfringens*.

Les densités des bactéries sont exprimées pour 100 ml selon les recommandations établies par l'OMS/PNUE (1977) après transformation logarithmique $X \rightarrow \log(X + 1)$.

Les densités correspondant à 50% (D50), 90% (D90), 84% (D84) et les écarts-types (D84 - D50) des dénombrements des diverses stations et niveaux de prélèvements ont été estimés à partir du diagramme de probabilité dont la linéarité a été préalablement testée.

RÉSULTATS

1. Physico-chimie

Les températures moyennes des eaux de surfaces et du fond sont de l'ordre de 28°C malgré des valeurs généralement plus basses à l'interface eau/sédiment. Les coefficients de variations sont en général très faibles ($cv < 7\%$) et traduisent l'absence de variations thermiques importantes au sein de ce milieu lagunaire tropical (tabl. I).

Les salinités moyennes des eaux de surface sont de 15‰ autour d'Abidjan (St. 1, 2, 3, 4) et de 11‰ à Bingerville (St. 5), station la plus éloignée de la communication avec l'océan. Les variations saisonnières des eaux superficielles sont très accentuées ($51 < cv < 74\%$) et identiques pour l'ensemble de la

TABLEAU I

Moyennes (m), écarts-types (s) des caractéristiques physico-chimiques pour les eaux de surface (S) et à l'interface eau/sédiment (F) dans la zone estuarienne de la lagune Ébrié (juillet 1987 à juillet 1988)

Physical and chemical characteristics of surface (S) and bottom water (F) samples collected (between July 1987 and July 1988) in Ebric lagoon estuarine area. m (average), s (standard deviation)

		STATION 1		STATION 2		STATION 3		STATION 4		STATION 5	
		m	s	m	s	m	s	m	s	m	s
Température (°C)	S	27,82	1,75	27,83	1,65	28,07	1,92	27,85	1,65	28,02	1,61
	F	26,78	2,03	27,06	1,73	27,83	1,81	27,25	1,78	27,68	1,51
Salinité (‰)	S	16,83	8,59	14,84	8,43	14,07	8,36	14,25	8,48	11,14	8,26
	F	27,01	3,71	22,59	6,25	24,49	3,51	19,55	8,66	13,12	8,12
pH	S	7,75	0,32	7,77	0,33	7,63	0,54	7,76	0,36	7,65	0,38
	F	8,01	1,21	7,85	0,35	7,79	0,35	7,80	0,35	7,70	0,30
N-NH ₄ μmoles.l ⁻¹	S	10,22	7,10	10,13	7,35	20,37	35,15	15,20	10,28	9,19	8,34
	F	11,79	8,03	19,93	22,52	190,02	69,57	19,73	9,87	9,88	6,64
P-PO ₄ μmoles.l ⁻¹	S	2,09	2,23	1,67	1,55	2,91	3,67	1,84	1,33	1,64	1,31
	F	2,06	1,84	1,96	1,29	19,66	8,98	2,09	1,11	2,60	2,32

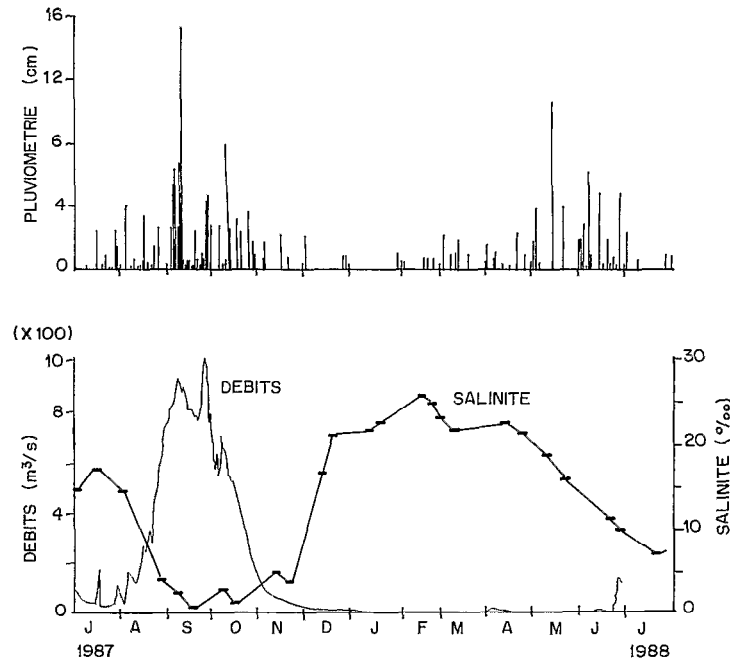


FIG. 3. — Évolution saisonnière moyenne de la salinité des eaux de surface de l'ensemble de la zone urbaine de la lagune Ébrié en fonction du débit du Comoé et de la pluviométrie enregistrés entre juillet 1987 et juillet 1988. *Mean temporal variation of surface waters salinity of the whole Ebrié lagoon urban area in accordance with river flow (Comoé) and bimonthly rainfall recordered between July 1987 and July 1988.*

zone estuarienne, passant de moins de 2‰ en saison des crues et de précipitations (septembre et octobre), à plus de 25‰ en saison sèche et d'étéage du Comoé (janvier, février) (fig. 3). À l'opposé, l'évolution saisonnière des eaux du fond est différente selon la profondeur des stations. Les stations de profondeur inférieure à cinq mètres (St. 2, 4, 5) présentent un cycle saisonnier identique à celui des eaux de surface mais de plus faible amplitude ($28 < cv < 62\%$). Les stations plus profondes (St. 1, 3) sont caractérisées par une forte stabilité hydrochimique ($CV < 15\%$). Cette situation résulte d'une stratification permanente des eaux dans ces deux dépressions, dissociant un épilimnion à salinité variable selon les saisons hydroclimatiques d'un hypolimnion en permanence plus salé d'origine océanique (GUIRAL *et al.*, 1989).

Ces variations spatiales et temporelles de la salinité (dépendant de l'importance relative des apports continentaux et océaniques) conditionnent également l'évolution du pH des eaux. Ainsi, aux périodes de salinité élevée, correspondent des eaux plutôt basiques et aux séquences de fortes influences continentales des eaux faiblement acides. En outre,

cette liaison pH-salinité se traduit par des eaux à l'interface eau-sédiment sensiblement plus alcalines que des eaux de surface; les écarts maximaux sont observés pour les stations les plus profondes.

Les valeurs moyennes en $N-NH_4$ et $P-PO_4$ en surface et à l'interface eau/sédiment des stations 1, 2, 4 et 5 sont sensiblement identiques, de l'ordre respectivement de $15 \mu\text{mol.l}^{-1}$ et $2 \mu\text{mol.l}^{-1}$. La station 3 se différencie en surface par des concentrations plus fortes en $P-PO_4$ et doubles en $N-NH_4$ et par des valeurs à l'interface eau-sédiment dix fois supérieures à celles déterminées pour les autres stations.

Les moyennes mensuelles des valeurs en $P-PO_4$, $N-NH_4$ déterminées au cours de cette étude pour les eaux de surface sont représentées (fig. 4). Les valeurs maximales en $P-PO_4$ et $N-NH_4$ sont observées en saison des pluies et en particulier lors de la petite saison des pluies qui coïncide avec le passage de la crue du Comoé (septembre à novembre). À l'opposé, les concentrations minimales sont relevées lors de la saison sèche.

Globalement, pour l'ensemble des stations suivies, les charges en $N-NH_4$ et $P-PO_4$ sont très élevées et

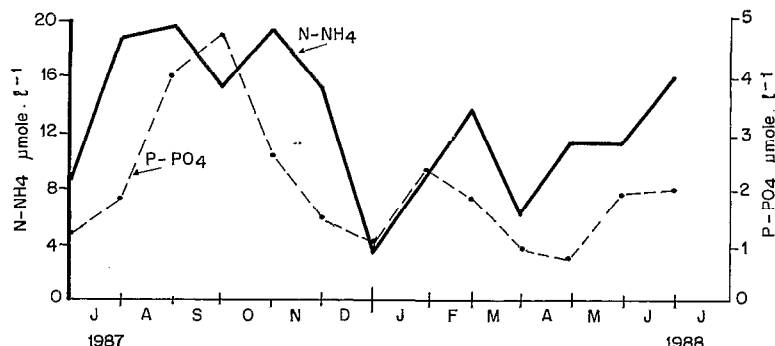


FIG. 4. — Évolutions saisonnières des concentrations moyennes mensuelles en $N-NH_4$, $P-PO_4$ des eaux de surface de la zone estuarienne de la lagune Ébrié. *Temporal variations of $N-NH_4$ and $P-PO_4$ mean monthly concentrations of Ebrie lagoon estuarine surface waters.*

traduisent une très forte eutrophisation des eaux estuariennes de la lagune Ébrié. En outre, pour les stations urbaines, existe un gradient d'eutrophisation marqué et croissant en fonction de l'éloignement au canal de Vridi. Les valeurs enregistrées en amont de la ville d'Abidjan (St. 5) peuvent ainsi être considérées comme représentatives des concentrations caractérisant les conditions originelles de la lagune Ébrié en l'absence d'apport anthropique.

2. Résultats bactériologiques

Les densités bactériennes correspondant à 50% et 90% des dénombrements et les écarts-types des trois bactéries témoins de contamination fécale pour les deux niveaux analysés sont reportés dans le tableau II. Les 4 stations de la zone urbaine d'Abidjan présentent en surface des densités de bactéries très élevées. La comparaison des densités moyennes (test t de STUDENT) de *E. coli* et des entérocoques montre la très forte contamination de la station 4 (tabl. III). Les stations 2 et 3 ont un niveau de pollution comparable et sensiblement plus fort que celui de la station 1. Pour la station 5, les densités sont très significativement différentes, respectivement 500 fois plus faibles pour *E. coli* et 70 fois pour les entérocoques. En considérant que les valeurs observées à cette station définissent les caractéristiques bactériologiques moyennes des eaux estuariennes de la lagune Ébrié, les déversements d'effluents contribuent à un très important surcroît de la contamination fécale des eaux de surface dans la zone urbaine d'Abidjan. Pour *C. perfringens*, la station 1 est significativement moins polluée que les quatre autres stations qui présentent des moyennes comparables (tabl. III).

Pour 90% des échantillons d'eau de surface analysés dans la zone urbaine, les densités de bactéries tests sont supérieures ou égales à 40 000 pour *E. coli* et à 1 000 pour les entérocoques.

La station 1 située directement dans l'axe du canal de Vridi présente un degré de contamination plus faible que les autres stations urbaines et se caractérise par une plus grande variabilité (coefficient de variation deux fois plus élevé que pour les

TABLEAU II

Évaluation statistique de la qualité bactériologique exprimée en \log_{10} . D50 et D90 représentent les densités bactériennes correspondant respectivement à 50 et 90% des dénombrements réalisés pour les eaux de surface (S) et à l'interface eau/sédiment (F) des cinq stations estuariennes de la lagune Ébrié. *s* est l'écart-type du diagramme de probabilité. *Statistical evaluation of bacteriological quality expressed in \log_{10} . D50 et D90 represent bacterial densities corresponding to respectively 50 and 90% of surface (S) and bottom (F) waters bacterial countings in the five Ebrie lagoon estuarine stations. (s) is the standard deviation of the probability diagram*

		E. COLI			ENTEROCOQUES			C. PERFRINGENS		
		D 50	D 90	s	D 50	D 90	s	D 50	D 90	s
STATION 1	S	3,64	4,60	1,25	1,61	3,11	1,33	2,26	2,74	0,30
	F	1,87	3,61	1,67	1,06	2,39	1,10	1,75	2,77	0,84
STATION 2	S	4,15	5,00	0,60	2,49	3,55	1,17	2,77	3,32	0,33
	F	3,03	4,33	1,60	1,74	2,69	1,31	2,57	3,62	0,81
STATION 3	S	4,22	5,00	0,85	2,37	3,55	1,17	2,77	3,32	0,33
	F	1,51	3,04	1,43	1,79	3,00	1,14	2,85	3,98	0,87
STATION 4	S	4,66	5,09	0,40	3,05	4,20	1,21	2,62	3,58	0,73
	F	4,06	4,61	1,03	2,74	3,69	1,27	2,98	4,08	0,83
STATION 5	S	1,46	3,11	1,50	0,55	1,95	0,84	2,81	3,48	0,44
	F	1,61	3,39	1,62	0,90	2,90	1,16	1,87	3,18	1,10

TABLEAU III

Comparaison des densités moyennes des trois bactéries tests de contamination fécale pour les cinq stations de la zone urbaine d'Abidjan (Test-t de Student pour 52 valeurs)

Comparison of mean densities of fecal contamination organisms tests for the five stations of the urban area of Abidjan (Student t-test)

STATION	E. COLI				ENTEROCOQUES				C. PERFRINGENS			
	2	3	4	5	2	3	4	5	2	3	4	5
1	2,65	2,76	5,60	8,03	3,76	3,09	5,77	4,86	7,35	8,28	3,29	7,46
2		0,49	5,38	11,10		0,55	2,53	10,46		0,54	1,59	0,00
3			3,38	11,55			2,91	9,14			1,35	0,25
4				14,87				12,26				1,61

stations 2, 3 et 4). Cette variabilité se retrouve particulièrement accrue pour la station 5 en amont de la ville d'Abidjan (C.V. trois fois plus élevé). Ainsi les stations les plus eutrophes et les plus directement soumises aux apports polluants apparaissent au cours de l'année plus stables.

L'évolution saisonnière des entérocoques et surtout des *E. coli* dans les eaux de surface présente des variations concomitantes pour les quatre stations de la zone urbaine d'Abidjan (tabl. IV). Ces corrélations interstations hautement significatives permettent le regroupement de leurs données bactériologiques. La figure 5 représente les évolutions saisonnières moyennes des distributions bactériennes de *E. coli* (5a), des entérocoques (5b) et de la salinité (5c) au cours de la période étudiée. Chaque point représenté correspond à la moyenne des huit mesures journalières réalisées lors des étales de basse mer et de haute mer pour les 4 stations urbaines. On observe de très

fortes variations entre deux mesures successives réalisées respectivement lors des morte-eau et vive-eau mensuelles. Ainsi, pour analyser le cycle saisonnier, les moyennes mobiles d'ordre 3 ont été retenues et sont représentées sur la figure 5 par les lignes en trait plein. Après élimination des variations liées à la marée, la distribution de *E. coli* présente deux périodes de contamination maximale coïncidant avec les fortes précipitations locales (octobre et juin-juillet). Les valeurs minimales sont relevées pendant la saison sèche (décembre à avril). Les densités des entérocoques montrent une évolution similaire à *E. coli* mais avec une plus faible amplitude annuelle (fig. 5). Pour *C. perfringens*, dont les concentrations correspondent à la somme des formes sporulée et végétative, il n'existe pas d'évolution saisonnière nette et les variations de faible amplitude n'apparaissent pas simultanément dans les diverses stations (tabl. IV). Les coefficients de variation pour

TABLEAU IV

Matrices de corrélation (de Bravais-Pearson après normalisation des données) entre les évolutions saisonnières des bactéries témoins de contamination fécale dans les eaux de surface

Bravais-Pearson correlation matrices between temporal variations of fecal contamination organisms tests in surface waters

STATION	E. COLI				ENTEROCOQUES				C. PERFRINGENS			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
2	0,41(***)				0,19(ns)				-0,05(ns)			
3	0,63(***)	0,43(***)			0,03(ns)	0,23(*)			-0,18(ns)	0,11(ns)		
4	0,37(***)	0,46(***)	0,55(***)		-0,10(ns)	0,41(***)			0,06(ns)	0,28(**)	0,04(ns)	
5	-0,03(ns)	0,21(ns)	0,30(**)	0,09(ns)	0,35(***)	0,04(ns)	0,14(ns)	-0,07(ns)	0,09(ns)	0,15(ns)	0,17(ns)	0,14(ns)

(ns) p > 10 %
 (*) p < 10 %
 (**) p < 5 %
 (***) p < 1 %

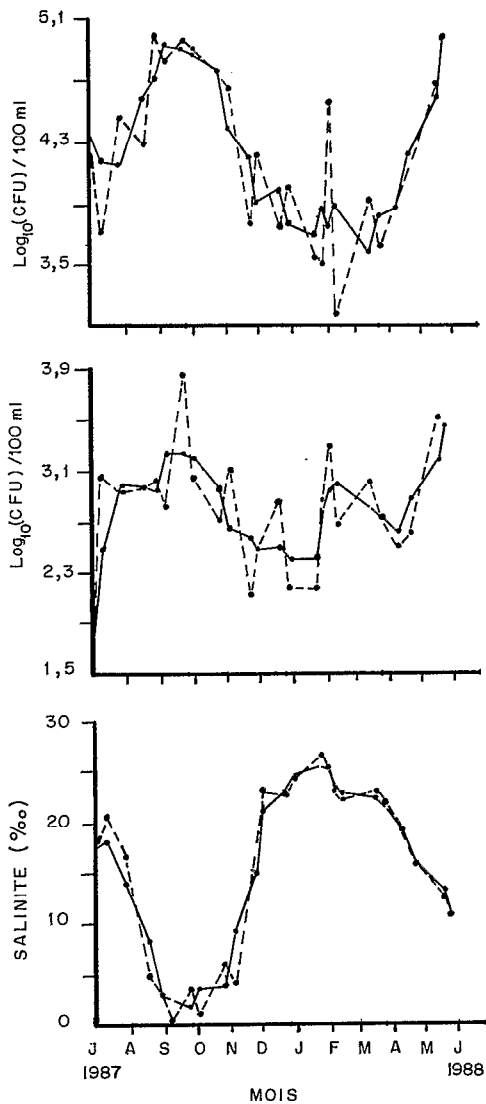


FIG. 5. — Évolution saisonnière des distributions de *E. coli* (a), Entérocoques (b) et salinité (c) dans les eaux de surface de la zone estuarienne de la lagune Ébrié. En trait pointillé, valeurs moyennes des deux observations journalières dans les quatre saisons typiquement urbaines. En trait plein, moyenne mobile d'ordre 3. *Temporal variation of E. coli (a), Enterococcus (b) and salinity (c) distributions in surface water of Ebrie lagoon estuarine area. The dotted line represents mean data of the two daily samplings in the four typically urban station. The continuous line represents data obtained by the moving average method*

cette bactérie anaérobie capable de survivre à l'état sporulé sont très faibles (inférieurs à 30%). En outre, les milieux les plus contaminés par *C. perfringens* sont ceux qui présentent les concentrations les plus faibles en *E. coli* et en entérocoques. Au sein d'une

même station, ce comportement spécifique de *C. perfringens* se traduit par une absence de corrélation entre son évolution saisonnière et celles des autres témoins de contamination fécale (tabl. V).

Les dénombrements réalisés à partir des échantillons d'eau prélevés à l'interface eau/sédiment de la station 5 (non directement soumise aux apports urbains) présentent, comparativement aux densités moyennes déterminées pour les eaux de surface, des valeurs deux fois plus importantes pour *E. coli* et pour les entérocoques et dix fois plus faibles pour *C. perfringens* (tabl. II). Cette forte diminution de *C. perfringens* se retrouve aussi pour la station la plus estuarienne de la zone urbaine.

D'une manière générale, les eaux à l'interface eau/sédiment des stations de la ville d'Abidjan, sont moins contaminées par *E. coli* que les eaux de surface. En outre, cette diminution est d'autant plus marquée que les stations sont profondes (diminution d'un facteur 4 pour la St. 4; de 10 pour la station 2; de 50 pour la St. 1 d'une profondeur de 21 m). Pour la station 3 (profondeur 10 m) la contamination des eaux à l'interface eau/sédiment est 450 fois inférieure à celle observée en surface. Cette diminution très importante ne peut donc pas être attribuée à la seule augmentation du temps de sédimentation.

À l'interface eau/sédiment de toutes les stations urbaines les concentrations des entérocoques sont en moyenne au minimum 2 fois (St. 4) et au maximum 5 fois (St. 2) plus faibles qu'en surface. Cette diminution du degré de contamination sans liaison avec la bathymétrie des stations est ainsi indépendante de la durée de sédimentation des bactéries dans la colonne d'eau. À l'inverse des autres bactéries tests, *C. perfringens* dans les eaux profondes des baies estuariennes urbaines présente des densités plus élevées qu'en surface. Cet accroissement traduit une contamination plus importante de ces eaux plus salées et proche des sédiments superficiels qui correspondent dans ces sites, en général, à une crème organique anoxique et très réductrice (GUIRAL, 1984).

À l'échelle annuelle, les variations de densité pour *E. coli* à l'interface eau/sédiment sont concomitantes de celles observées pour les eaux de surface (coefficients de corrélation respectivement de 0,504*** St. 1; 0,542*** St. 2; 0,410** St. 3; 0,324* St. 4 et 0,560*** St. 5 pour 52 couples de valeurs). À l'opposé, au sein d'une même station, les variations des entérocoques et des *C. perfringens* sont indépendantes pour les deux niveaux analysés.

DISCUSSION

L'évolution annuelle hydrochimique et microbiologique de la zone estuarienne de la lagune Ébrié

TABLEAU V

Matrices de corrélation de Bravais-Pearson entre les évolutions saisonnières des trois bactéries témoins de contamination fécale dans les cinq stations

Bravais-Pearson correlation matrices between temporal variations of fecal contamination organisms tests in the five stations

	STATION 1		STATION 2		STATION 3		STATION 4		STATION 5	
	E. COLI	ENTERO	E. COLI	ENTERO	E. COLI	ENTERO	E. COLI	ENTERO	E. COLI	ENTERO
ENTEROCOQUES	0,38(***)		0,31(***)		0,29(**)		0,43(***)		0,15(ns)	
C.PERFRINGENS	0,09(ns)	0,05(ns)	-0,05(ns)	-0,04(ns)	0,36(***)	0,15(ns)	-0,01(ns)	0,07(ns)	-0,02(ns)	0,13(ns)

(ns) p > 10 %
 (*) p < 10 %
 (**) p < 5 %
 (***) p < 1 %

confirme le caractère très eutrophe des eaux de la ville d'Abidjan ainsi que son très haut degré de contamination bactérienne. Par sa localisation au contact des milieux océanique et continental, ce secteur de la lagune est naturellement eutrophe comme l'attestent les concentrations en sels nutritifs relevées à la station 5 située en amont d'Abidjan. Les apports d'éléments nutritifs par les eaux continentales (maximums des concentrations en P-PO₄ et N-NH₄ lors des précipitations et des crues) et leur piégeage au sein de l'estuaire sont à l'origine de cette eutrophisation (KNOX, 1986). L'existence de masses d'eau présentant de fortes différences de densité (salinité), crée des gradients horizontaux et verticaux très marqués qui facilitent cette immobilisation biologique (au sein de la biomasse) et géochimique (au sein des dépôts). La zone estuarienne de la lagune présente une forte variabilité temporelle, étant soumise à des variations de basses fréquences (variabilité annuelle liée au cycle hydroclimatique : crue, précipitations, grande saison sèche) mais aussi de plus hautes fréquences liées au cycle des marées (variabilité bimensuelle : alternance morte-eau et vive-eau, variabilité bi-quotidienne : alternance basse mer haute mer) (GUIRAL *et al.*, 1989). Dans ce contexte général, de très forte productivité, les apports essentiellement organiques de la ville d'Abidjan (effluents domestiques et agro-industriels) se traduisent par un sensible enrichissement des eaux de surface mais surtout par l'existence des zones profondes plus ou moins anoxiques, présentant des concentrations importantes en composés minéraux réduits (azote ammoniacal, orthophosphates, sulfures, fer ferreux...). Ces hypolimnions sont caractérisés par une faible variabilité hydrochimique car, isolés par un gradient vertical de densité, ils ne sont plus directement soumis aux variations de basses et *a fortiori* de hautes fréquences qui affectent les eaux de surface.

Les écarts entre les densités des bactéries témoins

de contamination fécale pour les zones estuariennes urbaines (stations 1, 2, 3, 4) et « rurale » (St. 5) sont très largement supérieurs à ceux enregistrés pour les variables chimiques car ils traduisent plus directement la présence des rejets domestiques. Pour qu'une eau soit considérée comme bactériologiquement satisfaisante selon les critères de l'OMS/PNUE les eaux littorales de baignade ne doivent pas présenter plus de 1000 *E. coli* et/ou entérocoques fécaux pour 100 ml dans 90 % des échantillons analysés. D'après ces normes, l'ensemble des eaux de la zone urbaine d'Abidjan s'avère impropre à toute activité balnéaire. Pour les eaux estuariennes en amont d'Abidjan la qualité bactériologique des eaux de surface est médiocre et mauvaise pour les eaux à l'interface eau/sédiment.

Les corrélations avec retard de *E. coli* et des entérocoques en fonction de la salinité, calculées pour les séries filtrées (moyenne mobile d'ordre 3) montrent que les variations saisonnières des densités de *E. coli* et des entérocoques suivent celles de la salinité (fig. 6). Ce rythme est caractérisé par des concentrations plus importantes lors de la saison de précipitations. Cet accroissement déjà observé par LANUSSE et GUIRAL (1988) avait été interprété comme résultant d'une augmentation des apports par lessivage et débordement des puits perdus lors de la remontée de la nappe phréatique. Cependant, l'amplitude des variations saisonnières très différente pour ces deux témoins suggère l'existence d'un autre facteur de contrôle pour *E. Coli*. Des expérimentations *in vitro* ont en effet montré pour cette espèce, une croissance possible en milieu oligo-halin (salinité < 10‰). À l'opposé, pour les eaux constituées d'un pourcentage plus important d'eau de mer, il est noté une diminution drastique du taux de survie (LANUSSE, 1987; MITCHELL, 1968). Cette diminution de la survie en fonction de la salinité avait été initialement interprétée comme la résultante d'un ensemble de facteurs environnementaux :

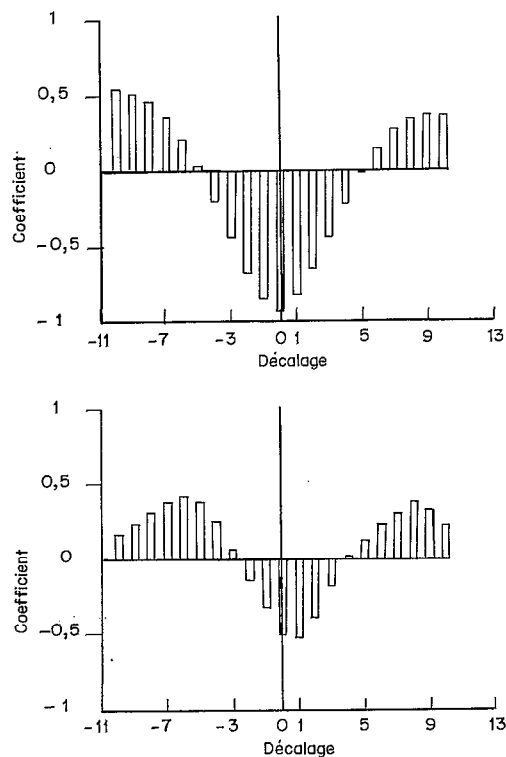


FIG. 6. — Auto-corrélation avec retard de *E. coli* (a) et entérocoques (b) avec la salinité pour les quatre stations de surface de la zone urbaine d'Abidjan. Lag correlation of *E. coli* (a) and *Enterococcus* (b) with salinity for the four stations of Abidjan urban area surface waters.

physiques, chimiques et biologiques. En particulier, les effets de la pression osmotique (CARLUCCI *et al.*, 1961), de l'action du rayonnement solaire (GAMESON et SAXON, 1967), de la toxicité des métaux (JONES, 1963; 1964), de la compétition interspécifique (GREENBURG, 1956) et de la pression de prédation (SIEBURTH, 1984; MITCHELL et MORRIS, 1969), ont successivement été avancés. Actuellement, ces interprétations sont fortement remises en cause à l'issue des travaux réalisés à partir de nouvelles méthodes de dénombrement plus spécifiques (épifluorescence, immunofluorescence, comptage direct des cellules viables par l'utilisation des sérums anti-*E. Coli*). Les entérobactéries en milieu marin se trouvent dans un environnement très défavorable compte tenu de leur exigence nutritionnelle. De ce fait, des altérations structurales et des modifications physiologiques apparaissent leur permettant de résister à cette situation de stress. Ces adaptations conduisent à une mobilisation très importante de réserves nutritives et

s'accompagnent d'une réduction de la taille moyenne des cellules (GRIMES et COLWELL, 1986). En outre, l'induction d'un mécanisme d'osmorégulation consommateur d'énergie, contribue à accroître les carences nutritionnelles des bactéries (GAUTHIER *et al.*, 1987). Ces recherches ont ainsi démontré que la disparition des entérobactéries en milieu marin ne résulte en réalité que d'une inaptitude des cellules bactériennes à se développer sur les milieux de culture sélectifs utilisés pour leur numération suite à leur mise en dormance par leur transit dans un milieu hostile. Ainsi, le rythme saisonnier observé dans la zone urbaine de la lagune Ébrié, induit par les apports (et donc indirectement par les précipitations) peut se trouver artificiellement renforcé. De même la très forte décroissance observée au sein d'une même station entre les eaux de surface et celles de l'interface eau/sédiment ne peut correspondre qu'à une modification du pourcentage de bactéries cultivables et non à une réelle diminution du nombre de bactéries. L'augmentation de survie classiquement observée au voisinage du sédiment (GERBA et McLEOD, 1976) se trouve totalement réfutée en lagune Ébrié et ceci particulièrement à la station 3. Mais les facteurs explicatifs généralement avancés pour interpréter cet accroissement de la survie (protection contre le rayonnement solaire, richesse en matière organique) ne peuvent pas s'appliquer aux caractéristiques des hypolimnions de la zone urbaine d'Abidjan. En effet, compte tenu de la très forte richesse biologique et en particulier phytoplanctonique des eaux de surface, la pénétration lumineuse n'excède pas deux mètres (GUIRAL *et al.*, 1989). En outre, l'intense activité minéralisatrice et l'existence de l'halocline limitent considérablement les charges organiques particulières de l'hypolimnion respectivement sept fois plus faibles que l'épilimnion euphotique et trois fois plus que l'épilimnion aphotique (TORRETON *et al.*, 1989). Enfin le carbone organique sédimentaire est constitué de plus de 50% de composés humiques très fortement polymérisés et intimement liés au support minéral (GUIRAL, 1984). La très forte diminution observée à l'interface eau/sédiment de la station 3 (comparativement aux autres stations) doit résulter de l'existence de la halocline. Cette discontinuité favorise en effet l'accumulation de matériel particulaire qui est très activement exploité par les communautés zooplanctoniques constituées principalement par des Rotifères (CAUMETTE *et al.*, 1983) et correspond ainsi à un niveau où doit s'exercer une très forte pression de prédation.

L'évolution saisonnière des entérocoques montre une très grande variabilité à l'échelle annuelle en particulier pour les stations les plus estuariennes (St. 1 et 5). Les densités à l'interface eau/sédiment

présentent une décroissance relativement faible par rapport aux densités enregistrées pour les eaux de surface. En outre, cette décroissance est indépendante de la profondeur et donc du temps de sédimentation. Des études *in vivo* réalisées en lagune Ébrié (LANUSSE, 1987) et dans des eaux de lac et de stations d'épuration (SINCLAIR et ALEXANDER, 1984) ont montré que la survie de *S. faecalis* ne dépendait pas de la qualité hydrochimique du milieu récepteur. Ceci peut être en relation avec la morphologie mais surtout avec la structure des parois cellulaires de ces cocci gram +. Au sein de la lagune, les densités d'entérocoques sont donc directement liées au rythme des apports et modulées par la circulation des masses d'eau. Les entérocoques constituent ainsi une bactérie témoin particulièrement importante pour estimer les niveaux moyens de contamination fécale des zones estuariennes. Ce groupe d'espèces semble en effet moins sensible au stress nutritionnel et la levée de dormance (si elle existe) lors de la mise en culture sur milieux enrichis limiterait les écarts entre les bactéries viables et non cultivables. Cette mise en culture sur milieux enrichis permettrait ainsi une reviviscence spontanée des bactéries.

Les distributions de *C. perfringens* présentent une très faible variabilité temporelle et sont caractérisées paradoxalement par des concentrations maximales dans les zones rurales et par des densités supérieures

à l'interface eau/sédiment pour les zones urbaines. Sur un plan sanitaire, *C. perfringens* constitue donc une bactérie non spécifique de la contamination fécale, et imposerait au minimum le seul dénombrement des formes non végétatives. Les caractéristiques des eaux profondes estuariennes (forte salinité, anoxie quasi permanente, proximité d'un sédiment organique réduit susceptible de remise en suspension fréquente) contribuent en effet au maintien de densités importantes de *Clostridi* à l'état sporulé, qui dans ces conditions de milieu correspond pratiquement à une flore autochtone.

En conclusion, cette étude annuelle a confirmé le très haut degré de contamination fécale des eaux de la ville d'Abidjan (et ceci même par l'emploi des méthodes sous-estimant le niveau réel de pollution : cas de *E. coli*). Il importe maintenant par des techniques plus spécifiques de rechercher les réelles bactéries pathogènes (*Vibriosis*, *Aeromonas*) et de comparer ces souches avec celles isolées en milieu hospitalier. De ces études complémentaires, il sera alors possible de statuer sur l'implication réelle des eaux lagunaires dans les épidémies diarrhéiques qui apparaissent périodiquement en Côte-d'Ivoire.

Manuscrit accepté par le Comité de Rédaction le 2 août 1990

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARFI (R), DUFOUR (Ph.) et MAURER (D.), 1981. — Phytoplankton et pollution : premières études en baie de Biétri (Côte d'Ivoire). Traitement mathématique des données. *Oceanologica Acta*, 4 : 319-329.
- BAROSS (J. A.), HANUS (F. J.), et MORITA (R. Y.), 1975. — Survival of human enteric and other microorganisms under simulated deep sea conditions. *Appl. Microbiol.* 30 : 309-318.
- BONDE (G.), 1966. — Bacteriological method for estimation of water pollution. *Health Lab. Sci.* 3 : 124.
- BONDE (G.), 1977. — Bacterial indication of water pollution. *Adv. in aquatic microbiology*. Vol. 1 : 273-363.
- BORREGO (J. J.), ARRABAL (F.), de VICENTE (A.), GOMEZ (L. F.) et ROMERO (P.), 1983. — Study of microbial inactivation in the marine environment. *J. Water Pollut. Control Fed.* 55 : 297-302.
- BOURGEADE (A.), RIVE (J.), DUCHASSIN (M.), KOFFI (E.) et SEKA (A.), 1973. — Choléra : l'épidémiologie du choléra et ses problèmes. *Méd. Afr. Noire*, 20 (3) : 177-187.
- BRAYTON (P. R.), ROSZAK (D. B.), PALMER (L. M.), HUQ (S. A.), GRIMES (D. J.) et COLWELL (R. R.), 1984. — Fluorescent antibody enumeration of *Vibrio Cholerae* in the marine environment. Gerbam, 2^e colloque de microbiologie marine, IFREMER, actes de colloques 3 : 507-514.
- CABELLI (V. J.), 1977. — Indicators of recreational water quality, in *Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with water* (Hoadley, A. W. and Dutka, B. J.) eds. ASTM STP 635, pp. 222-238, American Society for Testing and Materials, Philidelphia.
- CABELLI (V. J.), 1979. — What do water quality indicators indicate? In *Aquatic Microbiol. Ecology : Proceedings of the conference* [Colwell (R.) et Foster (J.), Eds.] : 305-306. Maryland Sea Grant, College Park, MD.

- CARLUCCI (A.) et PRAMER (D.), 1960. — An evaluation of factors affecting the survival of *E. coli* in seawater II. Salinity, pH and Nutrients. *Appl. Microbiol.* 8 : 243-247.
- CARLUCCI (A.), SCARPINO (P. V.) and PRAMER (D.), 1961. — Evaluation of factors affecting the survival of *E. coli* in seawater. V. Studies with heat and filter-sterilized seawater. *Appl. Microbiol.* 9 : 400-404.
- CAUMETTE (P.), PAGANO (M.) et SAINT-JEAN (L.), 1983. — Répartition verticale du phytoplancton, des bactéries et du zooplancton dans un milieu stratifié en baie de Biétri (Lagune Ébrié, Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia* 106 : 135-148.
- COLWELL (R. R.), SEIDLER (R. J.), KAPER (J.), JOSEPH (S. W.), GARGES (S.), LOCKMANN (H.), MANEVAL (D.), BRADFORD (H.), ROBERTS (N.), REMMERS (E.), HUQ (I.) and HUQ (A.), 1981. — Occurrence of *Vibrio cholerae* serotype 01 in Maryland and Louisiana estuaries. *Appl. Env. Microbiol.* 41 : 555-558.
- CHAMBERLAIN (C.) et MITCHELL (R.), 1978. — A decay model for enteric bacteria in natural waters pp. 325-348. In : Mitchell (R.) ed., *Water Pollution Microbiology*. Vol. 2. Wiley and Sons, New York.
- DOSSO (M.), DUCHASSIN (M.), LOMBARDO (A.), KONÉ (M.) et EDOH (V.), 1984. — Cas sporadiques ou début d'une nouvelle épidémie de choléra? *Bull. Soc. Path. Exot.* 76 : 121-125.
- DUCHASSIN (M.), CLERC (C.), BOURGEADE (A.) et HOSOTTE (M. T.), 1973. — Survie du vibrion cholérique El Tor dans les eaux de lagune d'Abidjan. *Bull. Soc. Path. Exot.* 66 : 679-684.
- DUFOUR (A.), STRICKLAND (E.) et CABELLI (V.), 1981. — Membrane filter method for enumerating *Escherichia coli*. *Appl. Environ Microbiol.* 41 : 1152-1158.
- DURAND (J.-R.) et CHANTRAINE (J.-M.), 1982. — L'environnement climatique des lagunes ivoiriennes. *Rev. Hydrobiol. trop.* 15 : 85-113.
- ELLIOT (E. L.) et COLWELL (R. R.), 1985. — Indicator organisms for estuarine and marine waters. *FEMS Microbiol. Reviews* 32 : 61-79.
- GAMESON (A. L. H.) et SAXON (J. R.), 1967. — Field studies on effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *Water Res.* 1 : 591-599.
- GAUTHIER (M.-J.), MUNRO (P. M.) et MOHADJER (S.), 1987. — Influence of salts and sodium chloride on the recovery of *E. coli* from seawater. *Curr. Microbiol.* 15 : 5-10.
- GELDREICH (E.) et KENNER (B.), 1969. — Concepts of fecal Streptococci in stream pollution. *J. Water Poll. Contr. Fed.* 4 : 336.
- GERBA (C. P.) et McLEOD (J. S.), 1976. — Effect of sediments on the survival of *E. coli* in marine waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 32 : 114-120.
- GREEN (B.), LISTSKY (W.) et SLADEK (K.), 1980. — Evaluation of membrane filter methods for enumeration of faecal coliforms from marine waters. *Mar. Environ. Bull.* 3 : 267-276.
- GRIMES (D. J.) et COLWELL (R. R.), 1986. — Viability and virulence of *E. coli* suspended by membrane chamber in semitropical ocean water. *FEMS Microbiol. Lett.* 34 : 161-165.
- GRIMES (D. J.), ATWELL (R. W.), BRAYTON (P. R.), PALMER (L. M.), ROLLINS (D. M.), ROSZAK (D. B.), SINGLETON (F. L.), TAMPLIN (M. L.) et COLWELL (R. R.), 1986. — The fate of enteric pathogenic bacteria in estuarine and marine environments. *Microbiol. Sciences* 3 : 324-329.
- GREENBURG (A. E.), 1956. — Survival of enteric organisms in seawater. *Public Health Rep.* 71 : 77-86.
- GUIRAL (D.), 1984. — Devenir de la matière organique particulière dans un milieu eutrophe tropical. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 17 : 191-206.
- GUIRAL (D.), ARFI (R.) et TORRETON (J.-P.), 1989. — Mécanismes et incidences écologiques de l'homogénéisation annuelle de densité dans un milieu eutrophe stratifié. *Hydrobiologia*, 183 : 195-210.
- HOBBIE (J. E.), DALEY (R. J.) et JASPER (S.), 1977. — Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Env. Microbiol.* 33 : 805-812.
- JONES (G. E.), 1963. — Suppression of bacterial growth by seawater : 572-579. In : Oppenheimer (C. H.), eds. *Symposium on marine ecology*. C. C. Thomas Publisher, Springfield, U.S.A.
- JONES (G. E.), 1964. — Effect of chelating agents on the growth of *E. coli* in seawater. *J. Bacteriol.* 87 : 484-499.
- JOSEPH (S. W.), COLWELL (R. R.) et KAPER (J.), 1982. — *Vibrio parahaemolyticus* and related halophilic Vibrios. *CRC. Critical Reviews in Microbiology*. 10 : 77-124.
- KNOX (A. G.), 1986. — Estuarine Ecosystems : A system approach. Eds. CRC Press. Inc. Boca Raton, Florida, 288 pp.
- LANUSSE (A.), 1987. — La contamination microbienne d'une lagune tropicale (Lagune Ébrié, Côte-d'Ivoire). — Influences de l'hydroclimat. Thèse université de Provence (Aix-Marseille I, France), 147 pp.
- LANUSSE (A.) et GUIRAL (D.), 1988. — Suivi annuel de la contamination bactérienne et viral des eaux et des sédiments lagunaires au niveau d'Abidjan. *Océanis* 14 (1) : 71-87.
- MITCHELL (R.) et MORRIS (J. C.), 1969. — The fate of intestinal bacteria in the sea : 811-821. In : *Proceedings of the 4th International Conference on Water Pollution Research*, Prague.
- MITCHELL (R.), 1968. — Factors affecting the decline of non marine microorganisms in seawater. *Water Research.* 2 : 535-543.

- O'MALLEY (M. L.), LEAR (D. W.), ADAMS (W. N.), GAINES (J.), SAWYER (T. K.) et LEWIS (E. J.), 1982. — Microbial contamination of continental shelf sediments by wastewater sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.* 54 : 1311-1317.
- OMS/PNU, 1977. — Directives applicables à la surveillance sanitaire de la qualité des eaux littorales. Rap. Bureau régional de l'Europe. Copenhague, 177 pp.
- PAGÈS (J.), 1975. — Étude de la pollution bactérienne en lagune Ébrié. *Doc. Sci. CRO Abidjan*, VI (1) : 97-101.
- PAGÈS (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (Ph.), 1980. — La pollution bactérienne de la lagune et de la mer autour d'Abidjan. *Doc. Sci. CRO Abidjan*, 9 : 43-50.
- PORTER (K. G.) et FEIG (Y. S.), 1980. — The use of Dapi for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25 : 943-948.
- SAKAZAKI (R.) et BALOWS (A.), 1981. — The genera *Vibrio*, *Plesiomonas* and *Aeromonas*. 1272-1301 pp.; in : The prokaryotes (M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Truper, A. Balows and H. G. Schlegel, eds.), Springer Verlag, Berlin.
- SIEBURTH (J. McN), 1984. — Protozoan bacterivory in pelagic marine waters. In : Hobbie (J. E.), Williams (P. J. le B. eds.) Heterotrophic Activity in the sea. New York : Plenum Press : 405-444.
- SINCLAIR (J.) et ALEXANDER (M.), 1984. — Role of resistance to starvation in bacterial survival in sewage and lake water. *Appl. Environ. Microbiol.* 48 : 410-415.
- STRICKLAND (J.) et PARSONS (T.), 1972. — A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 167, 310 pp.
- TORRETON (J. P.), GUIRAL (D.) et ARFI (R.), 1989. — Bacterioplankton biomass and production during destratification in a monomictic eutrophic bay of a tropical lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 57 : 53-67.
- VARLET (F.), 1978. — Le régime de la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). Traits physiques essentiels. *Trav. et doc. ORSTOM*, 83, 164 pp.
- VOLTERRA (L.), BONADONNA (L.) et AULICINO (F. A.), 1986. — Fecal Streptococci recoveries in different marine areas. *Water Air Sol Pollut.* 29 : 403-413.
- XU (H. S.), ROBERTS (N.), SINGLETON (F.), ATWELL (R.), GRIMES (D.) et COLWELL (R.), 1982. — Survival and viability of non-culturable *E. coli* and *V. cholerae* in the estuarine and marine environment. *Microbiol. Ecol.* 8 : 313-323.
- ZABI (S. G.), 1982. — Les peuplements benthiques lagunaires liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Oceanol. Acta n° Spécial*. Proceedings International Symposium on Coastal Lagoons. SCOR/IABO/UNESCO/, Bordeaux, France. 8-14 sept. 1981 : 441-455.